



Universität für Bodenkultur Wien  
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna

Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt  
Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft

## Masterarbeit

Auswirkungen straßenabwasserrelevanter Inhaltsstoffe  
auf das Grundwasser im Autobahnknoten Wels,  
Oberösterreich

Verfasserin  
Angelika Brunthaler, BSc

angestrebter Akademischer Grad  
Diplom-Ingenieurin (Dipl.-Ing.<sup>in</sup>)

BetreuerInnen:  
Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Willibald Loiskandl  
Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Gerhard Kammerer  
Ao.-Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Maria Fürhacker

Wien, Oktober 2016





Ich erkläre ehrenwörtlich, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und ohne fremde Hilfe verfasst, andere als die angegebenen Quellen nicht benutzt, die den benutzten Quellen entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe und dass diese Arbeit mit der vom Begutachter beurteilten Arbeit übereinstimmt. Die Arbeit wurde bisher in gleicher oder ähnlicher Form keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und auch nicht veröffentlicht.

.....

Angelika Brunthaler

Wien, 10.2016



## Kurzfassung

Straßen werden von den meisten Leuten täglich befahren, doch die wenigsten denken an die damit verbundenen Umweltauswirkungen. Eben diese Auswirkungen auf das Grundwasser werden in der vorliegenden Arbeit untersucht. Im speziellen stellen sich hierbei die Fragen: Welche Stoffe werden mit dem Straßenabwasser in das Grundwasser transportiert? Welche Einflüsse auf die Verteilung dieser Stoffe existieren? Kann neben Chlorid ein weiterer Indikatorparameter ausfindig gemacht werden, welcher eindeutig auf eine Beeinträchtigung des Grundwassers durch Straßen zurückzuführen ist?

Durch Beprobung von Grundwassersonden im Bereich Autobahnknoten Wels, Oberösterreich, sowie Langzeitauswertungen der Analysenergebnisse von über 35 Jahren in diesem Projektgebiet, können der Einfluss von Niederschlagswasser auf die Chloridkonzentration, sowie deren eindeutigen jahreszeitlichen Schwankungen im Grundwasser gezeigt werden. Als mögliche Indikatorparameter kommen Orthophosphat, Phosphor, PCB, Bromid, Iodid, Barium und die Leitfähigkeit in Frage, da diese Korrelationen mit Chlorid bei den durchgeführten Analysen aufweisen.

Eine konstante Zunahme des Trends der Chloridkonzentration im Großteil des Grundwasserkörpers der Welser Heide unterstreicht die Dringlichkeit dieser Thematik.

Schlüsselwörter: Straßenabwasser, Grundwasser, Streusalz, Chlorid, Orthophosphat, Welser Heide, Niederschlag



## **Abstract**

Most people drive on roads daily, but only few think of the associated environmental impacts. Exactly these impacts are investigated in the present study. Particularly the following questions were raised: Which substances are transported into the groundwater due to street sewage percolation? By which effects is the distribution of the contaminants influenced? Is there another indicative parameter aside of chloride, which is caused by street sewage leaching into the groundwater?

The influence of the precipitation amount on the chloride concentration in the groundwater, as well as the seasonal variations can be documented by sampling of the groundwater in the area of the motorway junction Wels, Upper Austria, and by long-term evaluations of analytical results of more than 35 years in this project area.

Possible indicator parameters can be the substances orthophosphate, phosphorus, PCB, bromine, iodine, barium, and the conductivity, as they show clear correlations with chloride in the performed analysis.

A continuous increase of the chloride concentration in the greater parts of the groundwater volume of the Welser Heide underlines the importance of this issue.

Keywords: street sewage, groundwater, road salt, chloride, orthophosphate, Welser Heide



## **Vorwort**

Im Laufe meines Masterstudiums an der Universität für Bodenkultur in Wien konnten meine beiden Betreuer, Herr Kammerer und Herr Loiskandl, in einigen Lehrveranstaltungen meine große Begeisterung für die landeskulturelle Wasserwirtschaft wecken. Für die spannenden Vorlesungen und noch viel mehr für die gute Betreuung und Unterstützung während des Verfassens meiner Masterarbeit, möchte ich mich bei Ihnen recht herzlich bedanken. Auch Frau Fürhacker möchte ich danken. Sie hat mich nicht nur durch ihre Ideen und Literatur unterstützt, sondern, obwohl sie mich zuvor nicht kannte, immer freundlich empfangen und ist mir stets zur Seite gestanden.

Herzlichst bedanken möchte ich mich auch bei meinen beiden Betreuern, Herrn Kolmer und Herrn Brandlmayr, sowie bei Herrn Graßer vom Amt der oberösterreichischen Landesregierung, welche mich in ihr Team aufgenommen und die hier vorliegende Arbeit erst ermöglicht haben. Sie hatten stets ein offenes Ohr für mich, stellten mir sämtliche Untersuchungsdaten zur Verfügung und halfen mir in jeglichen Belangen weiter. Auch bei allen anderen Mitarbeitern, welche mich ebenso freundlich aufnahmen und mir bei den einen oder anderen Herausforderungen zur Seite gestanden sind, möchte ich mich bedanken.

Herr Berghold und Herrn Dantinger von der Asfinag, Herr Hummer und Frau Gasser vom Magistrat Wels stellten mir dankenswerter Weise Daten über die Salzausbringung sowie die Erlaubnis der Beprobung der Grundwassersonden, beziehungsweise Informationen über den Autobahnknoten Wels zur Verfügung, ohne welche ein wesentlicher Bestandteil dieser Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

Mein größter Dank gilt aber im Besonderen meiner Familie und meinen Freunden, welche mich tatkräftig auf meinem gesamten Ausbildungsweg unterstützt, aufgemuntert, bestärkt und mir stets mit Rat zur Seite gestanden sind.



# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Stand der Wissenschaft und Forschung</b>	<b>2</b>
2.1	Inhaltsstoffe von Straßenabwässern	2
2.2	Streuung im Winterdienst	6
2.2.1	Abstumpfende Streumittel	6
2.2.2	Auftauende Streumittel	7
2.2.2.1	Natriumchlorid und dessen Anwendung	9
2.2.2.2	Anforderungen und Herstellung auftauender Streumittel	9
2.3	Verlauf der Leitfähigkeit während eines Regenereignisses	11
2.4	Reinigungsanlagen für Straßenabwässer	12
2.4.1	Versickerungsanlagen	12
2.4.1.1	Flächenversickerung über die bewachsene Oberbodenschicht	13
2.4.1.2	Versickerungsmulde/ Versickerungsgraben	14
2.4.1.3	Versickerungsbecken	15
2.4.2	Regenklärbecken	16
2.4.2.1	Regenklärbecken mit Dauerstau	16
2.4.2.2	Regenklärbecken ohne Dauerstau	17
2.4.3	Abscheider nach RiStWag	17
2.4.4	Regenrückhalteanlage	18
2.4.5	Retentionsfilterbecken	19
2.4.6	Mulden-Rigolen-System	20
2.4.7	Horizontal durchflossener Sickerkörper	20
2.4.8	Verdunstungsbecken (Versickerungsteich)	21
2.4.9	Koaleszenzabscheider für Leichtflüssigkeiten	21
2.5	Effizienz von Reinigungsanlagen	22
2.5.1	Reinigungsleistung einer Versickerungsanlage	23
2.5.2	Reinigungsleistung eines Regenrückhaltebeckens / Abscheider nach RiStWag	25
2.5.3	Reinigungsleistung eines Regenbecken	26
2.6	Entwässerung Nordautobahn A5	28
2.7	Darstellung von Spurenstoffen und Chloriden in der ungesättigten Zone	29
2.8	Auswirkungen auf die gesättigte Zone	31
2.8.1	Einfluss von Auftaumittel auf Schwermetalle	32
2.8.2	Gesetzliche Grundlagen	34
2.9	Auswirkungen von Chlorid auf die Flora und Fauna	36
2.9.1	Auswirkungen auf die Fauna	36
2.9.2	Auswirkungen auf die Flora	38

<b>3</b>	<b>Autobahnknoten Wels</b>	<b>39</b>
3.1	Allgemeine Projektbeschreibung	39
3.2	Hydrogeologische Standortbeschreibung	40
3.3	Entwässerung des Autobahnknotens	42
3.3.1	Freie Versickerung über die Böschung	42
3.3.2	Versickerung über Versickerungsbecken	42
3.4	Grundwasserbeweissicherung	45
<b>4</b>	<b>Datengrundlagen, Material und Methoden</b>	<b>46</b>
4.1	Chloride im Grundwasser	46
4.1.1	Datenerhebung	46
4.1.2	Methoden	48
4.1.2.1	Jahreszeitliche Schwankungen der Chloridkonzentrationen	49
4.1.2.2	Veränderung der Chloridbelastung im Laufe der Zeit	50
4.1.2.3	Durchschnittliche Chloridkonzentration pro Monat	50
4.1.2.4	Einfluss von Niederschlag auf die Chloridkonzentration	50
4.1.2.5	Durchschnittlich eingebrachte Chloridkonzentration über Straßenabwässer	50
4.2	Straßenabwasserrelevante Inhaltsstoffe	51
4.3	Erstellung Grundwassergleichenplan	54
4.4	Chloride in der Welser Heide	55
<b>5</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>56</b>
5.1	Chloride im Grundwasser	56
5.1.1	Jahreszeitliche Schwankungen der Chloridkonzentrationen	56
5.1.2	Veränderung der Chloridbelastung im Laufe der Zeit	59
5.1.3	Durchschnittliche Chloridkonzentration pro Monat	66
5.1.4	Einfluss von Niederschlag auf die Chloridkonzentration	68
5.1.5	Durchschnittlich eingebrachte Chloridkonzentration über Straßenabwässer	70
5.2	Straßenabwasserrelevante Inhaltsstoffe	71
5.2.1	Chloridverteilung im Autobahnknoten Wels	71
5.2.2	Korrelation verschiedener Parameter mit Chlorid	71
5.2.3	Überschreitungen der Indikatorparameter	79
5.2.4	Unterschied geschöpfte und gepumpte Grundwasserprobe	81
5.2.5	Typische Straßenabwasserinhaltsstoffe	82
5.3	Erstellung Grundwassergleichenplan	83
5.4	Chloride in der Welser Heide	84
<b>6</b>	<b>Diskussion</b>	<b>89</b>
6.1	Chloride im Grundwasser	89
6.1.1	Jahreszeitliche Schwankungen der Chloridkonzentrationen	89
6.1.2	Veränderung der Chloridbelastung im Laufe der Zeit	90

6.1.3	Durchschnittliche Chloridkonzentration pro Monat	90
6.1.4	Einfluss von Niederschlag auf die Chloridkonzentration	91
6.1.5	Durchschnittlich eingebrachte Chloridkonzentration über Straßenabwässer	91
6.2	Straßenabwasserrelevante Inhaltsstoffe	92
6.2.1	Korrelation verschiedener Parameter mit Chlorid	92
6.2.2	Überschreitungen der Indikatorparameter	93
6.2.3	Unterschied geschöpfte und gepumpte Grundwasserprobe	93
6.2.4	Typische Straßenabwasserinhaltsstoffe	94
6.3	Erstellung Grundwassergleichenplan	94
6.4	Chloride in der Welser Heide	94
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung und Schlussfolgerungen</b>	<b>97</b>
<b>8</b>	<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>99</b>
<b>9</b>	<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>101</b>
<b>10</b>	<b>Lebenslauf</b>	<b>104</b>
<b>11</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>105</b>
<b>12</b>	<b>Anhang 1 – Bohrprofile Grundwassersonden 1 bis 9</b>	<b>112</b>
<b>13</b>	<b>Anhang 2 – Wassernutzungen im Einflussgebiet des Autobahnknoten Wels (1,5 km Radius)</b>	<b>118</b>
<b>14</b>	<b>Anhang 3 – Bilder Versickerungsanlage 1</b>	<b>122</b>
<b>15</b>	<b>Anhang 4 – Lageplan Grundwassersonden und Ölabscheideanlagen</b>	<b>124</b>
<b>16</b>	<b>Anhang 5 – Analysenwerte für Chlorid der Grundwassermesssonden 1 bis 9</b>	<b>126</b>
<b>17</b>	<b>Anhang 6 – Analyseergebnisse der Stichtagsmessungen vom 07. und 11.06.2016</b>	<b>136</b>
<b>18</b>	<b>Anhang 7 – Liste der im Labor angewandten Prüfverfahren zur Analyse der Grundwasserproben</b>	<b>141</b>



# 1 Einleitung

Fahrzeuge des Winterdienstes sind bei den meisten Verkehrsteilnehmern bei Schnee- und Eisfahrbahn gerne gesehen, da einerseits die Verkehrssicherheit erhöht, sowie andererseits ein besseres Fahrverhalten ermöglicht wird. Vorne wird der Schnee zur Seite geräumt und hinten das Streusalz ausgebracht.

Doch wer denkt in diesem Moment an die Umweltauswirkungen, die der Winterdienst mit sich bringt? Welche Auswirkungen auf den Boden und das Grundwasser sind zu erwarten?

Natriumchlorid (NaCl), das am häufigsten eingesetzte Streusalz, dissoziiert im Untergrund in  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$  Ionen. Während Natrium gut im Oberboden gebunden wird, ist Chlorid als Tracer bekannt und kann kaum zurückgehalten oder abgebaut werden. Verschiedene Auswirkungen auf die Flora und Fauna, sowie eine Verschlechterung der Bodenstruktur sind zu erwarten.

Um eine Verunreinigung des Grundwassers zu vermeiden, werden Straßenabwässer entweder über eine Versickerungsanlage oder eine andere Reinigungsanlage vorbehandelt und gelangen anschließend entweder in das Grundwasser oder eine geeignete Vorflut. Doch welche Stoffe können aus dem Abwasser entfernt werden? Welche Stoffe gelangen ungestört in das Grundwasser? Wie breiten sie sich darin aus?

Ziel dieser Arbeit ist es, die Auswirkungen von Straßenabwässern auf die Umwelt aufzuzeigen und hierbei einen Überblick über den aktuellen Stand der Wissenschaft und Forschung zu geben. Im Speziellen soll recherchiert werden, welche Stoffe im Straßenabwasser zu erwarten sind.

Als Untersuchungsgebiet wird der Autobahnknoten Wels herangezogen, von welchem bereits langjährige Analysenergebnisse (~35 Jahre) mehrerer Grundwassersonden vorliegen.

Eine genaue Untersuchung der Chloridkonzentrationen soll mögliche Einflussfaktoren aufzeigen, sowie eine Betrachtung des Grundwasserkörpers der Welser Heide die aktuelle Belastung darstellen. Durch Analyse des Grundwassers im Knoten Wels auf einen sehr großen Parameterumfang soll geprüft werden, ob weitere Parameter, mit Ausnahme des bereits sehr populären Chlorids, typisch für Straßenabwässer sind, beziehungsweise sogar als Indikatorparameter angewandt werden können.

Obwohl auch in anderen Bereichen Oberösterreichs Überschreitungen von Chloridwerten bekannt sind, soll sich diese Arbeit auf den Autobahnknoten Wels, beziehungsweise den Grundwasserkörper der Welser Heide, beschränken.

## 2 Stand der Wissenschaft und Forschung

Abhängig von der Jahreszeit, dem Fahrverhalten der Autofahrer und dem Wetter gehen unterschiedliche Gefahren von der Straße auf die Umwelt aus. Allein die Zusammensetzungen der Straßenabwässer variiert stark zwischen dem Sommer und der Streuperiode im Winter.

### 2.1 Inhaltsstoffe von Straßenabwässern

Die Zusammensetzung von Straßenabwässern kann sehr vielfältig sein. Neben Chloriden aus der Salzstreuung im Winterdienst können auch andere betriebsbedingte Stoffe im Verkehrswegeabwasser gefunden werden. Die nachstehende Tabelle 1 soll einen Überblick über die wichtigsten straßenspezifischen Schadstoffe geben, wobei die Daten aus Ascherl und Floss (1996), Hürlimann (2011), Hürlimann et al. (2011), Boller et al. (o. Jahr), sowie aus der Wegleitung „Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen“ (BUWAL 2002) entnommen und vereint wurden.

*Tabelle 1: straßenspezifische Schadstoffe im Abwasser*

Substanz	Herkunft	Eigenschaften	Konzentrationen im Straßenabwasser* in mg/L	Relevanz**
Aluminium (Al)	Korrosion, Verschleiß		19	-
Ammonium (NH <sub>4</sub> -N, NH <sub>3</sub> -N)	Enteiser-Flüssigkeiten, Abgase	Kann sich in Nitrit umwandeln; toxisch	0,33–3,9	-
Antimon (Sb)		giftiger als Blei; Bioakkumulation in Pflanzen am Straßenrand	0,011–0,017	-
Blei (Pb)	Treibstoffe, Reifenabrieb, Abgase, Bremsabrieb, Straßenabrieb, Tropfverluste	toxisch	1*10 <sup>-3</sup> –0,2	+
Cadmium (Cd)	Reifenabrieb, Bremsabrieb	toxisch	2*10 <sup>-4</sup> –4,5*10 <sup>-3</sup>	+
Chlorid (Cl <sup>-</sup> )	Auftaumittel	korrosiv	150–660	+
Chrom (Cr)	Bremsabrieb, Schmiermittel, Reifenabrieb, Straßenabrieb, Tropfverluste	toxisch	1*10 <sup>-3</sup> –0,094 Sediment:32,6–77,7 mg/kg TS	+
Cobalt (Co)	Korrosion, Verschleiß		2,5*10 <sup>-3</sup> –1,5*10 <sup>-2</sup>	-
Eisen (Fe)	Korrosion, Verschleiß	Vorwiegend als Feinsediment oder partikulär	0,791–22	+
Kupfer (Cu)	Bremsabrieb, Fahrleitungen, Reifenabrieb, Straßenabrieb, Tropfverluste, Korrosion, Verschleiß	toxisch	1,2*10 <sup>-3</sup> –0,27	+
Kalzium (Ca)	Straßenabrieb, Auftaumittel		~ 26,6	-
Magnesium (Mg)	Straßenabrieb, Auftaumittel			-

Mangan (Mn)	Korrosion, Verschleiß	Vorwiegend als Feinsediment oder partikulär	0,1–1,5	–
Natrium (Na)	Auftaumittel			–
Nickel (Ni)	Abgase, Bremsabrieb, Reifenabrieb, Straßenabrieb, Tropfverluste		$1,1 \cdot 10^{-3}$ –0,13	+
Nitrat (NO <sub>3</sub> -N)		Eutrophierung möglich	0,011–48	+
Nitrit (NO <sub>2</sub> -N)				–
Orthophosphat (PO <sub>4</sub> -P) gelöst			0,014–204	+
Phosphor ges. (P)		Eutrophierung möglich	0,03–4,69	+
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	Treibstoffrückstände, Tropfverluste, Teeröl, Abgase	toxisch	$2,5 \cdot 10^{-3}$ – $5,6 \cdot 10^{-3}$	+
Quecksilber (Hg)		Vorwiegend als Feinsediment oder partikulär	$7,8 \cdot 10^{-6}$ – $1,6 \cdot 10^{-4}$	–
Schwefel (S)	Reifenabrieb			–
Silizium (Si)	Straßenabrieb			–
Sulfat (SO <sub>4</sub> )			~ 40	–
Stäube	Bremsabrieb	In der Luft gefährlich, da ev. < PM10 oder PM2,5		–
Titanoxid (TiO <sub>2</sub> )	Abrieb von Fahrbahnmarkierungen			–
Zink (Zn)	Reifenabrieb, Treibstoff, Straßenabrieb, Tropfverluste	toxisch auf Pflanzen	$5,5 \cdot 10^{-3}$ –1,68	+
<b>Zudem:</b>				
Asbest	Bremsabrieb			–
Benzinzusätze	Treibstoff	toxisch		+
Bindemittel	Baustoffe			–
Gelöste organische Kohlenstoffe (DOC)			1,2–483	+
Ges. organischer Kohlenstoff (TOC)			1,6–530	
Herbizide				+
Pestizide				+
Sämtliche wasser-gefährdenden Stoffe	Unfälle			
<p>+ ... Beeinträchtigung der Wasserqualität möglich</p> <p>– ... keine relevanten Mengen im Verkehrsabwasser</p> <p>* die Konzentrationen stellen Minimal- und Maximalkonzentrationen dar, welche bereits gemessen wurden</p> <p>** die Relevanz wurde dann als gering eingestuft, wenn dies entweder explizit in der Literatur angegeben war, oder dieser Stoff in zumindest 3 von den 5 Literaturquellen der möglichen Inhaltsstoffe nicht angegeben war</p>				

Welker (2004) beschreibt die Zusammensetzung der Straßenabwässer in Abhängigkeit folgender Faktoren:

- Verkehrsbedingte Faktoren (z.B. Verkehrsbelastung (DTV), Geschwindigkeit, ruhender/fließender Verkehr, Fahrbahnmaterial, Straßenreinigung)
- Atmosphärische Deposition (z.B. Schwefeldioxid, Stickoxide)
- Niederschlagsgeschehen (z.B. Ereignisdynamik, Intensität, Trockenzeit)
- Jahreszeit (z.B. Winterdienst)
- Sonstige Oberflächenverunreinigungen (z.B. Vegetation, Autounfälle)

Clara et al. (2014) beschreibt in den „Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen“ zudem das Vorkommen folgender Spurenstoffe in nicht vorbehandelten Straßenabwässern: Anthracen, Arsen, Benzo(a)anthracen, Benzo(a)pyren, Benzo(b,k)fluoranthren, Summe von Benzo(g,h,i)perylen und Indeno(1,2,3-cd)-pyren, Bisphenol-A, Chrysen, DEPH, Dibenzo(a,h)anthracen, Dibutylzinn, Diethylphthalat (DEP) , Diisononylphthalat, Di-n-octylphthalat (DOP), Diisoheptylphthalat, Dicyklohexylphthalat, EDTA, Fluoranthren, Indeno(1,2,3-c,d)pyren, LAS, Nonylphenole, Octylphenole, Triphenylzinn.

Die im Zuge der Untersuchungen von Clara et al. (2014) gemessenen Konzentrationen und Nachweishäufigkeiten einzelner Stoffe sind überblickshalber in Abbildung 1 dargestellt.

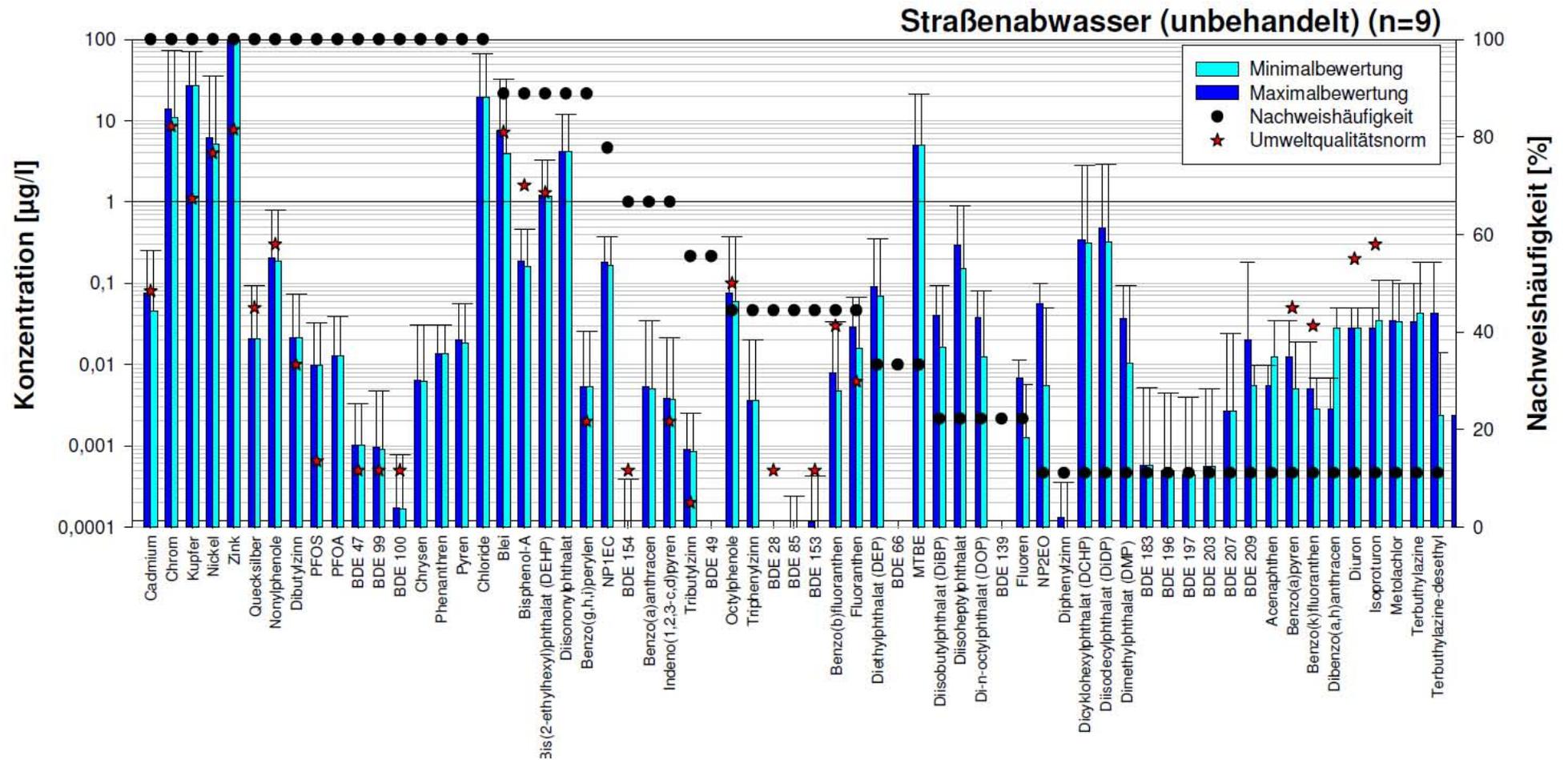


Abbildung 1: Gemessene Konzentrationen in unbehandelten Straßenabwasserproben aus Clara et al. (2014, S. 48)

## **2.2 Streuung im Winterdienst**

Um eine hohe Verkehrssicherheit auch in den Wintermonaten zu ermöglichen, kommt der Ausbringung von Streumittel, speziell auf hochrangigen Straßen, eine große Bedeutung zu. Durch die Salzstreuung können bis zu 75 % der Unfälle vermieden sowie die Stärke der Verletzungen vermindert werden (FSV 2012).

Im Winterdienst wird zwischen abstumpfenden und auftauenden Streumitteln unterschieden, wobei im hochrangigen Straßennetz ausschließlich auftauende Streumittel Anwendung finden.

Sowohl im ABGB § 1319a (JGS Nr. 946/1811 2016) als auch in der StVO § 93 (BGBl. Nr. 159/1960 1960) ist die gesetzliche Verpflichtung der Benutzbarkeit der öffentlichen, sowie privaten Straßen und Wege festgehalten. Je nach Schweregrad einer entstandenen Körperverletzung (z.B. durch Sturz nach Ausrutschen auf Eis) aufgrund unzureichender Räumung, fallen unterschiedlich hohe Geldstrafen an, wobei sogar ein Gefängnisarrest die Folge sein kann. Dabei haftet die zuständige Organisation von mautpflichtigen Straßen (in Österreich die Asfinag) nicht nur bei Vorsatz oder grober Fahrlässigkeit, sondern auch bei leichter Fahrlässigkeit. Dementsprechend sind bereits bei entsprechenden Wetterprognosen Maßnahmen, wie vorbeugendes Streuen, zu treffen.

Ein reduzierter Einsatz von Auftaumitteln wäre aus Sicht des Umweltschutzes anzustreben, jedoch müsste hierfür aus Haftungsgründen eine gesetzliche Änderung durchgeführt werden.

### **2.2.1 Abstumpfende Streumittel**

Abstumpfende Streumittel wirken rutschhemmend, indem sie sich mit der Oberfläche der Glätteschicht verzahnen und dadurch die Griffigkeit auf der Straße erhöhen. Gebräuchlich hierfür ist Splitt, welcher laut RVS 12.04.12 (BMVIT und FSV 2010) einer Kornklasse von 4/8 entsprechen, trocken und staubarm sein soll.

Da Splitt nach der Winterperiode wieder eingesammelt und entweder aufwendig recycelt oder kostenintensiv als Sondermüll auf einer Deponie abgelagert werden muss, kommt er speziell im höherrangigen Straßennetz kaum zur Anwendung. Die Kosten im Vergleich zur Salzstreuung belaufen sich auf die sechs- bis zwanzigfache Höhe. (Krüger 2010)

Neben der Tatsache, dass die Laufleistung der Winterreifen um bis zu 20 % reduziert, der Autolack durch aufgewirbelte Körner beschädigt, die Fahrbahnoberfläche abgenutzt, sowie der Splitt durch Fahrzeuge auf den Straßenrand geschleudert wird, zermahlt der Verkehr das Streugut, wodurch gesundheitsschädliche Stäube entstehen können (Umweltschutzverein Bürger und Umwelt 2010). Da die Stäube Partikeldurchmesser kleiner 10 µm (PM10 =

lungengängig), beziehungsweise kleiner  $2,5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$  = alveolengängig) sein können, stellen sie speziell für FußgängerInnen und AnrainerInnen ein erhöhtes Risiko dar.

### 2.2.2 Auftauende Streumittel

Auftauende Streumittel setzen den Gefrierpunkt von Wasser herab, wodurch ein Abschmelzen von Eis bewirkt wird. Obwohl einige Stoffe diese Eigenschaft aufweisen, überwiegen zumeist deren negative Auswirkungen (Umweltauswirkungen, Kosten), sodass nur wenige davon zum Einsatz kommen.

Die wohl wichtigsten Vertreter von Streusalzen sind:

- Natriumchlorid ( $\text{NaCl}$ ) in etwa 90 % bis 96 % der Anwendungen (LfU 1999; Kogseder 2009; Geologie & Grundwasser GmbH 2009)
- Calciumchlorid ( $\text{CaCl}_2$ )
- Magnesiumchlorid ( $\text{MgCl}_2$ )

Alternative Streumittel sind meist organisch oder stickstoffhaltig und sind aufgrund des hohen  $\text{BSB}_5$ -Gehalts und der hohen biochemischen Sauerstoffzehrung nur selten in Verwendung (Atanasoff et al. 2011). Im Bereich von Flughäfen werden sie noch eingesetzt, da sie geringer korrosiv wirken als Chloride.

Trotz der negativen Auswirkungen von Natriumchlorid auf die Umwelt stellt es für stark befahrene Straßen die einzige Alternative dar. Andere Auftaumittel sind nach dem aktuellen Stand der Technik entweder zu teuer oder haben noch gravierendere Auswirkungen auf die Umgebung (Findlay und Kelly 2011).

Die Tabelle 2 gibt eine Übersicht über die Zusammensetzung und Eigenschaften der Auftausalze, wobei je nach Literatur Natriumchlorid als Trockensalz bei Temperaturen von bis zu  $-8 \text{ }^\circ\text{C}$  und  $-12 \text{ }^\circ\text{C}$  eingesetzt werden kann (Atanasoff et al. 2011; Umweltschutzverein Bürger und Umwelt 2010). Die Anwendbarkeit unterschiedlicher Auftausalze hängt stark von der Außentemperatur ab. Häufig werden Mischungen aus verschiedenen Auftausalzen eingesetzt, um die Vorteile beider Salze nutzen zu können. Ein typischer Vorteil ist das Herabsetzen der Temperaturgrenze für die Anwendung.

Tabelle 2: Zusammensetzung und Eigenschaften der Auftausalze (FSV 2012, S. 6)

	Natriumchlorid	Feuchtsalz 30	Calciumchlorid	Magnesiumchlorid	Harnstoff	Calcium-Magnesium-Acetat (CMA) 25 %-ige Lösung	Kaliumkarbonat
Chem. Formel	NaCl		CaCl <sub>2</sub>	MgCl <sub>2</sub>	CO(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub>	Ca(CH <sub>3</sub> COO) <sub>2</sub> x2H <sub>2</sub> O Mg(CH <sub>3</sub> COO) <sub>2</sub> x4H <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>
Kostenvergleich in % Stand 2005	100	100	300–350	200–230	250–400	400	700–800
Zusammensetzung	39,3 % Na 60,7 % Cl	70 % NaCl 6 % CaCl <sub>2</sub> 24 % H <sub>2</sub> O (0,7 kg NaCl + 0,3 kg 20%ige CaCl <sub>2</sub> – o. MgCl <sub>2</sub> -Lsg.)	Ca 18,3 % Cl 32,4 % H <sub>2</sub> O 49,3 %	12 % Mg 34,9 % Cl 53,1 % H <sub>2</sub> O	46,6 % N	Mischungsverhältnis 1:1 bis 3:7	Lt. Ausschreibung 2006 in 10 %-iger Lsg. Max. zulässig: 0,05 mg/l Hg 0,2 mg/L Cd 0,25 mg/L As je 0,5 mg/L Pb, Cr, Cu, Ni 2 mg/L Zn
Hygroskopizität	schwach hygroskopisch	schwach hygroskopisch	stark hygroskopisch	stark hygroskopisch	schwach hygroskopisch	stark hygroskopisch	stark hygroskopisch
Wasserlöslichkeit (in 100 g H <sub>2</sub> O bei 20 °C)	35,9 g	–	74,5 g	302 g	100 g	Ca-As. (40 °C): 33 g Mg-Ac. (25 °C): 65 g	Bei Reinstoff 112,0 g
Grenze der prakt. Verwendung	-10 °C	-15 °C (-20 °C)	-20 °C	-15	-6 °C	-6 °C	-11 °C
Dichte (g/cm <sup>3</sup> )	2,16	1,72	1,68	1,57	0,70	1,50	2,43
Stoffmenge bei -10 °C zum Tauen von 1 kg Eis	163 g	200 g	~170 g	309 g	380 g	263 g	(-8 °C) 187 g

### **2.2.2.1 Natriumchlorid und dessen Anwendung**

Natriumchlorid kann entweder als Trockensalz oder als Feuchtsalz ausgebracht werden. Unter Feuchtsalz versteht man eine Mischung von Trockensalz (70 %) und Sole (30 %). In Österreich kommt letzteres fast ausschließlich zum Einsatz, da die Tauwirkung schneller einsetzt, und eine Mengeneinsparung von 10 % bis 30 % aufgrund geringerer Wehverluste möglich ist. (Geologie & Grundwasser GmbH 2009)

Da Chloride umweltschädlich sind, gilt der Grundsatz: „*So viel wie nötig, so wenig wie möglich.*“ (Krüger 2010, S. 7).

Die Menge des ausgebrachten Salzes hängt von der Art der Glätte (Schneeglätte, Reifglätte, Eisglätte, Glatteis) ab. Grundsätzlich müssen Streufahrzeuge in der Lage sein, die Salzausbringung zwischen 5 g/m<sup>2</sup> und 40 g/m<sup>2</sup> zu steuern. Dabei wird in Deutschland bei den neuen Fahrzeugen automatisch die Fahrbahntemperatur gemessen, diese wird über ein Computersystem übertragen und mit den Wetterdaten verglichen. Der Bordcomputer kann die notwendige Streumenge berechnen und automatisch einstellen. (Krüger 2010)

Bei der vorbeugenden Streuung, die aufgrund der Wettervorhersage in Österreich durchgeführt wird, liegt die durchschnittliche Streumenge zwischen 5 g/m<sup>2</sup> und 15 g/m<sup>2</sup>. Bei aktuellem Schneefall wird mit demselben Fahrzeug vorne der Schnee geräumt und gleichzeitig auf der Rückseite eine Salzmenge von 5 g/m<sup>2</sup> bis 20 g/m<sup>2</sup> ausgebracht. Findet eine Streuung bei bereits aufgetretener Eisglätte statt, so liegt die Streumenge bei bis zu 40 g/m<sup>2</sup>. (BMVIT und FSV 2010)

### **2.2.2.2 Anforderungen und Herstellung auftauender Streumittel**

Auftausalze werden entweder direkt als Steinsalze aus dem Berg gewonnen, oder in Form von Siedesalzen hergestellt. Je nach Herstellungsvariante können unterschiedlich viele natürliche, geologische Verunreinigungen aus dem Salz entfernt werden. Während bei der Gewinnung von Steinsalz mit bis zu 5 % Verunreinigung gerechnet werden muss, liegt Siedesalz meist zu 99,9 % rein vor. (Renz 2016) Durch den hohen Reinheitsgrad ist die Wirkung effizienter, jedoch die Herstellung sehr energieintensiv. Steinsalz kann laut Steinkogler (2016) von der Saline Austria auf Straßen Schlieren bilden und aufgrund der Verunreinigungen teilweise rutschig sein.

Typische geologische Verunreinigungen der Salze sind mineralischer Gips (somit Sulfat) und Schwermetalle, wie Eisen und Blei, wobei deren Konzentration stark von der Gesteinsart der jeweiligen Lagerstätte abhängig ist. Der einzige Zusatzstoff, welcher dem Salz beigemischt wird, ist das Trennmittel „E535“, welches im Siedesalz in der Höhe von 8 mg/L bis 12 mg/L

und im Steinsalz in der Größenordnung von  $\geq 100$  ppm zugefügt wird. Aufgrund der geringeren Reinheit, sowie der dadurch stark verminderten Rieselfähigkeit, muss dem Steinsalz mehr Trennmittel zugefügt werden als dem Siedesalz. Früher wurde dem Auftausalz als Vergällungsmittel roter Farbstoff zugesetzt, was heute nicht mehr üblich ist. (Steinkogler 2016)

E535 (Natriumhexacyanidoferrat(II) –  $\text{Na}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6]$ ) ist ein Cyanokomplex, welcher im normalen Gebrauch weder freigesetzt wird, noch toxisch wirkt. Soll dieses Trennmittel im Grundwasser nachgewiesen werden, so ist beim Einsatz von Auftaumittel eine analytische Eisenbestimmung und anschließende Umrechnung auf E535 möglich. Bei Steinsalz ist die Ermittlung der Menge des Trennmittels über Eisen nicht aussagekräftig, da aufgrund der großen Verunreinigungen nicht feststellbar ist, ob das im Grundwasser enthaltene Eisen von der Hintergrundbelastung stammt, oder mittels Auftaumittel zugeführt worden ist. (Steinkogler 2016)

Nachfolgende Anforderungen an Streumittel wurden der RVS 12.04.16 – „Streumittel“ (BMVIT und FSV 2011b) entnommen und im Folgenden zusammengefasst:

- Reinheit von Natriumchlorid:  $\geq 97,5$  %
- Sulfatgehalt:  $\leq 10.000$  mg/kg
- Schwermetallgehalt: Grenzwerte entsprechend Tabelle 3 sind einzuhalten

*Tabelle 3: maximaler Gehalt an wasserlöslichen Schwermetallen*

Schwermetall	Grenzwert
Arsen (As)	$\leq 0,25$ mg/L
Blei (Pb)	$\leq 0,50$ mg/L
Cadmium (Cd)	$\leq 0,20$ mg/L
Chrom, gesamt (Cr)	$\leq 0,50$ mg/L
Kupfer (Cu)	$\leq 0,50$ mg/L
Nickel (Ni)	$\leq 0,50$ mg/L
Quecksilber (Hg)	$\leq 0,05$ mg/L
Zink (Zn)	$\leq 2,00$ mg/L

### 2.3 Verlauf der Leitfähigkeit während eines Regenereignisses

Im Bereich des Autobahnknoten Mönchsgraben (Westautobahn A1) östlich von Linz, Oberösterreich, wurden von Höfler et al. (2004) Messungen im Zulauf und Ablauf eines Autobahnregenbeckens durchgeführt, um den Einfluss von Niederschlag auf relevante Parameter zu prüfen. Hierbei stellte sich heraus, dass sämtliche Regenereignisse denselben typischen Verlauf aufweisen, welcher in Abbildung 2 übernommen worden ist. In der ersten Phase nach Niederschlagsbeginn lösen sich Stoffe, was zu einer Zunahme der Leitfähigkeit führt. Im weiteren Verlauf wird die Leitfähigkeit von der Niederschlagsmenge und danach von der Verdünnung bestimmt. Durch große Niederschlagsmengen im Bereich von 7 bis 11 Stunden erfolgt eine Verdünnung der gelösten Stoffe und somit ein Sinken der Leitfähigkeit. Bei darauffolgender Abnahme der Regenmenge erfolgt eine Aufkonzentrierung.

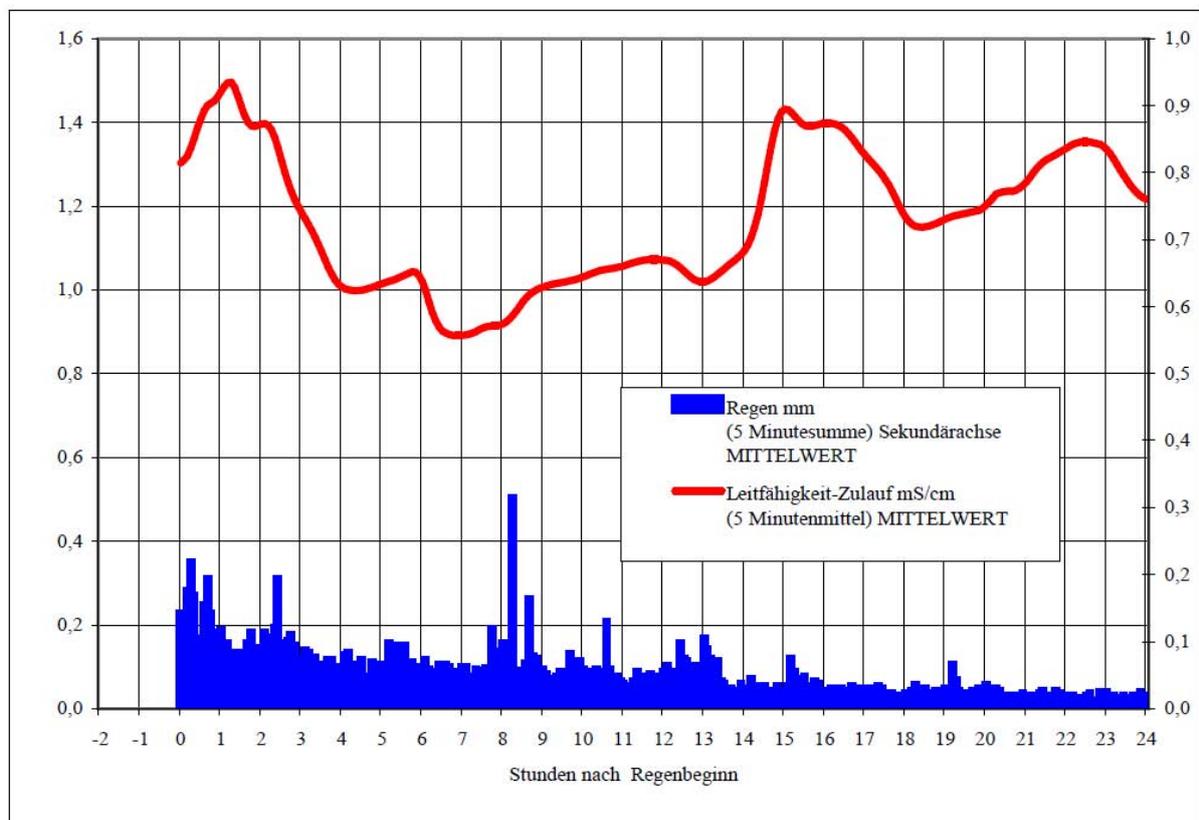


Abbildung 2: Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit während eines Niederschlages aus Höfler et al. (2004, S. 10)

## 2.4 Reinigungsanlagen für Straßenabwässer

Der Begriff „Reinigungsanlage“ ist sehr schwer zu definieren, da er sehr weit gefächert ist und bereits bei normaler Versickerung eine, wenn auch gegenüber anderen Anlagen geringere, Reinigungsleistung vorhanden ist. Nicht unter den Begriff der Reinigungsanlage fällt hingegen die direkte Einleitung des gesammelten Straßenabwassers in einen Vorfluter und soll daher in dieser Arbeit nicht näher behandelt werden.

Gereinigtes Straßenabwasser sollte möglichst großflächig in den Untergrund versickert werden, da versiegelte Gebiete (wie Straßen) die Grundwasserneubildung ohnehin beeinflussen. Die breitflächige Versickerung an sich stellt eine Abwasserbehandlung dar und sollte laut LUBW (2008) außerhalb geschlossener Ortschaften der Regelfall sein. Voraussetzung ist eine gefahrlose Ableitung, da der Grundwasserschutz selbstverständlich im Vordergrund steht.

Salze und Auftaumittel sind laut ÖNORM B 2506-2 mit vertretbarem Aufwand nicht aus dem Oberflächenwasser entfernbar.

Die Ableitung von Straßenabwässern der Autobahnen und Schnellstraßen kann laut Asfinag (2014) zitiert in Clara et al. (2014) in Österreich flächenmäßig grob wie folgt aufgeteilt werden:

- 40 % der Straßenabwässer werden direkt in ein Oberflächengewässer eingeleitet
- 35 % der Straßenabwässer werden über eine Gewässerschutzanlage oder über die Dammschulter versickert
- 25 % der Straßenabwässer werden in einer Gewässerschutzanlage behandelt und nachher in ein Oberflächengewässer eingeleitet

Die nachfolgenden Kapitel geben einen Überblick über vorhandene Reinigungsanlagen im Straßenbereich und vereinen die wenigen, in der Literatur vorhandenen, Wirkungsgrade von Anlagen bezüglich Straßenabwässer.

### 2.4.1 Versickerungsanlagen

Unter Versickerungsanlagen werden jene Anlagen zusammengefasst, welche eine Versickerung von Wasser bewirken. Hierzu gehören die Versickerung über die Böschung, über die bewachsene Oberbodenschicht, die Versickerungsmulden und Versickerungsbecken.

Alle gemeinsam bergen den Vorteil, dass sie nicht nur eine physikalische (Partikelrückhalt), sondern auch eine chemisch-biologische Reinigung, wie biologischer Abbau und

Ionenaustauscherfunktion durch das Passieren des Oberbodens inkludieren. Es können somit nicht absetzbare und gelöste Stoffe in einem bestimmten Ausmaß zurückgehalten werden.

Die Entnahme der aufkonzentrierten Schadstoffe und die Sicherstellung des Abflusses über die Bodenzone werden durch regelmäßiges Abschälen der obersten Bodenschicht gewährleistet.

Der Oberboden soll dabei folgenden Kriterien entsprechen, um eine ausreichende Ionenaustauschfähigkeit aufzuweisen (LUBW 2008; ÖWAV 2003a, 2015; ÖNORM B 2506-1; BMVIT und FSV 2011a):

- Mächtigkeit: mindestens 10 bis 35 cm
- Zusammensetzung: Tongehalt 5 % bis 20 %; Humusgehalt 1 % bis 10 % (> 3 % lt. ÖWAV (2003a), 1 % bis 3 % lt. DWA (2007))
- pH-Wert: zwischen 6 und 9, wobei pH 7 anzustreben ist (Saure Böden weisen nur noch eine sehr eingeschränkte Schadstoffrückhaltefähigkeit auf.)
- Durchlässigkeit:  $k_f$ -Wert von  $10^{-3}$  m/s bis  $10^{-6}$  m/s, wobei in der Praxis der  $k_f$ -Wert von  $10^{-5}$  m/s anzustreben ist

Um einem Versagen der Versickerungsanlagen, beispielsweise durch Starkregen, vorzubeugen, muss laut ÖWAV (2003a) ein Notüberlauf eingeplant werden, wobei laut dem neueren Regelblatt (ÖWAV 2015) die Anlage bereits von vornherein groß genug dimensioniert werden muss, dass kein Überlauf mehr stattfindet.

Das Verhältnis von Einzugsgebiet (= undurchlässige Fläche) zu Versickerungsfläche bei Straßen mit einer durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke über 15.000 darf einen Wert von 5 nicht überschreiten (DWA 2005).

#### **2.4.1.1 Flächenversickerung über die bewachsene Oberbodenschicht**

Die Flächenversickerung über die bewachsene Oberbodenschicht beinhaltet die direkte Versickerung durch den durchlässigen Oberboden, sowie die Versickerung „über die Schulter“ und kommt somit der natürlichen Versickerung am nächsten. Unter der Versickerung „über die Schulter“ versteht man das Abfließen von Wasser von einer undurchlässigen Fläche über einen durchlässigen Oberboden. Ein gutes Beispiel hierfür ist der Abfluss von der Straße mit der anschließenden Versickerung über das Bankett und die Böschung (Abbildung 3).

Bei einem Straßenaufbau laut RVS „kann davon ausgegangen werden, dass die Reinigungsleistung der Gesamtheit aller Bodenpassagen (Bankett, Böschung, Mulde) der

Reinigungsleistung einer 30 cm dicken Oberbodenpassage entspricht“ (ÖWAV 2003a, S. 20). Dies ist in Abbildung 4 grafisch veranschaulicht. Ein 30 cm mächtiger, aktiver und belebter Bodenkörper ist laut Buchgeher et al. (2008) dazu in der Lage, die typischerweise bei Straßen anfallenden Inhaltsstoffe zurückzuhalten, wobei Chloride – lt. Autorin – hiervon ausgenommen werden sollten.

Die Vorteile der Flächenversickerung sind der geringe technische Aufwand, die einfache Wartung, sowie die gute Reinigungsleistung bei bewachsenen Oberböden. Als nachteilig stellt sich jedoch der verhältnismäßig große Flächenbedarf heraus (Aqua Bautechnik 2007).

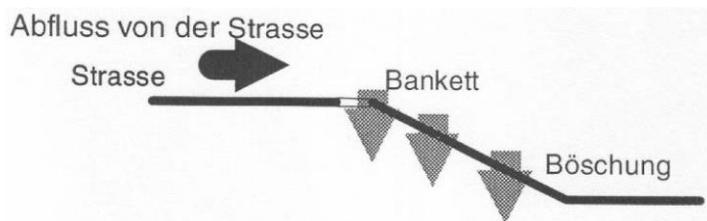


Abbildung 3: Schema flächenhafte Ableitung (Erhart-Schippek Mascha & Partner 2000 in Geologie & Grundwasser GmbH (2009))

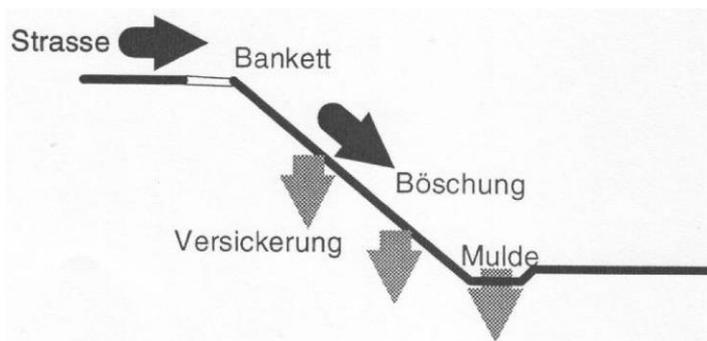


Abbildung 4: Schema Sonderfall Mulde am Böschungsfuß (Erhart-Schippek Mascha & Partner 2000 in Geologie & Grundwasser GmbH (2009))

#### 2.4.1.2 Versickerungsmulde/ Versickerungsgraben

Sowohl bei der Mulden- als auch bei der Grabenversickerung kann es zu kurzzeitigem Einstau während der Regenereignisse kommen. Um eine Verschlammung zu vermeiden, sollte der Einstau so kurz wie möglich andauern. Hierfür hat sich eine Einstauhöhe von maximal 30 cm als geeignet herausgestellt.

Die in der Regel schwach belastete, zur Straße parallel verlaufende Anlage weist meist ein Verhältnis kleiner 15 von befestigter, abflusswirksamer Fläche zu Versickerungsfläche auf.

Laut LUBW (2008) werden die Eigenschaften eines vorgeschalteten Absetzbeckens im Straßenbereich größtenteils vom Straßenbankett und der darauf folgenden Böschung

übernommen, sodass die Versickerungsmulde auch als Spezialform eines Versickerungsbeckens mit vorgeschaltetem Absetzbecken angesehen werden kann.

Die nachstehenden Abbildungen (Abbildung 5 und Abbildung 6) geben eine schematische Übersicht über solche Versickerungsgräben und Versickerungsmulden. Bei der Versickerungsmulde ist anzumerken, dass nicht alle Mulden einen Zulauf und Überlauf mittels Rohrleitungen besitzen, sondern speziell der Zulauf oft flächig stattfindet.

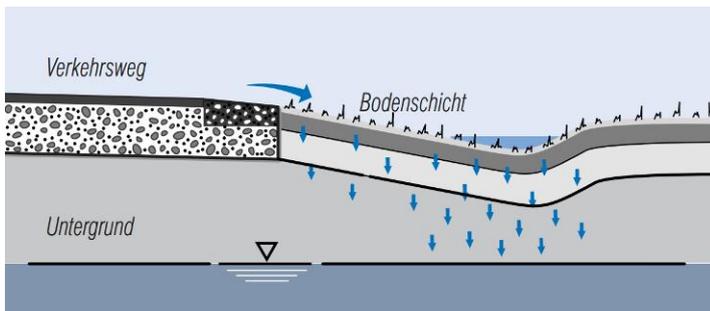


Abbildung 5: Versickerung über die Schulter und über den bewachsenen Graben (BUWAL 2002, S. 47)

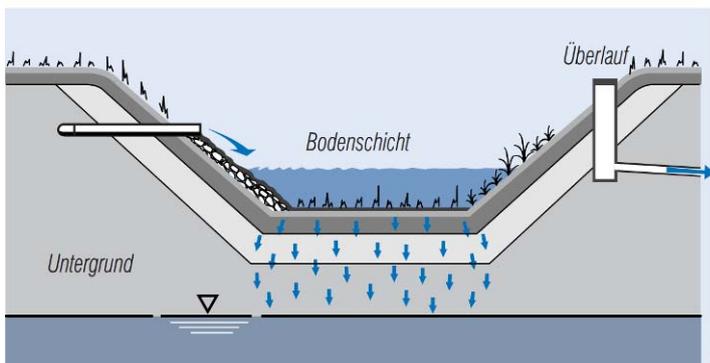


Abbildung 6: Versickerungsmulde (BUWAL 2002, S. 47)

### 2.4.1.3 Versickerungsbecken

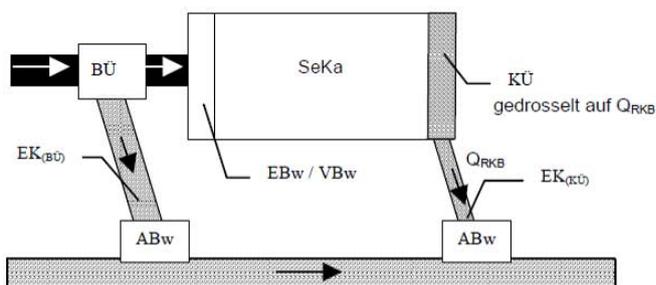
Versickerungsbecken sind im Vergleich zu Versickerungsmulden stark belastete Anlagen, mit einer Einstauhöhe größer 30 cm und einem Verhältnis befestigter, abflusswirksamer Fläche zu Versickerungsfläche größer 15. Um zu lange Einstauzeiten zu verhindern, sollte laut ÖWAV (2003a) der  $k_f$ -Wert größer  $10^{-5}$  m/s sein. Da die Verschlammung durch im Straßenabwasser mitgeführte Stoffe hier eine große Rolle spielt, wird das Vorschalten eines Absetzbeckens oder die Wasserzufuhr über Gräben oder Mulden empfohlen. Sollte dies nicht möglich sein, so ist laut DWA (2005) der Durchlässigkeitsbeiwert für die Dimensionierung auf ein Fünftel zu verringern. Dadurch kann die Kolmation während des Betriebes mitberücksichtigt werden.

Die Oberbodenschicht soll bei Versickerungsbecken mindestens 30 cm betragen und ein Grundwasserflurabstand von mindestens 1 m ist einzuhalten (LUBW 2008).

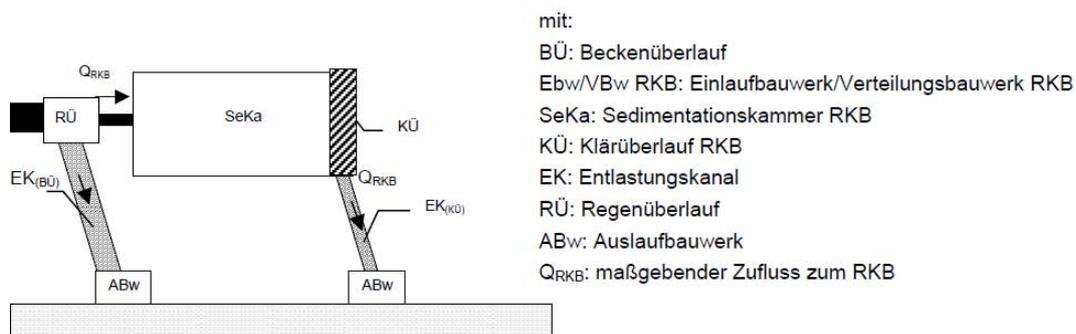
## 2.4.2 Regenklärbecken

Regenklärbecken reinigen das Wasser mithilfe von Dichteunterschieden. In einer gerichteten, gleichmäßig mit geringer Fließgeschwindigkeit durchströmten Sedimentationskammer können sich die partikulären und partikelgebundenen Bestandteile absetzen. Die Partikel sind meist mit organischen (z.B. PAK) oder anorganischen (z.B. Metalle) Schadstoffen belastet. Leichtstoffe, wie Diesel oder Öl, schwimmen oben auf und werden beispielsweise mit einer Tauchwand abgezogen.

Um die tatsächlich benötigte Sedimentationszeit sicherzustellen, ist der Zufluss entweder direkt am Klärüberlauf oder im Zulauf gedrosselt. Wichtig dabei ist, dass bereits abgesetzte Sedimente nicht wieder aufgewirbelt werden. Die beiden Varianten der Drosselung sind in der Abbildung 7 vereinfacht dargestellt. Regenklärbecken können mit und ohne Dauerstau betrieben werden. Dabei können die Rund- oder Rechteckbecken entweder als Beton- oder Erdbecken ausgeführt werden.



Regenklärbecken, am Klärüberlauf gedrosselt



Regenklärbecken, im Zulauf gedrosselt

mit:

BÜ: Beckenüberlauf

Ebw/VBw RKB: Einlaufbauwerk/Verteilungsbauwerk RKB

SeKa: Sedimentationskammer RKB

KÜ: Klärüberlauf RKB

EK: Entlastungskanal

RÜ: Regenüberlauf

ABw: Auslaufbauwerk

$Q_{RKB}$ : maßgebender Zufluss zum RKB

Abbildung 7: Regenklärbecken mit Dauerstau (LUBW 2008, S. 37)

### 2.4.2.1 Regenklärbecken mit Dauerstau

Beim Betrieb mit Dauerstau sammeln sich die Sedimente auf dem Boden und verbleiben dort bis zur nächsten Reinigung des Beckens. Hierbei kann es durch nachkommende Abflüsse einerseits zur Rücklösung bereits sedimentierter Bestandteile, sowie andererseits zu anaeroben Verhältnissen kommen. Unter Sauerstoffmangel kommt es wiederum zur

vermehrten Mobilisierung von partikulär gebundenen Stoffen, wie Schwermetalle, welche dann nicht zurückgehalten werden können. (LUBW 2008)

Somit stellt der Betrieb im Dauerstau aufgrund der Nachteile nur bei regelmäßigen und hohen Zuflüssen eine Alternative zu Regenklärbecken ohne Dauerstau dar (MUNLV 2004). Dennoch finden sie aktuell meist Anwendung.

#### **2.4.2.2 Regenklärbecken ohne Dauerstau**

Obwohl Regenklärbecken ohne Dauerstau laut Kasting (2002) eine Sonderform darstellen, sollten sie laut dem Amt der Vorarlberger Landesregierung (2007) der Standard sein. Aktuell ist die Anwendung in der Behandlung von Straßenabwässern nicht üblich, sei aber bei vertretbaren Installationskosten laut LUBW (2008) wegen der Vorteile gegenüber Becken mit Dauerstau zukünftig zu empfehlen.

Die Sedimente bleiben nach Ende des Regenereignisses im Becken liegen und müssen einem Schmutz- oder Mischkanal, sowie in weiterer Folge einer Kläranlage zugeführt werden (ÖWAV 2003a). Hierfür sind die Becken mit einem automatisch funktionierenden Reinigungswerkzeug, wie einem Rührwerk, auszustatten. Die Entleerung sollte dabei je nach Literatur 6 bis 12 Stunden nach dem Regenereignis beginnen und längstens 24 Stunden nach dem Niederschlag beendet sein. Eine Entleerung während einem erneuten Einsetzen eines Niederschlages ist zu vermeiden.

Die Vorteile beim Betrieb ohne Dauerstau sind laut Umweltministerium Baden-Württemberg (2005):

- keine Rücklösung bereits sedimentierter Partikel oder im Sediment enthaltener Inhaltsstoffe
- größere Reinigungsleistung im Jahresmittel als bei Becken mit Dauerstau
- notfalls Rückhaltung von Flüssigkeiten bei Autounfällen oder Brandbekämpfungen

#### **2.4.3 Abscheider nach RiStWag**

Abscheider nach RiStWag entsprechen dem Prinzip eines Regenklärbeckens mit Dauerstau (Abbildung 8). Die Wirkungsweise der Anlagen beruht einerseits auf der Sedimentation von Partikeln und andererseits auf dem Rückhalt von aufschwimmenden Leichtstoffen durch eine Tauchwand. Sämtliche anfallenden Abwassermengen werden im Gegensatz zu den Regenklärbecken, welche meist durch ein Rückhaltebecken vorentlastet werden, durch den RiStWag Abscheider geleitet. Der Zulauf ist also nicht auf einen kritischen Abfluss begrenzt, wodurch ein kompletter Sedimentrückhalt nicht gewährleistet wird und es zu plötzlichen Sedimentausschwemmungen kommen kann. Durch die erste Tauchwand direkt nach der

Niederschlagswasserzuleitung, sowie durch die punktuelle Einleitung des Abwassers oberhalb des Dauerwasserspiegels wird die Strömung in Richtung Beckenboden gelenkt. Bei starken Niederschlägen und somit einer größeren hydraulischen Belastung, kann es zur Remobilisierung der bereits abgesetzten Stoffe kommen. (Grotehusmann und Kasting 2008; Kasting 2002)

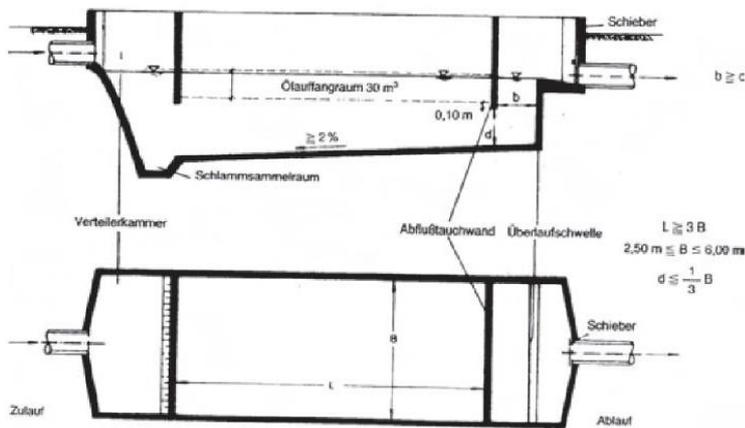


Abbildung 8: Abscheider nach RiStWag – Prinzipskizze (Grotehusmann und Kasting 2008)

#### 2.4.4 Regenrückhalteanlage

Regenrückhalteanlage ist ein Sammelbegriff für sämtliche Anlagen, welche in erster Linie eine Retentionswirkung zur Folge haben. Dazu zählen unter anderem Regenrückhaltebecken, Regenrückhaltekanäle und Regenrückhaltegräben, welche sich in deren Grundriss unterscheiden. Beispielhaft ist eine Retentionsanlage in Abbildung 9 dargestellt.

Diese Anlagen haben – wie man vermuten könnte – nicht den Hochwasserschutz, sondern lediglich die Vermeidung von Spitzenabflüssen zum Ziel, um das Gewässerbett vor starken Erosionen zu schützen. Zudem stellen sie einen Zwischenspeicher dar, falls der maximal mögliche Zufluss einer nachgeschalteten Versickerungsanlage überschritten wird. Aufgrund der stattfindenden Sedimentation ist eine regelmäßige Reinigung des Beckens nötig.

Handelt es sich um ein Gewässer in weitgehend natürlichem Zustand, so wird laut LUBW (2008) davon ausgegangen, dass sich die natürliche Eigendynamik des Fließgewässers hauptsächlich durch den einjährigen Hochwasserabfluss ändert. Und eben solche zusätzlichen Spitzenabflüsse eines HQ1 sollen unter dem Jahr durch zusätzliche Oberflächenabflüsse von Straßen verhindert werden, um die natürlichen, jahreszeitlichen Schwankungen nicht zu beeinträchtigen.

Bei weitgehend natürlich belassenen Fließgewässern ist also nur dann eine Regenrückhalteanlage notwendig, wenn der normale Abfluss zuzüglich dem Straßenabfluss durch einen kurzen Starkregen (15-Minuten Regen der Jährlichkeit 1) größer dem Abfluss

eines HQ1 ist. Bei Gewässern mit bereits anthropogen verändertem Abflussregime sind weitere Untersuchungen notwendig. (LUBW 2008)

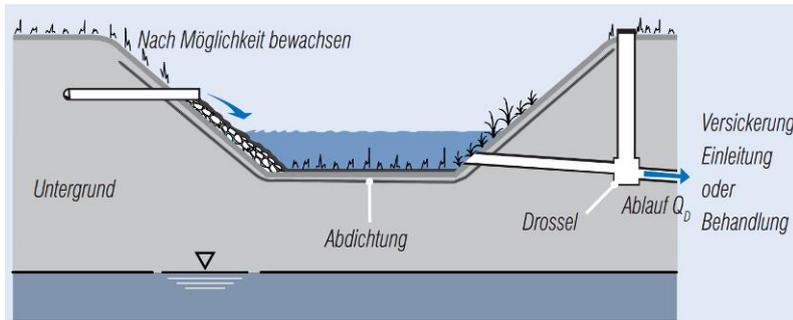


Abbildung 9: Retentionsanlage oder Drosselbecken (BUWAL 2002, S. 50)

### 2.4.5 Retentionsfilterbecken

Das Retentionsfilterbecken ist eine Mischung aus einer Retentionsanlage und einem Filterbecken, mit dem Unterschied, dass dieses Retentionsfilterbecken einen durchlässigen Untergrund aufweist. Es können somit die Abflussspitzen gedämpft und gleichzeitig eine chemische, physikalische und biologische Reinigung des Abwassers durchgeführt werden (BUWAL 2002). Einen schematischen Aufbau einer solchen Anlage zeigt die Abbildung 10.

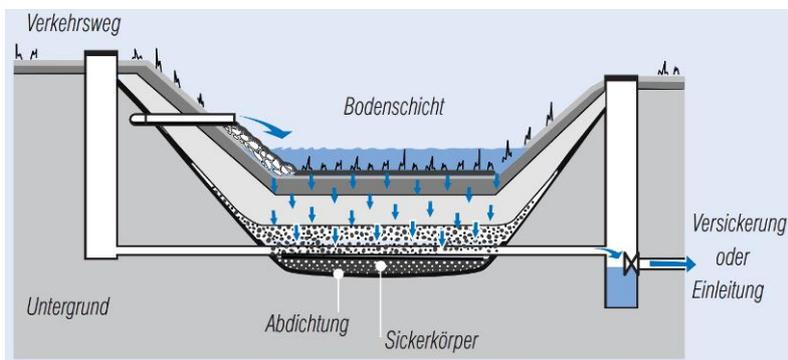


Abbildung 10: Retentionsfilterbecken (BUWAL 2002, S. 48)

### 2.4.6 Mulden-Rigolen-System

Ein Mulden-Rigolen System kommt in der Regel bei unzureichender Durchlässigkeit des Untergrundes zum Einsatz. Hierbei befindet sich die Rigole direkt unterhalb der Mulde. Das zu versickernde Wasser fließt in die Mulde und sickert dann durch den bewachsenen Oberboden in den Rigolengraben. Wasser wird durch die Rigole horizontal gleichmäßig verteilt und nicht versickertes Wasser an der Sohle der Rigole gedrosselt abgeleitet. (ÖWAV 2003a)

Die abgeleiteten Wassermengen können entweder an einem anderen Standort versickert oder in einen Vorfluter eingeleitet werden (BUWAL 2002).

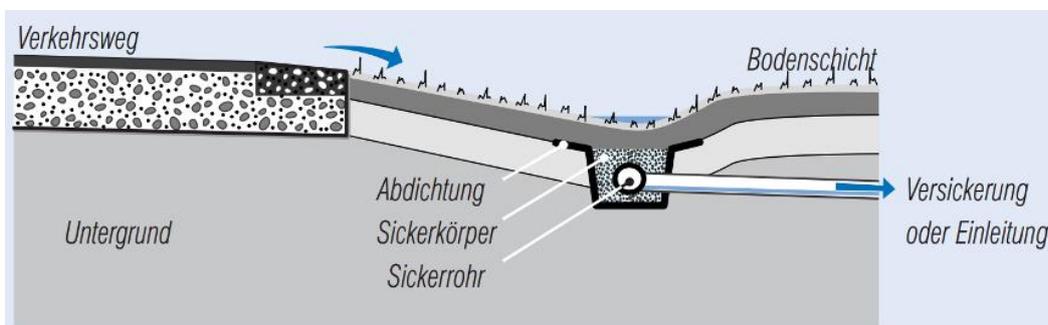


Abbildung 11: Mulden-Rigolen-System (BUWAL 2002, S. 49)

### 2.4.7 Horizontal durchflussener Sickerkörper

Alternativ zum Mulden-Rigolen-System kann bei unzureichender Durchlässigkeit oder zu hohem Grundwasserstand laut BUWAL (2002) die Filterstrecke horizontal angebracht werden, wodurch die Filterstrecke verlängert wird, wie Abbildung 12 zeigt. Anschließend erfolgt entweder eine Versickerung oder eine Einleitung in die Vorflut.

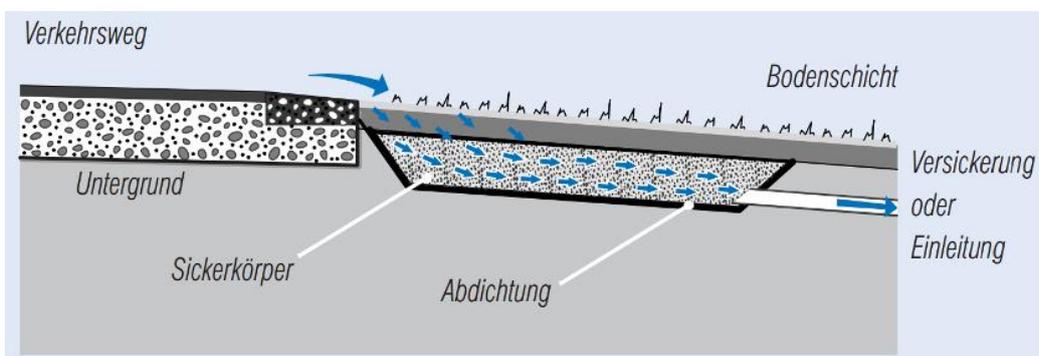
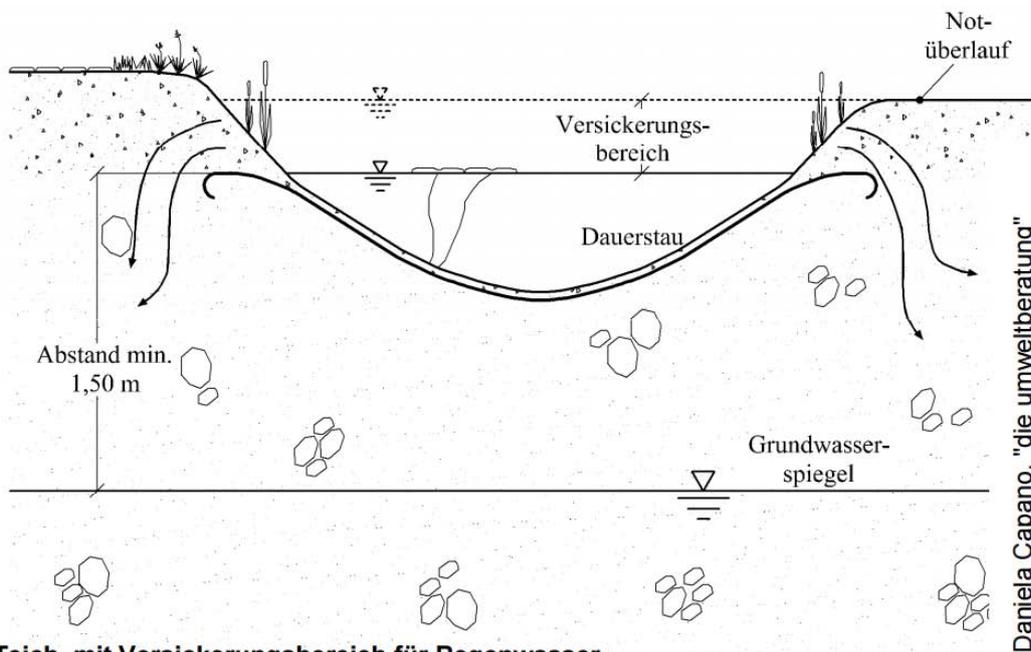


Abbildung 12: Horizontal durchflussener Sickerkörper (BUWAL 2002, S. 49)

### 2.4.8 Verdunstungsbecken (Versickerungsteich)

Verdunstungsbecken stellen eher Sonderlösungen für Einzelfälle dar. Es handelt sich hierbei um ein Becken, welches bis in einer Höhe von etwa 30 cm sehr gering wasserdurchlässig mit einem  $k_f$ -Wert  $< 10^{-8}$  m/s ausgeführt wird. Kommt es zum Einstau in dem Verdunstungsbecken, findet einerseits eine Sedimentation, sowie ab einer Füllhöhe größer 30 cm auch eine linienförmige Versickerung oberhalb der Abdichtung durch die seitliche Böschung statt (Abbildung 13). Durch den Sedimentrückhalt ist kein separates Absetzbecken mehr erforderlich, dafür muss das Becken in regelmäßigen Abständen gereinigt werden. Leichtstoffe können mit dieser Versickerungsanlage nicht zurückgehalten werden. (LUBW 2008)



**Teich mit Versickerungsbereich für Regenwasser**

Abbildung 13: Versickerungsteich (Burger et al. 2009, S. 7)

### 2.4.9 Koaleszensabscheider für Leichtflüssigkeiten

Koaleszensabscheider sind hier vollständigshalber angeführt, finden in der Reinigung von Straßenabwässern aufgrund der unverhältnismäßig hohen Kosten aber praktisch keine Anwendung.

Unter Koaleszensabscheider versteht man Abscheider, welche die kleinen Tröpfchen der Leichtstoffe zu größeren vereinen, bis diese groß genug sind, um an die Oberfläche aufzusteigen. Dies wird durch einen speziellen Gittereinsatz mit großer Oberfläche erreicht. An der Oberfläche können diese Tropfen abgeschieden werden. (LUBW 2008)

Damit der Koaleszensabscheider nicht verstopft, ist ein Schlammfang vorzuschalten.

## 2.5 Effizienz von Reinigungsanlagen

Über die Reinigungsleistung von Anlagen zur Behandlung von Straßenabwässern sind nur sehr vereinzelt Untersuchungen vorhanden. Den meisten Publikationen ist lediglich zu entnehmen, dass bei Versickerung über den Oberboden keine Überschreitungen der Indikatorparameter feststellbar sind.

Eine Übersicht der Anlagen zur Behandlung der stofflichen und hydraulischen Belastung aus Abflüssen von Straßen wurde LUBW (2008) entnommen und ist in Tabelle 4 zusammengefasst.

*Tabelle 4: Übersicht der Anlagen zur Behandlung der stofflichen und hydraulischen Belastung aus Abflüssen von Straßen, entnommen und angepasst aus LUBW (2008, S. 34)*

Behandlungsanlage	Stoffrückhalt			
	Sedimente (absetzbare Stoffe)		Schwimmstoffe (aufschwimmbare Stoffe)	
	Mineralisch z.B. Sand	Organisch z.B. Reifenabrieb	Laub, Blüten- staub, u.ä.	Leichtflüssig- keiten
Flächenversickerung über die bewachsene Oberbodenschicht (einschl. Versickerung über die Böschung)	++	++	++	-
Versickerungsmulden/ -gräben	++	++	++	-
Bodenfilter mit integrierter Retention (Retentionsbodenfilter)	++	++	++	++
Regenklärbecken ohne Dauerstau	++	+	+	++
Regenklärbecken mit Dauerstau	++	+	+	++
Versickerungsbecken	++	++	++	+
Verdunstungsbecken (Verdunstungsteiche)	++	+	+	+ <sup>1)</sup>
Koaleszenzabscheider <sup>2)</sup>	+	○	- <sup>3)</sup>	++
Sonderbauwerke (für bestimmte Anwendungsfälle):				
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Schmutzfangzellen für kleine, stark verschmutzte Flächen (z.B. LkW-Stellplätze) bei Anschlussmöglichkeit an einen Schmutzwasserkanal</li> <li>- Geschiebeschacht (unbelüftet) zum Rückhalt von Geschiebe (Geröll, Sand, Splitt, etc.). Dient dem Schutz von in den Behandlungsanlagen eingesetzten Aggregaten (Pumpen, Schieber, etc.) und reduziert die Betriebskosten sowie den Unterhaltsaufwand.</li> </ul>				
Regenrückhaltebecken <sup>4)</sup>	+	○	○	○
Regenrückhaltekanäle, Regenrückhaltegräben <sup>4)</sup>	○	○	○	○
- nicht geeignet      ○ keine Wirkung      + gut geeignet      ++ sehr gut geeignet				
<sup>1)</sup> im Regenwetterfall Funktion nicht vorhanden <sup>2)</sup> nur für Ausnahmefälle <sup>3)</sup> beeinträchtigt die Funktion <sup>4)</sup> Anlagen zur Reduzierung der hydraulischen Belastung				

### 2.5.1 Reinigungsleistung einer Versickerungsanlage

Durch die Komplexität der Humusschicht (=Oberboden) können beim Durchfließen des Oberbodens nicht nur physikalische, sondern auch chemische und biologische Prozesse stattfinden. Partikuläre Stoffe werden durch Filtration, gelöste Stoffe durch Adsorption beziehungsweise Fällung und organische Verbindungen durch biologischen Abbau zurückgehalten.

Bei Filtrationsprozessen können durch die partikulär gebundenen Stoffe speziell Schwermetalle und PAK zurückgehalten werden. Die Filtration selbst findet dabei in den obersten Zentimetern des Bodens statt, wobei Fraktionen, die etwas kleiner als die Porengröße sind, abfiltriert werden können. (Kasting 2002)

Da, wie bereits in Kapitel 2.4.1 beschrieben, bei Versickerungsanlagen immer eine Humusschicht als Oberboden vorhanden ist und anschließend das Wasser in den darunter liegenden Untergrund unterschiedlicher Zusammensetzung versickert, findet die Betrachtung der Reinigungsleistung meist in Kombination von Oberboden und darunter liegendem Filtermaterial statt. Aufgrund der einzelnen Strukturen (speziell wegen der großen spezifischen Oberfläche) ist jedoch davon auszugehen, dass der Großteil der Schadstoffe bereits in den ersten Zentimetern, also noch in der Humusschicht, zurückgehalten wird.

Kasting (2002) führte die einzig bekannten Lysimeteruntersuchungen hinsichtlich des Schadstoffrückhaltevermögens von Straßenabwässer für verschiedene Substrate durch. Hierfür wurden in 6 Lysimeter Substrate schichtweise eingebaut, mit Kantholz per Hand leicht verdichtet und darauf eine Rollrasenschicht mit 60 % Wiesenrispe, 20 % Weidelgras und 20 % Rotschwingel aufgebracht. Die Beschickung dieser Lysimeter erfolgte mit echtem Straßenabflusswasser aus einem Sandfang, wobei im Sandfang vor der Wasserentnahme die Sedimente aufgewirbelt wurden, um bei dem Versuch auch ein realistisches Verhältnis von partikulären zu gelösten Bestandteilen vorzufinden. Die frachtgewogenen Gesamt-Wirkungsgrade konnten von Kasting ermittelt werden und sind in der Tabelle 5 zusammengefasst.

Der frachtgewogene Gesamt-Wirkungsgrad setzt sich aus 1 abzüglich der Summe der mittleren gesamten Zulaufkonzentration durch die Summe der mittleren gesamten Ablaufkonzentration multipliziert mit der Beschickungsmenge in Prozent zusammen.

$$\eta_{ges} = \left( 1 - \frac{\sum c_{ges,z,i} \cdot VQ_i}{\sum c_{ges,a,i} \cdot VQ_i} \right) \cdot 100$$

mit	$\eta_{ges}$	Frachtbezogener Wirkungsgrad gesamt
	$c_{ges,z,i}$	Mittlere gesamte Zulaufkonzentration der Beschickung
	$c_{ges,a,i}$	Mittlere gesamte Ablaufkonzentration der Beschickung
	$VQ_i$	Beschickungsmenge

**Tabelle 5: Frachtgewogene Gesamt-Wirkungsgrade (homogenisierte Proben, 18 Beschickungen) entnommen aus Kasting (2002, S. 103)**

Lysimeter	Filter-substrat	AFS	Cl	CSB	NH <sub>4</sub> -N	P <sub>ges</sub>	Cd <sup>1)</sup>	Cu	Pb	Zn	MKW <sup>3)</sup>	PAK
1	Sand22/ Koks	85	-56	84 <sup>(81)</sup>	90 <sup>(87)</sup>	4		87 <sup>(78)</sup>	54 <sup>(48)</sup>	91	(31) <sup>(20)</sup>	97
2	Sand22/ Koks	85	-48	83 <sup>(80)</sup>	89 <sup>(85)</sup>	13		79 <sup>(56)</sup>	63 <sup>(55)</sup>	93	(65) <sup>(55)</sup>	97
3 <sup>2)</sup>	Sand22	85	4	54 <sup>(62)</sup>	99 <sup>(84)</sup>	3		91 <sup>(82)</sup>	65 <sup>(50)</sup>	91	(70) <sup>(61)</sup>	96
4	Sand22	87	-43	59 <sup>(57)</sup>	98 <sup>(96)</sup>	9		84 <sup>(73)</sup>	63 <sup>(45)</sup>	90	(13) <sup>(-4)</sup>	95
5	Lavasand/ Bims	81	-29	51 <sup>(48)</sup>	96 <sup>(94)</sup>	-16		72 <sup>(65)</sup>	40 <sup>(31)</sup>	92	(-77) <sup>(-115)</sup>	96
6	Quarz- sand	73	-12	34 <sup>(34)</sup>	75 <sup>(71)</sup>	-8		67 <sup>(60)</sup>	42 <sup>(32)</sup>	88	(57) <sup>(48)</sup>	91

<sup>1)</sup> Durch die häufige Unterschreitung der Bestimmungsgrenze bei den Zu- und Ablaufwerten können keine Wirkungsgrade festgestellt werden

<sup>2)</sup> Für Filteraufbau Sand 22 (>0,125 mm) ab dem 17.04.01 (10 Beschickungen)

<sup>3)</sup> Die Ergebnisse beziehen sich auf 9 Beschickungen. Es werden häufig recht hohe Ablaufkonzentrationen festgestellt, die nicht systematisch verteilt sind. Die Ergebnisse sind somit mit Vorbehalt zu bewerten.

Hinweis: In Klammern sind bei Parametern mit häufiger Unterschreitung der Bestimmungsgrenze die frachtgewogenen Wirkungsgrade für eine Auswertung mit Ereignissen angegeben, bei denen die Bestimmungsgrenze in Zu- und Ablauf überschritten ist.

Da im Feld selten reine Filtersubstrate, sondern vielmehr inhomogene Böden auftreten, lassen sich diese Wirkungsgrade nur als grobe Richtwerte sehen. Die arithmetischen Mittelwerte der verschiedenen Lysimeter sind in der Tabelle 6 zusammengefasst.

**Tabelle 6: durchschnittliche Wirkungsgrade bei Versickerung von Straßenabwasser**

Schadstoff	AFS	Cl	CSB	NH <sub>4</sub> -N	P <sub>ges</sub>	Cd <sup>1)</sup>	Cu	Pb	Zn	MKW <sup>3)</sup>	PAK
Wirkungsgrad gesamt in %	82,7	-30,7	60,8	91,2	0,8		80,0	54,5	90,8	26,3	95,3

In den von Kasting (2002) ermittelten Wirkungsgraden ist eine hohe Reinigungsleistung gegenüber Schwermetallen und PAK erkennbar. Für Chlorid hingegen ist kein Rückhalt festzustellen. Zudem beschreibt Kasting in einer separaten Auswertung keine Reinigungsleistung gegenüber gelöstem Phosphat. Die hier relativ hohe Reinigungsleistung von Kupfer mit 67 % bis 91 % können Ceko und Waltz (2011) nicht teilen, da sich laut deren Projekt Kupfer kaum an Bodenfeststoffe bindet, gut „perkolierbar“ und somit leicht eluierbar ist.

Die Effizienz einer solchen Anlage hängt auch von der Beschickungshöhe ab. Je größer die Beschickungshöhe, desto geringer ist die Reinigungsleistung, da eine geringere Aufenthalts- und somit Kontaktzeit zwischen Straßenabwasser und Filtermaterial gegeben ist.

## 2.5.2 Reinigungsleistung eines Regenrückhaltebeckens / Abscheider nach RiStWag

Die Reinigungsleistung wird durch den Wirkungsgrad ausgedrückt. Der Wirkungsgrad selbst wird vom Verhältnis von gelösten zu partikulär gebundenen Stoffen, der Menge der vorhandenen Partikel, der Fließgeschwindigkeit, sowie der Sedimentationsdauer beeinflusst.

Bereits Xanthopoulos (in Kasting 2002) untersuchte den Beitrag der einzelnen Kornfraktionen zur Schwermetallbelastung. Dabei stellte sich heraus, dass die kleinste untersuchte Kornfraktion von 6 bis 60 µm den höchsten Gehalt an Schwermetallen aufweist (Tabelle 7). Somit sollten Sedimentationsanlagen nach Möglichkeit dazu in der Lage sein, Fraktionen bis 6 µm abzuscheiden. Kornfraktionen unter 6 µm werden von Xanthopoulos als gelöst angenommen.

*Tabelle 7: Beitrag der einzelnen Kornfraktionen zur Schwermetallbelastung des Regenabflusses, bezogen auf 1 Liter Probenvolumen (Xanthopoulos (in Kasting 2002, S. 14))*

Kornfraktion	Pb in %	Cd in %	Zn in %	Cu in %	Ni in %
> 600 µm	6	11	8	1	< 1
60–600 µm	14	18	25	18	12
6–60 µm	80	71	67	81	87
Summe	100	100	100	100	100

*Tabelle 8: Wirkungsgrad (Gesamtfrachtsumme) der untersuchten Becken, entnommen aus Kasting (2002, S.152)*

Parameter	Betonbecken Westhover Weg η in % (RiStWag Abscheider)	Erdbecken Maarhäuser Weg η in % (Regenrückhaltebecken)
Abfiltrierbare Stoffe	13	82
Zink	23	84
Kupfer	7	77
Blei	29	67
Cadmium	(11) <sup>1)</sup>	(>33) <sup>1)2)</sup>
Chlorid	-25	-600
CSB	37	72
Ammonium-Stickstoff	-48	-37
Gesamtstickstoff	(29) <sup>1)</sup>	(>24) <sup>1)2)</sup>
MKW (H18)	35	>73
Σ PAK (TVO)	36	96
Σ PAK (US-EPA)	39	96

- 1) Nachweisgrenze im Zu- und Ablauf ist bei den gemessenen Ereignissen häufig unterschritten. Angegeben ist der Median der Ereignisse, bei denen die Zulaufkonzentration über der Nachweisgrenze liegt.
- 2) Da die Ablaufkonzentration häufig unter der Nachweisgrenze liegt, und für die Berechnung des Wirkungsgrades die Nachweisgrenze angesetzt wurde, stellt der angegebene Wirkungsgrad die minimale Reinigungsleistung für die untersuchten Ereignisse dar.

Kasting untersuchte die Wirkungsgrade eines Regenrückhaltebeckens mit Dauerstau im Untersuchungsgebiet „A59 – Maarhäuser Weg“ und eines Abscheiders nach RiStWag im Gebiet „A4 – Westhover Weg“. Die dabei erhaltenen Ergebnisse sind in der Tabelle 8 zusammengefasst. Es ist zu erkennen, dass sich alleine durch die Betrachtung der prozentual abfiltrierten Stoffe ein direkt proportionaler Rückschluss auf den Wirkungsgrad der Anlage schließen lässt. Das Regenrückhaltebecken weist aufgrund der Bauweise einen viel höheren Wirkungsgrad als der Abscheider nach RiStWag auf. Laut Fuchs et al. (2013) können Wirkungsgrade  $> 50\%$  bei Feinfraktionen ( $< 63\ \mu\text{m}$ ) als gute Wirkungsgrade angesehen werden.

### 2.5.3 Reinigungsleistung eines Regenbeckens

Untersuchungen der Reinigungsleistung des neu errichteten Regenbeckens „Mönchsgraben“ an der Westautobahn (A1) östlich von Linz bei km 163.920 wurden vom Land Oberösterreich für die Dauer eines Jahres (Mai 2002 bis Mai 2003) durchgeführt. Das durchschnittliche tägliche Verkehrsaufkommen lag bei 60.529 KFZ, mit einem Schwerververkehrsanteil von etwa 22 %.

Eine Abwasserreinigungsanlage bestehend aus einem Zulaufbauwerk, einem Sedimentationsbecken, einem Überlauf zum zweiten Becken und einem Bodenfilter wurde jeweils im Zulauf und im Ablauf bei Niederschlagsmengen größer 5 mm automatisch beprobt und von Höfler et al. (2004) ausgewertet. Die Fotografie dieses Beckens wurde dem original Bericht entnommen und ist in Abbildung 14 zu sehen.



Abbildung 14: Autobahnregenbecken Mönchsgraben aus Höfler et al. (2004, S. 4)

Da automatisiert im Laufe eines Regenereignisses mehrere Proben gezogen wurden, konnten die Wirkungsgrade in Abhängigkeit der Regendauer angegeben werden (Tabelle 9).

Es ist erkennbar, dass sich die Wirkungsgrade gegenüber der einzelnen Parameter mit der Zeit verändern, was laut Höfler et al. (2004) auf die sinkende Zulaufkonzentration rückzuführen ist.

Tabelle 9: Reinigungsleistung Regenbecken

Parameter	Mittlerer Wirkungsgrad in %				
	0–0,5 Stunden	0–1 Stunde	0–2 Stunden	0–4 Stunden	0–8 Stunden
Abfiltrierbare Stoffe	92	92	93	90	83
NH <sub>4</sub> -N	82	79	75	70	61
NO <sub>2</sub> -N	89	86	83	76	63
NO <sub>3</sub> -N	48	46	43	41	21
o-P	39	41	43	44	47
Gesamt-P	76	76	75	66	60
CSB	83	82	81	76	67
DOC	76	74	71	63	53
TOC	84	83	82	76	69
Cl <sup>-</sup>	Keine Reinigungsleistung				
SO <sub>4</sub>	71	67	60	34	1
Kohlenwasserstoffe	93	93	92	87	80
Blei	85	84	85	76	55
Kupfer	85	85	87	77	62
Cadmium	Keine Aussage möglich (zu geringe Konzentration)				
Zink	92	92	91	89	82

## 2.6 Entwässerung Nordautobahn A5

Die Nordautobahn A5 verläuft in Niederösterreich und ist aktuell (2016) erst teilweise fertiggestellt. Der erste Abschnitt wurde 2010 eröffnet, weitere Abschnitte sollen bis 2017 und 2018 freigegeben werden.

Die vorhandene Entwässerung dieser Autobahn befindet sich auf dem aktuellsten Stand der Technik, weshalb sie in diese Arbeit aufgenommen wurde. Zudem ist die Autobahn mit extremen Bedingungen konfrontiert, da im Weinviertel weniger Niederschlag fällt und somit der Verdünnungseffekt geringer ist. Höhere Schadstoffkonzentrationen können erwartet werden.

Entwässerungstechnisch findet eine, in Österreich einmalige, Unterscheidung zwischen Sommer- und Winterbetrieb statt. Nachfolgende Informationen wurde dankenswerter Weise von Hr. Anderschitz von der Firma Bonaventura zur Verfügung gestellt (Bonaventura 2010; Anderschitz 2016).

Im Sommer werden die Straßenabwässer über Humusfiltermulden in ein Absetzbecken, weiter in ein Humusfilterbecken und von dort gedrosselt in eine Vorflut eingeleitet.

Im Winter ändert sich die Konsenswassermenge und es erfolgt die Abwasserbehandlung durch Sammeln in der Humusfiltermulde, Weiterleitung in das Absetzbecken und Einleitung über eine Pumpwerkette in die Vorflut. Das Humusfilterbecken wird im Winter nicht dotiert und dient als Notüberlauf. Die Winterperiode beginnt stets am 1.Oktober und endet am 31.März.

Ein Unterschied der Einleitung der Straßenwässer in die Vorflut besteht in der jahreszeitlichen Abhängigkeit der Auswahl der Vorfluter. Im Sommer dürfen die behandelten Abwässer in kleinere Vorfluter eingeleitet werden als im Winter, da mit geringeren Salzfrachten gerechnet wird.

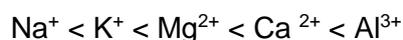
Untersuchungen der Auswirkungen von Straßenabwässern auf die Vorfluter haben kaum Auswirkungen ergeben, was an der ohnehin hohen Hintergrundbelastung mit Chlorid in den Vorflutern liegen kann. Als Ursache dieser hohen Hintergrundbelastung wird die Landwirtschaft vermutet.

## 2.7 Darstellung von Spurenstoffen und Chloriden in der ungesättigten Zone

Böden werden im straßennahen Bereich durch Chloride, durch Verdichtung im Zuge des Straßenbaus, sowie durch Aufschüttungen beeinflusst. Der straßennahe Bereich ist zugleich jener Bereich, welcher am stärksten durch die Straßenabwässer beeinflusst wird, da Schätzungen zufolge „bis zu 60 % des ausgebrachten Streusalzes mit der Verkehrsgischt in die Straßenrandböden transportiert wird“ (Atanasoff et al. 2011, S. 27). In den ersten 10 m neben der Straße werden dabei 90 % der Verkehrsgischt deponiert (Geologie & Grundwasser GmbH 2009).

Schäden durch das Streusalz entstehen vor allem an der Bodenflora und Mykorrhiza. Veränderungen in den chemischen und physikalischen Eigenschaften sind oftmals auf die Ionenaustausche im Boden, sowie deren Auswaschungen zurückzuführen. Natrium, welches mit dem Streusalz eingetragen wird, führt zu einer Alkalisierung des Bodens und aufgrund der vergleichsweise großen Ladung von  $\text{Na}^+$  pro Radius in weiterer Folge zu einem vermehrten Austrag von  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  Ionen. Dies geht mit einer Dispergierung der Bodenpartikel und einer Bildung von Bodenkolloiden einher. Das Ergebnis ist ein verdichteter, destabilisierter Boden, welcher durch eine reduzierte hydraulische Leitfähigkeit gekennzeichnet ist und negative Auswirkungen auf die Wasserverfügbarkeit für die Pflanzen hat. Im Extremfall kann es sogar zu einer Vergleyung des Bodens führen (FSV 2012; BMLFUW 2014). Austauschbare Kationen bewirken zudem eine Peptisation (=Wiederauflösung) und Flockung im Boden (Kasting 2002).

Cepuder et al. (1997) beschreibt hingegen eine Adsorbierbarkeit verschiedener Ionen beim Kationenaustausch in Abhängigkeit ihrer Ladung und Größe, wobei im Boden folgende, aufsteigende Reihe der Adsorbierung wichtiger Kationen zu finden ist:



Bei Anionen würde laut Cepuder et al. (1997) die Bindungsfestigkeit und somit die Adsorbierbarkeit folgendermaßen aussehen:



Sind laut Green und Cresser (2008) erst einmal die Kalzium- und Magnesiumionen ausgewaschen, so kommt es zu einer erhöhten Freisetzung von organischem Material, Stickstoff und Kohlenstoff, sowie weiters zu einem dünneren organischen Bodenhorizont.

Je nach Studie verharren Chloride einen relativ kurzen Zeitraum in der ungesättigten Zone und werden bei den Regenereignissen schnell in tiefere Bodenzonen und in das Grundwasser eingeschwemmt. Das BMLFUW (2014) beschreibt im Gegenzug jedoch ganzjährig relativ hohe Chloridkonzentrationen, was aus deren Sicht auf eine Depotwirkung

im Boden zurückzuführen sei. Als Ursache geben sowohl Bastviken et al. (2006), als auch Lovett et al. (2005) eine Retentionswirkung während des Vegetationswachstums und Chlorinierung im organischen Bodenmaterial an. Chlorid ist zudem ein Mikronährelement, welches Pflanzen in sehr geringer Menge benötigen, teilweise aber auch sehr gut ausgeprägte Mechanismen aufweisen, um dem Überangebot an Chlorid zu entkommen. Zumindest während der Wachstumsphase werden kleinste Mengen an Chlorid in der Pflanze und den Bäumen zwischengespeichert. Beim Absterben der jeweiligen Pflanze wird eben dieses Chlorid wieder frei. Dieser kleine Kreislauf des Chlorids in den Pflanzen kann eine Retentionswirkung hervorrufen. (Brucher 2007) In Anbetracht der vorhandenen Frachten an Chlorid ist die Signifikanz dieses Kreislaufes für Straßenabwässer fragwürdig.

Schwermetalle und andere Spurenstoffe aus den Straßenabwässern können die ungesättigte Zone durch direkten Abfluss, Verkehrsgischt und Verwehungen beeinflussen (Abbildung 15).

Die Straßenabwässer werden, wie bereits in Kapitel 2.4 detaillierter erklärt, in der ungesättigten Zone durch chemische, physikalische und biologische Prozesse beeinflusst. Es finden hier Ionenaustausche, speziell an den im Untergrund vorhandenen Tonmineralen, Umlagerungsprozesse durch Sickerwasser, Zwischenspeicherungen, biologischer Ab- oder Umbau und Filterprozesse statt. Inwieweit Schadstoffe unterhalb der Oberbodenschicht, aber über der gesättigten Zone zurückgehalten werden können, lässt sich nur schwer abschätzen. Die Literatur ist sich jedoch einig, dass der Unterboden eine verhältnismäßig nachrangige Rolle spielt.

Die durch Lysimeteranlagen ermittelten Reinigungsleistungen bei der Versickerung von Straßenabwässern in der ungesättigten Zone ist dem Kapitel 2.5 zu entnehmen.

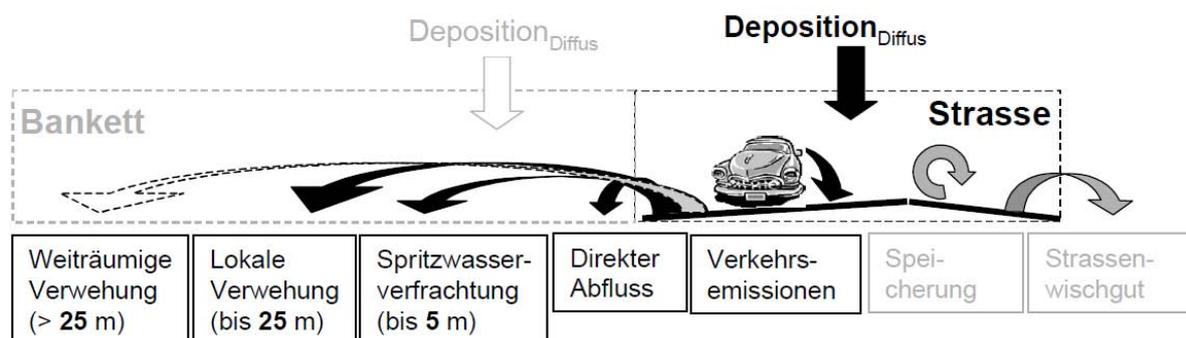


Abbildung 15: Schwermetallbilanz der Straße, Ein- und Austrittspfade (Steiner et al. (o. Jahr), S. 14)

Die tatsächlich vorhandene Verweildauer von Chlorid in der ungesättigten Zone hängt stark von den Niederschlagsereignissen ab. Da nur eine geringe Rückhaltewirkung von Chlorid durch die Bodenmatrix gegeben ist, wird  $Cl^-$  bei Regenereignissen advektiv transportiert, bis es schlussendlich in die gesättigte Zone gelangt.

## 2.8 Auswirkungen auf die gesättigte Zone

Gelangt Chlorid von der ungesättigten in die gesättigte Zone, wird es durch Advektion, Diffusion und Dispersion transportiert. Eine chemisch-biologische Demobilisierung von Chlorid ist hier nicht zu erwarten. Die Abnahme der Chloridkonzentration mit der Zeit und der Wegstrecke ist auf den hierbei entstandenen Verdünnungseffekt rückzuführen.

Advektion bezeichnet in der Bodenphysik den Transport von Stoffen mit dem Fluid, wobei der Stofftransport in dieselbe Richtung und mit derselben Geschwindigkeit erfolgt, wie die Strömung des Phasenfluids.

Die Dispersion bewirkt einen Konzentrationsausgleich, indem mit dem Flüssigkeitsmedium transportierte Teilchen mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten und auch leicht unterschiedlichen Richtungen bewegt werden. Speziell ein Porengrundwasserleiter ist ein sehr inhomogenes Medium, in welchem aufgrund der unterschiedlichen Porengrößen und Ungleichverteilung der Bodenmatrix verschiedene Fließgeschwindigkeiten zu erwarten sind. Jeder Bestandteil der Bodenmatrix stellt für die Grundwasserströmung ein Hindernis dar, welches umströmt werden muss. Somit sind unterschiedliche Richtungen, Wegstrecken und Fließgeschwindigkeiten im Grundwasser vorhanden. Eine Ursache für mikroskalige Dispersion ist insbesondere das laminare Strömungsverhalten.

Die Diffusion spielt bei Sickerprozessen, welche bei der Versickerung von Straßenabwässern auftreten, eine sehr untergeordnete Rolle. Bei der Diffusion kommt eine Ausbreitung aufgrund des Konzentrationsunterschieds zwischen Schadstoffquelle und geringerer Umgebungskonzentration zustande. Da die Diffusion bei den betrachteten Prozessen im Vergleich zur Advektion und Dispersion sehr wenig Konzentrationsumverteilung bewirkt, wird sie meist vernachlässigt.

Abbildung 16 zeigt den kompletten Transportweg der Schadstoffe von der Fahrbahn bis zur Ausbreitung dieser in der gesättigten Zone.

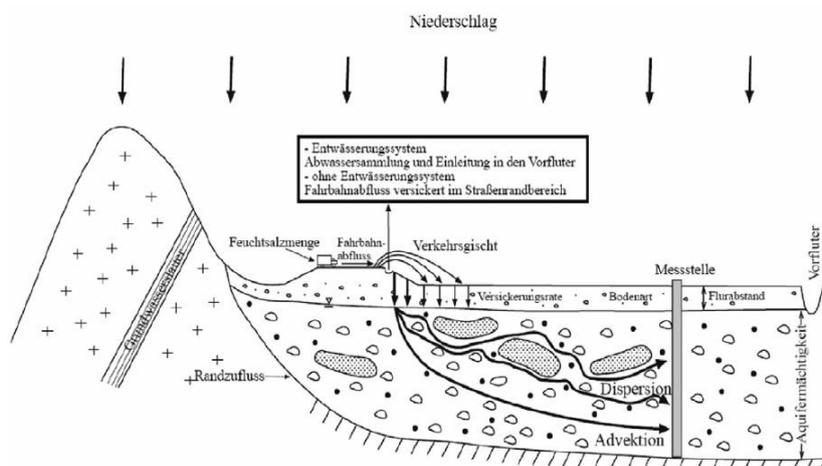


Abbildung 16: schematischer Talquerschnitt (Kogseder 2009, S. 41)

Trotz der naheliegenden Vermutung, dass die erhöhte Salzkonzentration lediglich im Winterhalbjahr auftritt, konnte Cooper et al. (2014) zeigen, dass manche von ihm untersuchten Grundwasserkörper ein Reservoir für  $\text{Cl}^-$  darstellen und das ganze Jahr über erhöhte Chloridwerte gemessen werden.

Durch jahreszeitliche Konzentrationsunterschiede bedingte Peaks sind unmittelbar neben der Straße messbar. Erst mit zunehmender Entfernung von der Schadstoffquelle (=Fahrbahn) werden die zeitlichen Konzentrationsunterschiede (zwischen Sommer und Winter) immer geringer, bis schlussendlich gar keine Peaks mehr erkennbar sind. Die Grenze, wo Peaks noch messbar sind, wird je nach Autor in einer Entfernung von 100 m oder 150 m angegeben (Atanasoff et al. 2011; Geologie & Grundwasser GmbH 2009). Soll die Änderung der Chloridkonzentration berechnet oder ermittelt werden, so stellt die Änderung der Konzentration innerhalb der ersten 100 m, bzw. 150 m die maximale Änderung der Chloridkonzentration, sowie außerhalb der 100 m, bzw. 150 m die mittlere Änderung dar.

Eine durchschnittliche Verweildauer der Chloridionen in der ungesättigten oder der gesättigten Zone lässt sich nicht angeben, da Chlorid ein Tracer ist. Dies bedeutet, dass  $\text{Cl}^-$  chemisch beständig ist und fast ausschließlich advektiv migriert.

### **2.8.1 Einfluss von Auftaumittel auf Schwermetalle**

Schwermetalle, wie Kupfer und Zink, können in Straßenabwässern vor allem durch Reifen- und Bremsabrieb vorhanden sein. Bei einer Versickerung der Straßenabwässer durch den Oberboden können diese beiden Schwermetalle, wie in Kapitel 2.4.1 näher erläutert, großteils zurückgehalten werden. Dennoch finden im Untergrund unterschiedliche Mobilisierungsprozesse statt.

Beim Auflösen von  $\text{NaCl}$  in Wasser dissoziiert es in die Ionen  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$ . Das Kation  $\text{Na}^+$  bewirkt ein Verdrängen von Schwermetallen im Untergrund (BMLFUW 2014). Chloridionen hingegen können laut Sarkar (2003, in Cassanelli 2013) einerseits eine Komplexbildung mit Schwermetallen, sowie andererseits eine Mobilisierung giftiger Metalle, wie Quecksilber und Blei bewirken, obwohl diese in der Natur typischerweise immobil vorliegen.

In der Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft (Huber et al. 2016) wurden Untersuchungen über den Einfluss von Auftausalzen auf den Schwermetallrückhalt von Filtermaterialien präsentiert. Es stellte sich heraus, dass die Mobilisierung von Schwermetallen nicht nur von der Chloridkonzentration, sondern auch von dem verwendeten Auftaumittel abhängig ist. Eine Rücklösung von Kupfer und Zink konnte bei der Auftausalzmischung von  $\text{NaCl}$  mit  $\text{CaCl}_2$  nachgewiesen werden, wohingegen keine, beziehungsweise nur eine stark verminderte Rücklösung bei der reinen Verwendung von

NaCl gemessen wurde. Die höchste Mobilisierungsrate konnte bei der Mischung von Magnesium- und Calciumionen beobachtet werden.

Cadmium kann in Abhängigkeit von dem pH-Wert (Abbildung 17) viele verschiedene Verbindungen mit Chlorid eingehen, wobei diese meist sehr mobil sind und aus den Versuchsfilteranlagen in großen Mengen ausgetragen wurden.

Der pH-Wert selbst kann durch die Verwendung von Auftausalzen verändert werden, was eine Auswirkung auf die Löslichkeit der Schwermetalle mit sich bringt. Hohe pH-Werte begünstigen dabei den Rückhalt dieser. (BUWAL 2002)

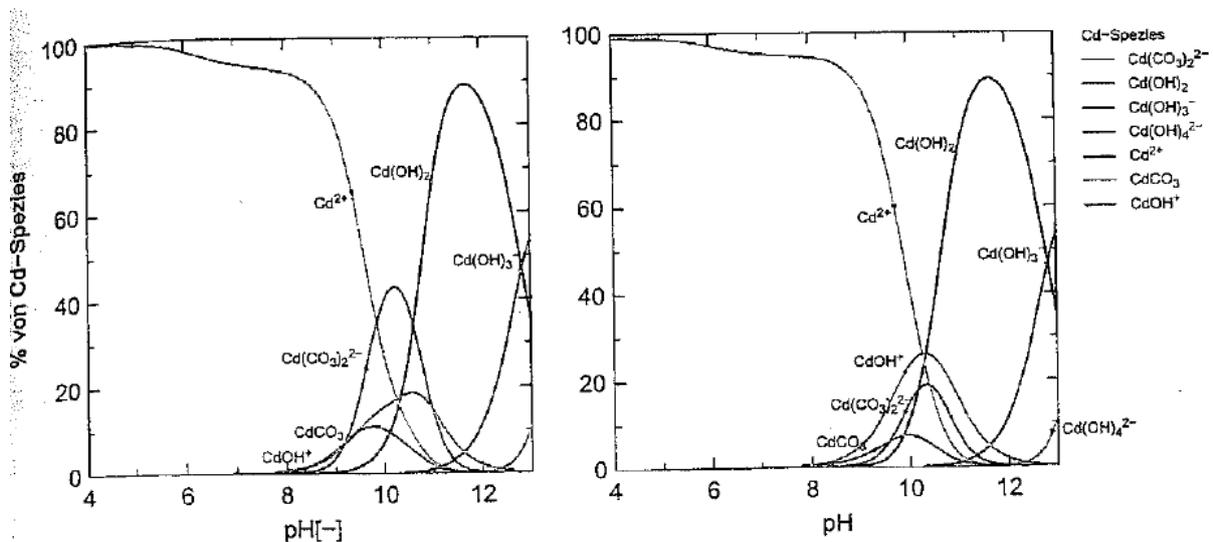


Abbildung 17: Spezierung von Cd ohne Schwermetallkonkurrenz (links) und unter Anwesenheit von Pb, Cu, Ni und Zn (rechts) (Huber et al., S. 425)

Um nicht beliebig hohe Chloridkonzentrationen zu tolerieren und somit die Umweltauswirkungen einzuschränken, gibt es verschiedene Verordnungen, in welchen Konzentrationswerte festgehalten werden. Diese aktuellen gesetzlichen Grundlagen sind im nachfolgenden Kapitel zusammengefasst.

## 2.8.2 Gesetzliche Grundlagen

Aktuell gibt es in Österreich Schwellenwerte für Chlorid im Grundwasser, wobei sich mögliche Grenzwerte aus folgenden Verordnungen ableiten lassen:

- Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser (BMLFUW 2010): der gute chemische Zustand wird mit einem Schwellenwert von 180 mg/L und einem Ausgangspunkt für die Trendumkehr von 150 mg/L festgelegt.

*„...Ein Grundwasserkörper befindet sich in einem guten chemischen Zustand, wenn keine Anzeichen für etwaige Salz- oder andere Intrusionen in den Grundwasserkörper gegeben sind...“* (entsprechend §5 Abs. 2 Ziff.d)

- Trinkwasserverordnung (BMSG 2001): Der Indikatorparameterwert für Chlorid beträgt 200 mg/L, wobei bei Überschreitung die Ursache zu überprüfen und festzustellen ist. Es handelt sich hierbei um eine Geschmacksgrenze. Laut dem BMLFUW (2014) schmeckt Wasser ab einer Salzkonzentration von etwa 200 mg/L bis 300 mg/L salzig.
- Grundwasserschwellenwertverordnung (BMLFUW 1991): Chlorid wird mit einem Schwellenwert von 60 mg/L angeführt, wobei diese Verordnung im Jahre 2010 außer Kraft getreten ist und durch die QZVO Grundwasser ersetzt wurde.
- Trinkwasserstandard der WHO (2011): der Anzeigeparameter für Chlorid im Grundwasser wurde hierin aufgehoben
- Trinkwasserstandard der EU (1998): der Anzeigeparameter für Chlorid ist mit 250 mg/L festgehalten

Zusammenfassend können folgende Parameterwerte aus den Verordnungen erhalten werden:

*Tabelle 10: zusammengefasste Parameterwerte für Chlorid*

<b>Verordnung/ Standard</b>	<b>Parameterwert/ Schwellenwert</b>
Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser	180 mg/L
Trinkwasserverordnung	200 mg/L
Grundwasserschwellenwertverordnung	60 mg/L
Trinkwasserstandard der WHO	aufgehoben
Trinkwasserstandard der EU	250 mg/L

Laut Wasserrechtsgesetz (Bundesamt 1959) §30 Abs. 1 gilt: *“Insbesondere ist Grundwasser sowie Quellwasser so reinzuhalten, dass es als Trinkwasser verwendet werden kann.“*

Demnach könnte der Indikatorparameterwert für Trinkwasser auf das Grundwasser

angewendet werden, wobei laut Atanasoff et al. (2011, S. 55) der §30 Abs. 1 WRG 1959 nicht „als zwingende Handlungsanordnung, sondern als Zielbestimmung“ anzusehen ist.

Da auch mit Einträgen unabhängig der Autobahn zu rechnen ist, sollte laut Atanasoff et al. (2011) ein ausreichender Puffer berücksichtigt werden. Er empfiehlt, die maximal zulässige Konzentration mit 70 % des Richtwertes der Qualitätszielverordnung Grundwasser von 180 mg/L, also 125 mg/L anzunehmen.

Laut dem Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (2011) scheint eine „Auffüllung“ der Vorfluter auf 150 mg/L (Wert der Trendumkehr der QZV Chemie) als gewässerökologisch sehr bedenklich, speziell da die meisten Gewässer eine Hintergrundbelastung kleiner 10 mg/L aufweisen.

Betrachtet man die Toleranz der Flora näher, so ist festzustellen, dass lediglich eine Konzentration von 70 mg/L für nahezu alle Pflanzen verträglich ist. Bei höheren Konzentrationen weisen die ersten salzempfindlicheren Pflanzen bereits Schäden auf. Im Vergleich hierzu scheint ein Grenzwert zwischen 150 und 200 mg/L, selbst sogar 125 mg/L sehr hoch und ökologisch bedenklich. (Atanasoff et al. 2011; ÖWAV 2003b)

Aufgrund der Tatsache, dass bei kurzen, heftigen Niederschlägen viel Chlorid schlagartig ausgewaschen und neben Versickerung auch teilweise in Vorfluter eingeleitet wird, empfehlen einige Autoren eine Trennung in die mittlere zulässige Konzentration, sowie eine maximale, kurzzeitig zulässige Konzentration für Vorfluter. Laut dem Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (2011) könnten Grenzwerte von 150 mg/L Cl<sup>-</sup> für den langfristigen Mittelwert, sowie 600 mg/L für kurzzeitige Maximalkonzentration in Betracht kommen. Die kurzzeitige Spitzenbelastung von 600 mg/L sollte laut BMLFUW (2014) für maximal 72 h erreicht werden. Zudem sollte der Kalkgehalt des Gewässers miteinbezogen werden, da dieser die toxische Wirkung von Chlorid auf die Flora und Fauna beeinflusst.

Im speziellen werden von BMLFUW (2014) folgende Richtwerte vorgeschlagen (Tabelle 11):

*Tabelle 11: Vorschlag für Richtwerte für Chlorid in Abhängigkeit von der Expositionsdauer und dem Kalkgehalt des Gewässers von BMLFUW (2014)*

Kalkgehalt	Calcium (mg/L)	Richtwert	
		Chronische Belastung	Akute Belastung
		max. 1 Monat	max. 3 Tage
Kalkreich	≥ 25	150	600
Mäßig kalkarm	< 25	125	500
Kalkarm	< 15	100	400

## 2.9 Auswirkungen von Chlorid auf die Flora und Fauna

Die Auswirkungen von Chlorid auf die Flora und Fauna sind vielseitig und je nach Tierbeziehungswiese Pflanzenart sehr unterschiedlich. Genauere Betrachtungen der Auswirkungen sind in den Kapiteln 2.9.1 und 2.9.2 durchgeführt.

### 2.9.1 Auswirkungen auf die Fauna

Chloride werden nicht nur anthropogen in den Untergrund eingebracht, sondern kommen an bestimmten Standorten natürlich vor. Neben den großen Weltmeeren stellt einen solchen, natürlichen Salzstandort der Raum Neusiedler See mit dem Seewinkel, sowie Teile des nördlichen Weinviertels dar (Abbildung 18). Anhand solcher natürlicher Umgebungsbedingungen lassen sich einige Untersuchungen abseits des Labors durchführen, wobei Anpassungsmechanismen der Lebewesen oft deutlicher erkennbar sind.

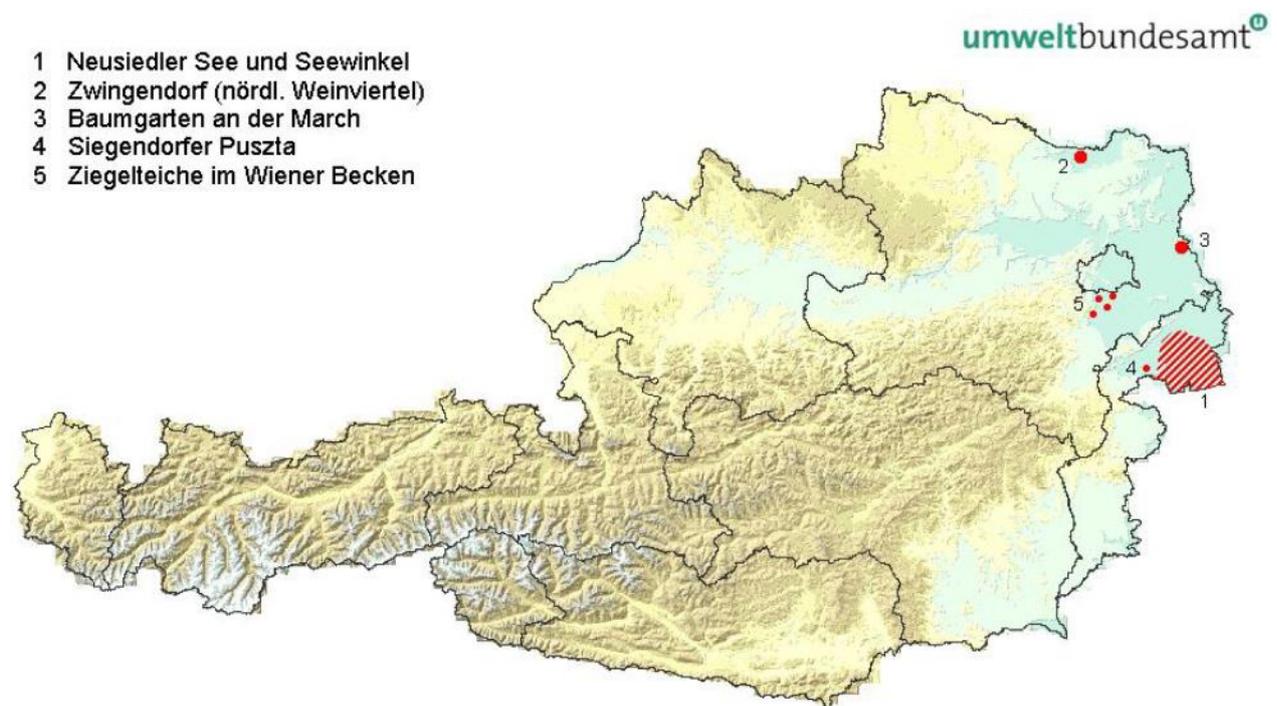


Abbildung 18: Natürliche Salzstandorte in Österreich (BMLFUW 2014, S. 11)

Chloride spielen bei der Aufrechterhaltung des osmotischen Drucks, dem Säure-Basen-Gleichgewicht und bei der Wasserbilanz eine große Rolle. Durch eine Ungleichverteilung können diese Mechanismen gestört oder nur unter erheblichem Stress aufrecht erhalten werden, was verschiedene Auswirkungen, bis hin zum Tod, mit sich führen kann.

In einer sehr umfangreichen Literaturstudie des BMLFUW (2014) stellt sich heraus, dass die Salztoleranz nicht nur von den Konzentrationen, sondern auch von der Ionenzusammensetzung abhängig ist. Die Toxizität der Kationen-Chlorid-Salze wird hierbei

in folgender Reihenfolge angegeben:  $KCl > MgCl_2 > CaCl_2 > NaCl$ . Zudem hängt die Toxizität von der Wasserhärte ab. Je weicher ein Wasser ist, desto geringere Salzkonzentrationen werden toleriert. Lebewesen in Gewässern mit einer hohen Wasserhärte ertragen auch höhere Chloridkonzentrationen, da diese Gewässer besser gepuffert sind.

Ordnet man die vier biologischen Qualitätselemente (BQE) inklusive der Amphibien hinsichtlich deren Sensitivität gegenüber Chlorid an, erhält man folgendes Ergebnis:

Algen > Makrophyten > Amphibien > Wirbellose > Fische

Fische sind somit jene Lebewesen, die hohe Chloridgehalte am besten tolerieren. Die Toleranz hängt auch stark von der Anpassungsdauer ab. Können sich Lebewesen langsam an einen höheren Salzgehalt akklimatisieren, so fügt dies weniger Schaden zu, als ein plötzlicher Konzentrationsunterschied.

Auswirkungen von hohen Chloridkonzentrationen lassen sich in Form von Stresssymptomen erkennen. Hierzu gehört unter anderem der Wachstumsstopp, eine reduzierte oder fehlende Fortpflanzung, kein Vorhandensein von Jungtieren, eine Veränderung der Artenzusammensetzung, erhöhte Anfälligkeit für Krankheiten etc. (Dunlop et al. 2005).

Geringe Salzgehalte begünstigen bei manchen Lebewesen sogar das Wachstum, da speziell bei Süßwassertieren ein Ungleichgewicht der Ionenkonzentration zwischen intra- und extrazellulärem Raum besteht. Um im Inneren eine höhere Chloridkonzentration als in der Umgebung aufrecht zu erhalten, muss aktiv Energie in Form von ATP aufgewendet werden. Ist im Umgebungswasser ein nur leicht erhöhter Chloridgehalt vorhanden, so ist der Konzentrationsunterschied geringer, weshalb ATP eingespart werden kann.

Fische und Mikroorganismen können bereits ab einer Einwirkdauer von 7 bis 10 Tagen chronische Schäden davon tragen. Es wird daher, wie bereits im Kapitel 2.8.2 erwähnt, vom BMLFUW (2014) angeraten, eine getrennte Betrachtung zwischen chronischer und akuter Belastung durchzuführen.

Geeignete Anpassungsstrategien sind einerseits die Vermeidung solcher Gewässer, sofern eine Art mobil genug ist, dies entscheiden zu können (Frösche) und andererseits das Aussitzen dieser Bedingungen (Bakterien), was beispielsweise als Dauerstadium durchgeführt wird. Einige Bakterien und Mikroorganismen akkumulieren Stressproteine, welche das osmotische Gegengewicht zu den anorganischen Ionen darstellen. (BMLFUW 2014)

## 2.9.2 Auswirkungen auf die Flora

Algen und Makrophyten, die in Oberflächengewässern vorkommen, können genauso von belasteten Straßenabwässern beeinflusst werden, wie Gräser, Sträucher oder Bäume, welche Wasser über den Boden beziehen. Chlorid schädigt die Flora nicht nur über das Grundwasser (~90 % der Schäden), sondern auch über die sogenannte „Gischt“ (Spritzwasser ~10 %). Hierbei können im Straßenbereich direkte Schäden, wie Kontaktschäden, durch die Ätzwirkung auf der Blattoberseite auftreten. Trockenschäden kommen aufgrund der geänderten osmotischen Wirkung, Nekrosen aufgrund von Salzaufnahme und Salzakkumulationen, sowie Störungen des Kaliumhaushaltes aufgrund von Nährstoffungleichgewichten zustande. (FSV 2012) Weiters kann Salzstress zur Inhibition der Photosynthese, zum Erliegen der Keimung, sowie zum Absterben an sich führen. Bäume sind oft empfindlicher als Sträucher und Gräser (Forman und Alexander 1998).

Wie groß die über den Wurzelraum aufgenommene Salzmenge ist, hängt einerseits von der Salzkonzentration und andererseits von der Verweildauer der Salzlösung im Wurzelraum ab. Besonders gefährdet sind Böden, die von Staunässe geprägt sind.

Laut dem ÖWAV Arbeitsbehelf 11 – Empfehlungen für Bewässerungswasser (ÖWAV 2003b) ist eine Chloridkonzentration von maximal 70 mg/L für nahezu alle Pflanzen, inklusive der chloridempfindlichen Sonderkulturen wie Obstbau und auch Nadelwälder geeignet. Chloridempfindliche Sorten weisen bei Konzentrationen zwischen 70 und 140 mg/L bereits leichte bis mittlere Schäden auf, wobei diese Konzentrationen salzverträglichen Pflanzen noch nichts anhaben.

### 3 Autobahnknoten Wels

Für die exemplarische Untersuchung der Auswirkungen von Straßenabwässern auf das Grundwasser wurden Grundwasseranalysen im Autobahnknoten Wels herangezogen.

#### 3.1 Allgemeine Projektbeschreibung

Der Autobahnknoten Wels befindet sich nordwestlich von Wels, Oberösterreich und wurde im Jahre 1982 errichtet. Er befindet sich auf einer Höhe von etwa 330 m ü. A. Die Entwässerungsanlagen wurden bis spätestens 31.12.1984 fertiggestellt.



Abbildung 19: Übersicht Autobahnknoten Wels (DORIS – Land Oberösterreich (o. Jahr))

Der Autobahnknoten ist, wie in der Abbildung 19 ersichtlich, als Dreieckslösung ausgebildet und stellt die Verbindung zwischen der Welser Autobahn (A25) und der Innkreisautobahn (A8) dar. Er verbindet folgende Ortschaften:

- Suben und Linz
- Suben und Sattledt
- Linz und Sattledt

Das durchschnittliche tägliche Verkehrsaufkommen im Jahre 2015 beträgt 31.600 KFZ auf der A8, sowie 53.900 KFZ auf der A25 (Dantinger 2016).

Der Knoten selbst ist auf eine Entwurfsgeschwindigkeit von 100 km/h ausgelegt, wobei außerhalb des Knotens die Autobahnen mit einer Entwurfsgeschwindigkeit von 140 km/h projektiert sind. Die Fahrbahn ist, abgesehen von den Verzweigungen, 2-spurig ausgebildet

und der Querschnitt weist eine durchschnittliche Kronenbreite von 30 m auf. (Amt der o.ö. Landesregierung 1974)

Der bituminöse Straßenaufbau wurde aus Mineralstoffen (Sand, Kiessand, Kies, Brechsand, Splitt und Schotter) und bituminösem Bindemittel hergestellt. Der hierfür benötigte Schotter (etwa 500000 m<sup>3</sup>) wurde aus dem Grundstück Oberfeldstr. 35, Wels (Parzellennummer 301 KG, Obereisenfeld) entnommen und anschließend wieder verfüllt.

Im Winterdienst wird NaCl und CaCl<sub>2</sub> im Verhältnis 20,7:1 eingesetzt, wobei NaCl ausschließlich als Siedesalz und CaCl<sub>2</sub> als Sole mit 23 Gew % zur Anwendung kommt (Berghold 2016).

Im Untersuchungsgebiet sollen die Auswirkungen und Einflüsse von Chlorid auf das Grundwasser aufgezeigt sowie durch umfangreiche Grundwasseranalysen eventuell weitere auffällige Parameter, bedingt durch Straßenabwässer, auffindig gemacht werden.

### **3.2 Hydrogeologische Standortbeschreibung**

Der Autobahnknoten Wels befindet sich am nördlichen Randbereich des großräumigen Porengrundwasservorkommens der Welser Heide, wo der wasserstauende Schlier gegen Norden hin auftaucht. Der Schlier bildet den Grundwasserstauer und verwittert am Gebirgsrand oberflächlich zu lehmigem Boden. (Amt der o.ö. Landesregierung 04.1976; Gierlinger 2005)

Unterhalb des Schliervorkommens, das etwa in einer Tiefe von 9 bis 12 m unter GOK anzutreffen ist, befindet sich in der Welser Heide Tiefengrundwasser, welches teilweise langsam durch den Schlier in das oberflächennahe Grundwasser aufsteigt. Vorhandenes Grundwasser liegt teilweise in gespanntem Zustand vor. (Wimmer 2016)

Bodenkundlich gesehen ist im Bereich der Welser Heide der flachgründige Bodentyp Rendzina vorherrschend, welcher durch eiszeitliche Schotterablagerungen entstanden ist. Diese Schotterablagerungen werden durch eine flache Schicht aus Humus und Lehm überdeckt. Die mittlere Mächtigkeit des Schotterkörpers beträgt laut Haslinger et al. (2008) 12 m. Trifft Niederschlag auf die Welser Heide, kommt es nach Erreichen der Schotterschicht zur raschen Perkolation und somit zur Speisung des Grundwasservorkommens.

Die Grundwasserströmungsrichtung wurde im Rahmen mehrerer Projekte des Landes Oberösterreich untersucht und verläuft im Untersuchungsgebiet von Nordwesten nach Südosten. Nachstehend ist ein Ausschnitt aus der umfangreichsten Untersuchung der Welser Heide gezeigt, wobei der rot eingezeichnete Pfeil die vorhandene Grundwasserströmungsrichtung darstellt (Abbildung 20). All diese zufließenden Wässer strömen zuerst Richtung Talmitte und dann traunparallel der Donau zu.

Auswertungen von Pumpversuchen der ehemaligen Verdachtsfläche „Zaunergrube“, unmittelbar neben dem Autobahnknoten Wels gelegen, haben für den Untergrund einen durchschnittlichen  $k_f$ -Wert von  $1,4 \cdot 10^{-3}$  m/s ergeben (Gierlinger 1995).

Im Rahmen der ergänzenden Untersuchungen der „Kraxberger Schottergrube“ – ebenfalls nahe des Untersuchungsgebietes – wurde die Grundwasserströmungsgeschwindigkeit von Anthes (2003) mit 10 bis 20 m/Tag abgeschätzt.

Gierlinger (2005) nimmt die Grundwasserneubildung für seine Modellberechnungen in der Welser Heide mit 17 % der mittleren Niederschlagshöhe für Hochterrassen und mit 23 % für Niederterrassen (bessere Durchlässigkeit wegen der fehlenden Lehmschicht) an. Da in dem Projektgebiet eine Lehmüberdeckung von 0,5 bis 1,5 m vorhanden ist (siehe Bohrprofile Anhang 1), wird die Grundwasserneubildungsrate mit 17 % von Gierlinger übernommen.

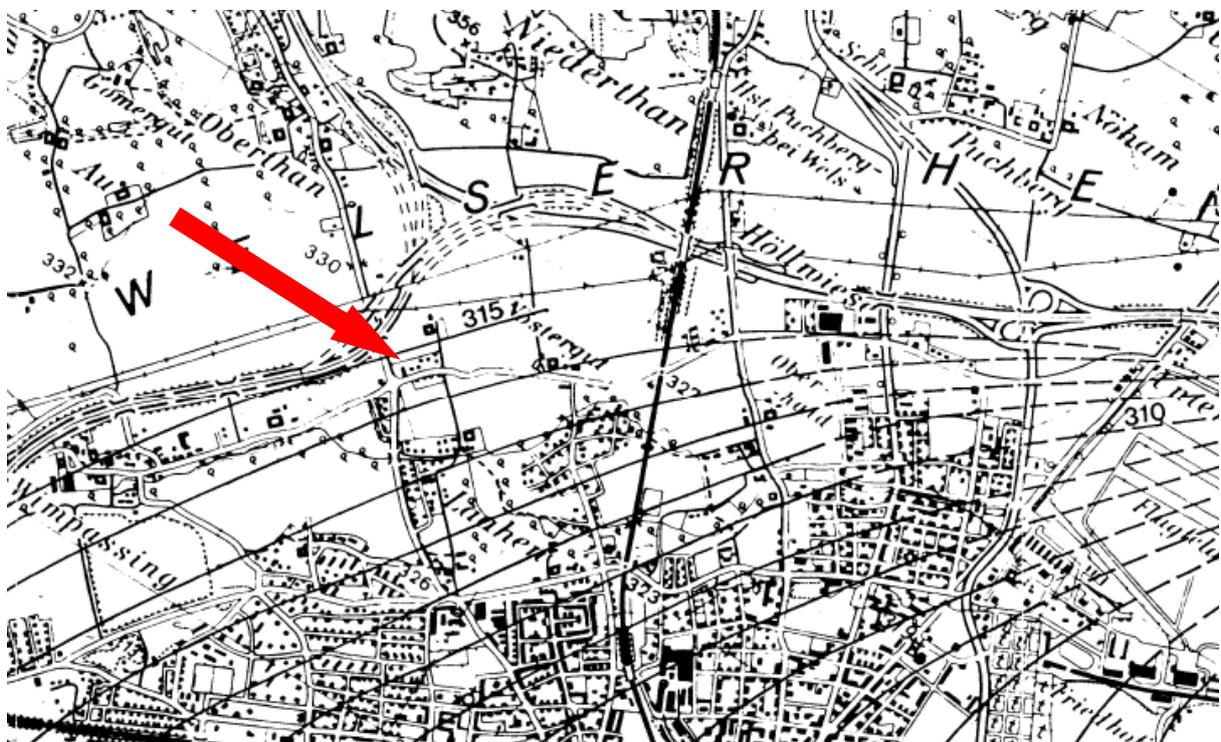


Abbildung 20: Grundwasserströmungsrichtung Welser Heide (Ausschnitt aus Hydrografischer Dienst 1986)

Im Einflussgebiet des Autobahnknoten Wels, befinden sich zahlreiche Nutzungen des Grund- bzw. Oberflächenwassers. Eine Auflistung, welche wasserrechtlich bewilligten Entnahmeanlagen in einem Radius von 1,5 km stromabwärts (südlich) des Autobahnknotens anzutreffen sind, ist dem Anhang 2 zu entnehmen. Da um 1979 die meisten Häuser in dieser Gegend an keine zentrale Wasserversorgung angeschlossen waren, ist zu vermuten, dass weitere Hausbrunnen im unmittelbaren Einflussgebiet bestehen, diese aber nie wasserrechtlich erfasst wurden.

### 3.3 Entwässerung des Autobahnknotens

Niederschlagswässer aus dem Bereich Knoten Wels fließen einerseits frei über die Böschung ab und andererseits werden sie nach Passage von Ölabscheideanlagen in Sickerbecken zur Versickerung gebracht.

#### 3.3.1 Freie Versickerung über die Böschung

Bei der freien Versickerung der Niederschlagswässer rinnt das Straßenabwasser über die Böschung in eine etwa 2,5 m breite, parallel zur Straße verlaufende Mulde. In dieser Mulde versickert das Abwasser über eine vorhandene Humusschicht. Die Böschung weist eine Steigung von 2:3 auf. Die nachstehende Abbildung 21 zeigt einen Ausschnitt eines Straßenquerschnittes, wobei hier nur die Böschung mit Versickerungsmulde dargestellt ist.

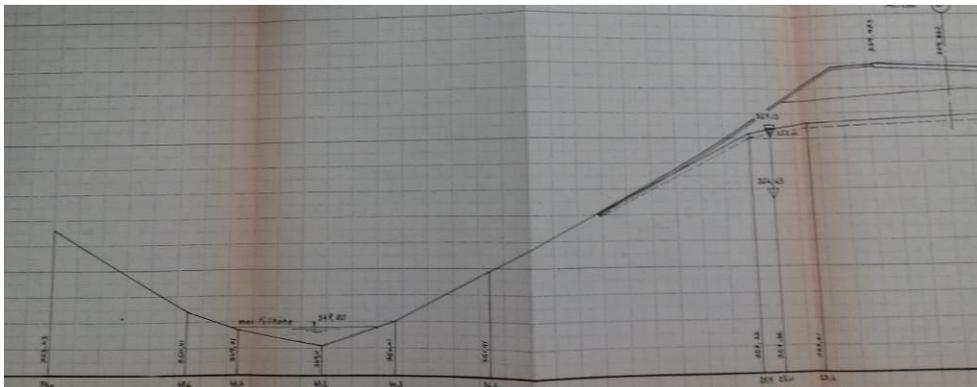


Abbildung 21: Versickerungsmulde im Autobahnknoten Wels

#### 3.3.2 Versickerung über Versickerungsbecken

Im Autobahnknoten Wels befinden sich insgesamt 3 Versickerungsbecken mit vorangeschaltetem Ölabscheider, sowie 2 Versickerungsbecken ohne Ölabscheider.

Ein unterirdisch verlegtes Kanalsystem aus gelochten Betonfalzrohren NW 300 mm befördert die Straßenabwässer zu einem der Vorbecken, welches als flüssigkeitsdichte Stahlwanne mit lotrechten Wänden ausgeführt ist. Von dort gelangt das Wasser in die Leichtstoffabscheider (nach Konstruktionszeichnungen der Firma Passavant hergestellt), wobei jeweils 2 parallel geschaltet sind. Dies bringt den Vorteil, dass bei Ausfall eines Abscheiders der zweite immer noch intakt und funktionsfähig ist. Die Abscheider enthalten selbstständige Ölabzugsvorrichtungen und sind mit einem Ölspeicher ausgestattet. Die Entnahme aus dem Vorbecken erfolgt über Schwimmer, sodass die zufließende Wassermenge das zugelassene Maximum nicht überschreitet. Die nachgeschalteten Versickerungsbecken sind große Mulden, welche mit einer 10 cm bis 15 cm mächtigen Humusschicht ausgekleidet sind. Neben der Grasnarbe können gemäß Bescheid auch

Sträucher und Bäume angesetzt werden. Die Sohle des Versickerungsbeckens befindet sich mindestens 50 cm über dem höchsten gemessenen Grundwasserstand.

Die Abbildung 22 zeigt einen Schnitt durch den Ölabscheider 1, wobei links das flüssigkeitsdichte Vorbecken, Richtung rechts die Leitung des Wassers zum Ölabscheider mit dem Ölabscheider, sowie die Weiterleitung in das Versickerungsbecken zu sehen ist.

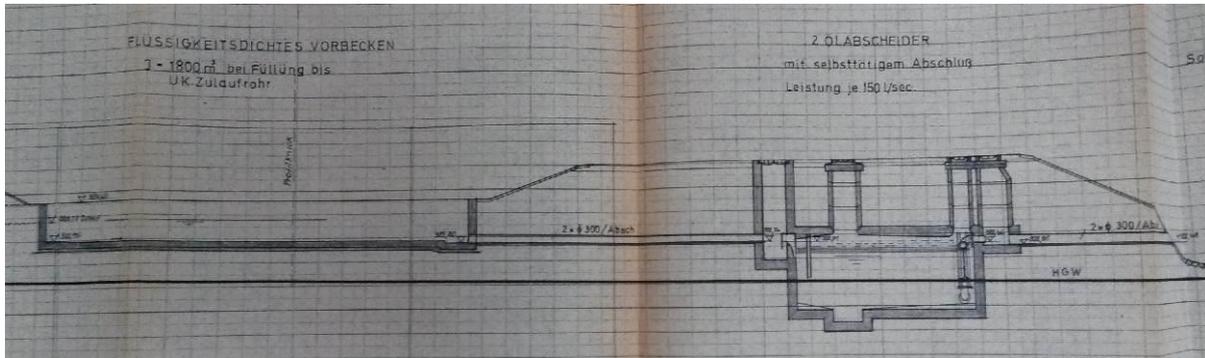


Abbildung 22: Ölabscheider 1 (Land Oberösterreich 1975, Plan Nr. 3)

Die drei Versickerungsanlagen wurden so ausgelegt, dass ein HQ10 rückstaufrei in das Versickerungsbecken abgeführt werden kann. Das Vorbecken kann zudem bei Vollfüllung ein HQ10 aufnehmen. Es können folgende Wassermengen bewältigt werden:

- Anlage 1: Vorbecken mit 1800 m<sup>3</sup>, 2 Leichtstoffabscheider mit je 150 L/s Normaldurchflussmenge und 1 Versickerungsbecken
  - Lage: im Autobahndreieck zwischen KM 80.640 und KM 80.880
  - Zufluss aus zwei Kanalsystemen
  - Gesamteinzugsgebiet: 6,87 ha
- Anlage 2: Vorbecken mit 268 m<sup>3</sup>, 2 Leichtstoffabscheider mit je 60 L/s Normaldurchflussmenge und 1 Versickerungsbecken
  - Lage: nördlich der Autobahn zwischen KM 81.060 und KM 81.400
  - Zufluss aus einem Kanalsystem
  - Gesamteinzugsgebiet: 1,44 ha
- Anlage 3: Vorbecken mit 1360 m<sup>3</sup>, 2 Leichtstoffabscheider mit je 150 L/s Normaldurchflussmenge und 1 Versickerungsbecken
  - Lage: südlich der Autobahn und unmittelbar westlich der ÖBB Überführung Wels-Passau zwischen KM 81.580 und KM 81.720
  - Zufluss aus einem Kanalsystem
  - Gesamteinzugsgebiet: 5,86 ha

Der Grundriss der Versickerungsanlage 3 ist in Abbildung 23, die dazugehörige Ölabscheideanlage mit einer Reinigungsleistung von 150 L/s ist in der Abbildung 24 ersichtlich.

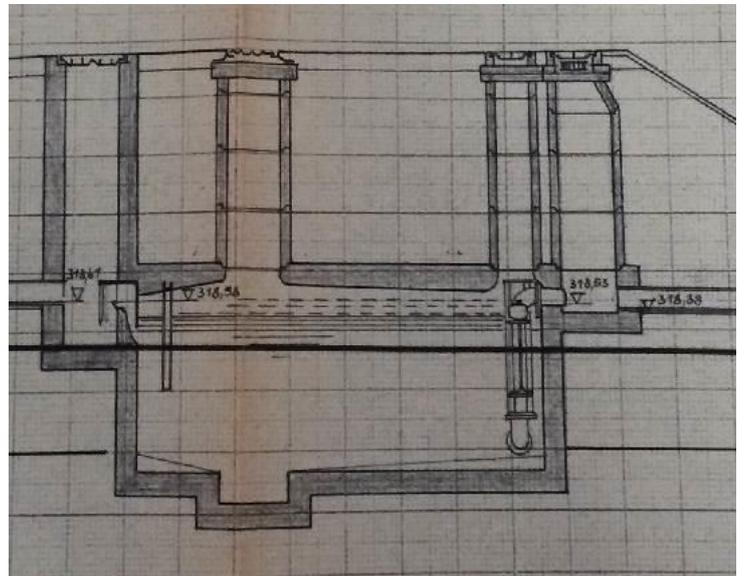
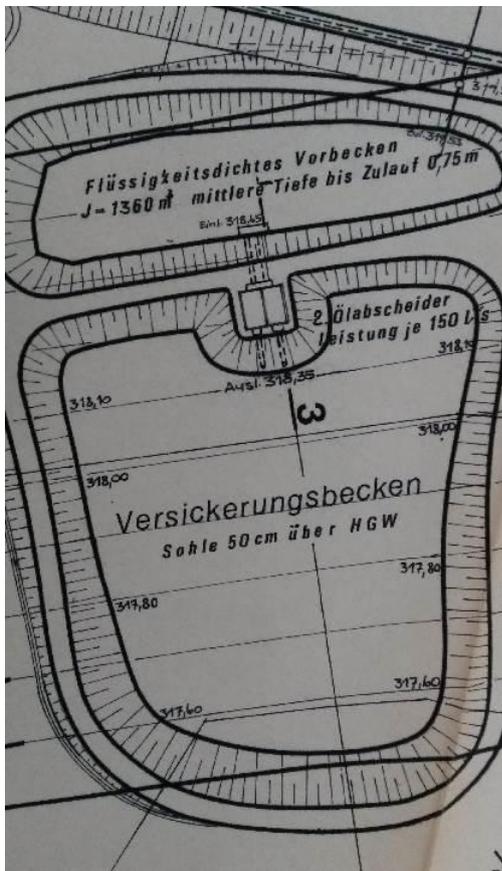


Abbildung 24: Schnitt durch den Ölabscheider 3  
(Land Oberösterreich 1975, Einlage 7)

Abbildung 23: Grundriss  
Versickerungsbecken 3 inklusive  
Ölabscheider (Land Oberösterreich  
1975)

Abbildungen der tatsächlichen Beschaffenheit des Vorbeckens 1, der Hinweistafel des unterflur Ölabscheiders 1, sowie des Versickerungsbeckens 1 liegen dem Anhang 3 bei.

### 3.4 Grundwasserbeweissicherung

Für die Grundwasserbeweissicherung wurden im Zuge der Autobahnerrichtung 9 Sonden errichtet, sowie 2 Hausbrunnen im Anstrombereich für die Beprobungen herangezogen.

Die 9 Grundwassersonden sind als oberflur PVC-Rohre DN 125 mit nicht versperrter Sebakappe ausgeführt.

Die Beurteilung des Grundwassers soll für Chlorid viermal jährlich erfolgen, für alle anderen Parameter ist mit 14.06.1996 eine jährliche (zuvor vierteljährliche) Überprüfung ausreichend.

Die Grundwassersonde 1 liegt, ebenso wie die beiden Hausbrunnen Donnerstraße 15 und Donnerstraße 17, laut Bescheid im Anstrombereich und dient als Referenzwert für unbeeinflusstes Grundwasser. Allerdings zeigen Untersuchungsergebnisse, dass die Grundwassersonde 1 definitiv von der Autobahn beeinflusst wird.

Folgende Sonden werden als Beweissicherung der einzelnen Versickerungsbecken mit zugehörigen Ölabscheidern eingesetzt:

- Versickerungsbecken 1: Sonde 2 und Sonde 3
- Versickerungsbecken 2: Sonde 4 und Sonde 5
- Versickerungsbecken 3: Sonde 6 und Sonde 7
- Versickerungsbecken 4 und 5: Sonde 8 und Sonde 9

Die Grundwassersonde 8 liegt im Einflussbereich einer Altablagerung, weshalb nicht alle Messwerte der Grundwasseranalysen als aussagekräftig gelten.

Die Bohrprofile der 9 Grundwassersonden liegen im Anhang 1, der Lageplan der Grundwassersonden, sowie der Ölabscheidenanlagen dem Anhang 4 bei.

## 4 Datengrundlagen, Material und Methoden

### 4.1 Chloride im Grundwasser

Ziel dieses Kapitels ist es, die zeitliche und räumliche Verteilung der Chloride anschaulich darzustellen, sowie unterschiedliche Einflussfaktoren aufzuzeigen.

#### 4.1.1 Datenerhebung

Die bereits in Kapitel 3.4 beschriebenen Grundwassersonden wurden im Zuge der Errichtung des Autobahnknoten Wels erbaut und seither regelmäßig überprüft. Die Beprobung dieser 9 Grundwassersonden erfolgte zumeist mit einer Schöpferentnahme, die der beiden Hausbrunnen mittels Entnahme aus dem Wasserhahn.

Das Amt der oberösterreichischen Landesregierung stellte dankenswerter Weise diese Messdaten zur Verfügung, wobei diese aus digitalen, analogen und bereits mikroverfilmten Dokumenten zusammengesucht und vereint werden mussten. Die ältesten Messdaten stammen dabei aus dem Jahre 1979, wodurch eine Langzeituntersuchung von über 35 Jahren möglich ist. Die Chloridwerte dieser 9 Grundwassersonden sind in Anhang 5 beigelegt.

Für Untersuchungen gemäß der Grundwasserzustandsverordnung wurden insgesamt 22 GZÜV-Messstellen in der gesamten Welser Heide errichtet, wobei hiervon ebenso vierteljährliche Messungen einiger Parameter vorliegen. Eine der hiervon wichtigsten Messstellen ist die Grundwassermessstelle Styrrer Arnold mit der Nummer 40301072 bzw. WV 4030100044, welche seit 1992 in Betrieb ist. Sie befindet sich 1,3 km südöstlich des Autobahnknoten Wels, wodurch sie für den abstromigen Bereich sehr aussagekräftig ist. Eine Liste der verwendeten Grundwassermesssonden ist in Tabelle 12, sowie eine Liste der GZÜV-Messstellen in der gesamten Welser Heide ist in Tabelle 13 enthalten. Die Projektion der Koordinaten erfolgt hierbei nach dem GK M31 in Form von Hochwert und Rechtswert.

*Tabelle 12: Beobachtungssonden im Bereich Knoten Wels*

Anlageteilnahme	Anlageteiltyp	Hochwert in m	Rechtswert in m
A8 km 14,45 Sonde 1	Beobachtungssonde	337836	48939
A8 km 14,3 Sonde 2	Beobachtungssonde	337757	49076
A8 km 14,4 Sonde 3	Beobachtungssonde	337854	49158
A25 km 18,8 Sonde 4	Beobachtungssonde	338166	49487
A25 km 18,6 Sonde 5	Beobachtungssonde	338218	49595
A25 km 18,3 Sonde 6	Beobachtungssonde	338165	49929
A25 km 18,25 Sonde 7	Beobachtungssonde	338183	49969

A8 km 13,95 Sonde 8	Beobachtungssonde	337382	49097
A8 km 13,85 Sonde 9	Beobachtungssonde	337301	49077
Maurer Schottergrube MS-GW01	Beobachtungssonde	Grundstücks-Nr. 359/35 Laahenerstr. 72, 4600 Wels	
Buchkirchnergrube BGW 4	Beobachtungssonde	338551	51618
Süd-Osttangente Wels S-OTW	Beobachtungssonde	337182	52061
Heizölvertrieb Wels Lutz Weber Sonde B XII	Beobachtungssonde	335000	50355
Untereisenfeld, BI 29.9	Beobachtungssonde	335971	53025
Pernau, BI 26.3 = WDP II	Beobachtungssonde	337273	55569

*Tabelle 13: GZÜV-Messstellen in der Welser Heide*

Anlageteilnahme	Anlageteiltyp	Messstellennr.	Hochwert in m	Rechtswert in m
Lehner Franz 41806022 Edt bei Lambach	Wasserversorgungsanlage	4180600023	327765	42706
Zitzler Heinz und Angela	Thermische Nutzungsanlage	4180600024	330429	44389
Gunskirchen	Wasserversorgungsanlage	4180800005	331450	46065
Silbergasser Kfz-Werkstätte	Wasserversorgungsanlage	4180800059	332904	46096
Hausbrunnen Trausenegger Damm 53	Wasserversorgungsanlage	4030100289	334384	48245
Kindergarten Lichtenegg MW 73	Wasserversorgungsanlage	4030100049	33544	50000
Styrer Arnold	Wasserversorgungsanlage	4030100044	337169	50040
Krankenkasse Wels	Wasserversorgungsanlage	4030100236	336204	51967
Parzer Josef und Adele	Wasserversorgungsanlage	4030100048	339094	53715
Lackner Engelbert, GH Jagerl	Wasserversorgungsanlage	4030100051	337240	54970
Marchtrenk Freibadanlage	Wasserversorgungsanlage	4181200545	338894	58025
Leibetseder Roman	Wasserversorgungsanlage	4181200039	340140	59460
Zeller Klaus	Wasserversorgungs-	4182400065	338376	60950

	anlage			
Ortmair Franz	Wasserversorgungs- anlage	4100700020	343161	61953
Lagerhaus Pasching Aistenthal 40	Wasserversorgungs- anlage	4101700006	345923	63697
Hydrogr.Dienst Grundwasser- beobachtungen	Wasserversorgungs- anlage	4101200006	346731	66728
Zellinger Johann	Wasserversorgungs- anlage	4102100029	344109	67020
Hydrogr.Dienst Grundwasser- beobachtungen	Wasserversorgungs- anlage	4100200017	341846	68773
Gabler Band	Wasserversorgungs- anlage	4102100026	343978	69530
Caritas für Menschen mit Behinderungen	Wasserversorgungs- anlage	4101200099	347871	69367
Hydrogr.Dienst Grundwasser- beobachtungen	Wasserversorgungs- anlage	4100200008	343836	71055
Kleingartenverein Kleinmünchen Schörghenhub	Wasserversorgungs- anlage	4010100179	345704	71839

Um eine Korrelation zwischen Salzgehalt im Grundwasser und Niederschlagswasser herstellen zu können, wurden Niederschlagsdaten von der Niederschlagsmessstelle Wels/Traun mit der HZB Nr.: 105528 von der Homepage des Hydrographischen Dienstes (<http://ehyd.gv.at/>) heruntergeladen. Diese Messstelle ist mit einer Entfernung von 5,5 km südöstlich des Autobahnknoten Wels die am nächsten gelegene. Daten sind von 1971 bis 01.01.2014 erhältlich (BMLFUW (o. Jahr)).

#### 4.1.2 Methoden

Nachfolgend sind die Methoden der verschiedenen Untersuchungen von Chloridwerte, sowie deren Korrelationen mit Umgebungsbedingungen, beschrieben.

#### 4.1.2.1 Jahreszeitliche Schwankungen der Chloridkonzentrationen

Ob Chloride in Abhängigkeit von der Jahreszeit Schwankungen aufweisen, hängt, wie bereits beschrieben, nicht nur von der eingebrachten Konzentration, sondern vor allem von dem Abstand der Betrachtungssonde zur Quelle ab.

Für die Untersuchung wurden sämtliche Sonden, welche im Zuge des Autobahnbaus zur Grundwasserbeweissicherung errichtet wurden, Jahr für Jahr verglichen. Ebenso wurde die Grundwassersonde Styrer Arnold (PG 40301072) in einer Entfernung von 1,3 km und die Sonde Krankenhaus Wels (PG 40301112) in 3,4 km Entfernung vom Autobahnknoten analysiert. Hierbei wird auf die Abschwächung der Peaks mit zunehmender Entfernung vom Versickerungsbecken eingegangen. Für den Vergleich der Konzentrationsabnahme mit der Distanz wurden also die Sonden Styrer Arnold, Krankenhaus Wels, sowie die Sonde 2 herangezogen. Die genaue Lage dieser Sonden ist in der Abbildung 25 zu erkennen.

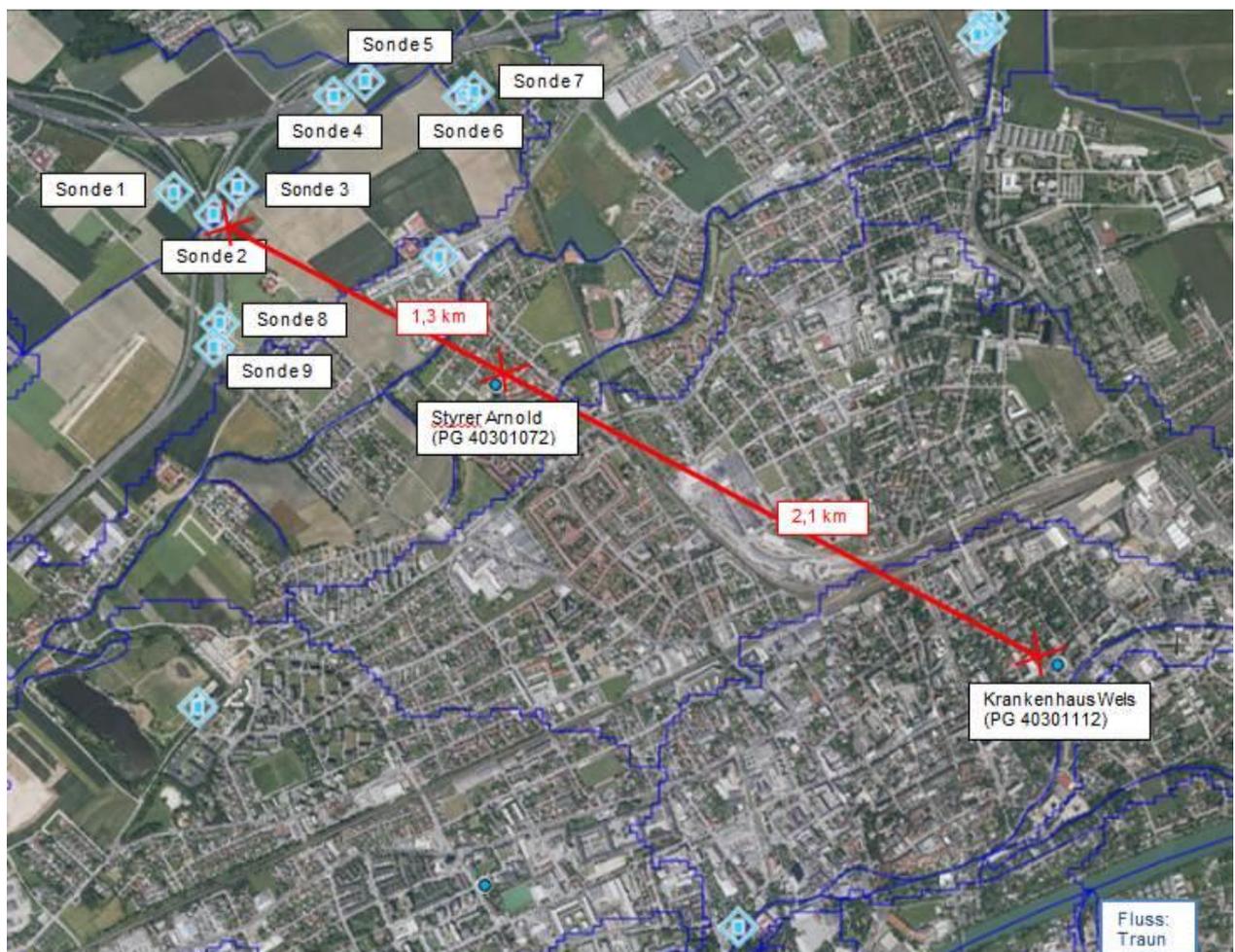


Abbildung 25: Lage der Sonden Styrer Arnold und Krankenhaus Wels (Bild entnommen aus DORIS (Land Oberösterreich (o. Jahr)) und zusätzlich beschriftet)

Die Ergebnisse der jahreszeitlichen Schwankungen können dem Kapitel 5.1.1 entnommen werden.

#### **4.1.2.2 Veränderung der Chloridbelastung im Laufe der Zeit**

Um herauszufinden, inwieweit eine Zu- bzw. Abnahme der Chloridkonzentration im Laufe der Jahre stattgefunden hat, wurden sämtliche gemessene Werte je Sonde grafisch dargestellt. Für einen guten Vergleich gegenüber dem unbelasteten Grundwasser wurde selbiges auch mit den beiden Brunnen Spachinger im Anstrom durchgeführt.

Durch Einfügen einer Trendlinie soll der Verlauf der durchschnittlichen Konzentration besser sichtbar gemacht werden.

#### **4.1.2.3 Durchschnittliche Chloridkonzentration pro Monat**

Zusätzlich zu dem jährlichen Vergleich der Chloridkonzentrationen wurden je Messsonde die durchschnittlichen Monatsmittelkonzentrationen berechnet. Da die Beprobungen nicht jedes Jahr im gleichen Monat, bzw. am gleichen Tag durchgeführt wurden, liegen über die letzten 35 Jahre Analysenergebnisse von jedem Monat vor. Die vorhandenen Ergebnisse je Monat wurden herangezogen und das arithmetische Mittel gebildet.

Es soll herausgefunden werden, ob es einen einzelnen Monat gibt, welches stets die höchste Chloridkonzentration aufweist.

#### **4.1.2.4 Einfluss von Niederschlag auf die Chloridkonzentration**

Um den Einfluss des Niederschlages auf die Chloridkonzentration zu veranschaulichen, wurden zuerst die täglichen Niederschlagswerte auf Monatssummen aufsummiert. Bei den Niederschlagswerten sind sehr schön und regelmäßig ein Maximum im späten Frühling, sowie ein Minimum im Winter zu erkennen. Da hier die Korrelation zwischen Niederschlag und Chloridkonzentration noch nicht gut zu erkennen war, wurden in weiterer Folge für jedes Quartal die Niederschlagswerte aufsummiert und ebenfalls mit den Chloridwerten verglichen. Als Bezugspunkt für die Gegenüberstellung wurde in den jeweiligen Quartalen immer der 1. Februar, 1. Mai, 1. August und 1. November als Datum gewählt.

Abwechselnd konnten die Analyseergebnisse jeder Grundwassersonde (1 bis 9) mit den Niederschlagsdaten verglichen und auf Regelmäßigkeiten untersucht werden.

#### **4.1.2.5 Durchschnittlich eingebrachte Chloridkonzentration über Straßenabwässer**

Die ausgebrachten Streusalzmengen seit dem Winter 2006/2007 wurden dankenswerter Weise von der Asfinag in kg/m<sup>2</sup> zur Verfügung gestellt. Die dazugehörige Fläche des Autobahnknoten Wels konnte aus Doris (Land Oberösterreich (o. Jahr)) grob herausgemessen werden.

Der Autobahnknoten Wels wurde für die Berechnung des Salzeintrages in Richtung Osten von dem „Objekt L36“ „Innviertler Straße“ bei Autobahnkilometer 17,429, in Richtung Süden von dem „Objekt J110“ „Getreidestraße“ bei Kilometer 13,269, sowie in Richtung Westen bei Kilometer 15,300 begrenzt.

Die aus Doris gemessene Fläche des Autobahnknotens in diesem Bereich beträgt 145.542,71 m<sup>2</sup>.

Über die Fläche des Knoten Wels, der durchschnittlichen Niederschlagsmenge seit 1971, der durchschnittlichen Grundwasserneubildungsrate nach Gierlinger, sowie den über 10 Jahre gemittelten Salzeintrag der Asfinag, kann die durchschnittlich eingebrachte Chloridkonzentration in das Grundwasser bestimmt werden.

Sämtliche durchgeführten Berechnungen beziehen sich nur auf das Winterhalbjahr (01.10. bis 31.03), da dieser Zeitraum bei sämtlichen Studien über den Winterdienst für Berechnungen herangezogen wird.

Laut dem Bestandsplan vom Amt der o.ö. Landesregierung ((o.Jahr)) können jene Abschnitte der Autobahn ermittelt werden, welche in die Versickerungsbecken I bis III, sowie in das Versickerungsbecken V entwässern. In weiterer Folge kann der Chlorideintrag je Sickerbecken berechnet werden.

## **4.2 Straßenabwasserrelevante Inhaltsstoffe**

Die Beprobungen der 9 Grundwassersonden finden, wie im Kapitel 3.4 „Grundwasserbeweissicherung“ beschrieben, vierteljährlich für Chlorid und jährlich für folgende Parameter statt: Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, CSB, Gesamthärte, Nitrat, Chlorid, Sulfat, Cadmium, Zink, Blei, Phenolindex und gesamte Kohlenwasserstoffe.

Im Zuge dieser Arbeit wurden Beprobungen des Grundwassers mittels Tauchpumpe durchgeführt und die Analysenergebnisse mit den bereits vorhandenen Werten verglichen.

Um ein vollständiges Screening der Straßenabwässer durchzuführen, werden diese Proben in der eigenen, seit 2000 akkreditierten, Prüf- und Überwachungsstelle des Landes Oberösterreich untersucht. Die angewandten Prüfverfahren liegen dem Anhang 7 bei.

Die Beprobung der 12 Grundwassersonden fand am 07.07. und am 11.07.16 statt, wobei diese Zeit durch heiße Sommertage ohne Niederschlag geprägt war.

Für die ausführliche Grundwasseruntersuchung konnten folgende Sonden mittels Tauchpumpe beprobt werden: Sonde 2, Sonde 4, Sonde 5, Sonde 6, Sonde 7, Sonde 8.

Hierbei werden die Grundwasserproben sehr umfangreich auf folgende Parameter analysiert: AOX, Phenolindex, NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>, o-PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Natrium, Kalium, Magnesium, Kalzium,

SO<sub>4</sub>, Cl, F, Temperatur, pH, Leitfähigkeit, O<sub>2</sub> (sof), O<sub>2</sub>(Sätt), DOC, Säurekapazität Ks<sub>4,3</sub>, Karbonathärte, Hydrogenkarbonat, KW-Index (H53), Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphten, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benz(a)anthracen, Chrysen, Benz(b)fluoranthren, Benz(k)fluoranthren, Benz(a)pyren, Indeno(123cd)pyren, Dibenz(ah)anthracen, Benzo(ghi)perylen, Summe der 16 ungerundeten Komp., PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 138, PCB 180, Summe der 7 ungerundeten Komp., Benzol, Toluol, Chlorbenzol, Ethylbenzol, m+p-Xylol, o-Xylol, 1.3-Dichlorbenzol, 1.4-Dichlorbenzol, 1.2-Dichlorbenzol, Li, Be, B, Na, Mg, Al, Si, P, S, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se, Br, Kr, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Ru, Rh, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te, I, Xe, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, W, Re, Os, Ir, Pt, Au, Hg, Tl, Pb, Bi, Th, U, Gesamthärte

Eine Analyse der Grundwasserproben mit verringertem Untersuchungsumfang wurde bei den Sonden MS-GW01, BGW4, S-OTW, HÖV-BXII, BI29.9 und WDP11 durchgeführt. Die Proben wurden auf die Parameter: NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>, o-PO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Natrium, Kalium, Magnesium, Kalzium, SO<sub>4</sub>, Cl, F, Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, O<sub>2</sub> gelöst, O<sub>2</sub> Sättigung, DOC, Säurekapazität Ks<sub>4,3</sub>, Karbonathärte, Hydrogenkarbonat und Gesamthärte untersucht.

Die Sonden 1, 3 und 9 im Bereich Autobahnknote Wels sind mit Tauchpumpe nicht zugänglich, weshalb diese nicht beprobt werden konnten. Die Lage der Sonden ist in Abbildung 28 eingezeichnet.

Vor den Probenahmen wurde die Sebakappe geöffnet und mittels Lichtlot der Grundwasserflurabstand, sowie die Endteufe gemessen. In Abhängigkeit von der ermittelten Mächtigkeit des Grundwassers konnte die Einbautiefe der Tauchpumpe bestimmt werden. Aufgrund der meist sehr geringen Grundwassermächtigkeit, wurde die Pumpe zwischen 0,27 m und 4,46 m unter dem Grundwasserspiegel eingebaut.

An die Tauchpumpe wurden PVC Steigrohre angeschlossen und das Grundwasser so an die Oberfläche gepumpt (Abbildung 26). Ein Schlauch leitete anschließend das Wasser zur Multiparametersonde (für die Messung der Wasserqualität in Grund- und Oberflächenwässern; „MiniSonde 4a“ der Firma Hydrolab, Seriennummer: 39755) weiter (Abbildung 27). Vor Ort wurden die Parameter: Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoff, Sauerstoffsättigung und pH-Wert gemessen, sowie die Messwerte alle 15 s mittels Computer automatisch aufgezeichnet.

Nach frühestens 15 min Pumpen sowie stabilisierter vor Ort Parameter wurde die Probenahme durchgeführt. Die während der Fahrt gekühlt gelagerten Proben konnten am Tagesende im Labor der Prüf- und Überwachungsstelle des Landes OÖ zur Analyse abgegeben werden. Die erhaltenen Ergebnisse können dem Anhang 6 entnommen werden.



Abbildung 26: Grundwassersonde 6



Abbildung 27: Multimesssonde während Pumpvorgang

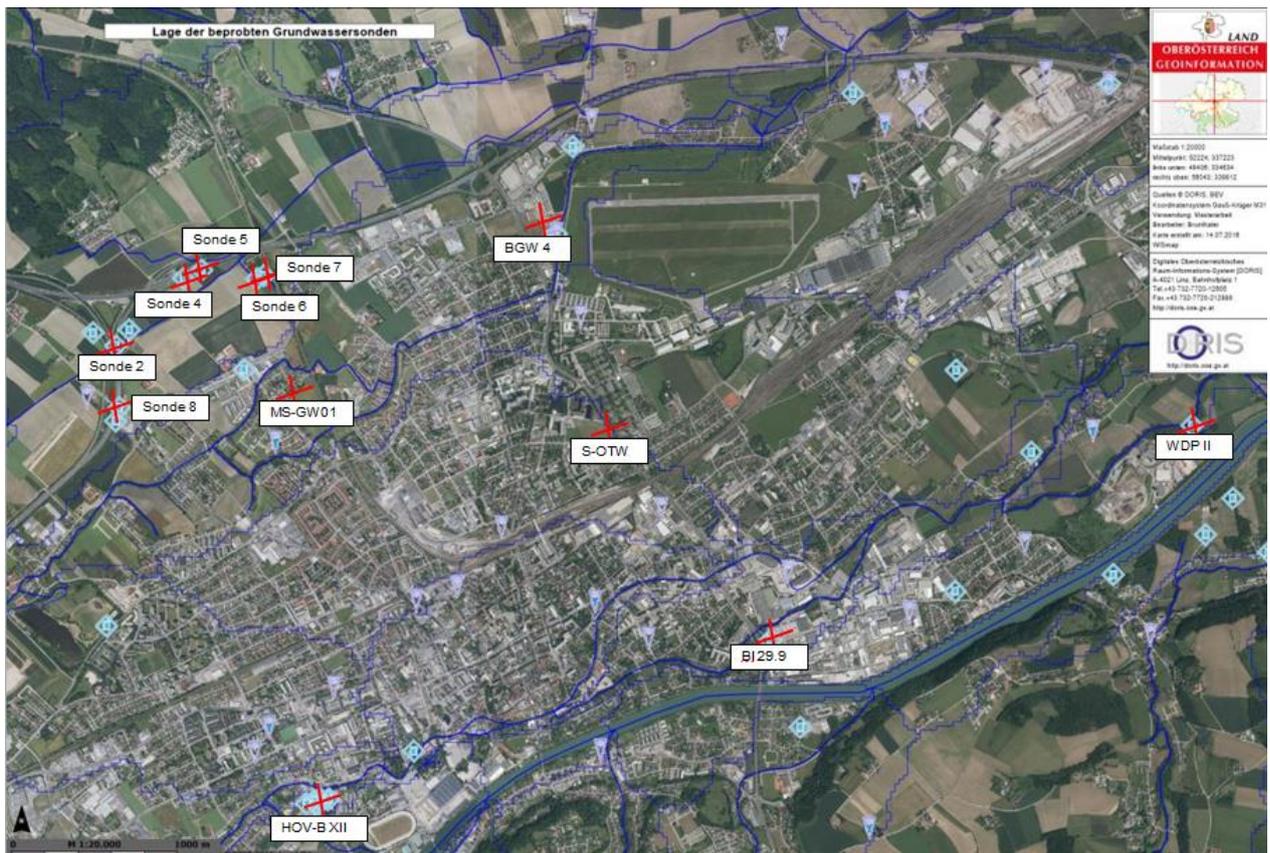


Abbildung 28: Lage der beprobten Grundwassersonden

Mit den hier erhaltenen Analysenergebnissen wurde die Verteilung der Chloridkonzentration im Autobahnknoten Wels, sowie im näheren Umfeld betrachtet. Eine grafische Darstellung soll der besseren Übersicht dienen.

Chlorid ist jener Parameter, welcher bei Auswirkungen von Straßenabwässern auf die Umwelt stets herangezogen wird, da allseits bekannt ist, dass Chlorid im Winterdienst über die Abwässer in das Grundwasser gelangen kann. Ein Einfluss kann somit aufgezeichnet werden. Da in dieser Arbeit jedoch überprüft werden soll, ob weitere Stoffe im Grundwasser zu finden sind, welche auf einen Einfluss des Grundwassers durch das Straßennetz zurückzuführen sind, werden die analysierten Parameter, welche entweder eine Konzentration größer Null aufweisen oder über der Nachweisgrenze liegen, mit dem Parameter Chlorid verglichen. Mögliche Korrelationen sollen hierbei erkannt werden. Als Referenzwert wird Chlorid herangezogen, da dies der einzige bekannte Stoff ist, welcher unter anderem aufgrund von Straßenabwässern im Grundwasser vorhanden ist.

Überschreitungen von Indikatorparametern, sowie Abweichungen von Normalkonzentrationen im Grundwasser (lt. Matthess (1973)) sollen geprüft werden.

Am 21.06.2016 wurden sämtliche Grundwassersonden im Autobahnknoten Wels durch die Firma Argolab mittels Probenahme durch Schöpfer beprobt und analysiert. Die Beprobung der Sonden im Zuge dieser Arbeit fand am 07.07.2016, bzw. am 11.07.2016 durch Probenahme mittels Tauchpumpe statt. Trotz des zeitlichen Abstandes von etwa zwei Wochen, sollen die Analysenergebnisse verglichen werden. Es soll herausgefunden werden, inwiefern Abweichungen zwischen den Beprobungsarten vorzufinden sind.

### **4.3 Erstellung Grundwassergleichenplan**

Die bei der Grundwasserbeprobung gemessenen Abstiche sollten in weiterer Folge für die Erstellung eines Grundwassergleichenplans herangezogen werden.

Die Erstellung des Gleichenplans erfolgt mittels Modflow, eines der weltweit am häufigsten verwendeten Simulationsprogramme. Modflow ist ein modulares, dreidimensionales Grundwassermodell, welches auf Finite-Differenzen beruht und der Modellierung von Grundwasserströmen in gesättigten porösen Medien dient. Es wurde in den 1980er Jahren von U.S. Geological Survey herausgebracht. Inzwischen befindet sich die Version 8 auf dem Markt. (Simcore Software 2012)

Das Projektgebiet wurde mit einer Ausdehnung von 7200 m mal 5200 m angenommen, wobei das darüber gelegte Gitter eine Maschenweite von 100 m mal 100 m aufweist. Die Simulation der Grundwassergleichen wurde ausschließlich nördlich der Traun durchgeführt.

Die geografischen Höhen für die Interpolation der Geländeoberfläche konnten aus Doris (Land Oberösterreich (o. Jahr)) entnommen werden. Da es sich um eine Stichtagsmessung handelt, wurden die Flurabstände als konstant angesehen und mithilfe des Programmes interpoliert.

#### 4.4 Chloride in der Welser Heide

Im Zuge der Überwachung des chemischen und mengenmäßigen Zustands der Grundwasserkörper in Österreich nach der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (BMLFUW 2006) wurden in der Welser Heide nach und nach 22 Grundwassersonden errichtet und die ersten 12 Sonden seit dem III. Quartal 1991 beprobt. Seit 2006 liegen die Analysenergebnisse von bereits 21 und seit 2012 von allen 22 Grundwassersonden dem Land Oberösterreich vor. Die Probenahme, sowie Analyse erfolgt durch das akkreditierte Labor des Landes Oberösterreich im zeitlichen Abstand von etwa 3 Monaten, also einmal pro Quartal. In manchen Jahren wurden nur 3 Beprobungen durchgeführt.

Um einen Überblick über die aktuelle Chloridbelastung in der Welser Heide zu bekommen, soll einerseits der jahreszeitliche Verlauf gezeigt, sowie andererseits die Änderung der Konzentration im Laufe der Jahre dargestellt werden.

Da eine Interpolation von vorhandenen Messwerten stets mit einer Annahme von Konzentrationsverläufen und daher mit großer Unsicherheit verbunden ist, wurde vorweg eine Abbildung aus den neuesten verfügbaren Daten erstellt, wobei die Höhe der Chloridwerte als farbliche Punkte dargestellt ist. Bei sämtlichen weiteren Untersuchungen wurden Interpolationen mit dem Programm Modflow durchgeführt.

Mittels Modflow konnten die 22 Grundwassermesssonden in der Welser Heide eingezeichnet, sowie deren Chloridkonzentrationen zugewiesen werden. Über den integrierten „Field Interpolator“ konnten die Konzentrationen innerhalb des Grundwasserkörpers interpoliert, sowie anschließend grafisch dargestellt werden.

Für die Darstellung des jahreszeitlichen Verlaufes der Chloridkonzentration wurde das Jahr 2013 gewählt, da es die aktuellsten Daten eines Jahres mit Messungen in jedem Quartal enthält. In den Jahren 2014 sowie 2015 wurden lediglich drei Analysen durchgeführt. Im Jahr 2013 liegen von allen 22 Grundwassersonden die Auswertungen vor.

Für die Darstellung der Chloridkonzentration in der Welser Heide wurde ein farblicher Hintergrund als Kontrast gewählt, um die hohen Chloridkonzentrationen farblich hervorzuheben. Um einen besseren Vergleich der unterschiedlichen Quartale zu gewährleisten, wurde die minimale, sowie maximale Chloridkonzentration mit der dazugehörigen Farbe stets konstant angenommen. Die Farbe Türkis wurde dabei für eine Chloridkonzentration von 10 mg/L, sowie Rot für eine Konzentration von 260 mg/L gewählt.

Die Änderung der Chloridkonzentration über langen Zeitraum soll für die Jahre 1996, 2006 und 2015, also im Abstand von knappen 10 Jahren, immer im dritten Quartal durchgeführt werden.

## 5 Ergebnisse

### 5.1 Chloride im Grundwasser

Die nachstehenden Unterpunkte beziehen sich auf die Auswertung der Datengrundlage von Chlorid über eine Zeitdauer von etwa 35 Jahren.

#### 5.1.1 Jahreszeitliche Schwankungen der Chloridkonzentrationen

Bei genauer Betrachtung ist eine eindeutige Korrelation zwischen der Höhe der Chloridkonzentration und der Jahreszeit erkennbar. Die Abbildung 29 zeigt übersichtshalber nur den Zeitabschnitt von 01.01.1994 bis 01.01.2002 der Chloridkonzentration in der Grundwassersonde 1, um die Peaks genauer erkennen zu können. Die höchsten Chloridwerte werden immer am Ende des Frühlings beziehungsweise zu Sommerbeginn, also im II. Quartal, gemessen. In der Winterperiode nimmt die Chloridkonzentration wieder ab und erreicht ein Minimum. Für die anderen Grundwassersonden unmittelbar neben der Autobahn sieht der Verlauf der Chloridkonzentration ähnlich aus. Einen ähnlichen Verlauf der Leitfähigkeit konnte auch Höfler et al. (2004) zeigen.

Die insgesamt am höchsten gemessene Chloridkonzentration wurde im Bereich der Grundwassersonde 4, am 14.05.2010 mit einer Konzentration von 1700 mg/L gemessen, wobei zu berücksichtigen ist, dass diese Probenahme mittels Schöpfer stattfand.

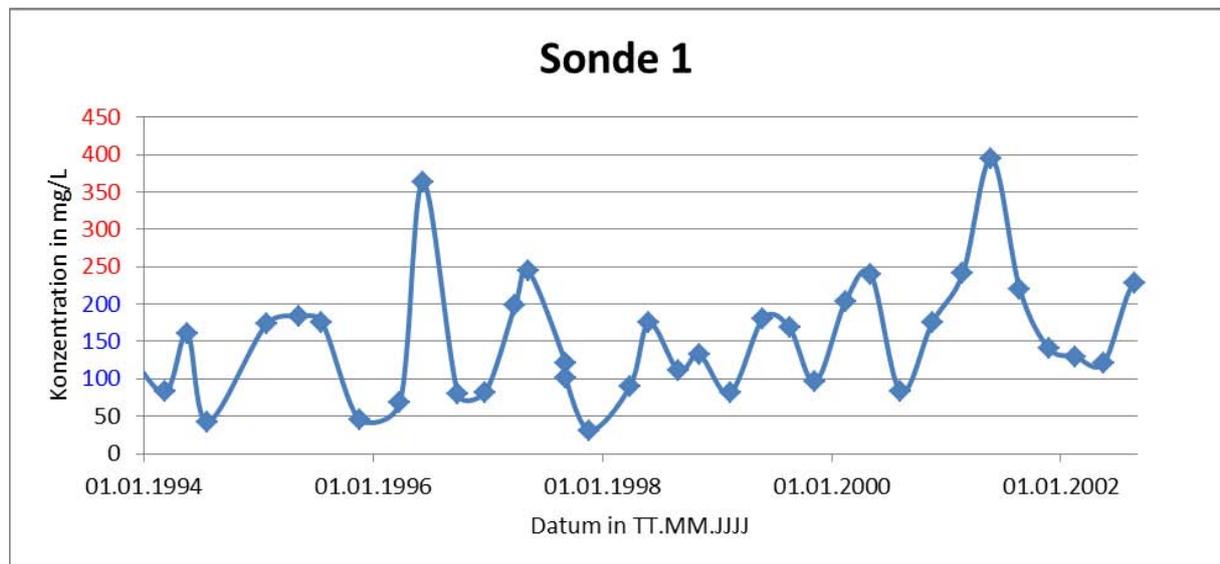


Abbildung 29: Chloridkonzentration Sonde 1

Vergleichsweise wurde derselbe zeitliche Ausschnitt von dem Beobachtungspegel 40301072 gewählt, mit dem Unterschied, dass sich dieser Pegel etwa 1,3 km südöstlich des Autobahnknotens befindet. Wie in der Abbildung 30 zu sehen, können zwar noch Peaks erkannt werden, wobei diese keine so große Regelmäßigkeit aufweisen, wie jene der

Sonde 1. Zudem sind die Peaks abgeschwächt (Konzentrationen über 60 mg/L werden hier nicht erreicht) und zeitlich leicht verschoben. Da man ab einer Konzentration von etwa 30 mg/L von einer Beeinflussung des Grundwassers spricht (Cepuder et al. 1997; Wimmer 2016), sind in einer Entfernung von 1,3 km von dem Autobahnknoten noch Beeinträchtigungen vorhanden. Bei sämtlichen, im Anhang 2 aufgezählten, wasserrechtlich bewilligten Grundwasserentnahmestellen im Radius von etwa 1,5 km kann somit von einer Beeinträchtigung, aber nicht von einer Überschreitung der Chloridkonzentration gesprochen werden.

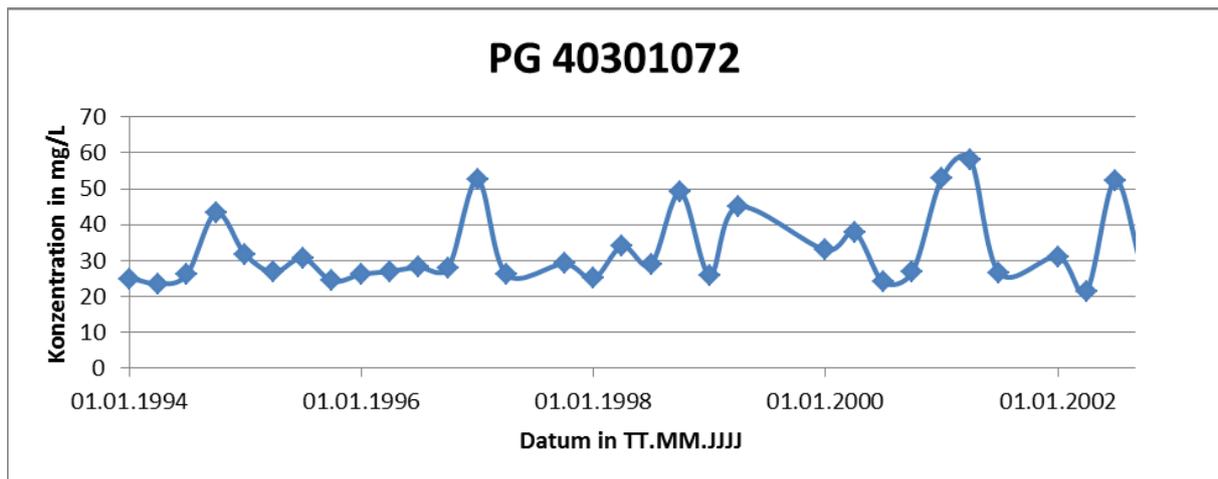


Abbildung 30: Chloridkonzentration PG 40301072

Bei genauer Betrachtung sind auch in 3,4 km Entfernung in der Sonde PG40301112 noch teilweise Chloridkonzentrationen über 30 mg/L, sowie kleine Peaks erkennbar. Diese Peaks sind allerdings nicht mehr so regelmäßig angeordnet wie bei den näherliegenden Sonden. Dennoch lässt sich aus der Abbildung 31 herauslesen, dass im Winter jahreszeitlich gesehen die geringsten Chloridkonzentrationen gemessen werden.

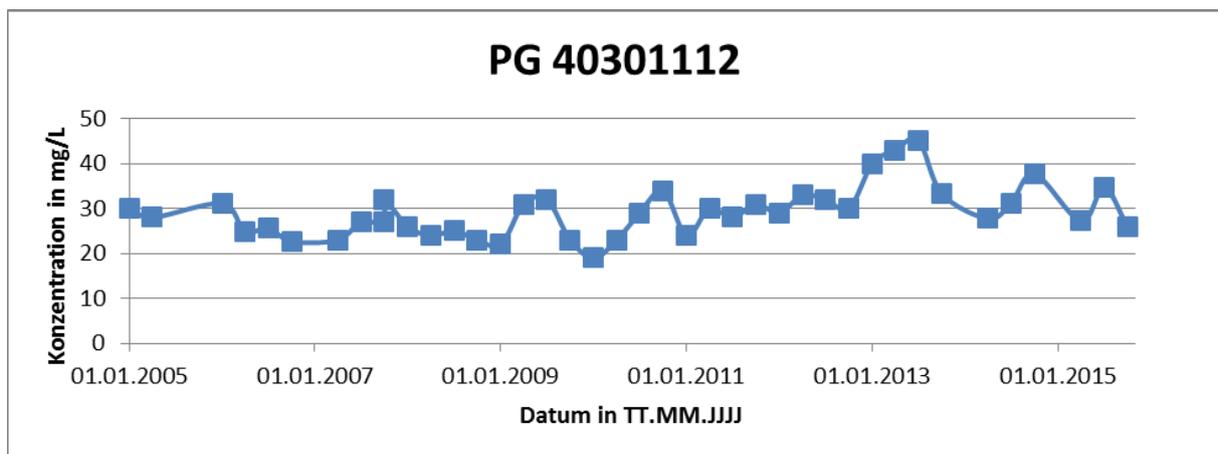


Abbildung 31: Chloridkonzentration PG 40301112

Sollen die Chloridbelastungen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Kontaminationsherd verglichen werden, so ist eine starke Dämpfung der Peaks mit der Entfernung zu erkennen.

Während die etwa 150 m vom Mittelpunkt des Versickerungsbeckens 1 entfernte Sonde 2 große jahreszeitliche Schwankungen aufweist, können in der 1,3 km entfernten Sonde PG 40301072 nur noch wenige, beziehungsweise in der 3,4 km entfernten Sonde PG 40301112 kaum noch Peaks erkannt werden (Abbildung 32).

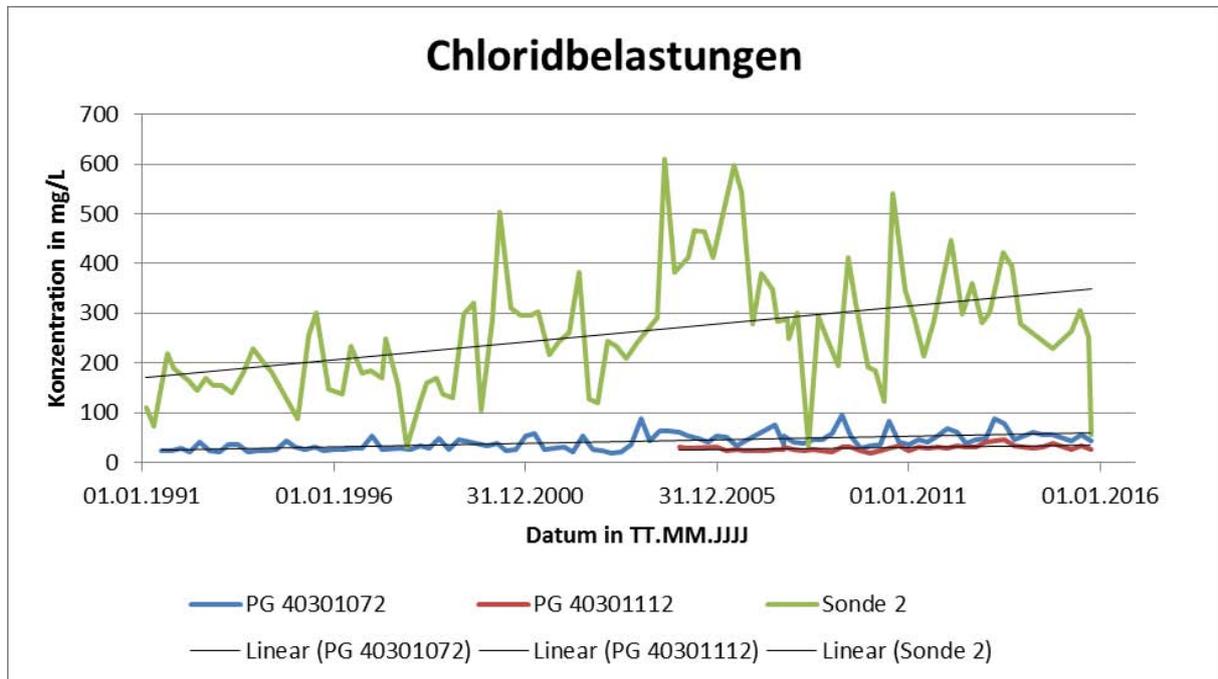


Abbildung 32: Chloridbelastungen in Abhängigkeit von der Entfernung

Die maximal und minimal gemessenen Konzentrationen dieser drei Sonden können der nachfolgenden Tabelle 14 entnommen werden. Durch Bildung der Differenz dieser beiden Werte kann die Schwankungsbreite der Chloridkonzentration berechnet werden. Eine deutliche Abnahme der Schwankungsbreite mit zunehmender Entfernung vom Autobahnknoten ist erkennbar.

Tabelle 14: Schwankungsbreite der Chloridkonzentrationen ausgewählter Sonden

	Max. Konzentration	Min. Konzentration	Schwankungs- breite	Standard- abweichung
<b>Sonde 2</b>	611 mg/L am 20.08.2004	30,5 mg/L am 21.11.1997	580,5 mg/L	120,4 mg/L
<b>Styrer Arnold</b>	96 mg/L am 01.04.2009	19,9 mg/L am 01.04.2003	76,1 mg/L	17,0 mg/L
<b>Krankenhaus Wels</b>	45,25 mg/L am 01.07.2013	19 mg/L am 01.01.2010	26,25 mg/L	5,6 mg/L

### 5.1.2 Veränderung der Chloridbelastung im Laufe der Zeit

Bei fast allen Grundwassersonden zur Beweissicherung des Autobahnknoten Wels (mit Ausnahme der Sonde 7) ist eine kontinuierliche Zunahme der mittleren Chloridkonzentration erkennbar.

Bei der nächstgelegenen GZÜV-Messstelle (Styrer Arnold) im Abstand von 1,3 km des Autobahnknotens ist ebenso eine kontinuierliche Trendzunahme erkennbar. Dennoch liegen sämtliche Messwerte unter 100 mg/L, wodurch der Schwellenwert laut Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser mit 150 mg/L nicht erreicht oder überschritten wird.

Die beiden Brunnen Spachinger, welche die Beweissicherung des anströmigen Bereichs darstellen, zeigen keine wesentliche Veränderung der Chloridkonzentration seit Messbeginn. Lediglich zwei Ausreißer sind in jeder Messreihe vorhanden. Hierbei ist zu beachten, dass der erste Ausreißer zeitgleich bei beiden Brunnen am 09.05.1997 stattgefunden hat, mit Werten von 83,2 mg/L in Brunnen 1 und 113 mg/L in Brunnen 2.

Der zweite Ausreißer in Brunnen 1 befindet sich am 03.02.2012 mit einem Wert von 294 mg/L, in Brunnen 2 am 26.06.2015 mit 178 mg/L.

Um den Trendverlauf der beiden Brunnen Spachinger besser interpretieren zu können, wurden diese Brunnen ebenso ohne die beiden Ausreißer ausgewertet.

In den nachstehenden Abbildungen (Abbildung 33 bis Abbildung 46) sind die Trendanalysen der Brunnen Spachinger, der neun Grundwassermesssonden im Knoten Wels, sowie der GZÜV-Messstelle Styrer Arnold dargestellt.

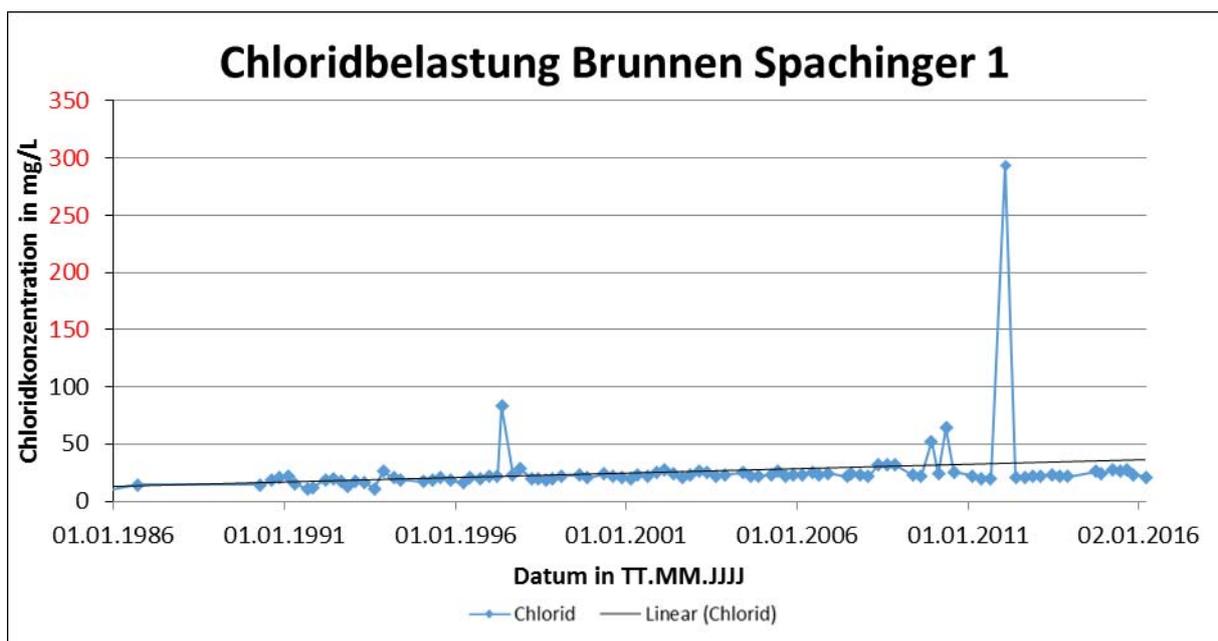


Abbildung 33: Chloridbelastung Brunnen Spachinger 1

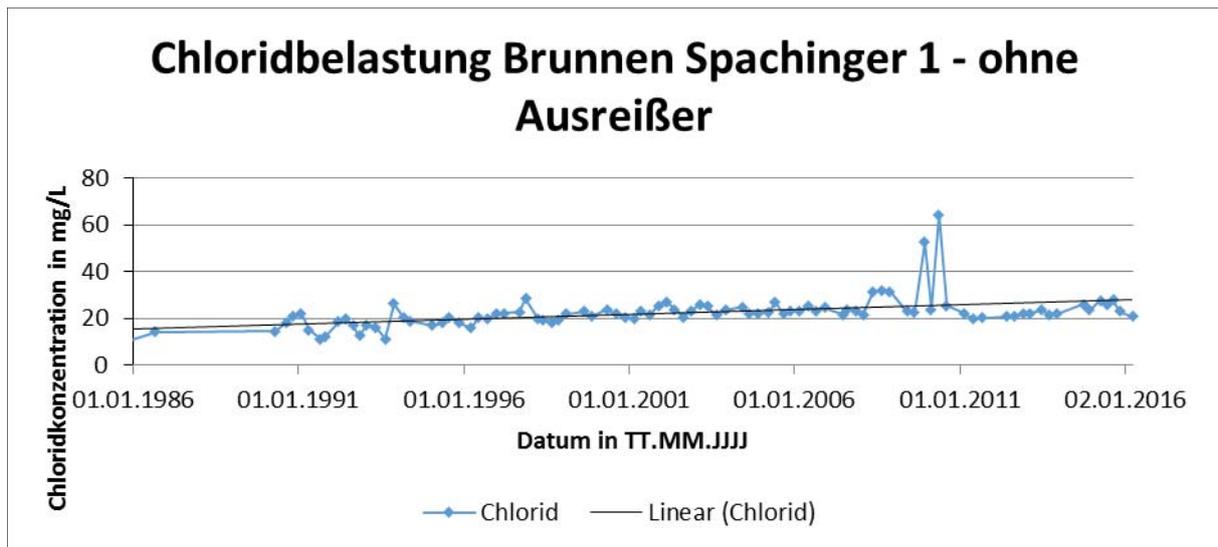


Abbildung 34: Chloridbelastung Brunnen Spachinger 1 – ohne Ausreißer

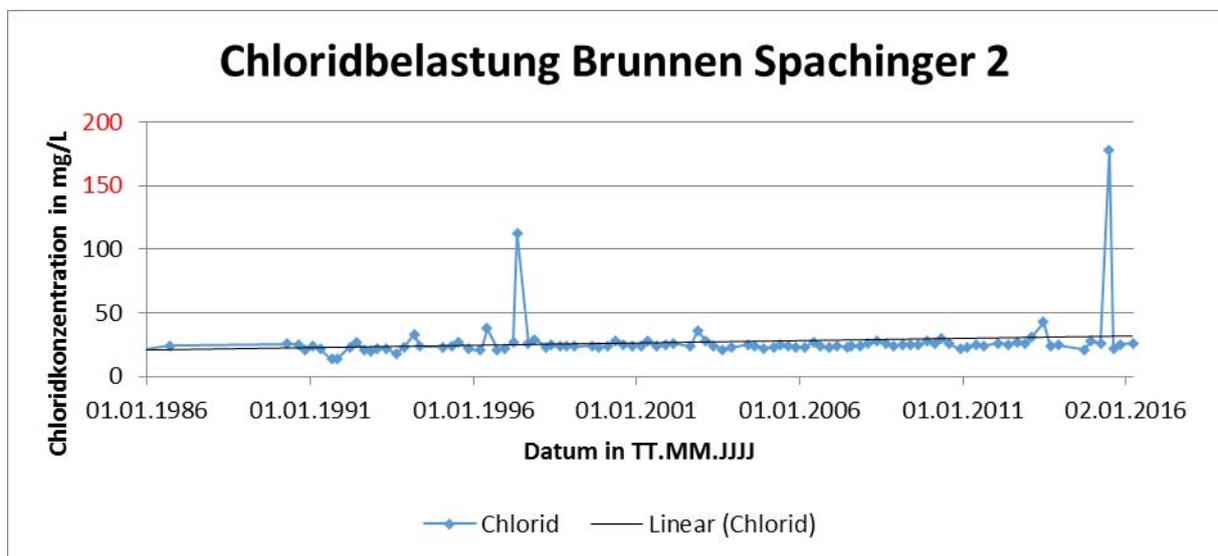


Abbildung 35: Chloridbelastung Brunnen Spachinger 2

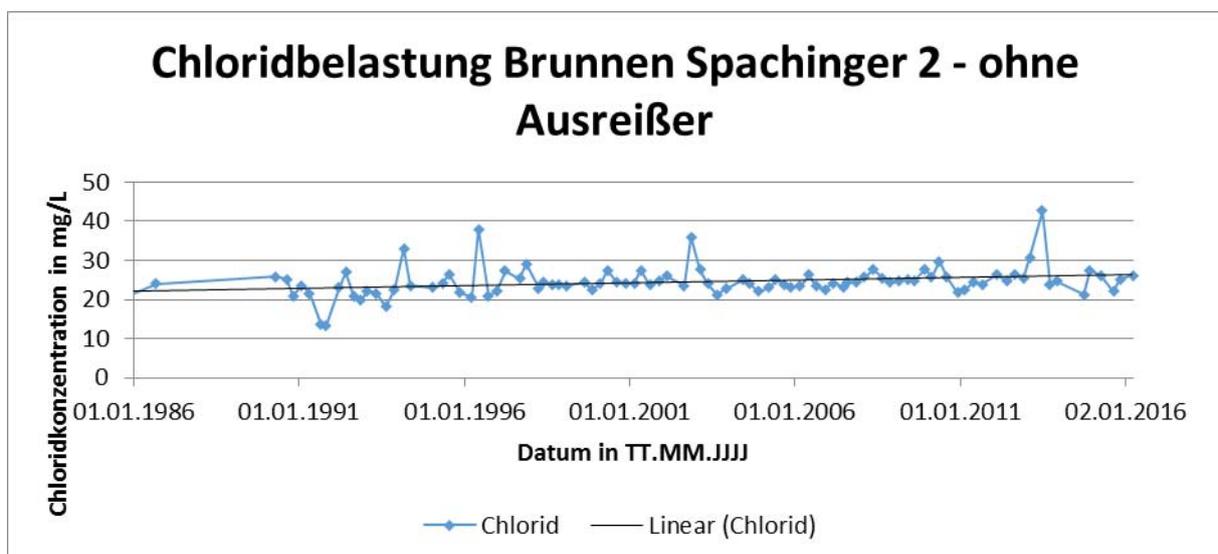


Abbildung 36: Chloridbelastung Brunnen Spachinger 2 – ohne Ausreißer

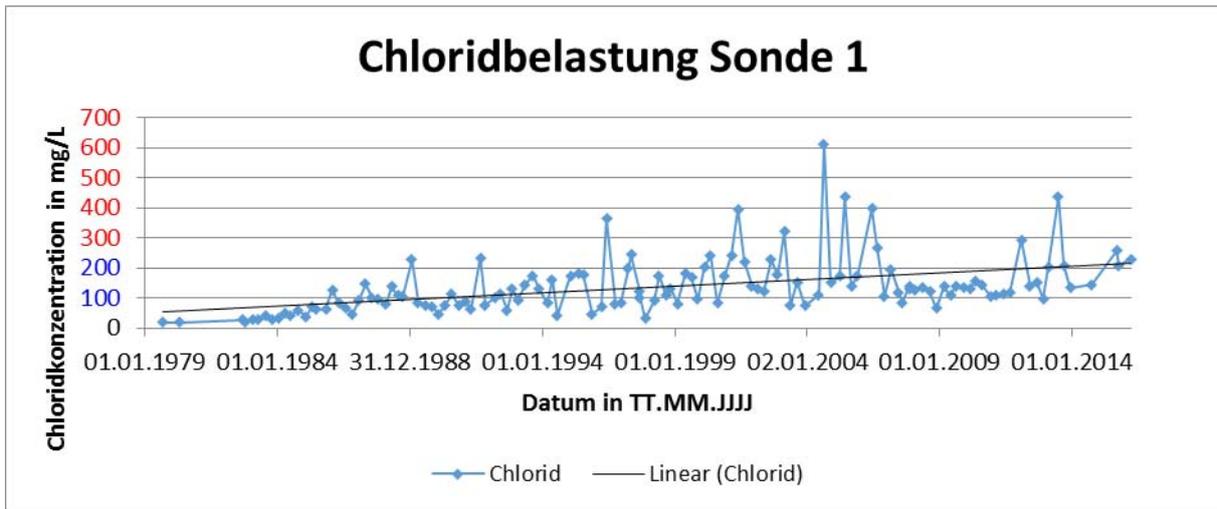


Abbildung 37: Chloridbelastung Sonde 1

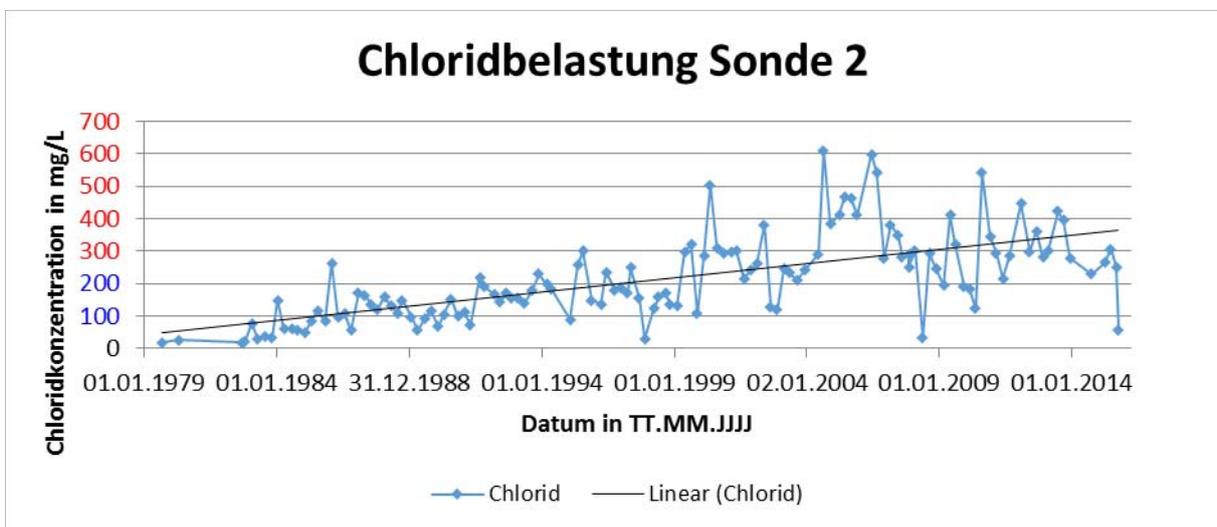


Abbildung 38: Chloridbelastung Sonde 2

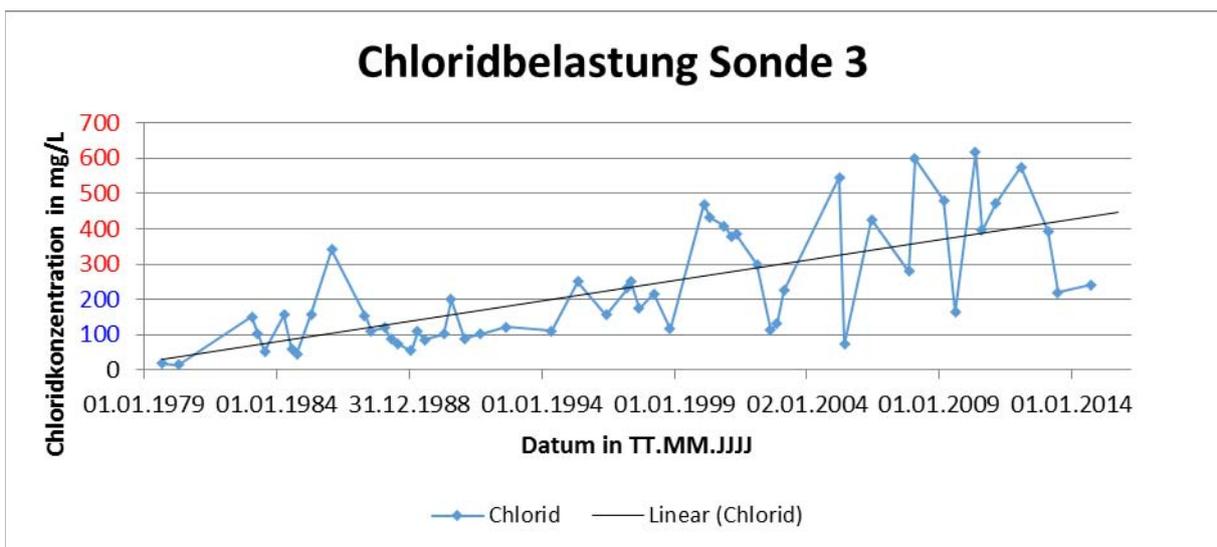


Abbildung 39: Chloridbelastung Sonde 3

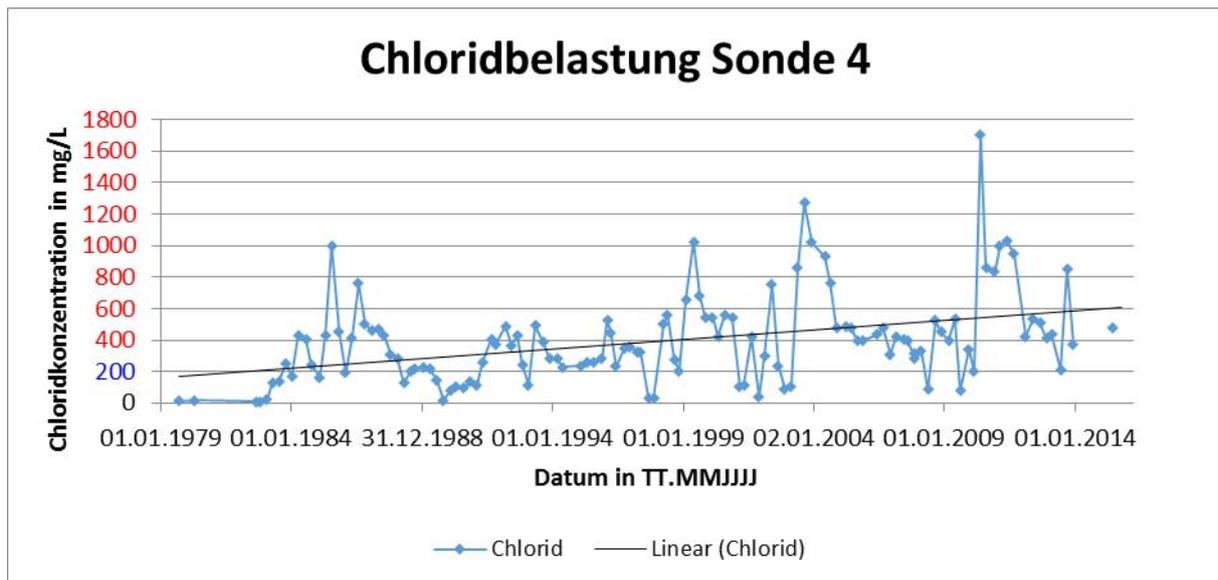


Abbildung 40: Chloridbelastung Sonde 4

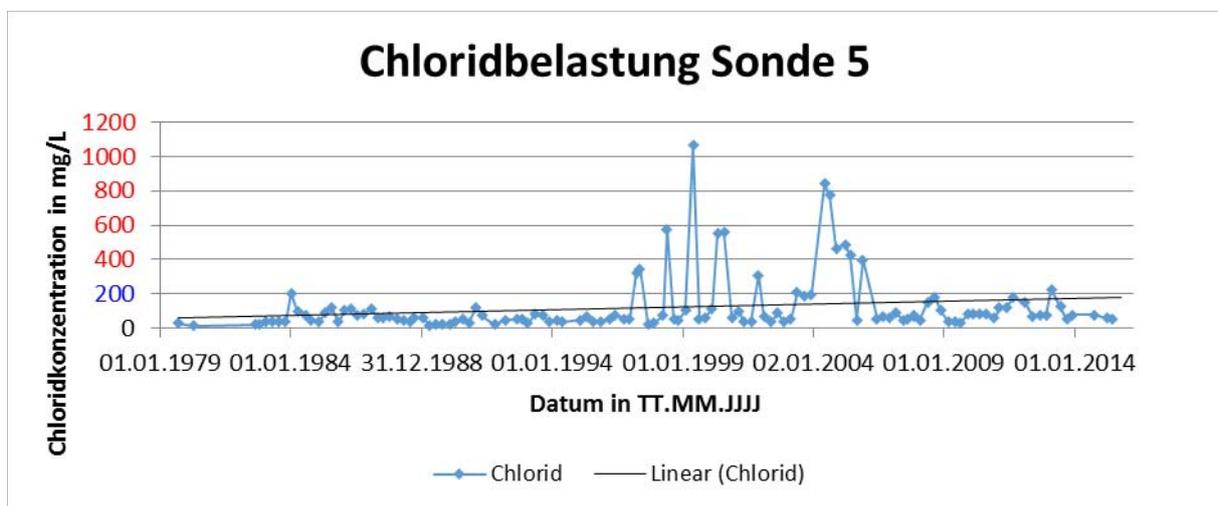


Abbildung 41: Chloridbelastung Sonde 5

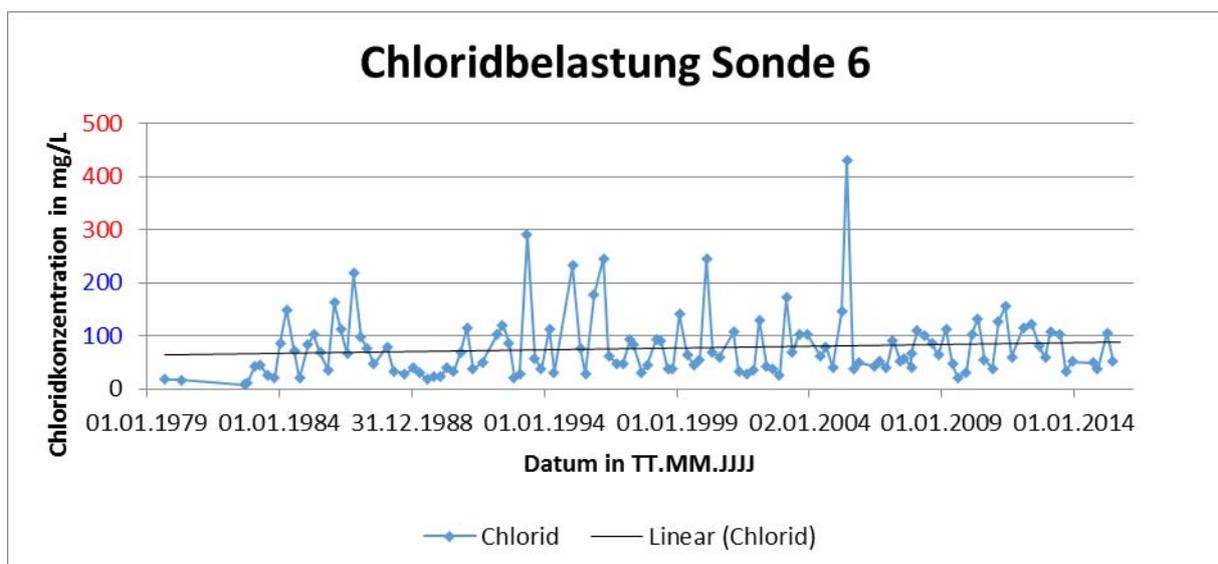


Abbildung 42: Chloridbelastung Sonde 6

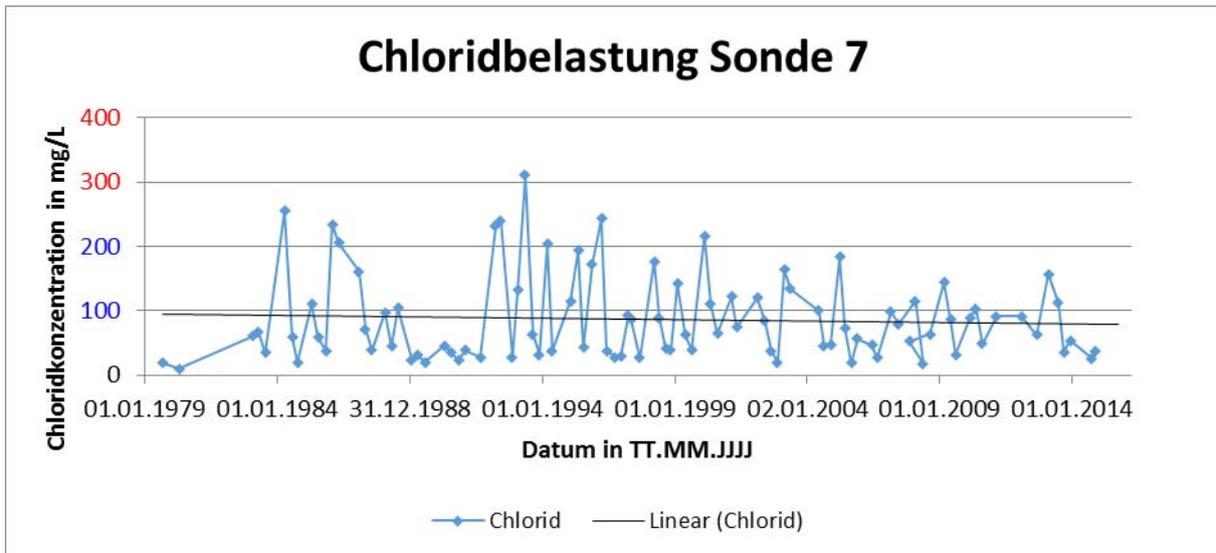


Abbildung 43: Chloridbelastung Sonde 7

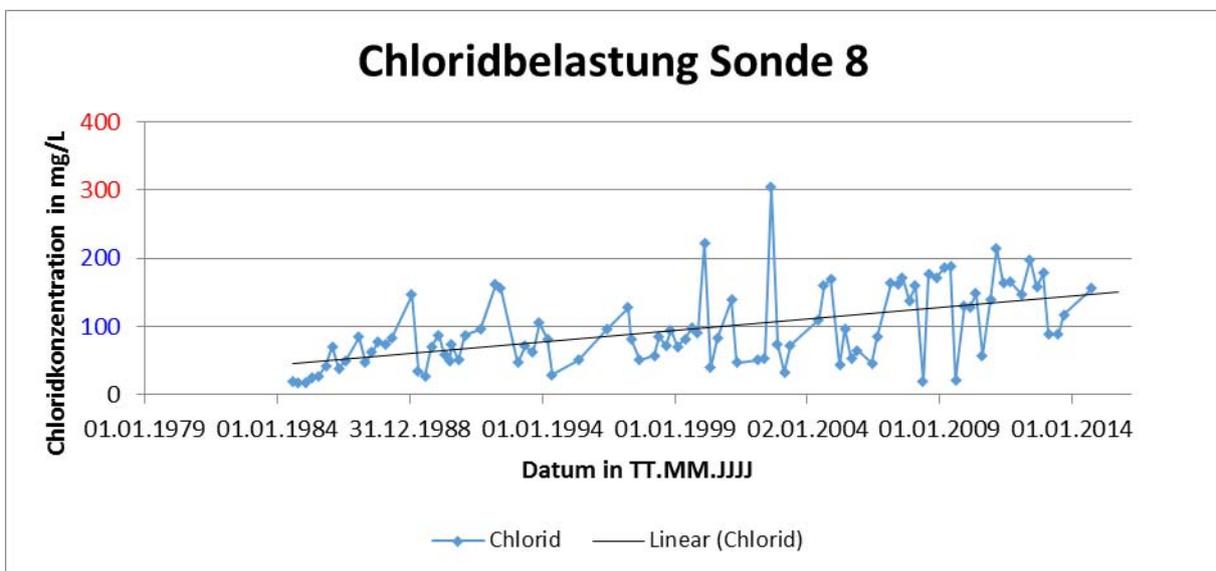


Abbildung 44: Chloridbelastung Sonde 8

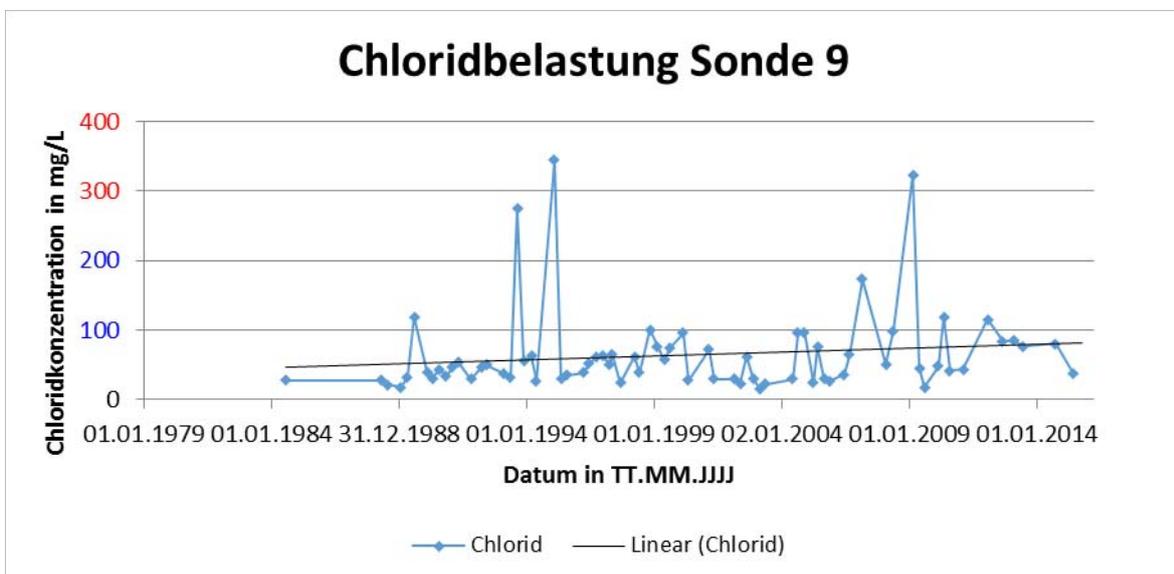


Abbildung 45: Chloridbelastung Sonde 9

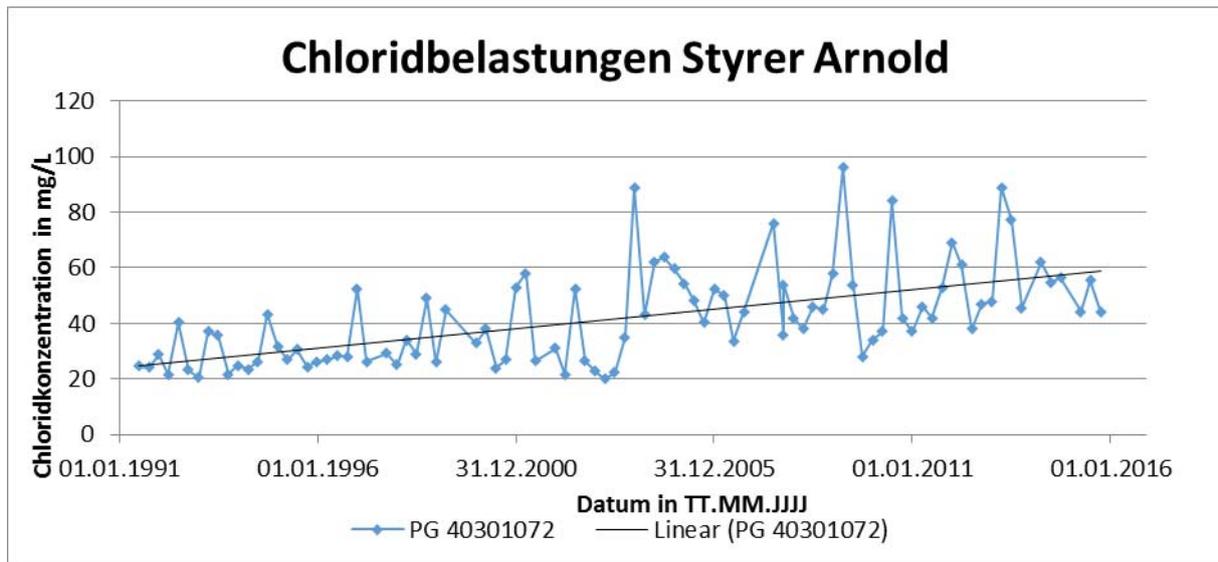


Abbildung 46: Chloridbelastung Styrer Arnold

Aufgrund der hier dargestellten Trendlinienverläufe stellt sich die Frage, ob solche Zunahmen lediglich in diesem Bereich des Autobahnknotens in der Welser Heide zu finden sind, oder ob ähnliche Verläufe bei anderen GZÜV-Messstellen vorliegen.

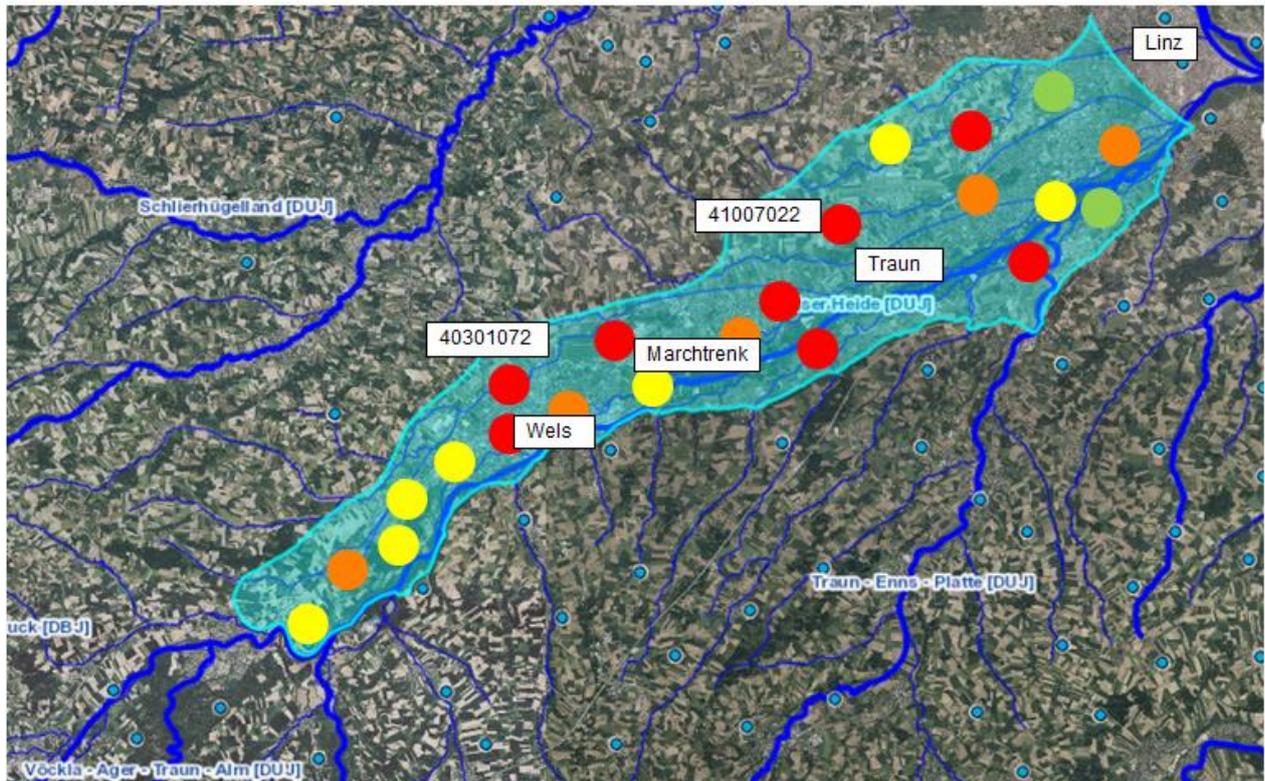
Genauere Betrachtungen der GZÜV-Messstellen ergaben, dass von den 22 GZÜV-Sonden 13 Sonden eine steigende Tendenz aufweisen, bei 7 Sonden eine Konzentrationsabnahme vorhanden ist, sowie 2 Messstellen etwa konstante Werte aufweisen. Bei 59 % der Sonden ist somit eine durchschnittliche Konzentrationszunahme, bei 32 % eine Konzentrationsabnahme, sowie bei 9 % eine gleichbleibende Konzentration vorhanden.

Bei einer der Sonden mit Konzentrationsabnahme wurde im Nachhinein ein Schutzgebiet errichtet, wodurch diese Sonde zu relativieren ist.

Ein Überblick über die Lage der einzelnen GZÜV-Messstellen mit zunehmender, gleichbleibender und abnehmender Konzentration ist in der Abbildung 47 gegeben.

Je nach Zunahme der Chloridkonzentration in Bezug auf die Ausgangskonzentration der ermittelten, linearen Trendlinie, konnte die vorhandene Trendzunahme in die Bereiche Konzentrationszunahme kleiner 50 %, bzw. Zunahme größer gleich 50 % unterteilt werden.

Innerhalb einer Schwankungsbreite kleiner 3 mg/L der Trendlinie wurden die Verläufe der Chloridkonzentrationen als konstant angesehen.



● ... steigend  $\geq 50\%$    
 ● ... steigend  $< 50\%$    
 ● ... konstant   
 ● ... fallend

Abbildung 47: Konzentrationsverlauf in der Welser Heide

In der Abbildung 48 ist beispielhaft die Chloridzunahme der Messsonde 41007022 dargestellt. Hierbei ist deutlich erkennbar, dass bis zum Jahre 2006 die Konzentration leicht abnimmt und ab 2006 stark ansteigt. Ein solcher Verlauf der Chloridkonzentration ist in drei Messstellen im nord-westlichen Bereich der Welser Heide erkennbar. Alle weiteren GZÜV Messstellen mit steigender Tendenz weisen eine konstante Chloridzunahme auf.

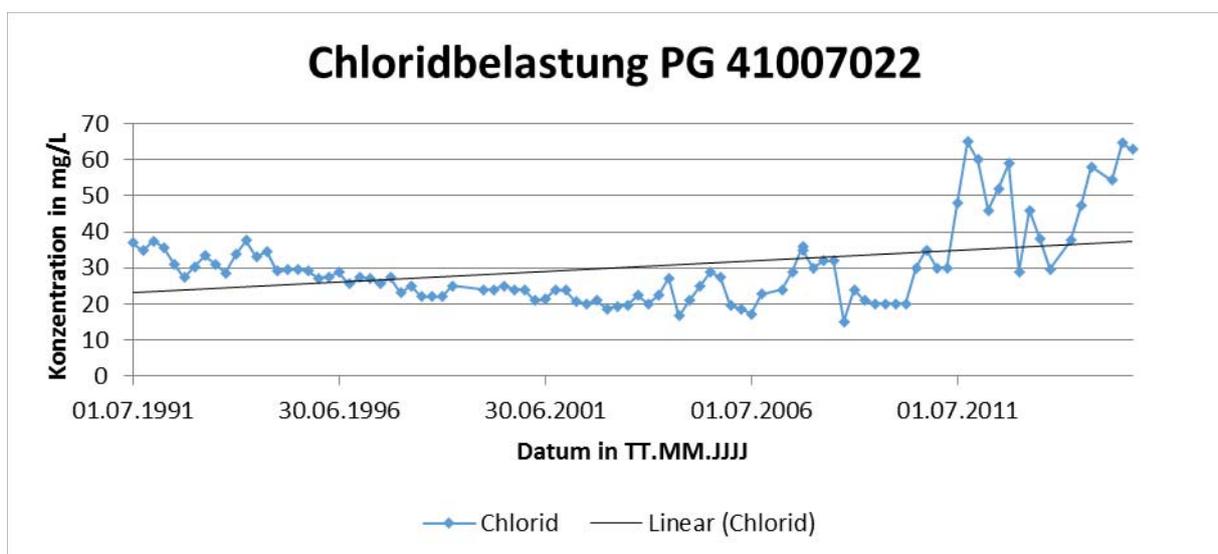


Abbildung 48: Chloridbelastung PG 41007022

### 5.1.3 Durchschnittliche Chloridkonzentration pro Monat

Die arithmetischen Mittelwerte der Chloridmessungen je Monat wurden gebildet und sind in den nachstehenden Abbildungen (Abbildung 49 bis Abbildung 57) dargestellt. In den Auswertungen sind meistens 3 Peaks zu erkennen. Eine erhöhte Konzentration wurde in den Monaten Februar bis März, Mai bis Juni, sowie August bis September gemessen.

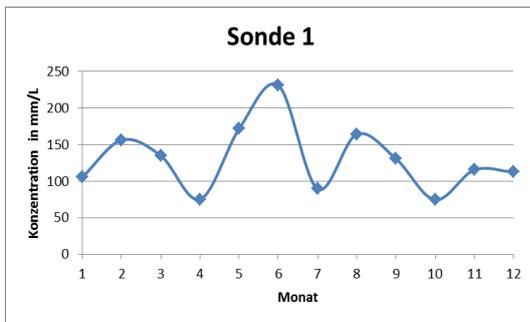


Abbildung 49: Monatsmittel Chlorid Sonde 1

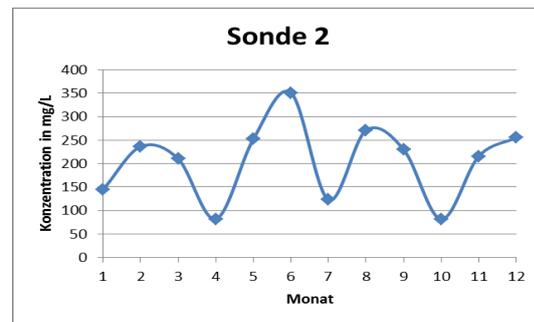


Abbildung 50: Monatsmittel Chlorid Sonde 2

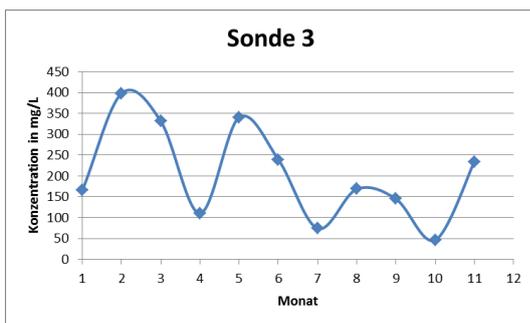


Abbildung 51: Monatsmittel Chlorid Sonde 3

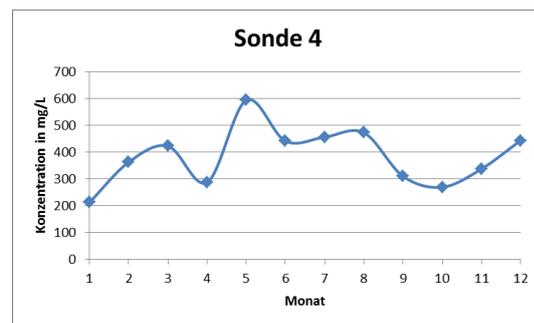


Abbildung 52: Monatsmittel Chlorid Sonde 4

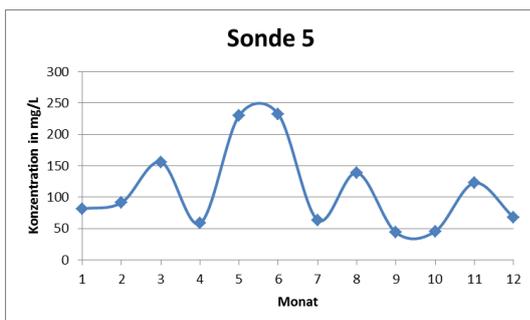


Abbildung 53: Monatsmittel Chlorid Sonde 5

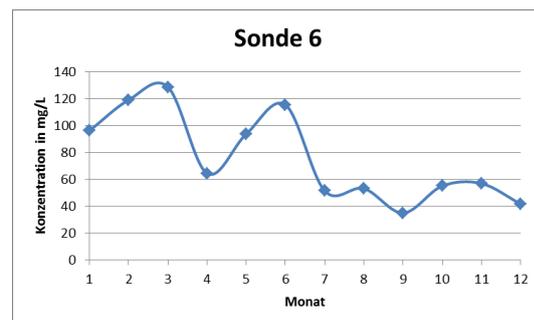


Abbildung 54: Monatsmittel Chlorid Sonde 6

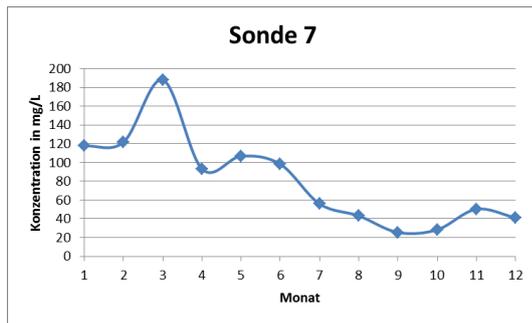


Abbildung 55: Monatsmittel Chlorid Sonde 7

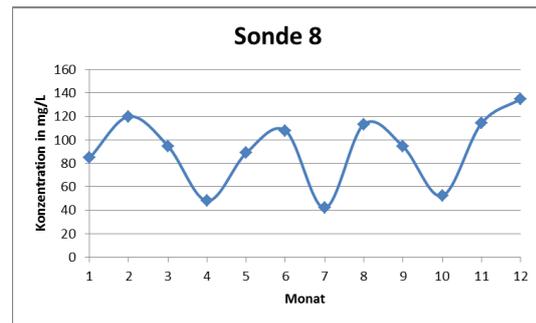


Abbildung 56: Monatsmittel Chlorid Sonde 8

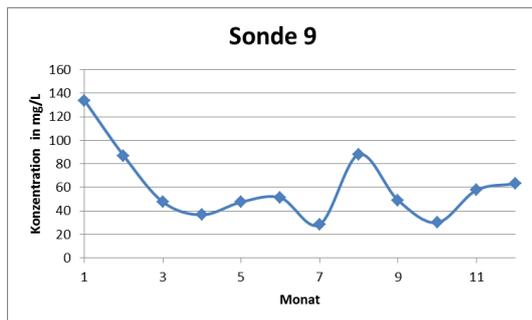


Abbildung 57: Monatsmittel Chlorid Sonde 9

Beim Vergleichen der berechneten Monatsmittelwerte mit den Standardabweichungen fällt auf, dass sich die Größe der Standardabweichung nicht immer stark von den eigentlichen Messwerten unterscheidet. Die Anzahl der Messungen je Monat variiert stark von 5 bis 20. Die in der Tabelle 15 angeführte Anzahl der Messungen pro Monat bezieht sich auf jene Anzahl, wie oft der Großteil der Sonden beprobt wurde. Speziell die Sonden 3 und 9 weichen teilweise stark von der unten angegebenen Anzahl ab, da sie des Öfteren trocken gelegen sind und somit keine Beprobung möglich war.

Tabelle 15: Standardabweichungen der Messwerte je Monat in mg/L

Standard- abweichung	Jänner	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	Sept.	Oktober	Nov.	Dezember
Sonde 1	64	82	59	39	74	162	47	119	66	52	44	20
Sonde 2	56	109	93	41	117	133	79	150	134	50	100	60
Sonde 3	106	150	151	45	161	145	23	99	94	0	119	0
Sonde 4	121	238	85	141	412	208	292	307	282	170	232	196
Sonde 5	55	50	163	33	282	279	28	191	12	24	132	11
Sonde 6	65	46	51	41	63	122	19	25	10	73	36	7
Sonde 7	63	43	49	79	72	63	23	15	6	9	42	12
Sonde 8	33	62	44	19	56	37	16	70	45	24	45	4
Sonde 9	150	76	13	10	29	17	5	68	23	0	31	0
Anzahl d. Messungen	8	15	7	10	15	8	6	20	9	9	17	5

### 5.1.4 Einfluss von Niederschlag auf die Chloridkonzentration

Der Vergleich der Chloridkonzentration mit dem monatlichen Niederschlag führt zu keinem, auf den ersten Blick aussagekräftigen Ergebnis, da die Auflösung von den Niederschlagsdaten (je Monat) im Vergleich zu den Messwerten von Chlorid (je Quartal) viel zu fein ist (Abbildung 58).

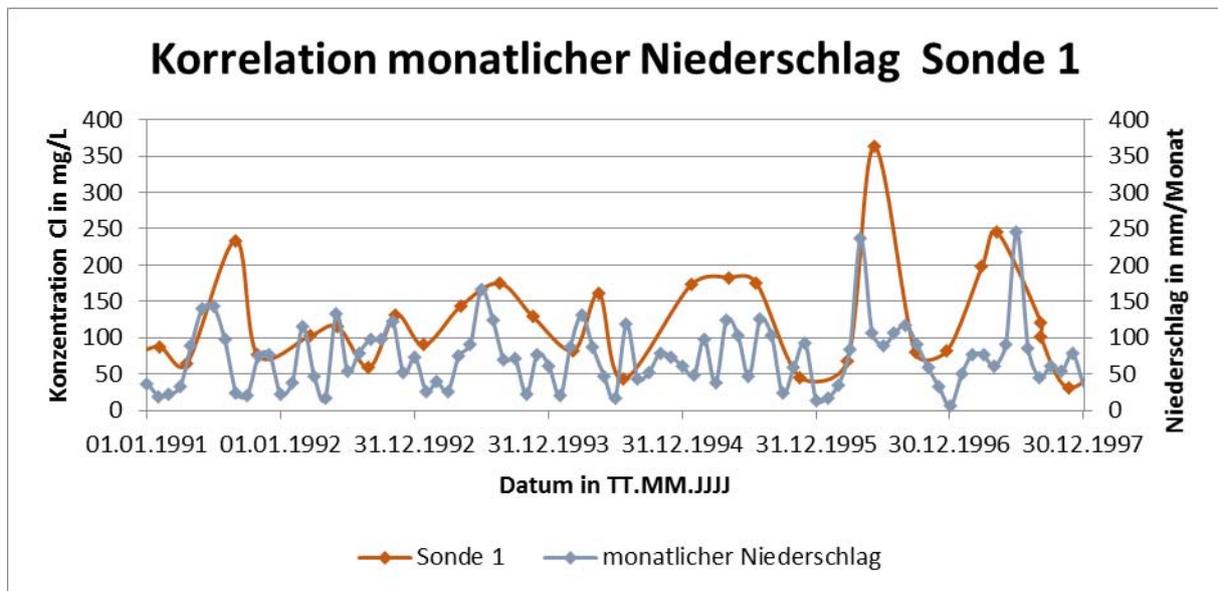


Abbildung 58: monatlicher Niederschlag mit Analyseergebnisse der Sonde 1

Um dieselbe Genauigkeit der Niederschlagsdaten wie von den Analysedaten zu haben, wurde die Niederschlagssumme für die jeweiligen Quartale gebildet und in einem weiteren Schritt mit den Analysewerten verglichen. Die Korrelation zwischen Niederschlag im jeweiligen Quartal und der im Grundwasser vorhandenen Chloridkonzentration lässt sich bei den verschiedenen Grundwassersonden unterschiedlich gut eruieren.

In Abbildung 59 ist ein Ausschnitt von dem Graphen der Korrelation des Niederschlages mit der Grundwassersonde 1 im Zeitraum von 1991 bis 1997 dargestellt. Die Abhängigkeit der Chloridkonzentration vom Niederschlag ist in diesem Abschnitt sehr gut erkennbar.

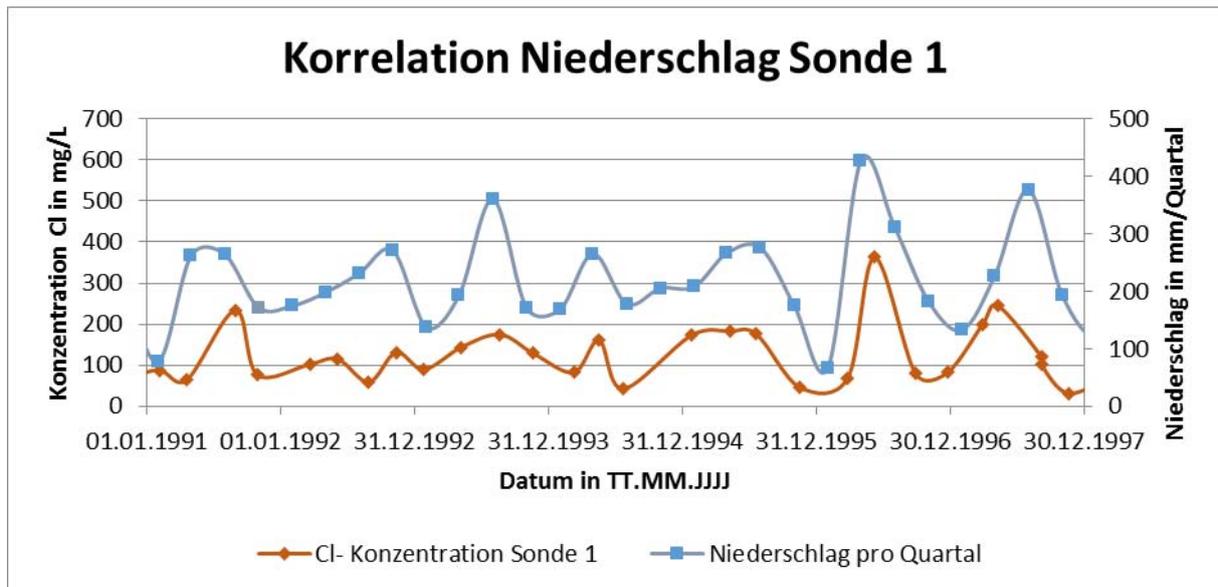


Abbildung 59: Korrelation Niederschlag mit Analyseergebnissen der Sonde 1

Vergleicht man den Niederschlag mit allen Grundwassermesssonden, so stellt sich heraus, dass nicht in jeder Sonde und in jedem Jahr eine so gute Korrelation erkennbar ist. Ein Beispiel für die schlechte Korrelation ist in der Abbildung 60 dargestellt.

Im Großen und Ganzen lässt sich aber sagen, dass die Chloridkonzentrationen gut mit den Niederschlagsdaten übereinstimmen.

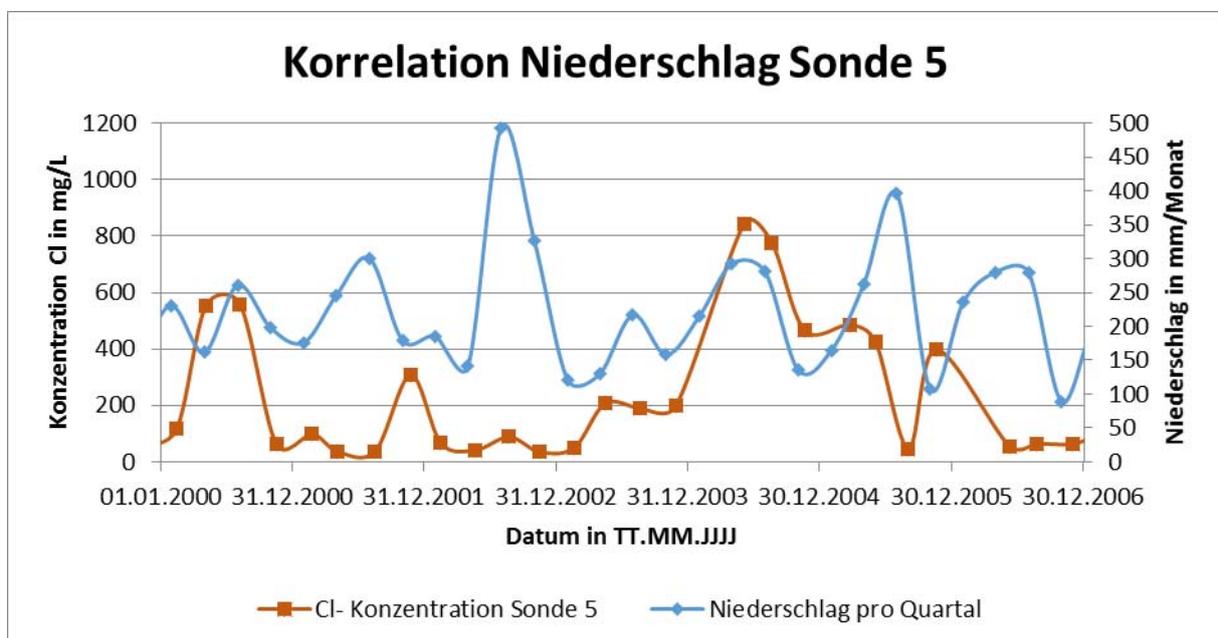


Abbildung 60: Korrelation Niederschlag mit Analyseergebnissen der Sonde 5

Einige Zeitabschnitte von Sonden konnten nicht für die Gegenüberstellung herangezogen werden, da eine Beprobung der Sonden aufgrund Trockenheit nicht immer möglich war.

### 5.1.5 Durchschnittlich eingebrachte Chloridkonzentration über Straßenabwässer

Die durchschnittlich eingebrachte Chloridkonzentration in das Grundwasser konnte aufgrund folgender Daten berechnet werden:

- Fläche Knoten Wels: ~ 145.543 m<sup>2</sup>
- Streusalz pro m<sup>2</sup> Streufläche: 1,85 kg/m<sup>2</sup>
- Massenanteil Chlorid an NaCl: 60,66 %
- Niederschlag: 319,8 mm/Winter = 2,034 \* 10<sup>-8</sup> m/s
- Grundwasserneubildungsrate: 17 %

Daraus ergibt sich:

- jährliche eingebrachte Menge an NaCl: 269.255 kg/Saison, entspricht einer Menge von etwa 163.330 kg an Chlorid pro Saison
- es ergibt sich somit eine durchschnittliche Konzentration von 5,78 kg NaCl pro m<sup>3</sup> Niederschlag, was 3,5 kg Cl<sup>-</sup> pro m<sup>3</sup> Niederschlag entspricht

Unter der Annahme, dass Chlorid komplett in das Grundwasser eingebracht wird, ergibt sich:

- Grundwasserneubildung: 7913 m<sup>3</sup>
- Chloridkonzentration in neugebildetem Grundwasser: 20,6 mg/mL

Durchschnittlich ist im Winterhalbjahr das neugebildete Grundwasser aus dem Niederschlagswasser, welches auf die asphaltierte Fläche im Bereich Autobahnknoten Wels fällt, mit 20,6 mg/mL Chlorid belastet.

Setzt man eine unrealistische Grundwasserneubildungsrate von 100 % an, so wäre die Chloridkonzentration bei 3,5 mg/mL, bzw. bei einer Rate von 50 % bei 7 mg/mL.

Ermittelt man nun das Einzugsgebiet je Versickerungsbecken, so kann auf die Stoffmenge an Chlorid rückgeschlossen werden, welche je Becken in das Grundwasser jährlich versickert. Die Menge an Chlorid je Versickerungsbecken ist der nachstehenden Tabelle 16 zu entnehmen.

*Tabelle 16: eingebrachtes Chlorid über die Versickerungsbecken*

	Einzugsgebiet In m <sup>2</sup>	ausgebrachtes Salz in kg	ausgebrachtes Cl <sup>-</sup> in kg
Versickerungsbecken I	12860	23791	14432
Versickerungsbecken II	4008	7415	4498
Versickerungsbecken III	19172	35468	21515
Versickerungsbecken V	5160	9546	5791
Summe	41200	76220	46236

## 5.2 Straßenabwasserrelevante Inhaltsstoffe

Die Auswertungen der Stichtagsmessungen vom 07. Juli und 11. Juli 2016 sind in den nachfolgenden Unterkapiteln dargestellt.

### 5.2.1 Chloridverteilung im Autobahnknoten Wels

Von sämtlichen analysierten Parametern wurde unter anderem die Chloridkonzentration im Bereich des Autobahnknoten Wels näher begutachtet. Wie in Abbildung 61 gut zu erkennen, befinden sich direkt im Autobahnknoten Wels die höchsten gemessenen Chloridkonzentrationen. Mit zunehmender Entfernung von dem Knoten nimmt die Konzentration kontinuierlich ab. Im Bereich des Traunufers wird die natürliche Hintergrundbelastung von 30 mg/L unterschritten, weshalb hier von keiner Beeinflussung durch die Autobahn mehr gesprochen wird.

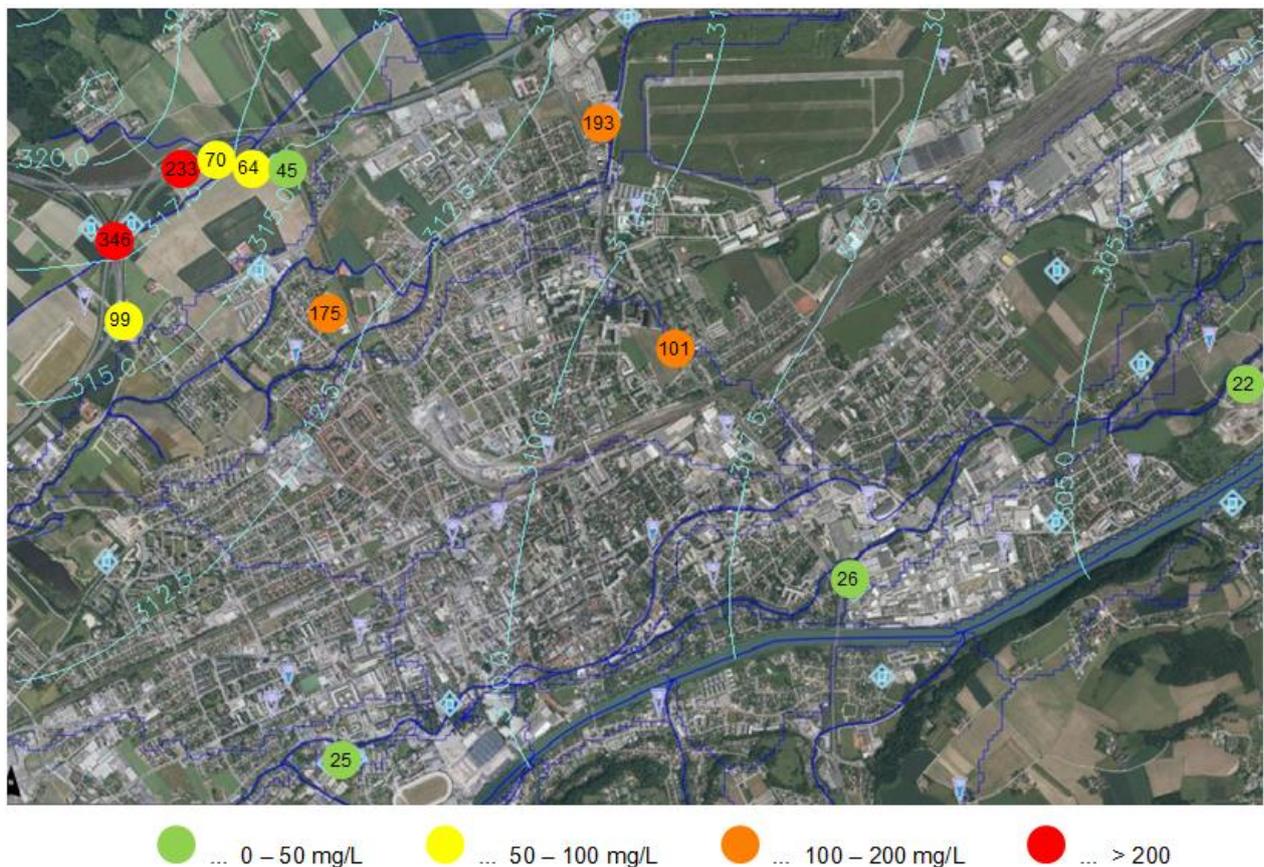


Abbildung 61: Analyseergebnisse der gepumpten Chloridkonzentrationen in mg/L vom 07.07.2016 und vom 11.07.2016

### 5.2.2 Korrelation verschiedener Parameter mit Chlorid

Bei der Gegenüberstellung der einzelnen Parameter mit Chlorid, können Substanzen erkannt werden, welche sehr eindeutig mit der Chloridkonzentration korrelieren, Parameter, wo eine

Korrelation nicht eindeutig erkennbar, bzw. nicht ausgeschlossen werden kann, sowie weitere Stoffe, bei welchen keine Parallelen zu Chlorid gezogen werden können.

Es ist an dieser Stelle erneut darauf hinzuweisen, dass sich die Grundwassersonde 8 (S8) im Einflussbereich der ehemaligen Altablagerung befindet und dadurch Beeinflussungen durch die bereits aus dem Verdachtsflächenkataster gestrichene Fläche nicht ausgeschlossen werden können.

Bei den folgenden Grafiken (Abbildung 62 bis Abbildung 69) können Korrelationen zwischen den Parametern Chlorid mit Natrium, Orthophosphat, Phosphor, PCB, Brom, Iod, Barium und Leitfähigkeit festgestellt werden.

Da sich die einzelnen Messwerte der verschiedenen PCBs unterhalb der Bestimmungsgrenze, jedoch über der Nachweisgrenze befinden, wurden im Labor die einzelnen, hierbei erhaltenen Werte herangezogen und aufsummiert. Die Summe der erhaltenen Werte zwischen Nachweisgrenze und Bestimmungsgrenze ergeben also die Summe der ungerundeten PCBs. Selbiges wurde im Labor bei den PAKs durchgeführt.

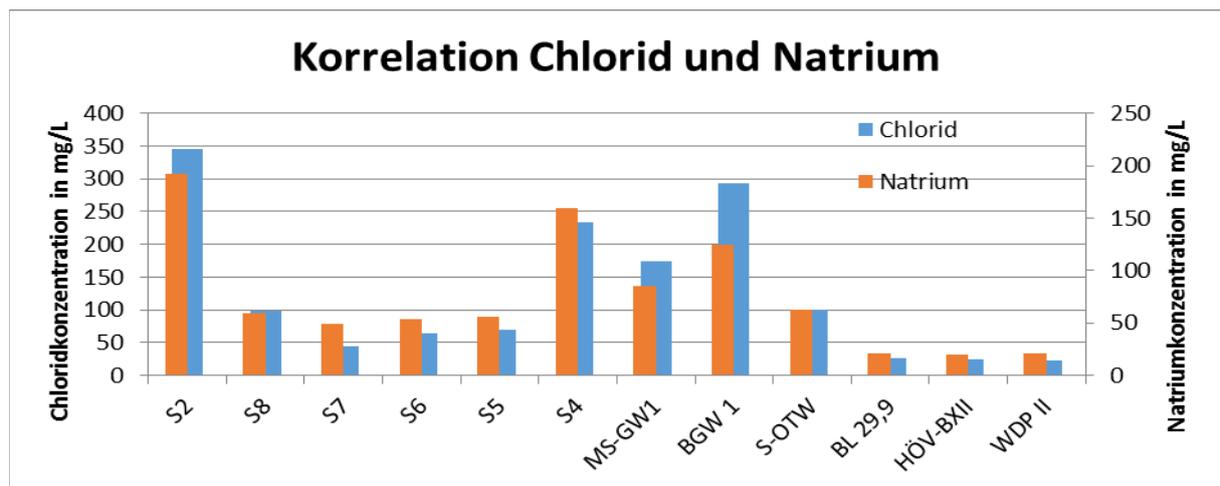


Abbildung 62: Korrelation Chlorid und Natrium – Stichtag im Juli 2016

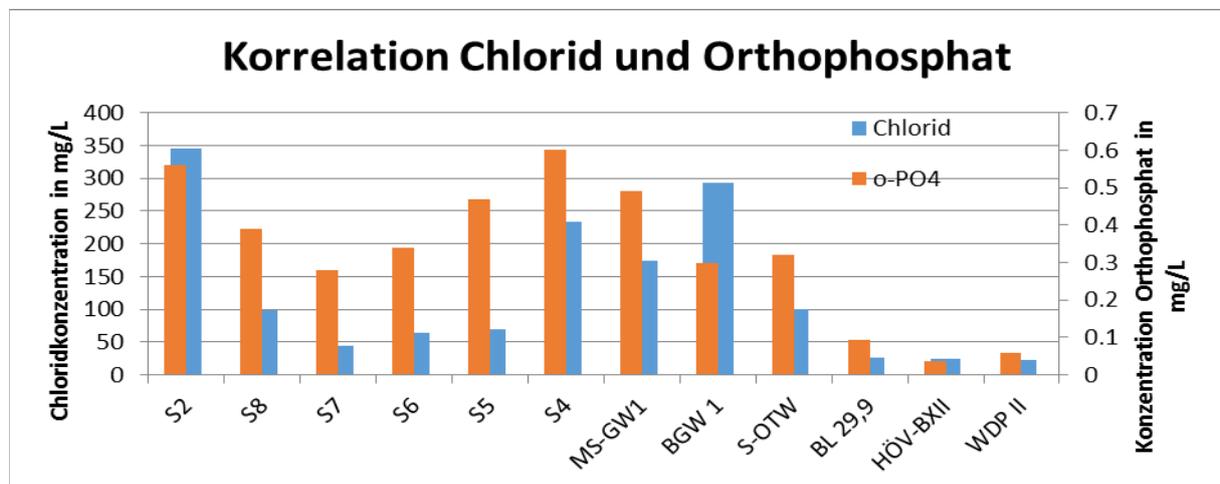


Abbildung 63: Korrelation Chlorid und Orthophosphat – Stichtag im Juli 2016

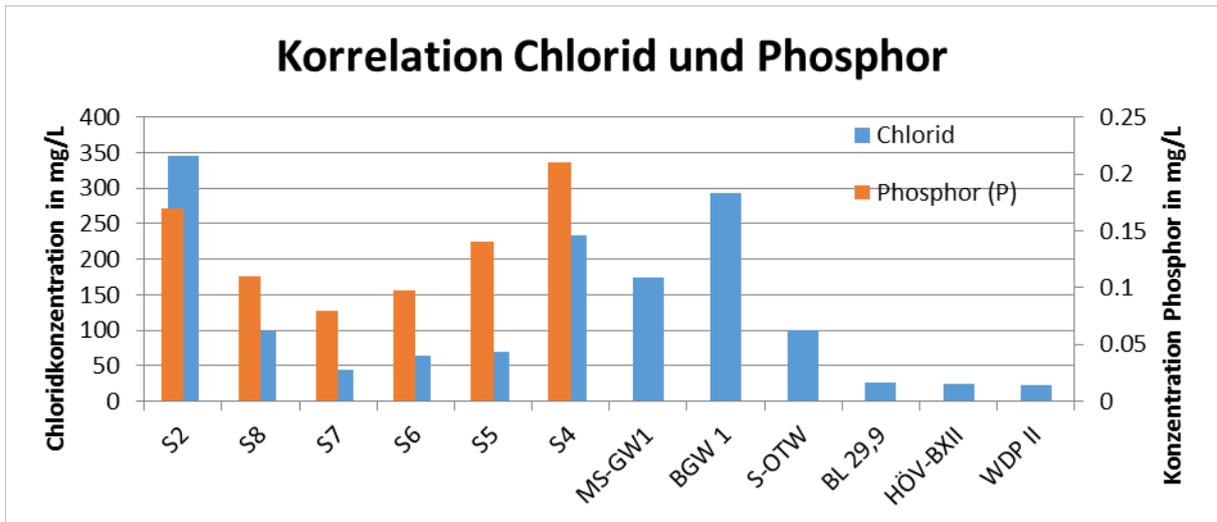


Abbildung 64: Korrelation Chlorid und Phosphor – Stichtag im Juli 2016

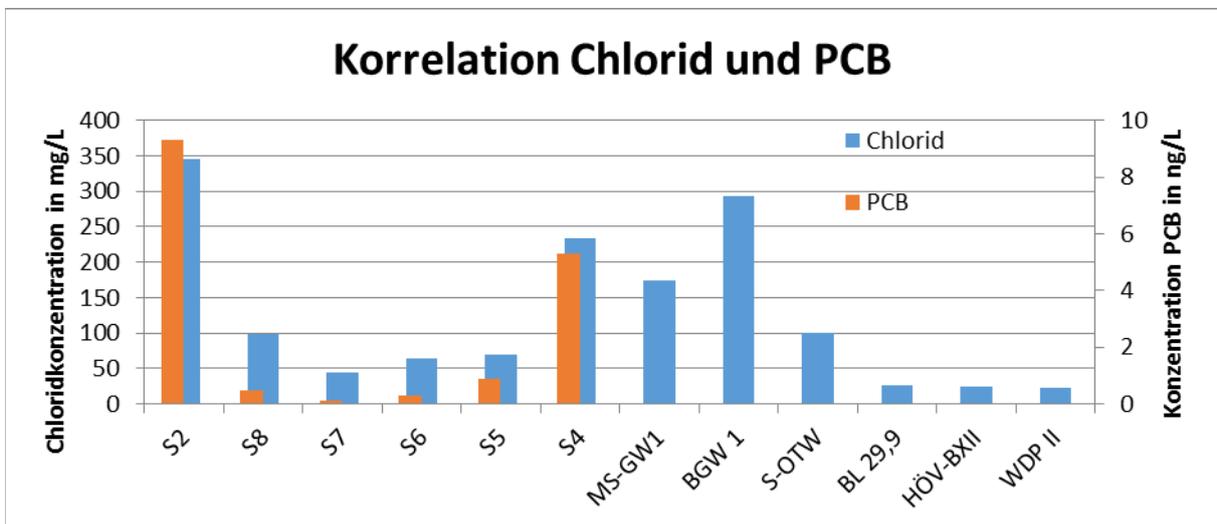


Abbildung 65: Korrelation Chlorid und PCB – Stichtag im Juli 2016

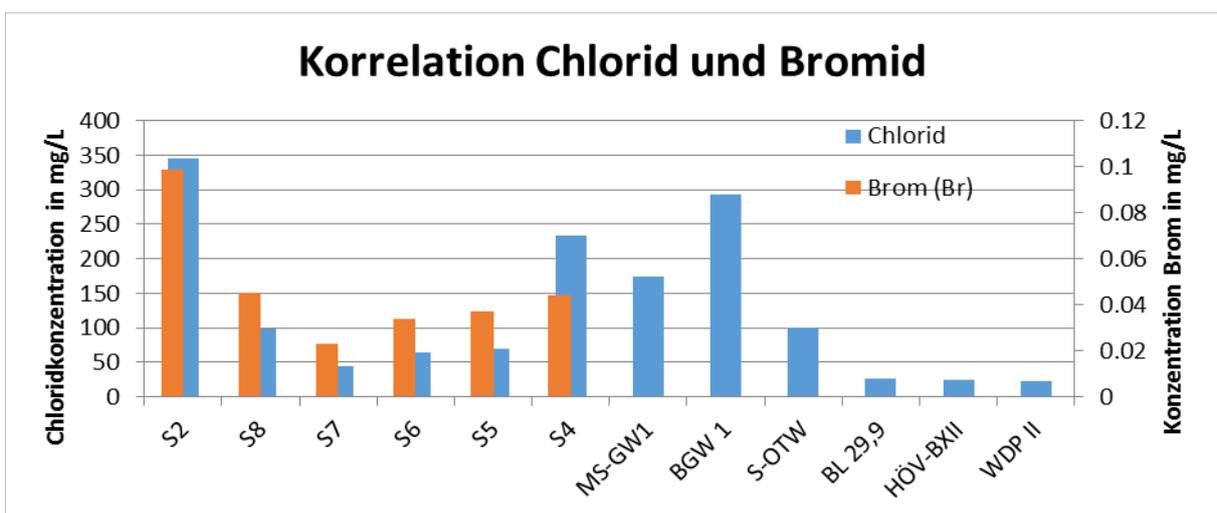


Abbildung 66: Korrelation Chlorid und Bromid – Stichtag im Juli 2016

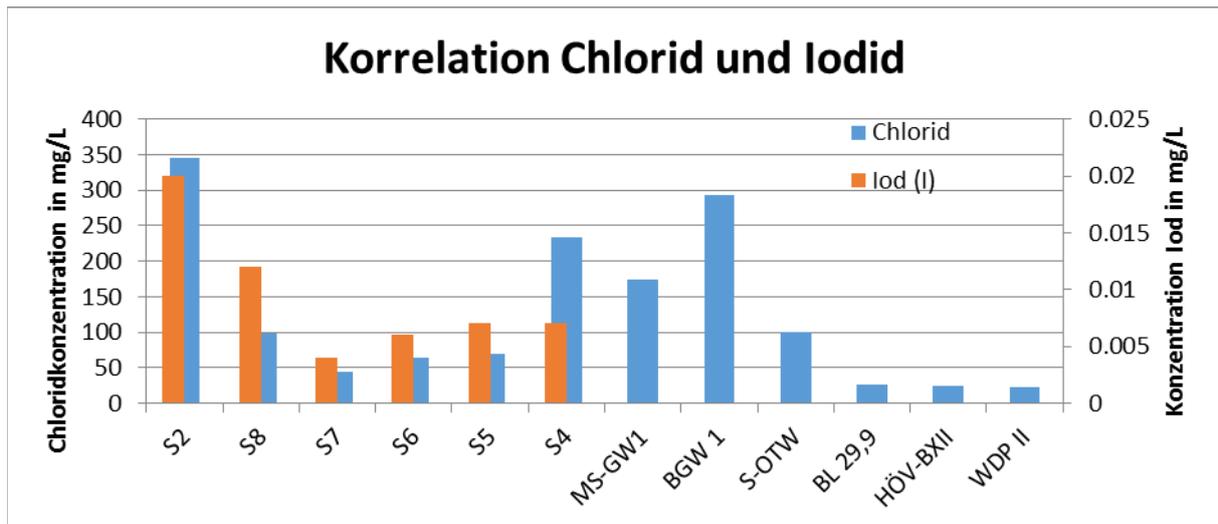


Abbildung 67: Korrelation Chlorid und Iodid – Stichtag im Juli 2016

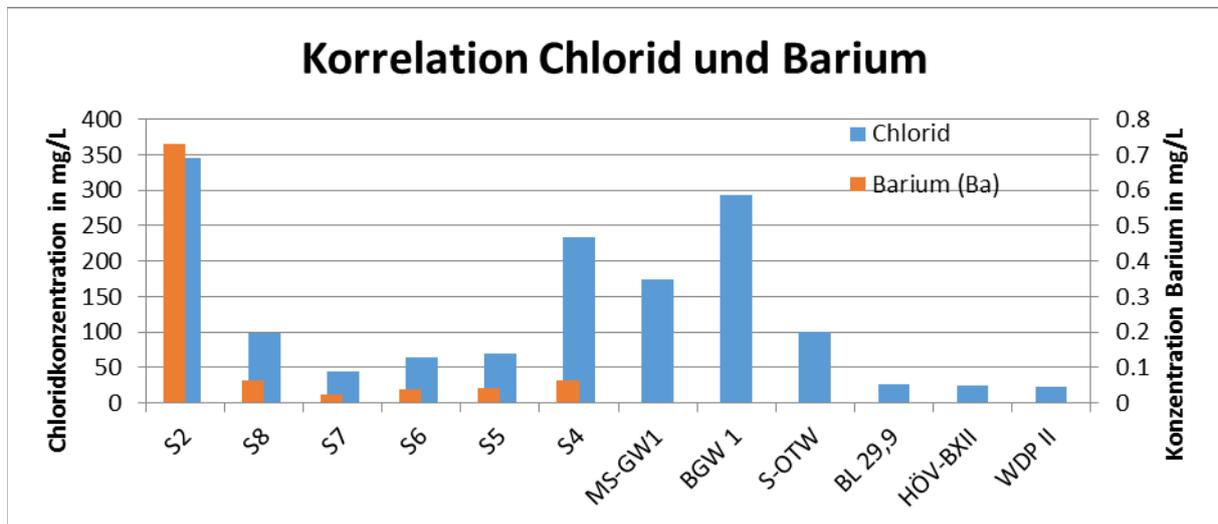


Abbildung 68: Korrelation Chlorid und Barium – Stichtag im Juli 2016

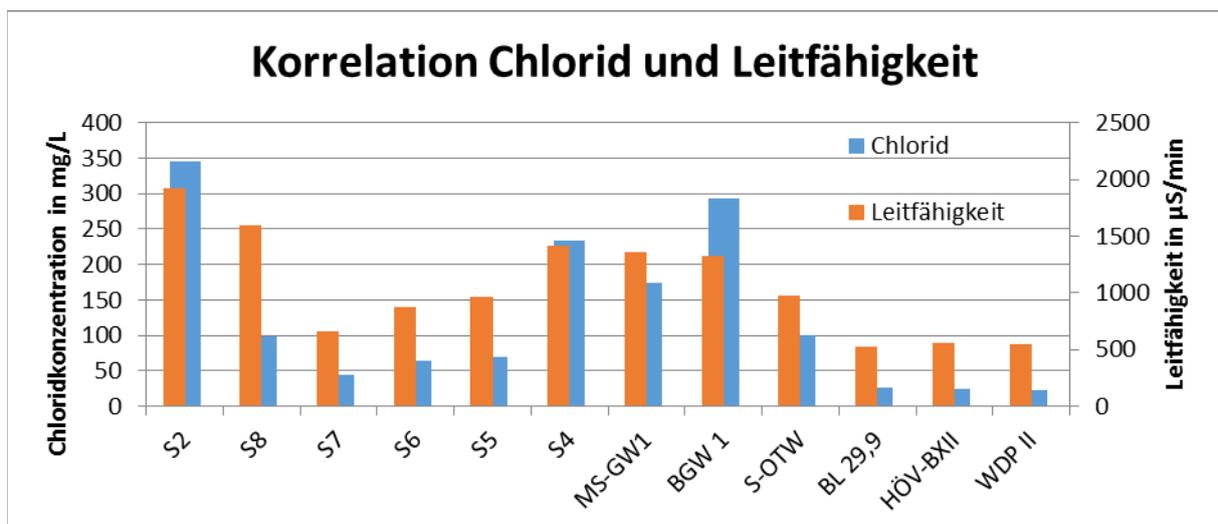


Abbildung 69: Korrelation Chlorid und Leitfähigkeit – Stichtag im Juli 2016

Bei den Parametern Kalium, Magnesium, Kalzium, DOC, Säurekapazität, Karbonathärte, Hydrogenkarbonat, PAK, Lithium, Strontium, Gesamthärte ist eine Korrelation möglich und kann daher nicht sicher ausgeschlossen werden (Abbildung 70 bis Abbildung 80).

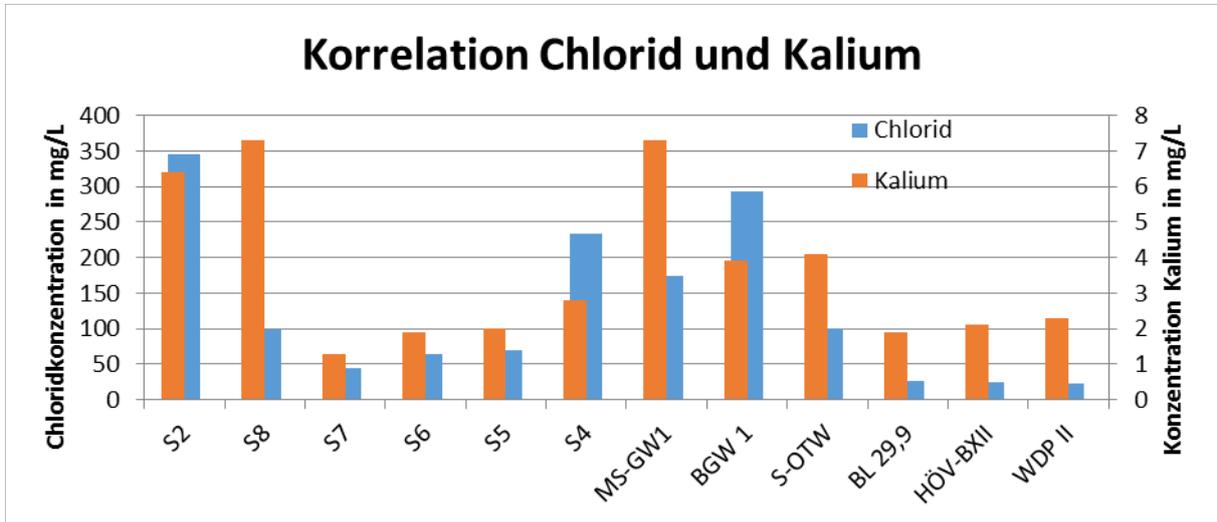


Abbildung 70: Korrelation Chlorid und Kalium – Stichtag im Juli 2016

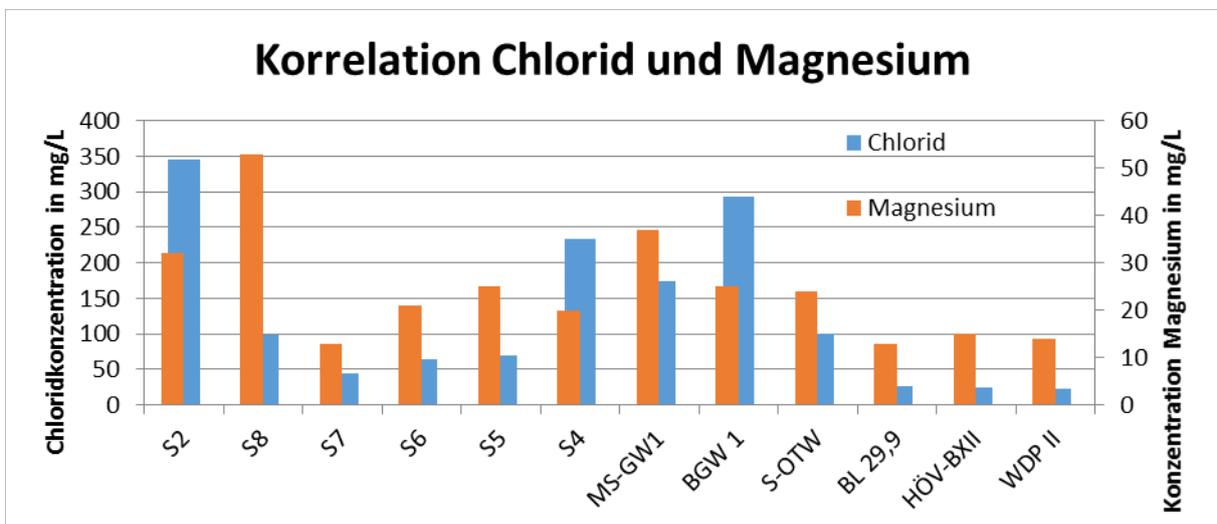


Abbildung 71: Korrelation Chlorid und Magnesium – Stichtag im Juli 2016

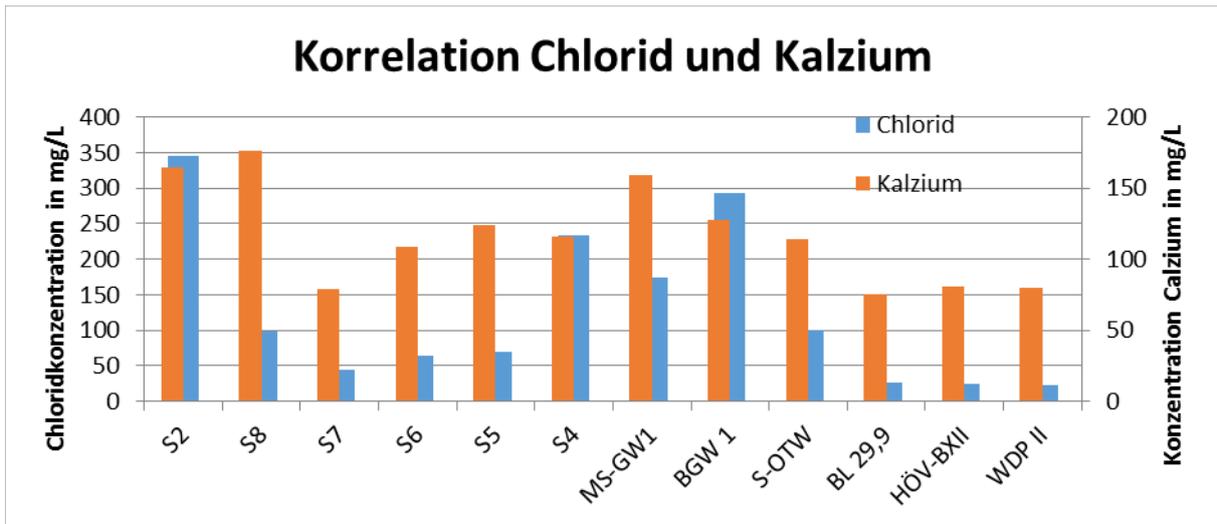


Abbildung 72: Korrelation Chlorid und Kalzium – Stichtag im Juli 2016

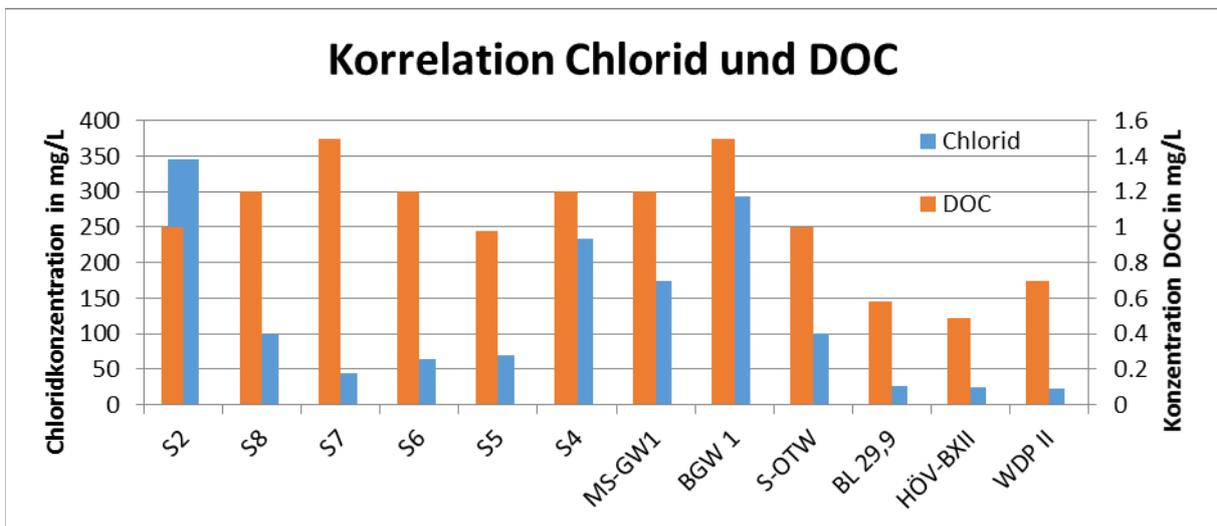


Abbildung 73: Korrelation Chlorid und DOC – Stichtag im Juli 2016

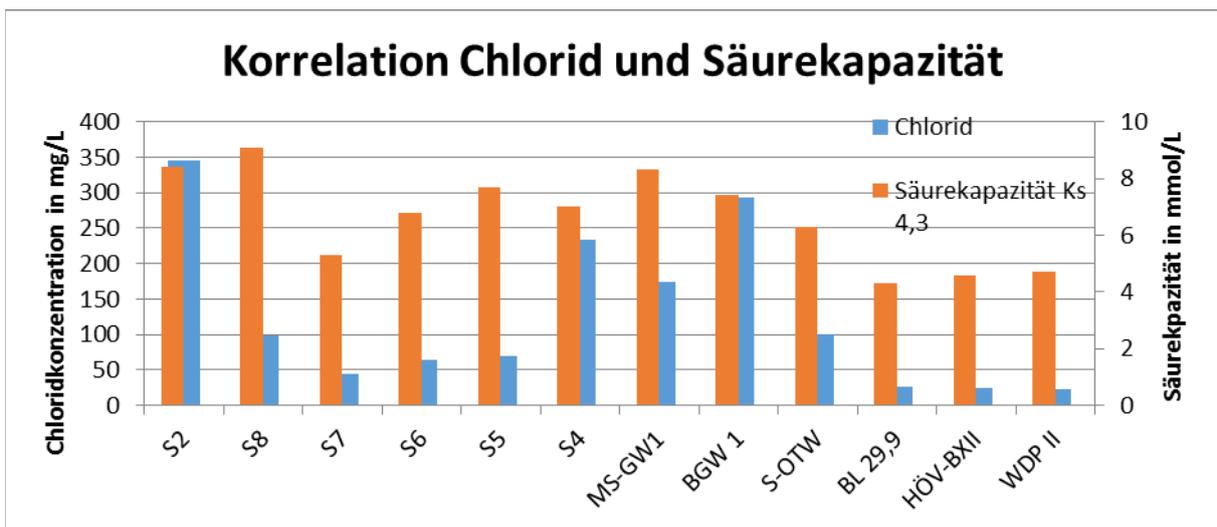


Abbildung 74: Korrelation Chlorid und Säurekapazität – Stichtag im Juli 2016

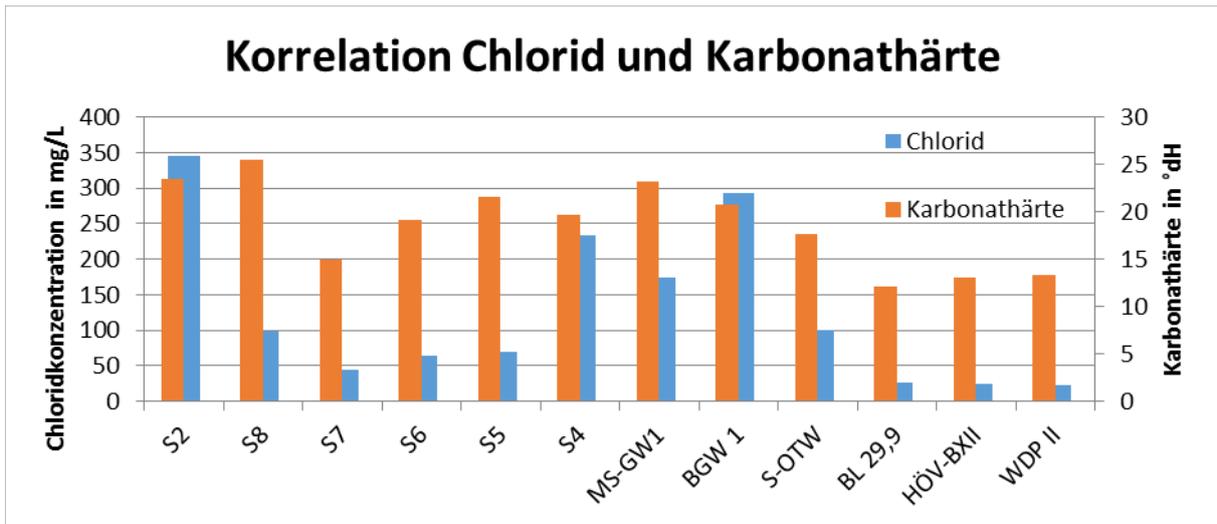


Abbildung 75: Korrelation Chlorid und Karbonathärte – Stichtag im Juli 2016

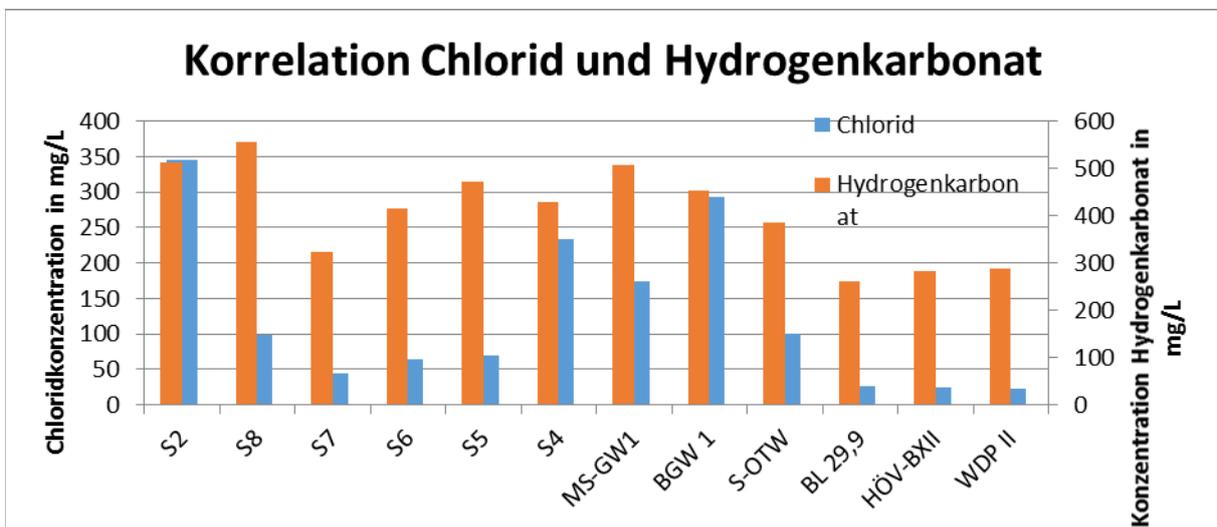


Abbildung 76: Korrelation Chlorid und Hydrogenkarbonat – Stichtag im Juli 2016

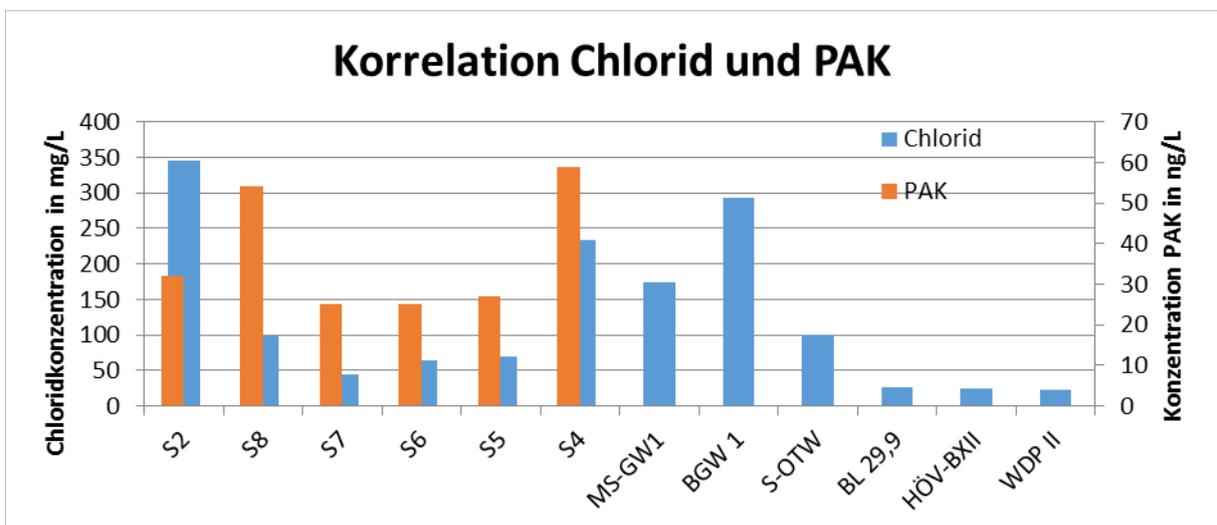


Abbildung 77: Korrelation Chlorid und PAK – Stichtag im Juli 2016

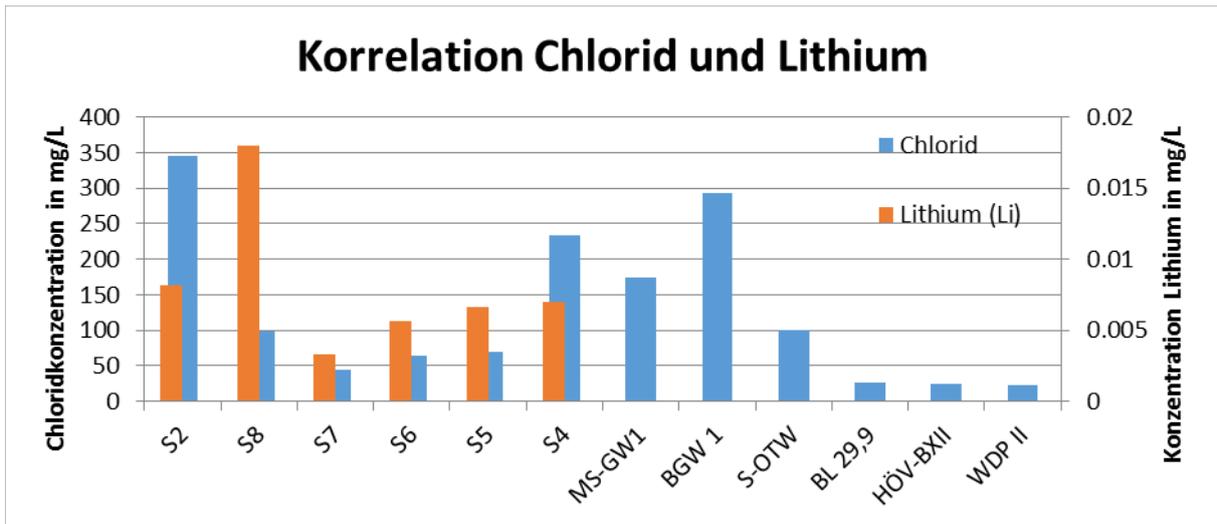


Abbildung 78: Korrelation Chlorid und Lithium – Stichtag im Juli 2016

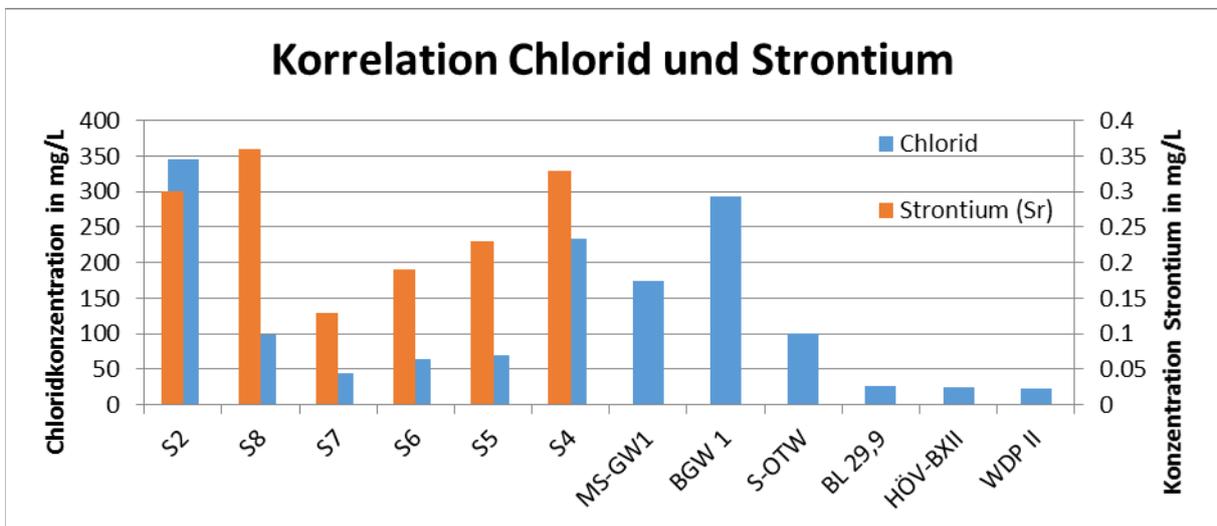


Abbildung 79: Korrelation Chlorid und Strontium – Stichtag im Juli 2016

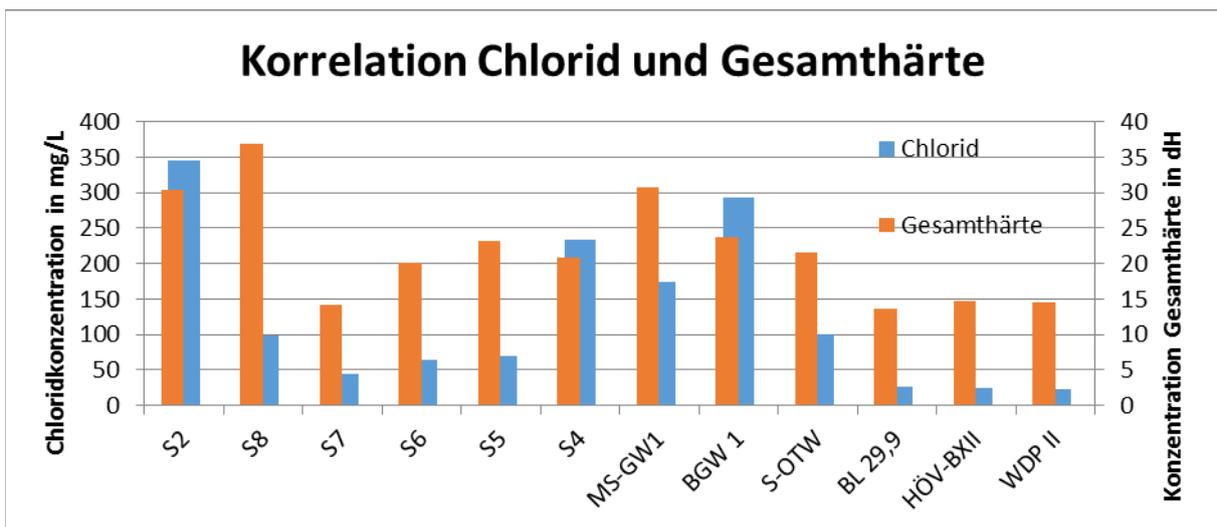


Abbildung 80: Korrelation Chlorid und Gesamthärte – Stichtag im Juli 2016

Sämtliche weiteren Parameter, welche im Zuge der Analysen nachgewiesen wurden, weisen keine Korrelationen mit dem Parameter Chlorid auf. Zu diesen Stoffen gehören: AOX, Ammonium, Nitrat, Sulfat, Temperatur, pH-Wert, gelöster Sauerstoff, Sauerstoffsättigung, Naphthalin, Fluoren, Toluol, Bor, Aluminium, Silicium, Schwefel, Scandium, Titan, Vanadium, Chrom, Mangan, Eisen, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen, Selen, Rubidium, Molybdän, Antimon, Uran.

Parameter, welche sich unter der Nachweisgrenze befinden, wurden vom Labor mit dem Wert Null, sowie Werte zwischen Nachweisgrenze und Bestimmungsgrenze mit kleiner Bestimmungsgrenze angegeben. Dazu gehören folgende Parameter: Stickstoffdioxid, Phenolindex, Fluor, KW-Index (H53), Acenaphthylen, Acenaphthen, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benz(a)anthracen, Chrysen, Benz(b)fluoranthren, Benz(k)fluoranthren, Benz(a)pyren, Indeno(123cd)pyren, Dibenz(ah)anthracen, Benzo(ghi)perylene, PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 138, PCB 180, Benzol, Chlorbenzol, Ethylbenzol, m+p-Xylol, o-Xylol, 1.3-Dichlorbenzol, 1.4-Dichlorbenzol, 1.2-Dichlorbenzol, Beryllium, Cobalt, Gallium, Germanium, Krypton, Yttrium, Zirconium, Niob, Ruthenium, Rhodium, Palladium, Silber, Cadmium, Indium, Zinn, Tellur, Xenon, Cäsium, Lanthan, Cer, Praseodym, Neodym, Samarium, Europium, Gadolinium, Terbium, Dysprosium, Holmium, Erbium, Thulium, Ytterbium, Lutetium, Hafnium, Tantal, Wolfram, Rhenium, Osmium, Iridium, Platin, Gold, Quecksilber, Thallium, Blei, Bismut, Thorium.

### 5.2.3 Überschreitungen der Indikatorparameter

Die Parameter Chlorid, Natrium und Orthophosphat sind die einzigen Stoffe, bei welchen Überschreitungen der Indikatorparameter festgestellt werden konnten. Die Schwellenwerte wurden dabei einerseits aus dem Österreichischen Lebensmittelbuch Codexkapitel B1, Trinkwasser (BMFG 2007), sowie andererseits aus der Qualitätszielverordnung Grundwasser (BMLFUW 2010) entnommen. Die Parameter Chlorid und Orthophosphat sind für die 12 untersuchten Sonden in der Tabelle 17, sowie in der Tabelle 18 zusammengefasst und die Überschreitungen rötlich hinterlegt.

Tabelle 17: Überschreitungen der Indikatorparameter bei den Stichtagsmessungen der Sonden S2, S8, S7, S6, S5, S4

		<b>Indikatorparameter</b>	<b>S2</b>	<b>S8</b>	<b>S7</b>	<b>S6</b>	<b>S5</b>	<b>S4</b>
<b>Chlorid</b>	mg/L	200 <sup>1)</sup> bzw. 180 <sup>2)</sup>	346	99	45	64	70	233
<b>o-PO4</b>	mg/L	0,3 <sup>1)</sup>	0,56	0,39	0,28	0,34	0,47	0,6
<sup>1)</sup> Quelle: Österreichisches Lebensmittelbuch Codexkapitel B1, Trinkwasser (BMFG 2007) <sup>2)</sup> Quelle: Qualitätszielverordnung Grundwasser (BMLFUW 2010)								

Tabelle 18: Überschreitungen der Indikatorparameter bei den Stichtagsmessungen der Sonden MS-GW1, BGW 1, S-OTW, BL 29,9, HÖV-BXII, WDP II

		Indikatorparameter	MS-GW1	BGW 1	S-OTW	BL 29,9	HÖV-BXII	WDP II
<b>Chlorid</b>	mg/L	200 <sup>1)</sup> bzw. 180 <sup>2)</sup>	175	293	101	26	25	22
<b>o-PO4</b>	mg/L	0,3 <sup>1)</sup>	0,49	0,3	0,32	0,092	0,037	0,058
<sup>1)</sup> Quelle: Österreichisches Lebensmittelbuch Codexkapitel B1, Trinkwasser (BMFG 2007) <sup>2)</sup> Quelle: Qualitätszielverordnung Grundwasser (BMLFUW 2010)								

Vergleicht man die übrigen nachgewiesenen Parameter mit den durchschnittlichen Konzentrationen in Grundwässern (Tabelle 19), so kann lediglich und nur vereinzelt von gering erhöhten Konzentrationen gesprochen werden. Eine eindeutige Beeinträchtigung des Grundwassers ist somit nicht feststellbar. Für folgende hier nachgewiesenen Stoffe konnten durchschnittliche Konzentrationen von Matthess (1973) entnommen werden.

Tabelle 19: durchschnittliche Konzentrationen in Grundwässern zusammengefasst aus Matthess (1973)

Parameter	Durchschnittlicher Wert	Anmerkung
NH <sub>4</sub>		Kleine Mengen
NO <sub>3</sub>	<20 mg/L	
Natrium	1–20 mg/L	
Kalium	1–5 mg/L	Wenn Na < 10 mg/L
Magnesium	< 40 mg/L	
SO <sub>4</sub>	< 30 mg/L	
Chlorid	< 30 mg/L	
Lithium	0,001–0,5 mg/L	
Bor	< 1 mg/L	
Aluminium	< 0,1 mg/L	
Phosphor	< 0,1 mg/L	Zehntel bzw. Hundertstel mg/L
Vanadium	< 70 µg/L	
Chrom	0,43–21 µg/L	
Mangan	< 1 mg/L	Nur in Spuren enthalten
Eisen		Nicht oder nur in Spuren enthalten
Nickel	~ 40 µg/L	
Kupfer	~ 200 µg/L	
Zink	< 10 µg/L	
Arsen	< 0,1 mg/L	
Brom	< 0,1 mg/L	
Rubidium	1–100 µg/L	Meist weniger als Lithium
Strontium	0,01–1 mg/L	
Molybdän	~ 1,4 µg/L	Wert stammt aus Amerika
Iod	0,7–14,6 µg/L	Teilweise deutlich höhere Konzentrationen
Barium	0,05–2 mg/L	
Uran	0,05–10 µg/L	

## 5.2.4 Unterschied geschöpfte und gepumpte Grundwasserprobe

Bei der Betrachtung der Abweichungen der einzelnen Parameter zwischen geschöpfter und gepumpter Beprobung fällt auf, dass teilweise relativ große Unterschiede zwischen den beiden Chloridkonzentration vorliegen. Die gemessenen Werte der einzelnen Sonden können der Tabelle 20 entnommen werden.

Tabelle 20: Messwerte der geschöpften und gepumpten Proben

Probenname	Datum	Beprobung	Chlorid in mg/L	pH-Wert	Leitfähigkeit in $\mu\text{S}/\text{min}$	Temperatur in $^{\circ}\text{C}$	Bemerkung
Sonde 1	21.06.2016	geschöpft	359	7	1740	12,5	
Sonde 1		gepumpt					Beprobung nicht mgl.
Sonde 2	21.06.2016	geschöpft	385	7	1750	12,5	
Sonde 2	07.07.2016	gepumpt	346	6,6	1920	11,3	
Sonde 3	21.06.2016	geschöpft	253	7,1	1390	11,5	
Sonde 3		gepumpt					Beprobung nicht mgl.
Sonde 4	21.06.2016	geschöpft	392	7,1	1700	13,2	
Sonde 4	11.07.2016	gepumpt	233	6,9	1410	11,9	
Sonde 5	21.06.2016	geschöpft	88	7,2	990	12,6	
Sonde 5	07.07.2016	gepumpt	70	6,8	960	11,7	
Sonde 6	21.06.2016	geschöpft					trocken
Sonde 6	07.07.2016	gepumpt	64	6,9	875	12	
Sonde 7	21.06.2016	geschöpft	78,2	7,4	581	12,8	
Sonde 7	07.07.2016	gepumpt	45	7,1	655	12,6	
Sonde 8	21.06.2016	geschöpft	158	6,8	1740	12,8	
Sonde 8	07.07.2016	gepumpt	99	6,5	1590	15,3	
Sonde 9	21.06.2016	geschöpft	88,2	7,2	1010	13,3	
Sonde 9		gepumpt					Beprobung nicht mgl.

Die Abweichungen der einzelnen Parameter zwischen geschöpfter und gepumpter Probe sind in der nachstehenden Tabelle 21 zusammengefasst. Hierbei ist es auffällig, dass bei den Chloridkonzentrationen stets höhere Messwerte bei der Schöpfer- als bei der Pumpenentnahme vorliegen.

Tabelle 21: Abweichungen der geschöpften und gepumpten Proben

Parameter	Sonde 2	Sonde 4	Sonde 5	Sonde 7	Sonde 8	Mittelwert
Chlorid in mg/L	39	159	18	33	59	62
pH-Wert	0,4	0,2	0,4	0,3	0,3	0,3
Leitfähigkeit in $\mu\text{S}/\text{min}$	-170	290	30	-74	150	45
Temperatur in $^{\circ}\text{C}$	1,2	1,3	0,9	0,2	-2,5	0,2

### 5.2.5 Typische Straßenabwasserinhaltsstoffe

Die im Zuge dieser Arbeit vorgefundenen Stoffe im Straßenabwasser werden mit jenen aus der Literatur, welche im Kapitel 2.1 in Tabelle 1 (straßenspezifische Schadstoffe) zusammengefasst sind, verglichen.

Dabei können in den hier durchgeführten Analysen folgende Stoffe nachgewiesen werden, welche bereits in der Literatur (siehe Tabelle 1) als typische Straßenabwasserinhaltsstoffe angesehen werden: Ammonium, Orthophosphat, Nitrat, Natrium, Magnesium, Kalzium, Chlorid, DOC, PAK, Aluminium, Silicium, Phosphor, Schwefel, Sulfat, Titan, Mangan, Eisen, Nickel, Kupfer und Zink.

Nicht im Zuge dieser Arbeit konnten die Parameter Antimon, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Nitrit und Quecksilber nachgewiesen werden, obwohl sie laut Tabelle 1 typischerweise in Straßenabwässern zu finden seien.

Folglich sind die Parameter AOX, Kalium, Naphthalin, Fluoren, PCB, Toluol, Lithium, Bor, Scandium, Vanadium, Chrom, Arsen, Selen, Brom, Rubidium, Strontium, Molybdän, Antimon, Iod, Barium und Uran in den vorliegenden Analysen nachgewiesen worden, allerdings in der Literatur nicht als typische Straßenabwasserinhaltsstoffe bekannt. Lediglich Chrom und Fluoren konnten bereits von Clara et al. (2014) in Straßenabwässern nachgewiesen werden, zählen aber noch nicht zu typischen Straßenabwasserinhaltsstoffen.

### 5.3 Erstellung Grundwassergleichenplan

Der mittels Modflow erstellte Grundwassergleichenplan ist nachfolgend in der Abbildung 81 dargestellt, wobei die gelb eingezeichneten Punkte die untersuchten Messstellen widerspiegeln.

Vergleicht man die konstruierten Grundwassergleichen mit jenen aus dem Grundwasserströmungsplan der Welser Heide von 1986 (Hydrografischer Dienst 1986), können kaum Abweichungen in den Grundwasserständen erkannt werden. Es ist allerdings anzumerken, dass der ältere Plan des Hydrografischen Diensts von 1986 knapp vor dem Autobahnknoten endet, sich jedoch die Grundwassergleichen sehr gut ergänzen/überschneiden.



Abbildung 81: Grundwassergleichen nach Beprobung im Juli

## 5.4 Chloride in der Welser Heide

Die aktuellsten, komplett vorhandenen Daten stammen aus dem dritten Quartal 2015 und sind punktuell in der Abbildung 82 dargestellt.

Gut erkennbar ist, dass das süd-westliche Gebiet des Grundwasserkörpers kaum von Einwirkungen geprägt ist. Erst im Bereich des Autobahnknoten Wels sind mit 55,5 mg/L Überschreitungen der 30 mg/L Grenze erreicht. Entsprechend der Grundwasserströmungsrichtung in diesem Bereich befindet sich auch noch die darunter liegende, gelb markierte Messstelle im Einflussbereich dieses Autobahnknotens.

Der nord-östliche Bereich der Welser Heide ist durch höhere Chloridkonzentrationen gekennzeichnet, welche sich im Schwankungsbereich zwischen 30,65 mg/L und 64,61 mg/L befinden. Hier kann deutlich von einer Beeinflussung des Grundwassers gesprochen werden.

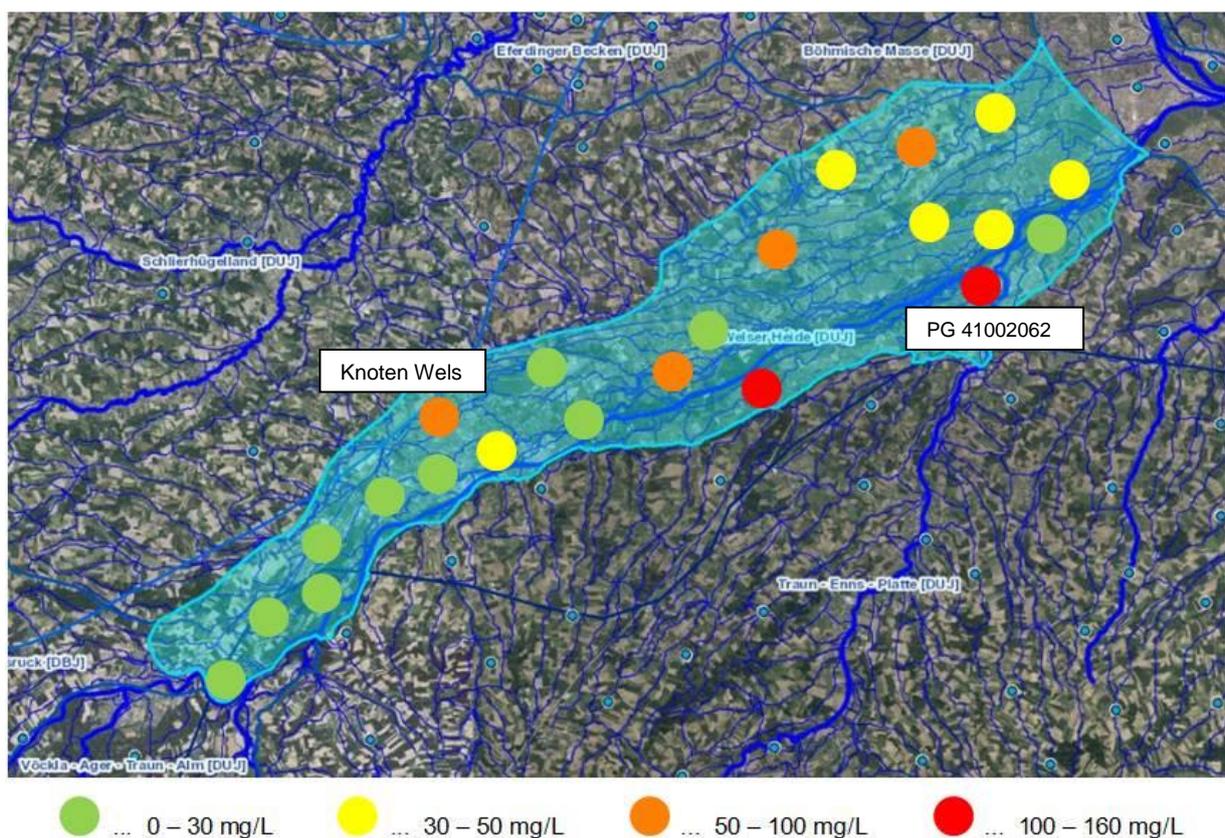


Abbildung 82: Chloridkonzentrationen Messstellen Welser Heide III. Quartal 2015

Die gemessenen, interpolierten Chloridkonzentrationen der GZÜV – Messstellen in den einzelnen Quartalen der Welser Heide im Jahre 2013 sind in Abbildung 83 bis Abbildung 86 dargestellt. Hierbei ist speziell darauf hinzuweisen, dass es insgesamt 22 GZÜV Messpunkte im gesamten Bereich der Welser Heide gibt, wodurch die hier interpolierten

Chloridkonzentrationen lediglich Abschätzungen der Konzentrationen zwischen den Messpunkten darstellen!

Es sind 3 Bereiche mit stark erhöhten Chloridkonzentrationen erkennbar. Die durchschnittlich am höchsten gemessenen Werte befinden sich im dritten Quartal. Nimmt man die hier nicht grafisch dargestellten Messwerte vom Quartal IV 2012 mit in die Betrachtung, so steigen die Chloridwerte im Durchschnitt kontinuierlich vom IV. Quartal 2012 bis zum III. Quartal 2013 an, im IV. Quartal 2013 nehmen sie stark ab.

Die am höchsten gemessene Chloridkonzentration im Jahre 2013 wurde in der Grundwassersonde PG 41002062 im nord-östlichen Bereich der Welser Heide gefunden und beträgt 259 mg/L.

Betrachtet man die durchschnittlichen Chloridkonzentrationen in der Welser Heide sowohl mit als auch ohne der Sonde PG 41002062 (Tabelle 22), so sind mit Ausnahme des Jahres 1996 die Konzentrationen stets leicht über 30 mg/L, wodurch im gesamten Grundwasserkörper von einer Beeinträchtigung durch Chlorid gesprochen werden kann.

*Tabelle 22: durchschnittliche Chloridwerte Welser Heide*

	Quartal III 1996	Quartal III 2006	Quartal IV 2012	Quartal I 2013	Quartal II 2013	Quartal III 2013	Quartal IV 2013	Quartal III 2015
Mittelwert in mg/L	29,2	32,1	38,7	37,6	41,6	48,8	40,9	42,2
Mittelwert excl. PG 41002062 in mg/L	29,2	30,7	33,9	35,2	38,5	38,8	34,2	36,6

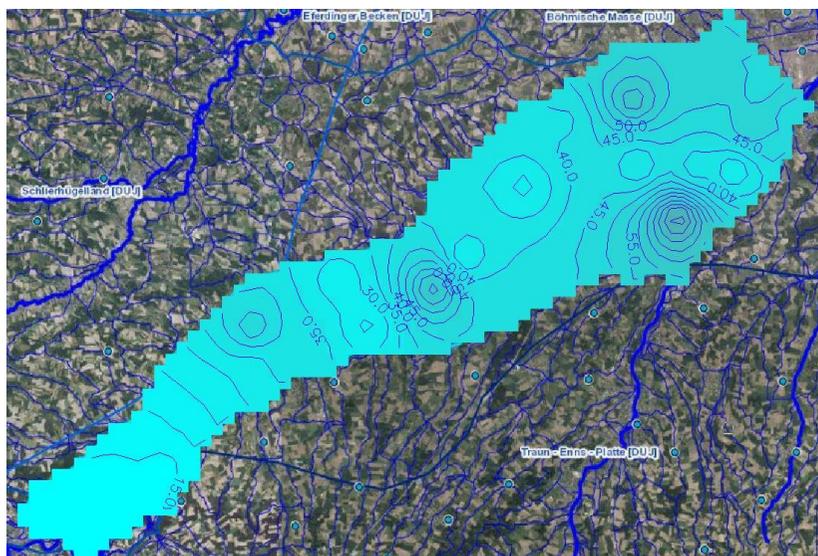


Abbildung 83: Stichprobenmessung Welser Heide für Quartal 1 2013

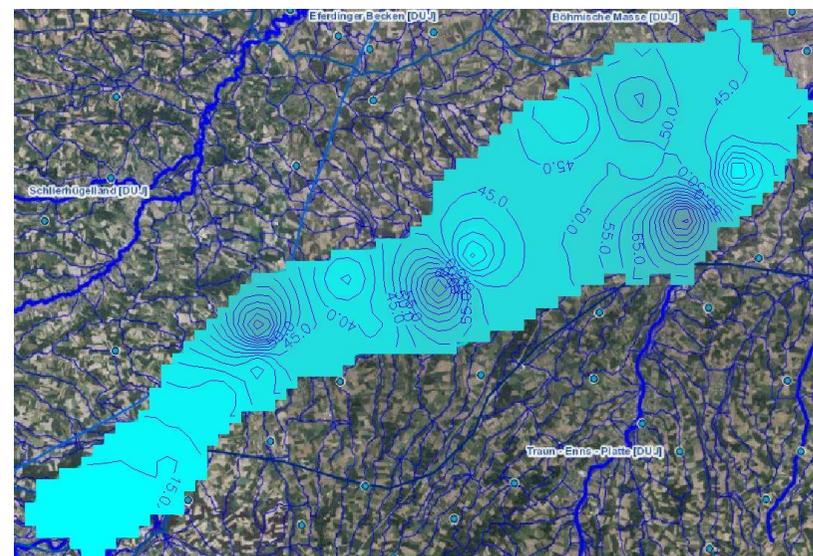


Abbildung 84 Stichprobenmessung Welser Heide für Quartal 2 2013

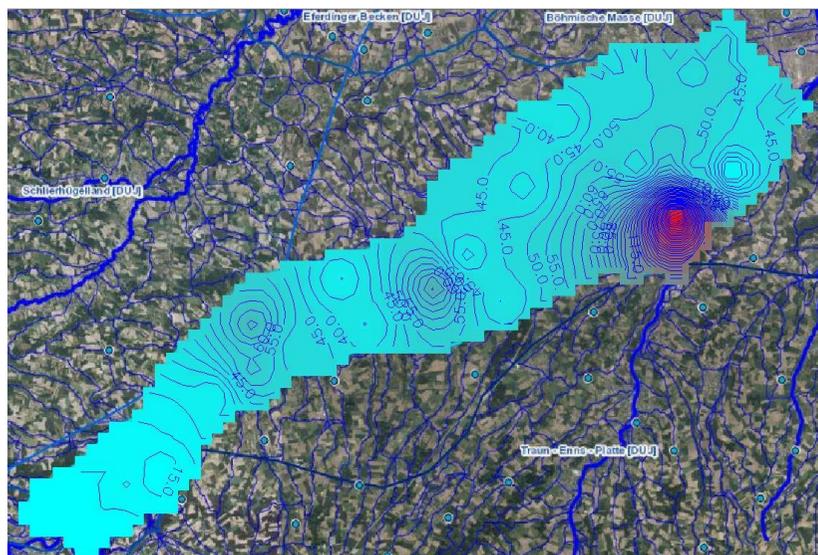


Abbildung 85 Stichprobenmessung Welser Heide für Quartal 3 2013

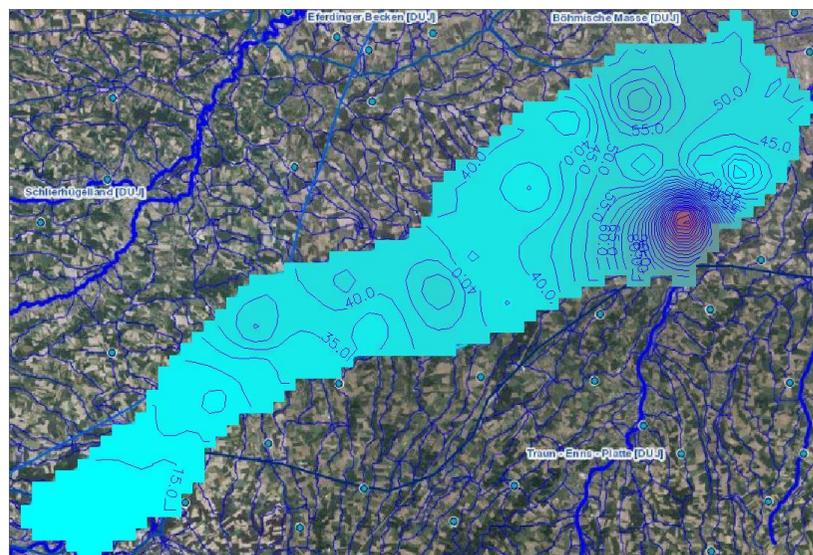


Abbildung 86: Stichprobenmessung Welser Heide für Quartal 4 2013

Die in den Jahren 1996, 2006 und 2015 gemessenen Chloridkonzentrationen in den GZÜV Messstellen sind als interpolierte Darstellungen in Abbildung 87 bis Abbildung 89 grafisch veranschaulicht. Die Farbe Türkis ( ■ ) wurde dabei für eine Chloridkonzentration von 5 mg/L, sowie Rot ( ■ ) für eine Konzentration von 160 mg/L gewählt.

Wie sehr gut zu erkennen ist, nimmt die Chloridbelastung im Laufe der Zeit stark zu. Während im Jahre 1996 die höchst gemessene Konzentration bei diesen Messstellen 41,6 mg/L betrug, lag das Maximum 2006 bei 63 mg/L und 2015 bei 158,4 mg/L. Eine stetige Zunahme der Belastung des Grundwassers ist somit erkennbar.

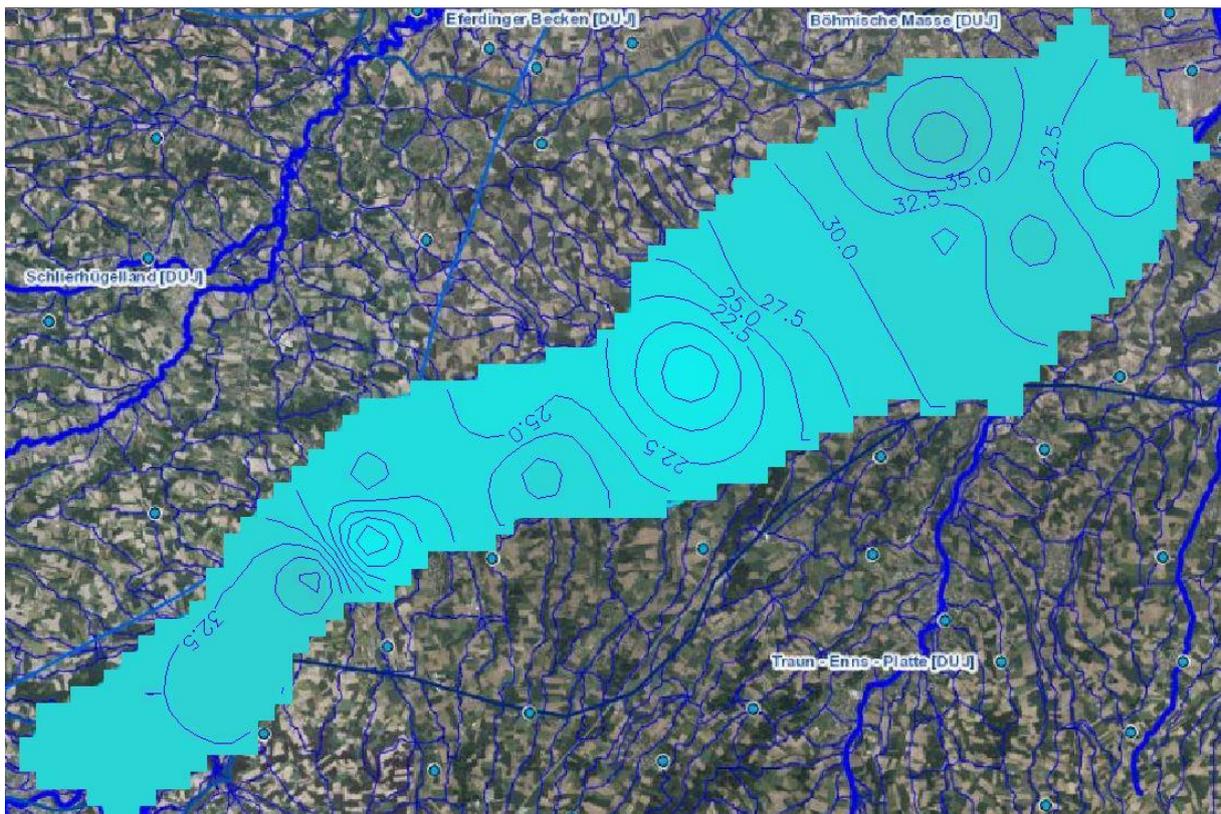


Abbildung 87: Chlorid Welser Heide 1996

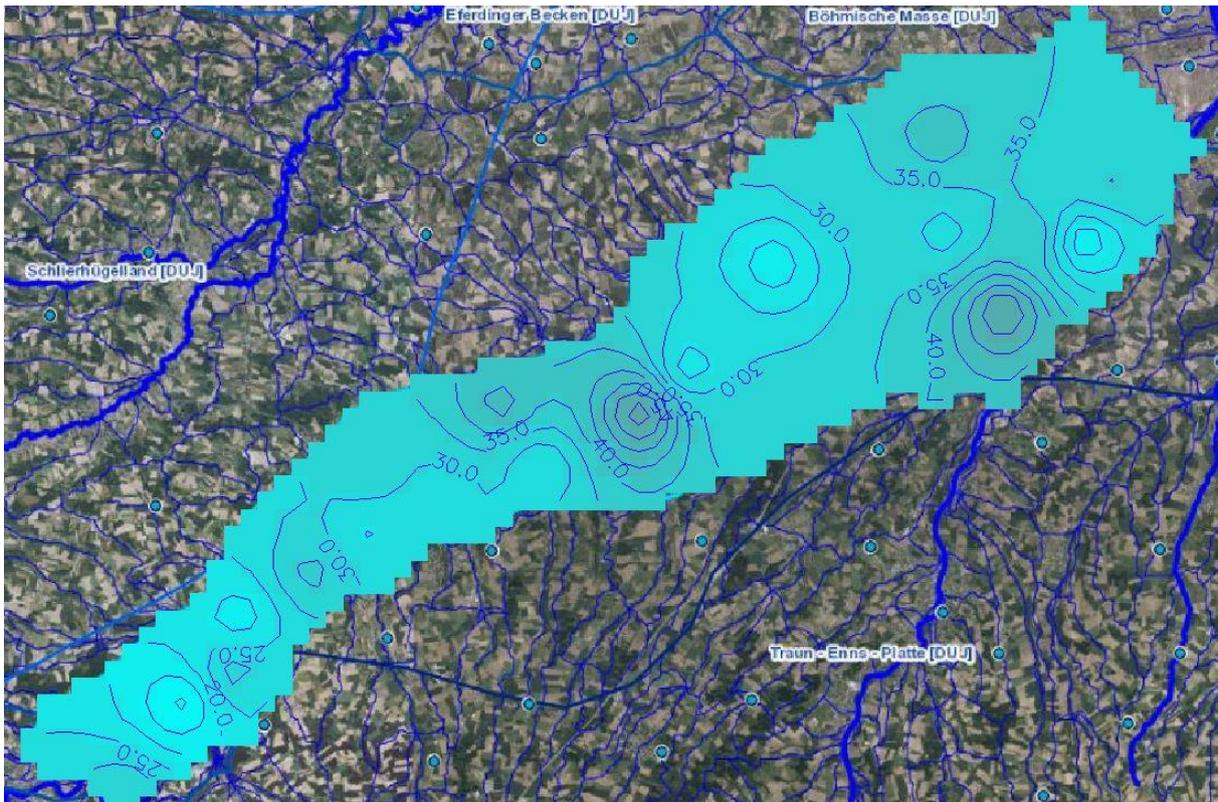


Abbildung 88: Chlorid Welser Heide 2006

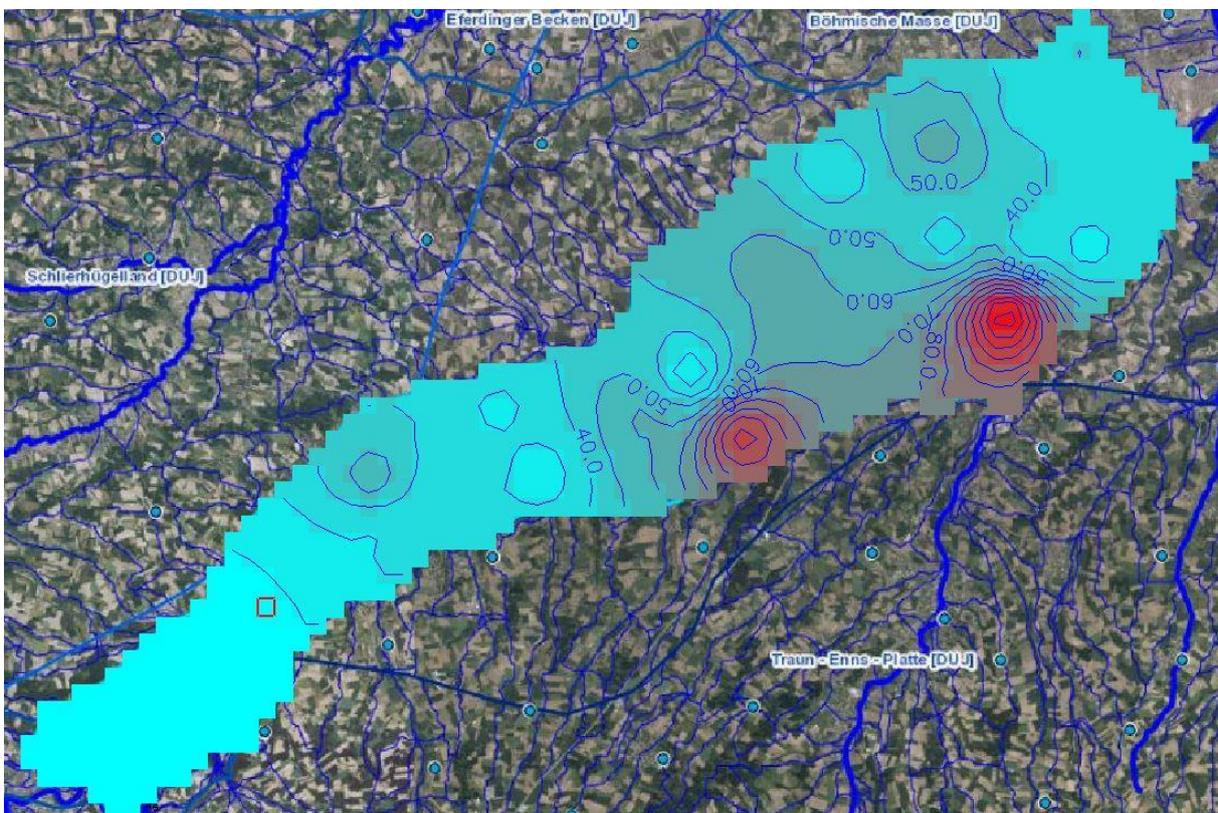


Abbildung 89: Chlorid Welser Heide 2015

## 6 Diskussion

### 6.1 Chloride im Grundwasser

Bei sämtlichen Untersuchungen muss bedacht werden, dass die Analysen vierteljährlich durchgeführt werden, was bei einer Grundwasserabstandsgeschwindigkeit von 10 bis 20 m pro Tag bedeuten kann, dass eventuell vorhandene Peaks nicht bei deren Maximalkonzentrationen aufgezeichnet werden können. Eine engmaschigere Beprobung der Grundwassersonden würde somit die Genauigkeit der Ergebnisse, sowie der Interpolationen stark erhöhen.

#### 6.1.1 Jahreszeitliche Schwankungen der Chloridkonzentrationen

Trotz der Salzstreuung ist im Winter in den Messsonden unmittelbar neben der Autobahn die geringste Chloridkonzentration im Grundwasser vorhanden. Dies lässt sich auf die gefrorenen Böden, sowie die dadurch geringere Versickerungsmenge in den Untergrund zurückführen. Beginnt der Boden zu tauen, schmelzen durch die Wärme die im Schnee gespeicherten Wassermassen (inkl. darin zurückgehaltene Chloride) und große Versickerungsmengen fallen an. Der Beginn des Eintrages von Chloriden in das Grundwasser findet somit erst im Frühjahr statt, was wiederum die jahreszeitlichen Maxima im späten Frühjahr beziehungsweise im Sommer erklärt.

Dass die Peaks in dem Pegel 40301072 (1,3 km entfernt) im Vergleich zur Sonde im Autobahnknoten keine so großen Konzentrationen aufweisen, welche zeitlich leicht nach hinten versetzt sind, lässt sich auf den Verdünnungseffekt sowie die Dispersion zurückführen.

Die höchstgemessene Chloridkonzentration von 1700 mg/L in Sonde 4 scheint in Anbetracht der sonstigen Messwerte dieser Sonde unrealistisch, da bei der Messung zuvor eine Konzentration von 201 mg/L und bei der Messung danach eine Konzentration von 835 mg/L ermittelt wurden. Es ist zu vermuten, dass durch die Probenahme mittels Schöpfer die Sonde nicht leergepumpt und somit das stehende Wasser beprobt wurde, weshalb kein direkter Rückschluss auf die tatsächlich vorhandene Grundwasserkonzentration möglich wäre. Ordnungsgemäß müsste vor jeder Grundwasserbeprobung die Wasser bis zur Konstanz der vor-Ort Parameter gepumpt werden, um das zuströmende Grundwasser analysieren zu können.

Die Abschwächung der Peaks mit zunehmender Entfernung vom Autobahnknoten konnte – wie bereits vermutet – bestätigt werden. Trotzdem sind in einer Entfernung von 3,4 km noch

Beeinträchtigungen des Grundwasserkörpers zu erkennen, da eine Konzentration von 30 mg/L noch teilweise überschritten wird.

Die zunehmende Unregelmäßigkeit der Peaks mit der Entfernung scheint logisch, da mit der Entfernung auch der Einfluss der Dispersion, mögliche Schwankungen der Grundwasserfließrichtung, sowie zunehmende Retentionswirkungen zum Tragen kommen. Zeitliche Verzögerungen der Infiltration in den Untergrund durch Retention in den Ölabscheidern und Versickerungsbecken können ebenfalls nicht ausgeschlossen werden.

### **6.1.2 Veränderung der Chloridbelastung im Laufe der Zeit**

Wie in den Trendanalysen sehr deutlich zu erkennen, kann eine Trendzunahme der Chloridkonzentration in beinahe allen Grundwassersonden, zur Beweissicherung des Autobahnknoten Wels, im abstromigen Bereich verzeichnet werden. Da die Konzentrationen in den beiden Brunnen Spachinger jedoch seit Ende 1985 nur sehr leicht ansteigen, kann definitiv von einer Beeinflussung des Grundwassers durch den Autobahnknoten ausgegangen werden. Da bei der GZÜV Messstelle Styrrer Arnold der Schwellenwert nach QZVO-Grundwasser unterschritten ist, kann in diesem Bereich von einer Verunreinigung, aber nicht von einer Verschmutzung gesprochen werden.

Die Konzentrationsabnahme in Sonde 7 scheint sehr fragwürdig, da sich diese Sonde etwa 50 m entfernt von der Sonde 6 befindet, in welcher ebenso wie in allen anderen Grundwassersonden eine steigende Tendenz vorhanden ist. Durch die kontinuierlich niedrigeren Messwerte ist ein systematischer Fehler, wie eine undichte Sondenabdeckung, zu vermuten.

Die genaue Betrachtung der Trendzunahmen, sowie Trendabnahmen zeigen alarmierende Werte. 59 % der Messstellen in der Welser Heide weisen eine ständige Zunahme bei der Betrachtung der durchschnittlichen Konzentration auf. Ebenso der beispielhafte Verlauf einer weiteren GZÜV Messstelle (PG 41007022) zeigt eine Erhöhung der Chloridkonzentration von 35 mg/L auf über 60 mg/L. Dies entspricht einem Anstieg der Konzentration von etwa 70 % seit 1991.

Aufgrund des stetig zunehmenden Trends stellt sich die Frage, wie die Tendenz wieder in das Waagrechte gebracht werden kann. Was ist, wenn ein positiver Trend aufrecht erhalten bleibt? Wie kann in weiterer Folge damit umgegangen werden?

### **6.1.3 Durchschnittliche Chloridkonzentration pro Monat**

Aufgrund der Tatsache, dass sich die durchschnittlichen Standardabweichungen pro Monat teilweise kaum von den eigentlichen Messwerten unterscheiden, kann die Aussagekraft

dieser Auswertung in Frage gestellt werden. Aus Sicht der Autorin scheint es sinnvoller, die Schwankungen der Chloridkonzentrationen chronologisch, wie im Kapitel 5.1.1 „Jahreszeitliche Schwankungen der Chloridkonzentrationen“, zu betrachten. Die Auswertung der mittleren Konzentrationen pro Monat ohne Betrachtung des Verlaufes der Chloridkonzentration zu diesem Zeitpunkt scheint nicht aussagekräftig zu sein.

Vermutlich war in den einzelnen Jahren der Boden unterschiedlich lange gefroren, weshalb der Chlorideintrag in den Untergrund und somit in das Grundwasser nicht immer zum selben Zeitpunkt stattfand. Dies scheint ein weiterer Grund dafür zu sein, den Verlauf der Chloridkonzentrationen zu betrachten, statt der einzelnen Monate.

#### **6.1.4 Einfluss von Niederschlag auf die Chloridkonzentration**

Wie in den Ergebnissen deutlich ersichtlich, kann von einer guten Korrelation der Messwerte von Chlorid im Grundwasser mit der Niederschlagsmenge gesprochen werden. Dass die Werte nicht immer komplett übereinstimmen, kann einerseits an der Retentionswirkung der Versickerungsanlage, sowie andererseits an dem weitmaschigen Beprobungsintervall des Grundwassers liegen. Eine bessere Übereinstimmung der Niederschlagswerte mit der Chloridkonzentration ist bei täglicher Beprobung und ohne Retentionswirkung der Versickerungsanlage, sowie des Vorbeckens, zu erwarten. Durch die lediglich vierteljährliche Beprobung können eventuell minimale oder maximale Konzentrationen von Chlorid gar nicht erfasst werden.

#### **6.1.5 Durchschnittlich eingebrachte Chloridkonzentration über Straßenabwässer**

Die tatsächlich eingebrachte Konzentration an Chlorid in das Grundwasser kann nur grob abgeschätzt werden, da die Grundwasserneubildung nur sehr schwer zu bestimmen ist. Gierlinger (2005) beschreibt eine Grundwasserneubildung von etwa 17 % bei natürlicher Oberfläche. Da sich das Straßenabwasser innerhalb des Versickerungsbeckens sammelt, muss hier der Oberflächenabfluss vernachlässigt werden. Es kann aufgrund der Böschungen des Beckens von keiner natürlichen Oberflächenbeschaffenheit gesprochen werden, weshalb die 17 % als Grundwasserneubildungsrate nicht direkt für Versickerungsbecken übernommen werden können.

Andererseits spielt bei den Versickerungsbecken die Verdunstung durch die große, freie Oberfläche, sowie die Wasseraufnahme der Pflanzen eine nicht zu unterschätzende Rolle.

Da der absolute Eintrag an Chlorid aufgrund der von der Asfinag zur Verfügung gestellten Daten abgeschätzt werden kann, können ungenauere Frachten im Zufluss toleriert werden.

## 6.2 Straßenabwasserrelevante Inhaltsstoffe

### 6.2.1 Korrelation verschiedener Parameter mit Chlorid

Die Korrelationen der einzelnen Parameter mit dem bereits als straßenabwasserrelevanter Inhaltsstoff bekannten Chlorid sind als punktuelle Aufnahmen zu betrachten. Da es sich um eine Stichtagsmessung handelt, können keine zeitlichen Verläufe/ zeitlichen Korrelationen berücksichtigt werden.

Die sehr eindeutig erkennbaren Korrelationen zwischen den Parametern Chlorid mit Natrium, Orthophosphat, Phosphor, PCB, Brom, Iod, Barium und Leitfähigkeit sind teilweise durchaus überraschend und deren tatsächliche Korrelation sollte im Zuge von weiteren Untersuchungen überprüft werden.

Die Ähnlichkeit des Konzentrationsverlaufes zwischen Chlorid und Natrium, sowie der Leitfähigkeit scheinen durchaus realistisch, da die Salze zum Großteil in Form von NaCl im Winterdienst ausgebracht werden. Ebenso die teilweise Abhängigkeit der Leitfähigkeit von der Chloridkonzentration ist nachvollziehbar, da eine größere Anzahl an freien Ionen im Grundwasser existiert wenn mehr Streusalz eingesetzt wird.

Brom kommt natürlich in Salzlagerstätten in Form von Kaliumbromid und Kaliumbromat, Iod in geringen Mengen in Gesteinen und Böden vor. Barium ist das am vierzehnt häufigste Element der Erdkruste und wird in den Mineralien Baryt und Witherit gefunden (Wikipedia 2016a, 2016b, 2016c). Einerseits besteht bei diesen Stoffen die Möglichkeit, dass sie über die Salzgewinnung in das Auftausalz oder andererseits über die Abnutzung der Fahrzeuge beziehungsweise der Straße weiter in das Grundwasser gelangen.

PCBs gehören zu dem „dreckigen Dutzend“ und sind aufgrund der giftigen und kanzerogenen Eigenschaften seit 2001 weltweit verboten. Es ist nicht auszuschließen, dass ältere Kraftfahrzeuge PCBs enthalten und diese in das Grundwasser gelangen. Andererseits würde dies noch keine so eindeutige Korrelation mit Chlorid erklären.

Weiters sind Verunreinigungen im Bereich des Autobahnknoten Wels durch vorhandene Altablagerungen, Altstandorte oder Altlasten möglich, obwohl von den bekannten Altablagerungen im Projektgebiet keine Gefahr mehr auf das Grundwasser ausgehen sollte, da diese ausgestuft wurden.

Bei jenen Parametern, wo eine Korrelation mit Chlorid nicht sicher ausgeschlossen werden kann, sowie bei allen Parametern mit einer guten Korrelation sollten weitere Untersuchungen durchgeführt werden. Sowohl Messungen über längeren Zeitraum, als auch Messungen in

verschiedenen Grundwasserkörpern sowie an unterschiedlich stark befahrenen Straßen sind notwendig, um eine repräsentative Aussage treffen zu können.

### **6.2.2 Überschreitungen der Indikatorparameter**

Die Überschreitung des Indikatorparameter Chlorids erscheint logisch, da sich das Projekt im Autobahnknoten Wels befindet und hier aufgrund der Salzstreuung mit Überschreitungen gerechnet werden konnte.

Erstaunlich hingegen erscheint die Überschreitung mit Orthophosphat, da dies zumeist auf den Einsatz von Düngemitteln, undichte Abwasserleitungen (mit fäkalen Verunreinigungen) oder den Einfluss von Waschmitteln zurückzuführen ist. Da  $\text{o-PO}_4$  als häufig anzutreffender Stoff in Straßenabwässern gilt und als Herkunft die zuvor genannten Ursachen ausgeschlossen werden können, sollte mittels weiterer Erhebungen/ Untersuchungen die tatsächliche Ursache für  $\text{o-PO}_4$  in Straßenabwässern ausfindig gemacht werden.

Da bei den einzelnen Parametern im Vergleich zu durchschnittlichen Hintergrundbelastungen von Grundwässern keine signifikant erhöhten Werte anzutreffen sind, liegen keine eindeutigen Beeinträchtigungen des Grundwassers vor. Trotzdem kann nicht ausgeschlossen werden, dass Stoffe in der Größenordnung von Spurenelementen von Straßenabwässern stammen, da bei den geringen Konzentrationen ohne viele Vergleichswerte aus bisherigen Studien leicht erhöhte Konzentrationen möglicherweise gar nicht bemerkt werden. Der Bereich der Spurenstoffe im Straßenabwasser ist ein noch kaum erforschtes Gebiet.

Ebenso weist der Parameter Eisen, über welchen analytisch teilweise auf eingesetzte Menge an Auftausalzen geschlossen werden kann, bei den Analysen keine auffälligen Werte auf. Zudem stellt sich die Frage, in wieweit eine Analyse von Eisen tatsächlich Auskunft über den Einfluss der Salzstreuung geben kann, da komplexe Hintergründe in der Lösung von Eisen bestehen und dieses natürlich in unterschiedlichen Konzentrationen vorkommen kann.

### **6.2.3 Unterschied geschöpfte und gepumpte Grundwasserprobe**

Wie bereits dem Ergebnisteil zu entnehmen ist, treten je nach Art der Beprobung des Grundwassers unterschiedlich große Messwertabweichungen auf. Wird eine Grundwassersonde zuerst leergepumpt, und die Konstanz der vor Ort Parameter abgewartet, so kann man sicher sein, dass die Probe von frischem, zuströmendem Grundwasser gezogen wird und die Werte der tatsächlichen Grundwasserkonzentration entsprechen. Wird die Probe im Gegensatz dazu nur geschöpft, so kann bei weniger stark durchströmten Sonden bereits abgestandenes Wasser beprobt werden, welches nicht die gleiche Zusammensetzung wie das frische Grundwasser aufweist. Bei undichten

Abdeckungen der Sonde können von außen Stoffe in die Sonde gelangen, welche sich dort halten und bei nicht zuvor leergepumpten Messstellen im Analysenergebnis wiederzufinden sind.

Eine stets höhere Chloridkonzentration bei der Schöpfprobe gegenüber der Probenahme mittels Tauchpumpe kann eben auf dieses abgestandene Wasser zurückzuführen sein. Da allerdings zwischen den beiden Beprobungsarten etwa zwei Wochen liegen, ist eine tatsächliche Konzentrationsveränderung von Chlorid im Grundwasser nicht auszuschließen.

#### **6.2.4 Typische Straßenabwasserinhaltsstoffe**

Bei den hier nachgewiesenen Stoffen im Vergleich zu den typischen Inhaltsstoffen von Straßenabwässern ist auffällig, dass nur etwa die Hälfte der Stoffe in den meisten Literaturquellen angeführt wird. Es ist möglich, dass die anderen Parameter tatsächlich nicht im, durch Straßen beeinflussten Grundwasser, anzutreffen sind, oder dass die Grundwasseruntersuchungen aufgrund der sehr hohen Kosten je Grundwasserprobe nur auf die bekannteren Parameter beschränkt werden, wodurch diese Stoffe erst gar nicht analysiert worden sind.

### **6.3 Erstellung Grundwassergleichenplan**

Wie bereits im Kapitel „Hydrogeologische Standortbeschreibung“ im Grundwassergleichenplan ersichtlich, verläuft die Grundwasserströmungsrichtung nach wie vor von nord-west nach süd-ost. Die ermittelten Grundwassergleichen stimmen sehr gut mit dem bereits vorhandenen Plan aus 1986 überein. Bei dem, im Zuge der Arbeit erstellten, Grundwassergleichenplan ist zu beachten, dass er aus lediglich 12 Grundwassermessstellen gebildet wurde, weshalb lokal gesehene Abweichungen vom Plan möglich sind. Da die beiden Pläne jedoch so gut übereinstimmen und in dieser Arbeit eine ungefähre Strömungsrichtung ausreichend ist, wird die Genauigkeit dieses Grundwassergleichenplans als ausreichend angesehen.

### **6.4 Chloride in der Welser Heide**

Bei der genauen Betrachtung der punktuell gemessenen Chloridkonzentrationen ist festzustellen, dass der nord-östliche Bereich durchwegs erhöhte Konzentrationen aufweist. Dies ist zugleich jener Bereich, wo die Ausläufer der Landeshauptstadt Linz vorzufinden sind. Dieser Bereich ist durch zahlreiche stark befahrene Straßen (Wiener Straße, Salzburgerstraße, Autobahn A7, etc.) gekennzeichnet, auf welchen im Winterdienst Salz ausgebracht wird. Eine Beeinflussung aufgrund der vielen Verkehrswege kann somit nicht ausgeschlossen werden.

Zur besseren Vorstellung, welche Konzentrationsspitzen hier beschrieben werden, ist nachstehend die Abbildung 91: „Chlorid Welser Heide Quartal II 2013“ erneut abgebildet, sowie die darin vorkommenden Konzentrationsmaxima mit Zahlen beschriftet.

Bei sämtlichen Auswertungen ist zu betonen, dass es sich, mit Ausnahme der Punktegrafik, um Interpolationen handelt. Diese Grafiken stellen also einen möglichen Verlauf der Chloridkonzentrationen dar, wobei diese keinesfalls so verlaufen müssen. Aufgrund der weiten Abstände zwischen den einzelnen Messsonden ist es nicht auszuschließen, dass punktuelle Maxima oder Minima gar nicht erfasst werden.

Es hätte zwar die Möglichkeit gegeben, weitere Messpunkte mit in die Betrachtung der Welser Heide aufzunehmen, allerdings wären die Untersuchungsergebnisse des „Laborbus“ zeitlich über 20 Jahre gestreut und die Beprobungsart (geschöpft, gepumpt) großteils unbekannt. Aus Sicht der Autorin würden die wenigen vorhandenen Messstellen durch hinzunehmen von Messpunkten mit vielen unbekanntem Parametern das Ergebnis verfälschen. Zudem konnte bereits im Kapitel 5.1.1 der alleinige Einfluss der Jahreszeit auf die Konzentrationen gezeigt werden, weshalb das Zusammenmischen unterschiedlicher Jahreszeiten und Jahre nicht aussagekräftig wäre.

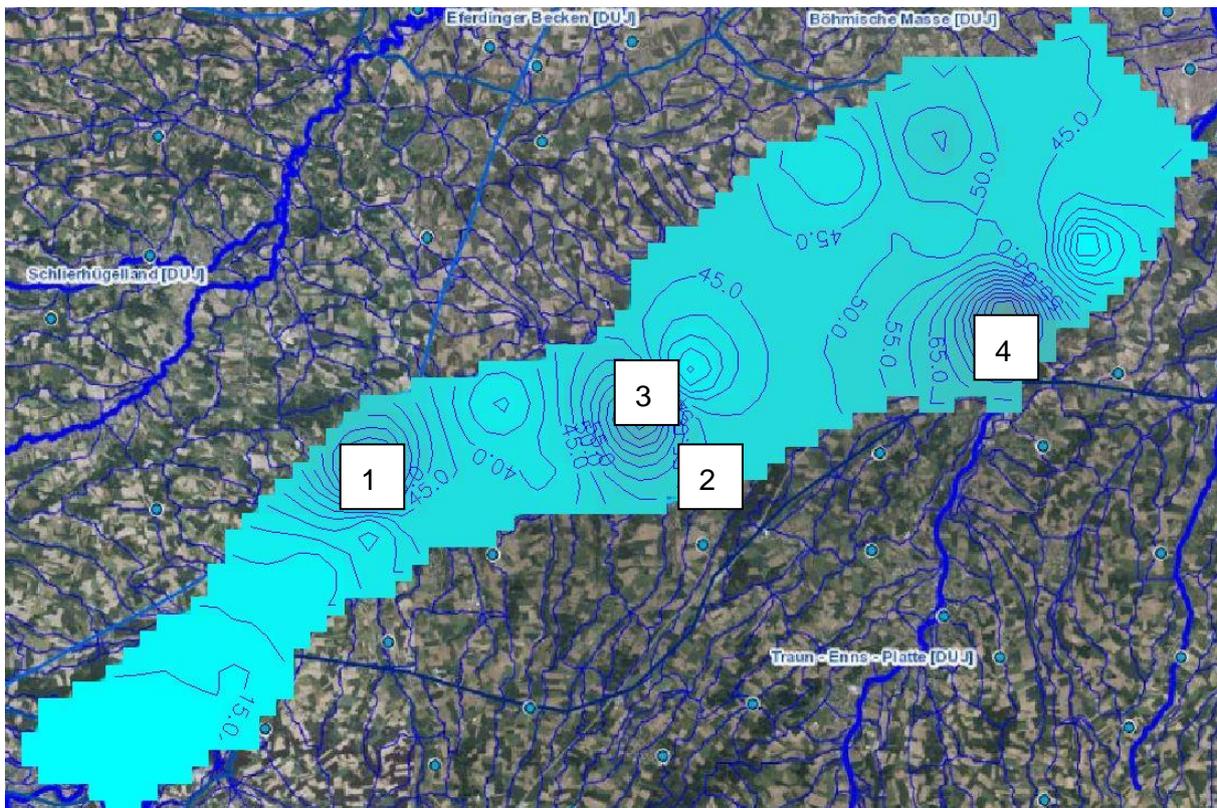


Abbildung 90: Chlorid Welser Heide Quartal 2 2013

Die sehr hohen Chloridkonzentrationen (108 mg/L Quartal II 2013, bzw. 158 mg/L Quartal III 2015) im Bereich des Pegels 41002062, in der Abbildung mit der Nummer 4 gekennzeichnet, scheinen auf den ersten Blick unrealistisch und fragwürdig. Bei genauer Betrachtung ist

jedoch festzustellen, dass sich diese GZÜV-Messstelle unmittelbar neben einem großen Parkplatz befindet, sowie in einer Entfernung von knappen 150 m zu der Sonde das Freibad „Erlebnisbad Ansfelden“ liegt.

Es besteht somit die Möglichkeit, dass Chlorid beispielsweise durch das nahe liegende Freibad oder den Parkplatz oder eventuell vorhandener Enthärtungsanlagen in diesem Gebiet freigesetzt wird. Zudem stelle sich die Frage, wie groß der Chlorideintrag durch Spritzwasser in Schwimmbädern in das Grundwasser ist, wo doch nur sehr geringe Chloridkonzentrationen im Badewasser vorliegen.

Die zweite Chloridkonzentration, welche im Jahre 2015 Quartal III über 100 mg/L aufweist ist der Pegel 41824032 mit der Nummer 2 in dieser Grafik und stellt im Verlauf der Messungen einen Ausreißer dar. Obwohl in diesem Bereich seit 2005 erhöhte Konzentrationen von bis zu knappen 80 mg/L gemessen werden, ist dies die einzige höhere gemessene Konzentration von 125 mg/L. Neben einem Parkplatz, sowie landwirtschaftlich genutzte Flächen sind auch andere Emittenten, wie unerlaubt entsorgte Abwässer, etc. möglich.

In der Nähe der Messstelle befinden sich außer einem Parkplatz und einer Baumschule lediglich große, landwirtschaftlich genutzte Felder. Ein Einfluss durch unerlaubt entsorgtes Abwasser ist jedoch nicht auszuschließen. In der Abbildung 90 weist dieser Pegel eine Konzentration von lediglich 45 mg/L auf.

Betrachtet man die erhöhte Konzentration von 90 mg/L im zweiten Quartal 2013 im Punkt 3 (PG 41812072), so ist in DORIS (Land Oberösterreich (o. Jahr)) zu erkennen, dass sich auch hier in unmittelbarer Nähe das Freibad Marchtrenk befindet. Ein Einfluss dieses Freibades auf die Umwelt kann ebenso wenig ausgeschlossen werden.

Der Untersuchungspunkt 1 kennzeichnet die Messsonde Styrrer Arnold mit der dazugehörigen Messstellenummer von 40301072. Die erhöhten Chloridkonzentrationen, hier mit 89 mg/L, lassen sich aufgrund der Nähe zum Autobahnknoten Wels vermuten.

Dass im jahreszeitlichen Verlauf der Konzentrationen in der Welser Heide zumeist die Konzentrationsspitzen nicht im späten Frühling/ Sommerbeginn, sondern erst im dritten Quartal gemessen wurden, ist möglicher Weise auf die doch vorhandene Rückhaltewirkung und Ausbreitungsdauer von Chlorid zurückzuführen.

Zusammenfassend lässt sich durch diese Analyse auf jeden Fall der Verdacht bestätigen, dass die Chloridkonzentrationen stetig, mit jahreszeitlichen Schwankungen, leicht ansteigen.

## 7 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Zuge der hier vorliegenden Masterarbeit werden die Auswirkungen sowie Einflüsse von Inhaltsstoffen aus Straßenabwässern auf das Grundwasser gezeigt. Speziell wurden Untersuchungen im Bereich des Autobahnknoten Wels, Oberösterreich durchgeführt und bereits vorhandene Analysenergebnisse in diesem Projektgebiet über einen Zeitraum von 35 Jahren ausgewertet.

Hierbei konnte sehr eindeutig gezeigt werden, dass Straßenabwässer – im speziellen Chlorid – einen Einfluss auf das Grundwasser besitzen. Sowohl regelmäßige, jahreszeitliche Schwankungen der Chloridkonzentrationen als auch der Einfluss von Niederschlag auf die Verdünnung von Chlorid im Untergrund sind deutlich zu erkennen. Da eine kontinuierliche Abnahme der Chloridkonzentration mit der Entfernung zum Autobahnknoten Wels erkennbar ist, sowie zuströmendes Wasser keine Beeinflussung zeigt, kann die Belastung des Grundwassers mit Chlorid eindeutig auf die Straßenabwässer zurückgeführt werden.

Die Auswertung der langjährigen Chloriddaten unmittelbar im Projektgebiet weist – mit Ausnahme einer von neun Sonden – stets eine kontinuierliche Zunahme des Trends auf. Um herauszufinden ob dies lediglich im Autobahnknoten Wels der Fall ist, oder dies für den kompletten Grundwasserkörper der Welser Heide zutrifft, wurden sämtliche GZÜV-Messstellen in diesem Bereich seit 1991 ausgewertet. Je größer die Entfernung zu einem punktuellen Chlorideintrag, desto geringer wird die Grundwasserbelastung aufgrund der Verdünnung von Chlorid. Dennoch konnte in etwa 60 % der Fälle eine steigende Tendenz der allgemeinen Grundwasserbelastung mit Chlorid gezeigt werden. Somit stellt sich die Frage, wie sich das im weiteren Verlauf der Zeit entwickeln wird. Bereits jetzt muss ein Umdenken stattfinden, um den kontinuierlichen Anstieg von Chlorid zu stoppen und unser Grundwasser auf lange Sicht als Trinkwasser zu sichern.

Durch sehr umfangreiche Analysen des Grundwassers im Projektgebiet (inkl. Spurenstoffe) sollte gezeigt werden, welche Stoffe aller im, durch Straßenabwässer beeinflussten, Grundwasser vorzufinden sind. Ziel war es zu prüfen, ob vorhandene Stoffe auf Straßenabwässer zurückgeführt werden können, um somit einen zusätzlichen Indikatorwert – neben Chlorid – für den Einfluss von Straßen zu gewinnen. Die Messwerte von Chlorid und Orthophosphat befinden sich als einzige Parameter in der Größenordnung der jeweiligen Schwellenwerte. Von den anderen Stoffen wurden geogen bedingte Hintergrundbelastungen nicht überschritten. Dennoch konnten Korrelationen einiger Stoffe mit Chlorid dargestellt werden. Im speziellen ist eine Korrelation zwischen den Parametern Chlorid und Natrium, Orthophosphat, Phosphor, PCB, Bromid, Iodid, Barium und Leitfähigkeit zu erkennen. Speziell PCBs sind allerdings kritisch zu hinterfragen, da sich deren Größenordnung in Höhe

der Nachweisgrenze befinden, sowie bei allen Parametern andere Quellen für den Schafstoffeintrag nicht ausgeschlossen werden können.

Der Parameter Orthophosphat erscheint auffällig, da dieser bereits in zahlreichen Untersuchungen als typischer Stoff in Straßenabwässern angeführt wurde und bei den hier vorliegenden Untersuchungen der einzige Stoff (neben Chlorid aus der Salzstreuung) ist, welcher in Höhe des Schwellenwertes vorliegt und eine Korrelation mit Chlorid aufweist. Sonstige Hinweise für den Eintrag von Orthophosphat liegen in diesem Projektgebiet nicht vor.

Um herauszufinden, ob diese Aussage tatsächlich zutrifft und einer dieser Stoffe als Indikatorparameter für Straßenabwässer herangezogen werden kann, sind an dieser Stelle noch zahlreiche Untersuchungen durchzuführen. In weiteren Forschungen sollten Auswirkungen verschiedener Bundesstraßen auf unterschiedliche Grundwasserkörper untersucht, sowie die benötigten Messungen über einen deutlich längeren Zeitraum durchgeführt werden, um repräsentative Aussagen zu ermöglichen.

## 8 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: straßenspezifische Schadstoffe im Abwasser .....	2
Tabelle 2: Zusammensetzung und Eigenschaften der Auftausalze (FSV 2012, S. 6) .....	8
Tabelle 3: maximaler Gehalt an wasserlöslichen Schwermetallen .....	10
Tabelle 4: Übersicht der Anlagen zur Behandlung der stofflichen und hydraulischen Belastung aus Abflüssen von Straßen, entnommen und angepasst aus LUBW (2008, S. 34) .....	22
Tabelle 5: Frachtgewogene Gesamt-Wirkungsgrade (homogenisierte Proben, 18 Beschickungen) entnommen aus Kasting (2002, S. 103) .....	24
Tabelle 6: durchschnittliche Wirkungsgrade bei Versickerung von Straßenabwasser .....	24
Tabelle 7: Beitrag der einzelnen Kornfraktionen zur Schwermetallbelastung des Regenabflusses, bezogen auf 1 Liter Probenvolumen (Xanthopoulos (in Kasting 2002, S. 14)) .....	25
Tabelle 8: Wirkungsgrad (Gesamtfrachtsumme) der untersuchten Becken, entnommen aus Kasting (2002, S.152) .....	25
Tabelle 9: Reinigungsleistung Regenbecken .....	27
Tabelle 10: zusammengefasste Parameterwerte für Chlorid .....	34
Tabelle 11: Vorschlag für Richtwerte für Chlorid in Abhängigkeit von der Expositionsdauer und dem Kalkgehalt des Gewässers von BMLFUW (2014) .....	35
Tabelle 12: Beobachtungssonden im Bereich Knoten Wels .....	46
Tabelle 13: GZÜV-Messstellen in der Welser Heide .....	47
Tabelle 14: Schwankungsbreite der Chloridkonzentrationen ausgewählter Sonden .....	58
Tabelle 15: Standardabweichungen der Messwerte je Monat in mg/L .....	67
Tabelle 16: eingebrachtes Chlorid über die Versickerungsbecken .....	70
Tabelle 17: Überschreitungen der Indikatorparameter bei den Stichtagsmessungen der Sonden S2, S8, S7, S6, S5, S4 .....	79
Tabelle 18: Überschreitungen der Indikatorparameter bei den Stichtagsmessungen der Sonden MS-GW1, BGW 1, S-OTW, BL 29,9, HÖV-BXII, WDP II .....	80
Tabelle 19: durchschnittliche Konzentrationen in Grundwässern zusammengefasst aus Matthes (1973) .....	80
Tabelle 20: Messwerte der geschöpften und gepumpten Proben .....	81
Tabelle 21: Abweichungen der geschöpften und gepumpten Proben .....	81
Tabelle 22: durchschnittliche Chloridwerte Welser Heide .....	85
Tabelle 23: Wasserentnahme im Einflussgebiet (1,5 km stromabwärts) des Autobahnknoten Wels .....	119
Tabelle 24: Messwerte Chlorid Sonde 1 .....	127
Tabelle 25: Messwerte Chlorid Sonde 2 .....	128
Tabelle 26: Messwerte Chlorid Sonde 3 .....	129
Tabelle 27: Messwerte Chlorid Sonde 4 .....	130
Tabelle 28: Messwerte Chlorid Sonde 5 .....	131
Tabelle 29: Messwerte Chlorid Sonde 6 .....	132

Tabelle 30: Messwerte Chlorid Sonde 7 .....	133
Tabelle 31: Messwerte Chlorid Sonde 8 .....	134
Tabelle 32: Messwerte Chlorid Sonde 9 .....	135
Tabelle 33: Analysenergebnisse der Stichtagsmessungen vom 07. und 11.06.2016 der Sonde S2, S8, S7, S6, S5, S4 .....	137
Tabelle 34: Analysenergebnisse der Stichtagsmessungen vom 07. und 11.06.2016 der Sonde MS-GW1, BGW 1, S-OTW, BL 29,9, HÖV-BXII, WDP II .....	140
Tabelle 35: Liste der im Labor angewandten Prüfverfahren zur Analyse der Grundwasserproben.....	142

## 9 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Gemessene Konzentrationen in unbehandelten Straßenabwasserproben aus Clara et al. (2014, S. 48) .....	5
Abbildung 2: Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit während eines Niederschlages aus Höfler et al. (2004, S. 10).....	11
Abbildung 3: Schema flächenhafte Ableitung (Erhart-Schippek Mascha & Partner 2000 in Geologie & Grundwasser GmbH (2009)).....	14
Abbildung 4: Schema Sonderfall Mulde am Böschungsfuß (Erhart-Schippek Mascha & Partner 2000 in Geologie & Grundwasser GmbH (2009)).....	14
Abbildung 5: Versickerung über die Schulter und über den bewachsenen Graben (BUWAL 2002, S. 47).....	15
Abbildung 6: Versickerungsmulde (BUWAL 2002, S. 47) .....	15
Abbildung 7: Regenklärbecken mit Dauerstau (LUBW 2008, S. 37) .....	16
Abbildung 8: Abscheider nach RiStWag – Prinzipskizze (Grotehusmann und Kasting 2008).....	18
Abbildung 9: Retentionsanlage oder Drosselbecken (BUWAL 2002, S. 50).....	19
Abbildung 10: Retentionsfilterbecken (BUWAL 2002, S. 48) .....	19
Abbildung 11: Mulden-Rigolen-System (BUWAL 2002, S. 49).....	20
Abbildung 12: Horizontal durchflossener Sickerkörper (BUWAL 2002, S. 49).....	20
Abbildung 13: Versickerungsteich (Burger et al. 2009, S. 7) .....	21
Abbildung 14: Autobahnregenbecken Mönchsgraben aus Höfler et al. (2004, S. 4) .....	26
Abbildung 15: Schwermetallbilanz der Straße, Ein- und Austrittspfade (Steiner et al. (o. Jahr), S. 14) .....	30
Abbildung 16: schematischer Talquerschnitt (Kogseder 2009, S. 41) .....	31
Abbildung 17: Speziierung von Cd ohne Schwermetallkonkurrenz (links) und unter Anwesenheit von Pb, Cu, Ni und Zn (rechts) (Huber et al., S. 425) .....	33
Abbildung 18: Natürliche Salzstandorte in Österreich (BMLFUW 2014, S. 11) .....	36
Abbildung 19: Übersicht Autobahnknoten Wels (DORIS – Land Oberösterreich (o. Jahr)) ...	39
Abbildung 20: Grundwasserströmungsrichtung Welser Heide (Ausschnitt aus Hydrografischer Dienst 1986) .....	41
Abbildung 21: Versickerungsmulde im Autobahnknoten Wels .....	42
Abbildung 22: Ölabscheider 1 (Land Oberösterreich 1975, Plan Nr. 3).....	43
Abbildung 23: Grundriss Versickerungsbecken 3 inklusive Ölabscheider (Land Oberösterreich 1975) .....	44
Abbildung 24: Schnitt durch den Ölabscheider 3 (Land Oberösterreich 1975, Einlage 7) .....	44
Abbildung 25: Lage der Sonden Styrrer Arnold und Krankenhaus Wels (Bild entnommen aus DORIS (Land Oberösterreich (o. Jahr)) und zusätzlich beschriftet) .....	49
Abbildung 26: Grundwassersonde 6.....	53
Abbildung 27: Multimesssonde während Pumpvorgang .....	53
Abbildung 28: Lage der beprobten Grundwassersonden .....	53
Abbildung 29: Chloridkonzentration Sonde 1.....	56
Abbildung 30: Chloridkonzentration PG 40301072 .....	57

Abbildung 31: Chloridkonzentration PG 40301112 .....	57
Abbildung 32: Chloridbelastungen in Abhängigkeit von der Entfernung.....	58
Abbildung 33: Chloridbelastung Brunnen Spachinger 1.....	59
Abbildung 34: Chloridbelastung Brunnen Spachinger 1 – ohne Ausreißer.....	60
Abbildung 35: Chloridbelastung Brunnen Spachinger 2.....	60
Abbildung 36: Chloridbelastung Brunnen Spachinger 2 – ohne Ausreißer.....	60
Abbildung 37: Chloridbelastung Sonde 1.....	61
Abbildung 38: Chloridbelastung Sonde 2.....	61
Abbildung 39: Chloridbelastung Sonde 3.....	61
Abbildung 40: Chloridbelastung Sonde 4.....	62
Abbildung 41: Chloridbelastung Sonde 5.....	62
Abbildung 42: Chloridbelastung Sonde 6.....	62
Abbildung 43: Chloridbelastung Sonde 7.....	63
Abbildung 44: Chloridbelastung Sonde 8.....	63
Abbildung 45: Chloridbelastung Sonde 9.....	63
Abbildung 46: Chloridbelastung Styreer Arnold .....	64
Abbildung 47: Konzentrationsverlauf in der Welser Heide .....	65
Abbildung 48: Chloridbelastung PG 41007022 .....	65
Abbildung 49: Monatsmittel Chlorid Sonde 1 .....	66
Abbildung 50: Monatsmittel Chlorid Sonde 2 .....	66
Abbildung 51: Monatsmittel Chlorid Sonde 3 .....	66
Abbildung 52: Monatsmittel Chlorid Sonde 4 .....	66
Abbildung 53: Monatsmittel Chlorid Sonde 5 .....	66
Abbildung 54: Monatsmittel Chlorid Sonde 6 .....	66
Abbildung 55: Monatsmittel Chlorid Sonde 7 .....	67
Abbildung 56: Monatsmittel Chlorid Sonde 8.....	67
Abbildung 57: Monatsmittel Chlorid Sonde 9.....	67
Abbildung 58: monatlicher Niederschlag mit Analyseergebnisse der Sonde 1 .....	68
Abbildung 59: Korrelation Niederschlag mit Analyseergebnissen der Sonde 1 .....	69
Abbildung 60: Korrelation Niederschlag mit Analyseergebnissen der Sonde 5 .....	69
Abbildung 61: Analyseergebnisse der gepumpten Chloridkonzentrationen in mg/L vom 07.07.2016 und vom 11.07.2016.....	71
Abbildung 62: Korrelation Chlorid und Natrium – Stichtag im Juli 2016 .....	72
Abbildung 63: Korrelation Chlorid und Orthophosphat – Stichtag im Juli 2016 .....	72
Abbildung 64: Korrelation Chlorid und Phosphor – Stichtag im Juli 2016.....	73
Abbildung 65: Korrelation Chlorid und PCB – Stichtag im Juli 2016 .....	73
Abbildung 66: Korrelation Chlorid und Bromid – Stichtag im Juli 2016.....	73
Abbildung 67: Korrelation Chlorid und Iodid – Stichtag im Juli 2016 .....	74

---

Abbildung 68: Korrelation Chlorid und Barium – Stichtag im Juli 2016.....	74
Abbildung 69: Korrelation Chlorid und Leitfähigkeit – Stichtag im Juli 2016.....	74
Abbildung 70: Korrelation Chlorid und Kalium – Stichtag im Juli 2016.....	75
Abbildung 71: Korrelation Chlorid und Magnesium – Stichtag im Juli 2016.....	75
Abbildung 72: Korrelation Chlorid und Kalzium – Stichtag im Juli 2016.....	76
Abbildung 73: Korrelation Chlorid und DOC – Stichtag im Juli 2016.....	76
Abbildung 74: Korrelation Chlorid und Säurekapazität – Stichtag im Juli 2016.....	76
Abbildung 75: Korrelation Chlorid und Karbonathärte – Stichtag im Juli 2016.....	77
Abbildung 76: Korrelation Chlorid und Hydrogenkarbonat – Stichtag im Juli 2016.....	77
Abbildung 77: Korrelation Chlorid und PAK – Stichtag im Juli 2016.....	77
Abbildung 78: Korrelation Chlorid und Lithium – Stichtag im Juli 2016.....	78
Abbildung 79: Korrelation Chlorid und Strontium – Stichtag im Juli 2016.....	78
Abbildung 80: Korrelation Chlorid und Gesamthärte – Stichtag im Juli 2016.....	78
Abbildung 81: Grundwassergleichen nach Beprobung im Juli.....	83
Abbildung 82: Chloridkonzentrationen Messstellen Welser Heide III. Quartal 2015.....	84
Abbildung 83: Stichprobenmessung Welser Heide für Quartal 1 2013.....	86
Abbildung 84 Stichprobenmessung Welser Heide für Quartal 2 2013.....	86
Abbildung 85 Stichprobenmessung Welser Heide für Quartal 3 2013.....	86
Abbildung 86: Stichprobenmessung Welser Heide für Quartal 4 2013.....	86
Abbildung 87: Chlorid Welser Heide 1996.....	87
Abbildung 88: Chlorid Welser Heide 2006.....	88
Abbildung 89: Chlorid Welser Heide 2015.....	88
Abbildung 90: Chlorid Welser Heide Quartal 2 2013.....	95
Abbildung 92: Vorbecken 1.....	123
Abbildung 93: Ölabscheider 1.....	123
Abbildung 94: Versickerungsbecken 1.....	123

## 10 Lebenslauf

### Persönliche Daten

Name	Brunthaler Angelika
Geburtstag	09.03.1993
Geburtsort	Linz
Land	Österreich
Staatsbürgerschaft	Österreich
Familienstand	ledig
Universität	Universität für Bodenkultur, Wien

### Ausbildung

2003–2011 Europagymnasium Auhof –  
Realgymnasium

2011–2014 Biotechnologie und Umwelttechnik,  
FH Wels, Abschluss BSc

2014–2016 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft,  
BOKU Wien, Angestrebter Titel: Dipl.-Ing.<sup>in</sup>

### Beruflicher Werdegang

04.16–09.2016 Freier Dienstnehmer beim  
Land OÖ

07.15–08.2015 Praktikum bei Bernegger GmbH

07.14–09.2014 Praktikum bei der PORR  
Umwelttechnik GmbH

04.14–06.2014 Praktikum bei Felbermayr Bau  
GmbH & Co KG

08.13–09.2013 Praktikum bei GUT – Gruppe  
Umwelt Technik GmbH

Wien Oktober 2016

## 11 Literaturverzeichnis

- Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (2011): Chloridbelastete Straßenwässer. Auswirkungen auf Vorflutgewässer. Entscheidungsgrundlage für Sachverständige und Planer – Arbeitsbehelf. Hg. v. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung. (o.Ort).
- Amt der o.ö. Landesregierung ((o.Jahr)): Bestandsplan. Baulos "Wels West I" Trasse Autobahn. (o.Ort).
- Amt der o.ö. Landesregierung (1974): Bundesstraße A 25, Linzer Autobahn; Baulos 13 und 14 ("Autobahnknoten Wels"); Bundesstraße A 8, Innkreis Austobahn, Baulos 13 ("Krenglbach I") – Grundeinlösungs- bzw. Enteignungsverfahren. Magistrat Wels. Verhandlungsschrift BauR-5422/1-1974-Wö/Bo.
- Amt der o.ö. Landesregierung (04.1976): Verhandlungsschrift. Magistrat Wels. Wa-265/3-1976/Do.
- Amt der Vorarlberger Landesregierung (Hg.) (2007): Oberflächenentwässerung. Leitfaden zum Umgang mit Niederschlagswässern aus Gewerbe-, Industrie- und Verkehrsflächen. Bregenz. Online verfügbar unter <https://www.vorarlberg.at/pdf/leitfadenoberflaechenentw.pdf>, zuletzt geprüft am 30.05.2016.
- Anderschitz, Michael (2016): Entwässerung Nordautobahn A5, 08.06.2016. telefonisch an Angelika Brunthaler.
- Anthes, Gerald (2003): "Kraxberger Schottergrube" in der Stadt Wels. ergänzende Untersuchungen gem. § 13 Abs. 1 ALSAG 1989 für die Verdachtsfläche. Abschlussbericht. Geosolutions. Strobl.
- Aqua Bautechnik (Hg.) (2007): Versickerungs-Handbuch. Ratgeber für Planung, Bau und Genehmigung von Anlagen zur Versickerung von Regenwasser. (o.Ort). Online verfügbar unter <http://www.aqua-ing.de/Download/Service/Versickerungs-Handbuch.pdf>, zuletzt geprüft am 30.05.2016.
- Ascherl, R.; Floss, R.: Sicherheitsbewertung bautechnischer Maßnahmen zum Grundwasserschutz an Straßen in Wassergewinnungsgebieten auf probabilistischer Grundlage. Unter Mitarbeit von Bundesminister für Verkehr. In: Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Bd. 726.
- Asfinag (2014): Bitte um grobe Abschätzung von Flächenanteilen des hoeherrangigen Straßennetzes in AUT. (o.Ort), 2014. E-Mail an SCHTUM.
- Atanasoff, Kiril; Bergthaler, Wilhelm; Klenner, Michl-Friedrich; Kühnert, Martin; Lindner, Berthold; Stundner, Wolfgang; Wolf, Christian (2011): Leitfaden Versickerung chloridbelasteter Straßenwässer. Hg. v. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie. Gruppe Straße, Abteilung ST1, Planung und Umwelt. Wien.
- Bastviken, David; Sanden, Per; Svensson, Teresia; Stahlberg, Carina; Magounakis, Malin; Öberg, Gunilla: chloride retention and release in a boreal forest soil: effects of soil water residence time and nitrogen and chloride loads. In: environmental science & technology, Bd. 40.
- Berghold, Heimo (2016): verwendetes Aufbaumittel im Autobahnnoten Wels, 20.07.2016. E-Mail an Angelika Brunthaler.
- BGBI. Nr. 159/1960 (1960): Straßenverkehrsordnung § 93. StVO. Online verfügbar unter <https://www.ris.bka.gv.at/Dokument.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Dokumentnummer=NOR12159085>, zuletzt geprüft am 02.06.2016.

- BMFG (2007): Österreichisches Lebensmittelbuch. Codexkapitel/ B1/ Trinkwasser. 4. Aufl. Hg. v. BMFG. (o.Ort).
- BMLFUW ((o. Jahr)): eHYD – die aktuelle hydrografische Information. Wien. Online verfügbar unter <http://ehyd.gv.at/>, zuletzt geprüft am 06.06.2016.
- BMLFUW (1991): Grundwasserschwellenwertverordnung – GSwV. Online verfügbar unter [https://www.ris.bka.gv.at/Dokumente/BgblPdf/1991\\_502\\_0/1991\\_502\\_0.pdf](https://www.ris.bka.gv.at/Dokumente/BgblPdf/1991_502_0/1991_502_0.pdf), zuletzt geprüft am 12.05.2016.
- BMLFUW (2006): Gewässerzustandsüberwachungsverordnung. GZÜV, vom 14.12.2006. Online verfügbar unter [https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserrecht\\_national/planung/GZUEV.html](https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserrecht_national/planung/GZUEV.html), zuletzt geprüft am 20.07.2016.
- BMLFUW (2010): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über den guten chemischen Zustand des Grundwassers. Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser – QZV Chemie GW, vom 29.03.2010. Online verfügbar unter [https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserrecht\\_national/planung/QZVChemieGW.html](https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/wasserrecht_national/planung/QZVChemieGW.html), zuletzt geprüft am 10.05.2016.
- BMLFUW (2014): Chlorid – Auswirkungen auf die aquatische Flora und Fauna. Hg. v. Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- BMSG (2001): Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. Trinkwasserverordnung – TWV, vom 10.05.2016. Online verfügbar unter <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20001483>, zuletzt geprüft am 10.05.2016.
- BMVIT; FSV (Hg.) (2010): RVS 12.04.12. Schneeräumung und Streuung. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie; Österreichische Forschungsgesellschaft Straße – Schiene – Verkehr. Wien.
- BMVIT; FSV (Hg.) (2011a): Gewässerschutz an Straßen. Verbindlichkeitserklärung. RVS 04.04.11. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie; Österreichische Forschungsgesellschaft Straße – Schiene – Verkehr. Wien.
- BMVIT; FSV (Hg.) (2011b): RVS 12.04.16. Streumittel. Österreichische Forschungsgesellschaft Straße – Schiene – Verkehr; Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie. Wien.
- Boller, Markus; Kaufmann, Peter; Ochsenbein, Ueli; Langbein, Steffen; Steiner, Michele ((o. Jahr)): Schadstoffe im Straßenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpaketen aus Geotextil und Adsorbermaterial. Schlussbericht eines Forschungsprojektes. Dübendorf.
- Bonaventura (Hg.) (2010): Kollaudierung Wasserrecht A5 Nord Autobahn Abschnitt Eibesbrunn-Schrick Einzugsgebiete E1-E10. Betriebsvorschriften Straßenentwässerung. Entwurf. (o.Ort).
- Brucher, Daniela (2007): Verhalten von Chlorid in der ungesättigten Zone und dessen Eignung als hydrologischer Tracer. Diplomarbeit. Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. Freiburg im Breisgau. Online verfügbar unter [http://www.hydrology.uni-freiburg.de/abschluss/Brucher\\_D\\_2007\\_DA.pdf](http://www.hydrology.uni-freiburg.de/abschluss/Brucher_D_2007_DA.pdf), zuletzt geprüft am 02.06.2016.
- Buchgeher, Maria; Leitner, Christine; Panhofer, Erwin; Penninger, Ernst (2008): Beseitigung von Dach-, Parkplatz- und Straßenwässern. Grundsätze aus wasserrechtlicher und wasserwirtschaftlicher Sicht. Leitfaden. Hg. v. Land Oberösterreich. (o.Ort).

- Bundesamt (1959): Wasserrechtsgesetz 1959 WRG 1959. Online verfügbar unter <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010290>, zuletzt geprüft am 12.05.2016.
- Burger, Rainer; Capano, Daniela; Kainz, Martina; Peintner, Anita (2009): Regenwasserversickerung. Leitfaden für Versickerungselemente auf Privatgrund. Hg. v. Umweltschutzverein Bürger und Umwelt. St. Pölten. Online verfügbar unter <http://images.umweltberatung.at/htm/merkblatt-versickerung-wasser.pdf>, zuletzt geprüft am 30.05.2016.
- BUWAL (Hg.) (2002): Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen. Wegleitung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern.
- Ceko, René; Waltz, Nicolas (2011): Menge, Eigenschaften und Behandlung von Straßenabflüssen in den deutschen Bundesländern. Interdisziplinäres Projekt. Hochschule RheinMain. Wiesbaden.
- Cepuder, Peter; Tuller, Markus; Schwaighofer, Bernd; Müller, Harald; Kortschak, Ernst; Liebhard, Peter et al. (1997): Statusanalyse Tullnerfeld. Endbericht. Unter Mitarbeit von Universität für Bodenkultur Wien. Hg. v. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung. Wien.
- Clara, Manfred; Gruber, Günter; Humer, Franko; Hofer, Thomas; Kretschmer, Florian; Ertl, Thomas et al. (2014): Spurenstoffemissionen aus Siedlungsgebieten und von Verkehrsflächen. Hg. v. BMLFUW. Wien.
- Cooper, Curtis; Mayer, Paul; Faulkner, Barton: Effects of road salts on groundwater and surface water dynamics of sodium and chloride in an urban restored stream. In: Biogeochemistry, Bd. 121, S. 149–166.
- Dantinger, Detlev (2016): durchschnittliches tägliches Verkehrsaufkommen im Autobahnknoten Wels 2015. Wels, 18.07.2016. telefonisch an Angelika Brunthaler.
- Dunlop, Jason; McGregor, Glenn; Horrigan, Nelli (2005): Characterisation of impacts and a discussion of regional target setting for riverine ecosystems in Queensland. Hg. v. The State of Queensland. (o.Ort). Online verfügbar unter <https://www.ehp.qld.gov.au/water/pdf/potential-impacts-sal-tur.pdf>, zuletzt geprüft am 19.05.2016.
- DWA (Hg.) (2005): Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Arbeitsblatt DWA-A 138. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Hennef.
- DWA (Hg.) (2007): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Merkblatt DWA-M 153. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Hennef.
- Erhart-Schipppek Mascha & Partner (2000): Untersuchung über die Ableitung von Straßenabwässern in wasserwirtschaftlich relevanten Bereichen der Steiermark. Hg. v. Amt der Steiermärkischen Landesregierung. (o.Ort).
- EU (1998): EU Trinkwasserstandards. (o.Ort). Online verfügbar unter <http://www.lenntech.de/anwendungen/trinkwasser/standards/eu-trinkwasserstandarts.htm>, zuletzt geprüft am 21.07.2016.
- Findlay, Stuart; Kelly, Victoria: emerging indirect and long-term road salt effects on ecosystems. In: Annals of the New York Academy of Sciences, Bd. 1223, S. 58–68.

- Forman, Richard; Alexander, Lauren: Roads and their major ecological effects. In: Annual Review of Ecology and Systematics, Bd. 29, S. 207–231. Online verfügbar unter [http://www.edc.uri.edu/nrs/classes/nrs534/NRS\\_534\\_readings/FormanRoads.pdf](http://www.edc.uri.edu/nrs/classes/nrs534/NRS_534_readings/FormanRoads.pdf), zuletzt geprüft am 19.05.2016.
- FSV (Hg.) (2012): Arbeitspapier Nr. 11. Einsatz von Streumitteln im Winterdienst. Auswirkungen auf Luft, Boden, Pflanzen und Wasser. Österreichische Forschungsgesellschaft Straße – Schiene – Verkehr. Wien.
- Fuchs, Stephan; Uhl, Mathias; Mohn, Rainer; Schmitt, Theo; Berger, Christian; Maus, Christian et al. (2013): Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagswassereinleitungen – Phase 1. Projektbericht. Nordrhein-Westfalen.
- Geologie & Grundwasser GmbH (2009): Auftaumittel im Porengrundwasser. Ermittlung von Auftaumittelfrachten und Evaluierung bestehender Rechenansätze im Nahbereich übergeordneter Straßennetze am Beispiel des Grundwasserfeldes im Abstrom der A3 bei Guntramsdorf. Endbericht. Hg. v. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie. Wien.
- Gierlinger, Baltasar (1995): Altlast "Zaungrube". Dokumentation der Untersuchungsergebnisse. HPC Harress Pickel Consult. Linz.
- Gierlinger, Baltasar (2005): Wasserwerk Scharlinz – Ausweisung von Schutzzonen. Hydrogeologische Untersuchungen – Darstellung von Gefährdungspotentialen. Teil 1. G.U.T. Gruppe Umwelt + Technik GmbH. Linz. Online verfügbar unter [http://wko.at/ooe/rechtsservice/umweltrecht/neutext/downloads/GUT\\_SG\\_Scharlinz\\_Bericht\\_Hydrogeologie.pdf](http://wko.at/ooe/rechtsservice/umweltrecht/neutext/downloads/GUT_SG_Scharlinz_Bericht_Hydrogeologie.pdf), zuletzt geprüft am 06.06.2016.
- Green, Sophie.; Cresser, Malcolm: Nitrogen cycle disruption through the application of de-icing salts on upland highways. In: Water, Air and Soil Pollution, Bd. 188, S. 139–153.
- Grotehusmann, Dieter; Kasting, Ulrich (2008): Optimierung von Absetzbecken zur Regenwasserbehandlung. Hg. v. Unitrecc. Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH. Hannover. Online verfügbar unter <http://www.unitrecc.de/aktuelles/artikel/optimierung-von-absetzbecken-zur-regenwasserbehandlung>, zuletzt aktualisiert am 21.07.2016, zuletzt geprüft am 01.06.2016.
- Haslinger, Bettina; Kolmer, Christoph; Trautenberger, Erik (2008): Grundwassergüte in Oberösterreich. 1992-2007. Hg. v. Amt der o.ö. Landesregierung. Linz. Online verfügbar unter [http://www.land-oberoesterreich.gv.at/files/publikationen/GTW\\_GWGinOOE\\_LB.pdf](http://www.land-oberoesterreich.gv.at/files/publikationen/GTW_GWGinOOE_LB.pdf), zuletzt geprüft am 07.06.2016.
- Höfler, Manfred; Weidinger, Andreas; Buschbeck, Günter; Eder, Johann (2004): Bericht Projekt Regenbecken. Autobahnregenbecken Mönchsgraben. Endbericht. Hg. v. Land Oberösterreich. Linz.
- Huber, M.; Fassnacht, J.; Hilbig, H.; Drewes, J.E.; Helmreich, Brigitte: Auftausalzeinfluss auf die Remobilisierung von auf Filtermaterialien zur Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen zurückgehaltenen Schwermetallen. In: Wasser 2016 – Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft, S. 421–426.
- Hürlimann, Joachim (2011): Auswirkungen von Straßenabwasser auf Oberflächengewässer. Gewässerökologische Beurteilung. Zug. Online verfügbar unter <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01819/index.html?lang=de&download=NHzLpZig7t,Inp6l0NTU042l2Z6ln1acy4Zn4Z2qZpnO2YUq2Z6gpJCHeX5,fWym162dpYbUzd,Gpd6emK2Oz9aGodetmqaN19Xl2ldvoaCVZ,s-.pdf>, zuletzt geprüft am 17.08.2016.

- Hürlimann, Joachim; Fässler, Sarah; Gerhardt, Almut; Steiner, Michele; Wyss, Silvia (2011): Straßenabwässer in der Schweiz. Literaturarbeit und Situationsanalyse Schweiz hinsichtlich gewässerökologischer Auswirkungen (Immissionen). Hg. v. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern. Online verfügbar unter [http://www.aquaplus.ch/download/aquaplus\\_strassenabwasser.pdf](http://www.aquaplus.ch/download/aquaplus_strassenabwasser.pdf), zuletzt geprüft am 21.07.2016.
- Hydrografischer Dienst (1986): Grundwasserschichtenplan Welser Heide. Aufnahme vom 28.10.1986. Linz.
- JGS Nr. 946/1811 (2016): Allgemeines bürgerliches Gesetzbuch § 1319a. ABGB, vom 02.06.2016. Online verfügbar unter <https://www.ris.bka.gv.at/NormDokument.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10001622&FassungVom=2016-06-02&Artikel=&Paragraf=1319a&Anlage=&Uebergangsrecht=>, zuletzt geprüft am 02.06.2016.
- Kasting, Ulrich (2002): Reinigungsleistung von zentralen Anlagen zur Behandlung von Abflüssen stark befahrener Straßen. Dissertation. Kaiserlautern. Online verfügbar unter <https://kluedo.uni-kl.de/files/1363/diss.pdf>, zuletzt geprüft am 21.07.2016.
- Kogseder, Astrid (2009): Auftaumittel von übergeordneten Straßennetzen. Diplomarbeit. Graz. Online verfügbar unter <http://unipub.uni-graz.at/obvugrhs/content/titleinfo/207840>, zuletzt geprüft am 21.07.2016.
- Krüger, Dieter (2010): Winterdienst. wirtschaftlich und umweltgerecht. 3. Aufl. Hg. v. Verband der Kali- und Salzindustrie e.V. Berlin.
- Land Oberösterreich ((o. Jahr)): DORIS. Digitales Oberösterreichisches Raum-Informationssystem. Version web GIS 4.0. (o.Ort).
- Land Oberösterreich (1975): Projekt Autobahnknoten Wels. Magistrat Wels. Aktennummer 413-1975.
- LfU (Hg.) (1999): Salzstreuung – Auswirkung auf die Gewässer. Merkblatt Nr. 3.2/1. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. München.
- Lovett, Gary; Likens, Gene; Buso, Donald; Driscoll, Charles; Bailey, Scott: the biogeochemistry of chlorine at hubbard brook, New Hampshire, USA. In: Biogeochemistry, Bd. 72, S. 191–232. Online verfügbar unter [http://www.caryinstitute.org/sites/default/files/public/reprints/Lovett\\_et\\_al\\_Chlorine\\_Biogeochem\\_2005.pdf](http://www.caryinstitute.org/sites/default/files/public/reprints/Lovett_et_al_Chlorine_Biogeochem_2005.pdf), zuletzt geprüft am 19.05.2016.
- LUBW (Hg.) (2008): Technische Regeln zur Ableitung und Behandlung von Straßenoberflächenwasser. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Baden-Württemberg. Online verfügbar unter [http://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/35469/vwv-strassenoberflaechenwasser-technische\\_regeln\\_nach\\_Ziffer7.pdf?command=downloadContent&filename=vwv-strassenoberflaechenwasser-technische\\_regeln\\_nach\\_Ziffer7.pdf](http://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/35469/vwv-strassenoberflaechenwasser-technische_regeln_nach_Ziffer7.pdf?command=downloadContent&filename=vwv-strassenoberflaechenwasser-technische_regeln_nach_Ziffer7.pdf), zuletzt geprüft am 19.05.2016.
- Matthess, Georg (1973): Die Beschaffenheit des Grundwassers. Lehrbuch der Hydrologie. Band 2. Berlin: Gebrüder Borntraeger.

- MUNLV (Hg.) (2004): Anforderungen an die Niederschlagsentwässerung im Trennverfahren. Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Nordrhein-Westfalen. Online verfügbar unter [https://recht.nrw.de/lmi/owa/br\\_bes\\_text?anw\\_nr=1&gld\\_nr=7&ugl\\_nr=772&bes\\_id=2837&val=2837&ver=7&sg=&aufgehoben=N&menu=1](https://recht.nrw.de/lmi/owa/br_bes_text?anw_nr=1&gld_nr=7&ugl_nr=772&bes_id=2837&val=2837&ver=7&sg=&aufgehoben=N&menu=1), zuletzt geprüft am 30.05.2016.
- ÖWAV (Hg.) (2003a): Behandlung von Niederschlagswässern. ÖWAV Regelblatt 35. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband. Wien.
- ÖWAV (2003b): Empfehlungen für Bewässerungswasser. Arbeitsbehelf 11. 2. Aufl. Hg. v. Österreichisches Normungsinstitut. Wien.
- ÖWAV (Hg.) (2015): Oberflächenentwässerung durch Versickerung in den Untergrund. ÖWAV Regelblatt 45. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband. Wien.
- ÖNORM B 2506-1, 01.08.2013: Regenwasser-Sickeranlagen für Abläufe von Dachflächen und befestigten Flächen: Teil 1: Anwendung, hydraulische Bemessung, Bau und Betrieb.
- ÖNORM B 2506-2, 15.11.2012: Regenwasser-Sickeranlagen für Abläufe von Dachflächen und befestigten Flächen: Teil 2: Qualitative Anforderungen an das zu versickernde Regenwasser sowie Anforderungen an Bemessung, Bau und Betrieb von Reinigungsanlagen.
- Renz, Manfred (2016): Zusatzstoffe Auftausalze. (o.Ort), 15.07.2016. telefonisch an Angelika Brunthaler.
- Sarkar, Dibyendu: Preliminary studies on mercury solubility in the presence of iron oxide phases using static headspace analysis. In: Environmental Geosciences, Bd. 10, S. 151–155.
- Simcore Software (Hg.) (2012): Processing Modflow. An Integrated Modeling Environment for the Simulation of Groundwater Flow, Transport and Reactive Processes. (o.Ort).
- Steiner, Michele; Langbein, Steffen; Boller, Markus; Scheiwiller, Elmar; Bracher, Marcus ((o. Jahr)): Untersuchung der Versickerung von Straßenabwasser über das Bankett einer stark befahrenen Strasse. Dübendorf.
- Steinkogler, Fred (2016): Zusatzstoffe in Auftausalzen. (o.Ort), 19.07.2016. telefonisch an Angelika Brunthaler.
- Umweltministerium Baden-Württemberg (2005): Arbeitshilfen für den Umgang mit Regenwasser in Siedlungsgebieten. Hg. v. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Baden-Württemberg. Online verfügbar unter [http://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/13994/arbeitshilfen\\_regenwasser\\_siedlungsgebieten.pdf?command=downloadContent&filename=arbeitshilfen\\_regenwasser\\_siedlungsgebieten.pdf](http://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/13994/arbeitshilfen_regenwasser_siedlungsgebieten.pdf?command=downloadContent&filename=arbeitshilfen_regenwasser_siedlungsgebieten.pdf), zuletzt geprüft am 30.05.2016.
- Umweltschutzverein Bürger und Umwelt (Hg.) (2010): Heißes Thema Eis und Schnee die Umweltberatung. St. Pölten.
- Welker, Antje (2004): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf. Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. Habilitationsschrift. Technische Universität. Kaiserslautern. Online verfügbar unter [file:///C:/Users/E00001053/Downloads/Habil\\_privat.pdf](file:///C:/Users/E00001053/Downloads/Habil_privat.pdf), zuletzt geprüft am 13.07.2016.
- WHO (Hg.) (2006): WHO Trinkwasserstandards 2006. Weltgesundheitsorganisation. (o.Ort). Online verfügbar unter <http://www.lenntech.de/anwendungen/trinkwasser/standards/who-trinkwasserstandard-06.htm>, zuletzt geprüft am 21.07.2016.

- WHO (2011): Guidelines for Drinking-water Quality. Geneva: World Health Organization.  
Online verfügbar unter <http://gbv.ebib.com/patron/FullRecord.aspx?p=851158>.
- Wikipedia (Hg.) (2016a): Barium. Unter Mitarbeit von Foreade. Online verfügbar unter <https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Barium&oldid=155031605>, zuletzt aktualisiert am 06.06.2016, zuletzt geprüft am 30.08.2016.
- Wikipedia (Hg.) (2016b): Brom. Unter Mitarbeit von Mabschaaf. Online verfügbar unter <https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Brom&oldid=156859821>, zuletzt aktualisiert am 09.08.2016, zuletzt geprüft am 30.08.2016.
- Wikipedia (Hg.) (2016c): Iod. Unter Mitarbeit von Mabschaaf. Online verfügbar unter <https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Iod&oldid=156851456>, zuletzt aktualisiert am 09.08.2016, zuletzt geprüft am 30.08.2016.
- Wimmer, Harald (2016): Hydrogeologische Standortbedingungen Autobahnknoten Wels. Linz, 08.06.2016. persönliche Mitteilung an Angelika Brunthaler.
- Xanthopoulos, C.: Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in Kanalsystemen. Erneute Bilanzierung aufgrund weitgehender Erfassung von Ereignissen. In: Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten, Präsentation eines BMFT-Verbundprojektes, Schriftreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, Bd. 58, S. 115–145.

## **12 Anhang 1 – Bohrprofile Grundwassersonden 1 bis 9**

**Verzeichnis der Bodenschichten**

Auftraggeber: **FA. A. PÖRR** Bauvorhaben (Ortsbezeichnung): **PEGELBOHRE - NUTZBAHN**  
 Aufschlußpunkt Nr.: **WELS 1** Gelländehöhe: ..... m

Auftragnehmer: Teufe von bis Datum bis

Geschicht: **0,00 m - 10,10 m** **3.5. - 4.5.74**  
 Gebohrt: **3.5. - 4.5.74**  
 Meister: ..... Gezeichnet: ..... Geprüft: .....

Legeskalte M = 1 : 100  
**ART DER VERBOHRUNG: PVC-FILTER u. VOLLEHRE NN150**

Zeichenerklärung:  
 B Wüchslr. Seitenlänge 20 cm  
 U ungest. Probe Ø 5"  
 G gest. Probe lnh. 25 l  
 W Wasserprobe

Teufe ab G.O.K.	Schichtenmächtigkeit	Art des Aufschusses mit Durchmesser angebe	Bodenart gemäß Tagesscheritben von Nr.: ..... bis Nr.: .....	Darstellung nach Beilage 3	Mitarbeiter M	Grundwasser GW	Sickerwasser SW	Anbohrerdng A	Probe		Anmerkung (ingenieur-Geologie)
									Nummer	Art der Kernbohrung	
0,00	0,20	TECKEN-BOHRUNG	HUMUS								
0,20	0,20		LEHM								
1,50	1,30		LEHM MIT STEINE								
2,10	0,60		SCHOTTER STARK LEHMIG DUNNHELLEBÄHN								
3,90	1,20		SCHOTTER SAUNIGER SCHOTTER								
6,00	2,70	Ø 70	SCHOTTER, SANDSCHICHT								
8,50	2,50		SCHOTTER								
9,90	1,10		SCHOTTER								
10,10	0,50		SCHOTTER OHNE FEINTEILE, BIESEL								
			SCHLIEF								

BOHRMEISTER:  
 G. W. 8.10.10  
 UNTER  
 TERMIN

**Verzeichnis der Bodenschichten**

Auftraggeber: **FA. A. PÖRR** Bauvorhaben (Ortsbezeichnung): **PEGELBOHRE - NUTZBAHN**  
 Aufschlußpunkt Nr.: **WELS 2** Gelländehöhe: ..... m

Auftragnehmer: Teufe von bis Datum bis

Geschicht: **0,00 m - 12,00 m** **25.4. - 26.4.74**  
 Gebohrt: **25.4. - 26.4.74**  
 Meister: ..... Gezeichnet: ..... Geprüft: .....

Legeskalte M = 1 : 100  
**ART DER VERBOHRUNG: PVC-FILTER u. VOLLEHRE NN 150**

Zeichenerklärung:  
 B Wüchslr. Seitenlänge 20 cm  
 U ungest. Probe Ø 5"  
 G gest. Probe lnh. 25 l  
 W Wasserprobe

Teufe ab G.O.K.	Schichtenmächtigkeit	Art des Aufschusses mit Durchmesser angebe	Bodenart gemäß Tagesscheritben von Nr.: ..... bis Nr.: .....	Darstellung nach Beilage 3	Mitarbeiter M	Grundwasser GW	Sickerwasser SW	Anbohrerdng A	Probe		Anmerkung (ingenieur-Geologie)
									Nummer	Art der Kernbohrung	
0,00	1,40	TECKEN-BOHRUNG	LEHM								
1,40	0,60		LEHM MIT STRINE								
2,00	0,60		SCHOTTER, LEHMIG, BENVIG								
3,50	1,50		SCHOTTER, SANDIG,								
6,50	2,50	Ø 70	SCHOTTER MIT SANDIGEN SCHLICHTEN								
9,50	3,00		SCHOTTER								
10,50	1,00		SCHOTTER OHNE FEINTEILE, BIESEL								
11,50	1,00		SCHLIEF								
12,00	0,50										

BOHRMEISTER:  
 G. W. 10.10.10  
 UNTER  
 TERMIN





**JOHANN SCHIERL & SOHN OHG** INH. MAX SCHIERL  
 Spezialunternehmen für Schicht- und Senkbaubau, Tiefbohrungen, Installationen, sanitäre Einrichtungen und Zentralsauganlagen  
 Horizontalbohrungen  
 4690 Schwarzenstadt, OÖ., Salzburgstraße 13  
 Telefon (0 76 73) 22 75

Verzeichnis der Bodenschichten									
Auftraggeber: <b>FA. A. POER</b>		Bauvorhaben (Ortsbezeichnung): <b>PEGELBOHRE ANWB</b>		Teile		Datum		Anmerkung (Ingenieur-Geologie)	
Auftragnehmer:		Ausschlußpunkt Nr.: <b>WELS 7</b>		von		bis		vom	
Lagegröße M = 1 : 100		Gezichnet: <b>9.5. - M.S.F.</b>		Geschicht:		Gebührt:		Geprüft:	
Schichtenmächtigkeit		Zeilernummer:		Zeilernummer:		Zeilernummer:		Zeilernummer:	
<p><b>ART DER VERROHRUNG:</b>  <b>PVC-FILTER v. WOLLROHRE NW 150</b></p>									
Teile ab G.O.K.	Schichtenmächtigkeit	Art des Aufschlusses mit Durchmesser-angabe	Bodenart gemäß Tagesberichten von Nr. bis Nr.	Darstellung nach Bette 3	Mittelwert M	Grundwasser GW	Sickerwasser SW	Artesischer A	Probe
0,60	0,20	BOHEUNG	HUMUS						Teil
0,20	0,30	TRÜCKAU	LEHM						Art
1,50	1,00		LEHMIT MIT STEINE						Nr
2,00	0,10		SCHOTTER SEHR LEIN						Artesischer A
3,10	1,10		DUNKELGRAU SAND						Grundwasser GW
3,60	0,50		SCHOTTER BEWA						Sickerwasser SW
5,70	0,10		WEISSE SCHOTTER						Artesischer A
10,20	0,50		SCHLIER						Grundwasser GW
									Artesischer A
									Probe
									Anmerkung (Ingenieur-Geologie)

Bohrung		Ortsbezeichnung		Karte		Anschlußpunkt		Messung		Lagerung		Anmerkungen		Dokumentation	
ARGE DRUGOWITSCH - MOSER		ARGE AUTOBAHN		Karte: BOHRUNG Nr. 3		Anschlußpunkt PR 61880		Messung, Drehbohrung		Lagerung		Anmerkungen des Ingenieur-Geologen		Dokumentation	
Schichtenmächtigkeit		Beschriftung auf der Baustelle		Bodenart geologische Beschreibung		Dokumentation nach Beiblatt		Anmerkungen des Ingenieur-Geologen		Lagerung		Anmerkungen des Ingenieur-Geologen		Dokumentation	
0,00	0,00	BODENART GEM. TAGESBERICHT Nr. 1 - 2						6,80 m AUFSATZ ROHR NW 125 PVC							
0,00	0,00	AUFFÜLLUNGSBODEN						6,80							
0,20	0,20	GROBER SCHOTTER MIT STEINEN BIS 12 cm						6,00 m FILTER ROHR NW 125 PVC							
0,50	0,50	FEINER SCHOTTER MIT STEINEN BIS 6 cm													
0,60	0,60	FEINER SCHOTTER SEHR SANDIG													
1,40	1,40	FEINER SCHOTTER MIT STEINEN BIS 10 cm SANDIG + FEUCHT													
1,20	1,20	SCHLIER						12,50 0,80 m SUMPFROHR NW 125 PVC							
13,30	13,30														



## **13 Anhang 2 – Wassernutzungen im Einflussgebiet des Autobahnknoten Wels (1,5 km Radius)**

Tabelle 23: Wasserentnahme im Einflussgebiet (1,5 km stromabwärts) des Autobahnknoten Wels

Name des Brunnen	Betreiber	Anlagentyp	Anlageteiltyp	Adresse	Hochwert	Rechtswert
Hydrogr.Dienst Grundwasserbeobachtungen	Land Oberösterreich Hydro	Wasserversorgungsanlage	Brunnen	4600 Obereisenfeld	337278,10	49254,86
Hochmair Herbert Interpool	Herbert Hochmair	Wasserversorgungsanlage	Brunnen	Oberfeldstraße 35 und 35A, 4600 Wels	337618,87	49737,21
Welser Kleingärtnerverein Grünbach und Innbachtal	Welser Kleingärtnerverein	Wasserversorgungsanlage	Brunnen	Vogelweiderstraße, 4600 Wels	337099,00	49290,00
Trautendorfer Roman und Andrea	Andrea Trautendorfer, Roman Trautendorfer	Thermische Nutzungsanlage	Brunnen	Nico-Dostal-Straße 41, 4600 Wels	337087,00	49441,00
Welser Kleingärtnerverein Innbachtal 2	Welser Kleingärtnerverein	Wasserversorgungsanlage	Brunnen	Nico-Dostal-Straße, 4600 Wels	337110,34	49583,53
Minihuber Ernst Bewässerung 1	Ernst Minihuber	Bewässerungsanlage	Wasserentnahme aus Oberflächengewässer	Zellerstraße, 4600 Wels	337121,00	49611,00
Minihuber, Wels	Hubert Minihuber	Wasserkraftanlage	Wasserkraftanlage	Zellerstr. 52, 4600 Wels	337199,00	49617,00
Minihuber Ernst Bewässerung 2	Ernst Minihuber	Bewässerungsanlage	Bewässerungsanlage	Zellerstraße 52, 4600 Wels	337218,00	49697,00
Minihuber Ernst Bewässerung 2	Ernst Minihuber	Bewässerungsanlage	Wasserentnahme aus Oberflächengewässer	Zellerstraße 52, 4600 Wels	337200,00	49701,00
Plank Josef und Hermine 403 104	Josef Plank, Hermine Plank	Bewässerungsanlage	Wasserentnahme aus Oberflächengewässer	KG+Grundstück 51218 339/3	336974,00	49870,00
Plank Josef und Hermine 403 104	Josef Plank, Hermine Plank	Bewässerungsanlage	Bewässerungsanlage	KG+Grundstück 51218 .288	336880,00	49891,00
Riernössl Stefan	Stefan Riernössl	Thermische Nutzungsanlage	Brunnen	Wertheimstr., 4600 Wels	336818,00	49037,00
Nöhammer Thomas	Thomas Nöhammer	Thermische Nutzungsanlage	Brunnen	KG+Grundstück 51215 541/44	336826,00	49119,00
Nöhammer Thomas	Thomas Nöhammer	Thermische Nutzungsanlage	Thermische Nutzungsanlage	KG+Grundstück 51215 541/44	336818,00	49123,00
Scheiblehner Markus und Doris	Scheiblehner Markus und Doris	Thermische Nutzungsanlage	Brunnen	Neinergutstr. 11, 4600 Wels	336693,00	48880,00
Scheiblehner Markus und Doris	Doris Scheiblehner, Markus Scheiblehner	Thermische Nutzungsanlage	Thermische Nutzungsanlage	Neinergutstr. 11, 4600 Wels	336689,00	48870,00
Steininger Metallbau	Steininger Metallverarbeitungs GmbH	Wasserversorgungsanlage	Brunnen	Maisstraße 10, 4600 Wels	336694,00	48529,00
Gugerbauer Karl jun.	Karl jun. Gugerbauer	Bewässerungsanlage	Wasserentnahme aus Oberflächengewässer	Wimpassing, 4600 Wels	336561,00	48804,00

Anhang 2 – Wassernutzungen im Einflussgebiet des Autobahnknoten Wels (1,5 km Radius)

			ser			
Krammer Erich und Helga	Erich Krammer, Helga Krammer	Wasserversorgungsanlage	Brunnen	Wimpassing 369, 4600 Wels	336547,00	48754,00
Obst Huber Neinergutstraße	Obst Huber GesmbH & CoKG	Wasserversorgungsanlage	Brunnen	Neinergutstraße 28-30, 4600 Wels	336555,00	48693,00
Obst Huber Neinergutstraße	Obst Huber GesmbH & CoKG	Wasserversorgungsanlage	Aufbereitungsanlage	Neinergutstraße 28-30, 4600 Wels	336559,00	48680,00
Obst Huber Neinergutstraße	Obst Huber GesmbH & CoKG	Wasserversorgungsanlage	Brunnen	Neinergutstraße 28/30, 4600 Wels	336541,00	48700,00
Gugerbauer Karl jun.	Karl jun. Gugerbauer	Bewässerungsanlage	Bewässerungsanlage	51215 397	336519,00	48825,00
Lippitsch Hans-Heinz und Helga	Hans-Heinz Lippitsch, Helga Lippitsch	Thermische Nutzungsanlage	Brunnen	51242 351/20	337200,00	49930,00
Wochemayr Gottfried	Gottfried Wochemayr	Thermische Nutzungsanlage	Brunnen	51218 354/12	337119,00	49989,00
Wochemayr Gottfried	Wochemayr Gottfried	Thermische Nutzungsanlage	Thermische Nutzungsanlage	51218 354/12	337142,00	50016,00
Styrer Arnold	Arnold Styrer	Wasserversorgungsanlage	Brunnen	Millöckerstraße 19, 4600 Wels	337169,60	50040,08
Weber Thomas und Christiane	Thomas Weber, Christiane Weber	Thermische Nutzungsanlage	Thermische Nutzungsanlage	Millöckerstraße 14, 4600 Wels	337229,00	50045,00
Weber Thomas und Christiane	Thomas Weber, Christiane Weber	Thermische Nutzungsanlage	Brunnen	Millöckerstraße 14, 4600 Wels	337233,00	50050,00
Stadt Wels - Maurerschottergrube	Stadt Wels	Deponie	Brunnen	Laahenerstr 86, 4600 Wels	337220,00	50231,00
Stadt Wels - Maurerschottergrube	Stadt Wels	Deponie	Brunnen	Heubergerstr. 5, 4600 Wels	337296,00	50174,00
Viskovic Ljiljana	Ljiljana Viskovic	Thermische Nutzungsanlage	Thermische Nutzungsanlage	51218 358/10	337398,00	50075,00
Viskovic Ljiljana	Ljiljana Viskovic	Thermische Nutzungsanlage	Brunnen	51218 358/10	337400,00	50060,00
Stadt Wels - Sportanlage Mauth	Stadt Wels	Wasserversorgungsanlage	Schacht- und Sonderbauwerk	Sportanlage Mauth, 4600 Wels	337592,00	50410,00
Stadt Wels - Sportanlage Mauth	Stadt Wels	Wasserversorgungsanlage	Wasserentnahme aus Oberflächengewässer	Sportanlage Mauth, 4600 Wels	337602,00	50397,00
Postsportverein Tennisanlage	Postsportverein Wels	Wasserversorgungsanlage	Brunnen	Keplerstraße 17, 4600 Wels	337621,93	50321,08
Trenovski Nove	Nove Trenovski	Wasserversorgungsanlage	Brunnen	Leharstraße 26, 4600 Wels	337603,00	50123,00

Anhang 2 – Wassernutzungen im Einflussgebiet des Autobahnknoten Wels (1,5 km Radius)

Gruber Friedrich	Gruber Friedrich	Wasser- versorgungs- anlage	Brunnen	Färberstraße 6, 4600 Wels	337575,00	49990,00
E-Werk Wels Anodenanlagen	eww ag	Thermische Nutzungs- anlage	Beobachtungsson- de (Tiefensonde Laahenerstraße )	Laahenerstraße, 4600 Wels	337613,00	49850,00
Hochmair Herbert Interpool	Herbert Hochmair	Wasser- versorgungs- anlage	Brunnen	Oberfeldstraße 35 und 35A, 4600 Wels	337618,87	49737,21
Bachleitner Hager u.a.	Christa Bachleitner, Larissa Stadler, Friedrich Stöger, ,...	Wasser- versorgungs- anlage	Quellaustrittsstelle	Vogelweiderstraße, 4600 Wels	338127,00	48294,00
Hofwimmer Christian	Hofwimmer Christian	Wasser- versorgungs- anlage	Brunnen	Vogelweiderstraße 166, 4600 Wels	338109,12	48371,91

## **14 Anhang 3 – Bilder Versickerungsanlage 1**



Abbildung 91: Vorbecken 1



Abbildung 92: Ölabscheider 1



Abbildung 93: Versickerungsbecken 1

## **15 Anhang 4 – Lageplan Grundwassersonden und Ölabscheideanlagen**



Ölabscheideanlage 2

Ölabscheideanlage 3

Ölabscheideanlage 1

Sonde 5

Sonde 4

Sonde 6

Sonde 7

Sonde 1

Sonde 3



Sonde 2

Versickerungsbecken V

Sonde 8

Sonde 9

**AUTOBAHNKNOTEN WELS  
A8 / A25**  
  
**Grundwassersonden  
und  
Ölabscheideanlagen**

**16 Anhang 5 – Analysenwerte für Chlorid der Grundwassermesssonden 1 bis 9**

Tabelle 24: Messwerte Chlorid Sonde 1

Sonde 1								
Datum	05.09.1979	18.04.1980	30.08.1982	21.10.1982	22.01.1983	15.04.1983	16.07.1983	22.10.1983
Chlorid (mg/L)	19,1	18,4	26,2	21,3	26,2	26,9	41,8	26,9
Datum	14.01.1984	12.04.1984	26.06.1984	06.10.1984	02.02.1985	20.04.1985	18.06.1985	30.10.1985
Chlorid (mg/L)	31,9	49,6	39,7	59,8	36,9	68,8	61,7	63,1
Datum	29.01.1986	23.04.1986	28.07.1986	26.10.1986	29.01.1987	27.04.1987	22.07.1987	17.10.1987
Chlorid (mg/L)	127,6	81,5	66,7	46,8	92,2	145,3	100,7	95,7
Datum	31.01.1988	22.04.1988	26.07.1988	26.09.1988	26.01.1989	20.04.1989	02.08.1989	27.10.1989
Chlorid (mg/L)	77,3	138	108,6	105,9	227	85,3	76	72,8
Datum	02.02.1990	20.04.1990	01.08.1990	02.11.1990	04.02.1991	19.04.1991	30.08.1991	29.10.1991
Chlorid (mg/L)	45,4	73	113	76,5	88	64	234	76,5
Datum	20.03.1992	04.06.1992	28.08.1992	10.11.1992	25.01.1993	07.05.1993	20.08.1993	19.11.1993
Chlorid (mg/L)	102,5	115	59	131,5	90	144	175	129
Datum	10.03.1994	18.05.1994	22.07.1994	25.01.1995	09.05.1995	21.07.1995	17.11.1995	26.03.1996
Chlorid (mg/L)	82,5	161	42,5	173	183	176	45,8	68,8
Datum	07.06.1996	27.09.1996	23.12.1996	28.03.1997	09.05.1997	05.09.1997	05.09.1997	21.11.1997
Chlorid (mg/L)	363	79,5	82	198	245	121	101	31,2
Datum	30.03.1998	29.05.1998	31.08.1998	06.11.1998	11.02.1999	28.05.1999	20.08.1999	10.11.1999
Chlorid (mg/L)	90,3	175	111	132	81	181	168	96,1
Datum	14.02.2000	05.05.2000	08.08.2000	17.11.2000	23.02.2001	25.05.2001	23.08.2001	23.11.2001
Chlorid (mg/L)	203	240	83	175	242	395	220	141
Datum	15.02.2002	17.05.2002	23.08.2002	15.11.2002	19.02.2003	16.05.2003	22.08.2003	28.11.2003
Chlorid (mg/L)	130	121	228	177	320	76,6	152	73
Datum	04.06.2004	20.08.2004	19.11.2004	25.03.2005	03.06.2005	02.09.2005	18.11.2005	09.06.2006
Chlorid (mg/L)	110	611	150	171	435	138	173	398
Datum	25.08.2006	01.12.2006	23.02.2007	15.06.2007	03.08.2007	06.11.2007	12.11.2007	01.02.2008
Chlorid (mg/L)	268	106	196	118	85,5	139	130	127
Datum	16.05.2008	22.08.2008	17.11.2008	27.02.2009	29.05.2009	14.08.2009	07.12.2009	18.02.2010
Chlorid (mg/L)	136	120	64,6	137	108	140	135	131

Anhang 5 – Analysenwerte für Chlorid der Grundwassermesssonden 1 bis 9

Datum	14.05.2010	06.08.2010	03.12.2010	16.02.2011	26.05.2011	30.08.2011	03.02.2012	25.05.2012
Chlorid (mg/L)	156	143	106	111	113	117	293	141
Datum	31.08.2012	29.11.2012	08.02.2013	21.06.2013	13.09.2013	06.12.2013	30.09.2014	08.09.2015
Chlorid (mg/L)	153	97,8	203	438	209	133	145	256
Datum	08.10.2015	23.03.2016						
Chlorid (mg/L)	208	230						

Tabelle 25: Messwerte Chlorid Sonde 2

Sonde 2								
Datum	05.09.1979	18.04.1980	30.08.1982	21.10.1982	22.01.1983	15.04.1983	16.07.1983	22.10.1983
Chlorid (mg/L)	17,7	25,5	17,7	21,3	76,6	28,4	36,2	33,3
Datum	14.01.1984	12.04.1984	28.07.1984	06.10.1984	02.02.1985	20.04.1985	18.07.1985	30.10.1985
Chlorid (mg/L)	148,9	59,6	58,9	56,7	49,6	85,1	114,9	85,1
Datum	29.01.1986	23.04.1986	28.07.1986	25.10.1986	29.01.1987	27.04.1987	22.07.1987	17.10.1987
Chlorid (mg/L)	262,4	95,7	109,2	56	170,2	163,1	134	120,5
Datum	30.01.1988	22.04.1988	26.07.1988	26.09.1988	26.01.1989	20.04.1989	02.08.1989	27.10.1989
Chlorid (mg/L)	160	130,6	108,6	148,9	96	54,5	90,1	116,8
Datum	02.02.1990	20.04.1990	01.08.1990	02.11.1990	04.02.1991	25.04.1991	30.08.1991	29.10.1991
Chlorid (mg/L)	67,2	104	152	98	110	73,5	220	190
Datum	20.03.1992	04.06.1992	28.08.1992	10.11.1992	25.01.1993	07.05.1993	20.08.1993	19.11.1993
Chlorid (mg/L)	165,5	144	170	154,5	156	141	180	230
Datum	10.03.1994	18.05.1994	25.01.1995	09.05.1995	21.07.1995	17.11.1995	26.03.1996	07.06.1996
Chlorid (mg/L)	198,5	181	88	257	300	148	137	235
Datum	27.09.1996	23.12.1996	28.03.1997	09.05.1997	05.09.1997	21.11.1997	30.03.1998	29.05.1998
Chlorid (mg/L)	179	185	170	249	155	30,5	122	159
Datum	31.08.1998	06.11.1998	11.02.1999	28.05.1999	20.08.1999	10.11.1999	14.02.2000	05.05.2000
Chlorid (mg/L)	170	137	131	298	320	106	287	504
Datum	08.08.2000	17.11.2000	23.02.2001	05.05.2001	17.08.2001	23.11.2001	15.02.2002	21.05.2002
Chlorid (mg/L)	311	295	297	303	216	243	260	382
Datum	23.08.2002	15.11.2002	19.02.2003	15.05.2003	22.08.2003	28.11.2003	04.06.2004	20.08.2004
Chlorid (mg/L)	127	119	245	233	209	242	290	611

Anhang 5 – Analysenwerte für Chlorid der Grundwassermesssonden 1 bis 9

Datum	19.11.2004	25.03.2005	03.06.2005	02.09.2005	18.11.2005	09.06.2006	25.08.2006	01.12.2006
Chlorid (mg/L)	383	413	466	465	412	598	544	279
Datum	23.02.2007	15.06.2007	03.08.2007	06.11.2007	12.11.2007	01.02.2008	16.05.2008	22.08.2008
Chlorid (mg/L)	381	348	283	289	250	302	33,4	293
Datum	17.11.2008	27.02.2009	29.05.2009	14.08.2009	07.12.2009	18.02.2010	14.05.2010	06.08.2010
Chlorid (mg/L)	248	194	411	320	192	184	123	542
Datum	03.12.2010	16.02.2011	26.05.2011	30.08.2011	03.02.2012	25.05.2012	31.08.2012	29.11.2012
Chlorid (mg/L)	345	294	215	284	447	299	361	281
Datum	08.02.2013	21.06.2013	13.09.2013	06.12.2013	30.09.2014	30.03.2015	16.06.2015	08.09.2015
Chlorid (mg/L)	300	422	395	278	229	264	306	251
Datum	08.10.2015							
Chlorid (mg/L)	54,8							

Tabelle 26: Messwerte Chlorid Sonde 3

Sonde 3								
Datum	05.09.1979	18.04.1980	22.01.1983	15.04.1983	16.07.1983	12.04.1984	28.07.1984	06.10.1984
Chlorid (mg/L)	17,7	14,9	151	101,4	53,2	156	57,8	46,1
Datum	20.04.1985	29.01.1986	27.04.1987	22.07.1987	30.01.1988	22.04.1988	26.07.1988	26.01.1989
Chlorid (mg/L)	158,5	340	153,9	111,3	119	88,2	74	54,8
Datum	20.04.1989	02.08.1989	20.04.1990	01.08.1990	04.02.1991	30.08.1991	28.08.1992	18.05.1994
Chlorid (mg/L)	109,4	86,2	102	199	89	101	122	110
Datum	09.05.1995	07.06.1996	28.03.1997	09.05.1997	05.09.1997	30.03.1998	06.11.1998	14.02.2000
Chlorid (mg/L)	251	156	232	252	175	216	117	470
Datum	05.05.2000	17.11.2000	23.02.2001	05.05.2001	15.02.2002	23.08.2002	15.11.2002	19.02.2003
Chlorid (mg/L)	432	408	378	384	300	113	132	225
Datum	25.03.2005	03.06.2005	09.06.2006	12.11.2007	01.02.2008	27.02.2009	14.08.2009	14.05.2010
Chlorid (mg/L)	545	72,9	426	280	598	481	164	616
Datum	06.08.2010	16.02.2011	03.02.2012	08.02.2013	21.06.2013	30.09.2014		
Chlorid (mg/L)	395	474	575	393	219	242		

Tabelle 27: Messwerte Chlorid Sonde 4

Sonde 4								
Datum	05.09.1979	18.04.1980	30.08.1982	21.10.1982	22.01.1983	15.04.1983	16.07.1983	22.10.1983
Chlorid (mg/L)	12,8	14,9	9,2	9,2	21,3	129	139,7	251,7
Datum	14.01.1984	12.04.1984	28.07.1984	06.10.1984	02.02.1985	20.04.1985	18.07.1985	30.10.1985
Chlorid (mg/L)	166,6	432,5	408,4	243,9	163	425	1000	450
Datum	29.01.1986	23.04.1986	28.07.1986	25.10.1986	29.01.1987	27.04.1987	22.07.1987	17.10.1987
Chlorid (mg/L)	191,5	414,8	758,7	503	461	472,9	428,3	308,4
Datum	30.01.1988	22.04.1988	26.07.1988	26.09.1988	26.01.1989	20.04.1989	02.08.1989	27.10.1989
Chlorid (mg/L)	285	128	198,6	218,8	227	221,8	141,5	18,2
Datum	02.02.1990	20.04.1990	01.08.1990	02.11.1990	04.02.1991	25.04.1991	30.08.1991	29.10.1991
Chlorid (mg/L)	78,1	104	96	136	115	255,5	407	371,5
Datum	20.03.1992	04.06.1992	28.08.1992	10.11.1992	25.01.1993	07.05.1993	20.08.1993	19.11.1993
Chlorid (mg/L)	488,5	360	430	246	113	490	390	285
Datum	10.03.1994	18.05.1994	25.01.1995	09.05.1995	21.07.1995	17.11.1995	12.02.1996	26.03.1996
Chlorid (mg/L)	286	230	238	258	261	279	530	445
Datum	07.06.1996	27.09.1996	23.12.1996	28.03.1997	09.05.1997	05.09.1997	21.11.1997	30.03.1998
Chlorid (mg/L)	233	347	358	326	321	31,4	31,9	505
Datum	29.05.1998	31.08.1998	06.11.1998	11.02.1999	28.05.1999	20.08.1999	10.11.1999	14.02.2000
Chlorid (mg/L)	557	277	203	660	1023	677	543	546
Datum	05.05.2000	08.08.2000	17.11.2000	23.02.2001	05.05.2001	17.08.2001	23.11.2001	15.02.2002
Chlorid (mg/L)	423	556	540	107	116	418	36,3	300
Datum	21.05.2002	23.08.2002	15.11.2002	19.02.2003	16.05.2003	22.08.2003	28.11.2003	04.06.2004
Chlorid (mg/L)	750	238	88,1	107	857	1270	1020	930
Datum	20.08.2004	19.11.2004	25.03.2005	03.06.2005	02.09.2005	18.11.2005	09.06.2006	25.08.2006
Chlorid (mg/L)	763	474	487	480	397	397	437	479
Datum	01.12.2006	23.02.2007	15.06.2007	03.08.2007	06.11.2007	12.11.2007	13.02.2008	16.05.2008
Chlorid (mg/L)	311	420	401	393	314	280	328	86,2
Datum	22.08.2008	17.11.2008	27.02.2009	29.05.2009	14.08.2009	07.12.2009	18.02.2010	14.05.2010
Chlorid (mg/L)	523	451	400	532	77,9	342	201	1700

Anhang 5 – Analysenwerte für Chlorid der Grundwassermesssonden 1 bis 9

Datum	06.08.2010	03.12.2010	16.02.2011	26.05.2011	30.08.2011	03.02.2012	25.05.2012	31.08.2012
Chlorid (mg/L)	856	834	994	1030	947	422	536	509
Datum	29.11.2012	08.02.2013	21.06.2013	13.09.2013	06.12.2013	16.06.2015		
Chlorid (mg/L)	409	437	211	852	374	480		

Tabelle 28: Messwerte Chlorid Sonde 5

Sonde 5								
Datum	05.09.1979	18.04.1980	30.08.1982	21.10.1982	22.01.1983	15.04.1983	16.07.1983	22.10.1983
Chlorid (mg/L)	29,1	15,6	21,3	19,9	37,6	35,5	39	35,5
Datum	14.01.1984	12.04.1984	28.07.1984	06.10.1984	02.02.1985	20.04.1985	18.07.1985	30.10.1985
Chlorid (mg/L)	205,6	95,7	78	46,1	36,9	90	122	35,5
Datum	29.01.1986	23.04.1986	28.07.1986	25.10.1986	29.01.1987	27.04.1987	22.07.1987	17.10.1987
Chlorid (mg/L)	106,4	115,6	73,7	82,3	114,9	63,8	56,7	70,9
Datum	30.01.1988	22.04.1988	26.07.1988	26.09.1988	26.01.1989	20.04.1989	02.08.1989	27.10.1989
Chlorid (mg/L)	53,2	42,3	37,9	57,2	60,2	18	25,2	22,2
Datum	02.02.1990	20.04.1990	01.08.1990	02.11.1990	04.02.1991	25.04.1991	29.10.1991	20.03.1992
Chlorid (mg/L)	26,8	34,5	52	33,5	123	73	20,5	48
Datum	28.08.1992	10.11.1992	25.01.1993	07.05.1993	20.08.1993	19.11.1993	10.03.1994	18.05.1994
Chlorid (mg/L)	52	52,4	27	81,5	72	41	47,5	35
Datum	25.01.1995	09.05.1995	21.07.1995	17.11.1995	26.03.1996	07.06.1996	27.09.1996	23.12.1996
Chlorid (mg/L)	48	64,5	39,5	39,5	55,8	78	53,2	56
Datum	28.03.1997	09.05.1997	05.09.1997	21.11.1997	30.03.1998	29.05.1998	31.08.1998	06.11.1998
Chlorid (mg/L)	323	344	26	30,5	75,2	572	49,3	46,7
Datum	11.02.1999	28.05.1999	20.08.1999	10.11.1999	14.02.2000	05.05.2000	08.08.2000	17.11.2000
Chlorid (mg/L)	103	1065	56,2	57,3	116	553	558	61,1
Datum	23.02.2001	05.05.2001	17.08.2001	23.11.2001	15.02.2002	21.05.2002	23.08.2002	15.11.2002
Chlorid (mg/L)	98,7	36,5	38	307	67	41,6	88,4	35,5
Datum	19.02.2003	16.05.2003	22.08.2003	28.11.2003	04.06.2004	20.08.2004	19.11.2004	25.03.2005
Chlorid (mg/L)	49,8	207	190	198	843	776	466	486
Datum	03.06.2005	02.09.2005	18.11.2005	09.06.2006	25.08.2006	01.12.2006	23.02.2007	15.06.2007
Chlorid (mg/L)	425	46,4	398	55,6	64,2	63,1	91,4	48,4

Anhang 5 – Analysenwerte für Chlorid der Grundwassermesssonden 1 bis 9

Datum	03.08.2007	06.11.2007	12.11.2007	01.02.2008	16.05.2008	22.08.2008	17.11.2008	27.02.2009
Chlorid (mg/L)	55,9	64,2	78	47,9	150	182	104	41,5
Datum	29.05.2009	14.08.2009	07.12.2009	18.02.2010	14.05.2010	06.08.2010	03.12.2010	16.02.2011
Chlorid (mg/L)	36,6	27,4	85,1	82,6	82,9	84,3	59,2	117
Datum	26.05.2011	30.08.2011	03.02.2012	25.05.2012	31.08.2012	29.11.2012	08.02.2013	21.06.2013
Chlorid (mg/L)	121	177	148	67	76,9	75,9	226	125
Datum	13.09.2013	06.12.2013	06.10.2014	30.03.2015	16.06.2015			
Chlorid (mg/L)	51,2	77,9	77,3	59	50,9			

Tabelle 29: Messwerte Chlorid Sonde 6

Sonde 6								
Datum	05.09.1979	18.04.1980	30.08.1982	21.10.1982	22.01.1983	15.04.1983	16.07.1983	22.10.1983
Chlorid (mg/L)	17,7	17	8,5	11,4	42,5	44,7	26,9	21,3
Datum	14.01.1984	12.04.1984	28.07.1984	06.10.1984	02.02.1985	20.04.1985	18.07.1985	30.10.1985
Chlorid (mg/L)	87,2	148,9	71,6	20,6	83,7	102,8	68,9	35,5
Datum	29.01.1986	23.04.1986	28.07.1986	25.10.1986	29.01.1987	27.04.1987	22.07.1987	30.01.1988
Chlorid (mg/L)	163	113,4	65,9	218,4	97,1	75,9	46,8	79,4
Datum	22.04.1988	26.09.1988	26.01.1989	20.04.1989	02.08.1989	27.10.1989	02.02.1990	20.04.1990
Chlorid (mg/L)	33,5	28,9	39,2	30,4	18,1	23,4	22,8	40,5
Datum	01.08.1990	02.11.1990	04.02.1991	25.04.1991	30.08.1991	20.03.1992	04.06.1992	28.08.1992
Chlorid (mg/L)	34	68,5	115	37	51	103,5	120	87
Datum	10.11.1992	25.01.1993	07.05.1993	20.08.1993	19.11.1993	10.03.1994	18.05.1994	25.01.1995
Chlorid (mg/L)	21,5	29	290	57,5	37	113	31,5	233
Datum	09.05.1995	21.07.1995	17.11.1995	26.03.1996	07.06.1996	27.09.1996	23.12.1996	28.03.1997
Chlorid (mg/L)	77,5	28,5	178	246	62	46,5	47	93,9
Datum	09.05.1997	05.09.1997	21.11.1997	30.03.1998	29.05.1998	31.08.1998	06.11.1998	11.02.1999
Chlorid (mg/L)	84,1	31	46,1	92,7	90,3	36,7	38,1	141
Datum	28.05.1999	20.08.1999	10.11.1999	14.02.2000	05.05.2000	08.08.2000	23.02.2001	05.05.2001
Chlorid (mg/L)	64,5	45,7	55,5	246	69,1	60,6	107	34,2
Datum	17.08.2001	23.11.2001	15.02.2002	21.05.2002	23.08.2002	15.11.2002	19.02.2003	16.05.2003
Chlorid (mg/L)	28,3	36,6	130	42,1	37,1	25,3	172	68,7

Anhang 5 – Analysenwerte für Chlorid der Grundwassermesssonden 1 bis 9

Datum	22.08.2003	28.11.2003	04.06.2004	20.08.2004	19.11.2004	25.03.2005	03.06.2005	02.09.2005
Chlorid (mg/L)	104	103	61	80	41	146	431	37,9
Datum	18.11.2005	09.06.2006	25.08.2006	01.12.2006	23.02.2007	15.06.2007	03.08.2007	06.11.2007
Chlorid (mg/L)	48,9	43,2	51,9	41,2	91,4	51,2	57,7	41,2
Datum	13.11.2007	01.02.2008	16.05.2008	22.08.2008	17.11.2008	27.02.2009	29.05.2009	14.08.2009
Chlorid (mg/L)	68	110	100	86,6	63,8	113	46,8	22
Datum	07.12.2009	18.02.2010	14.05.2010	06.08.2010	03.12.2010	16.02.2011	26.05.2011	30.08.2011
Chlorid (mg/L)	30,9	104	132	55,1	37,9	128	155	60,5
Datum	03.02.2012	25.05.2012	31.08.2012	29.11.2012	08.02.2013	21.06.2013	13.09.2013	06.12.2013
Chlorid (mg/L)	116	122	82,1	58,4	108	103	33,2	51,7
Datum	30.09.2014	20.11.2014	30.03.2015	16.06.2015				
Chlorid (mg/L)	49,9	37	106	52				

Tabelle 30: Messwerte Chlorid Sonde 7

Sonde 7								
Datum	05.09.1979	18.04.1980	22.01.1983	15.04.1983	16.07.1983	12.04.1984	28.07.1984	06.10.1984
Chlorid (mg/L)	18,4	9,9	60,3	65,9	34,7	255,3	58,1	19,1
Datum	20.04.1985	18.07.1985	30.10.1985	29.01.1986	23.04.1986	29.01.1987	27.04.1987	22.07.1987
Chlorid (mg/L)	110	58,1	37,6	234	205,7	161	70,9	38,3
Datum	30.01.1988	22.04.1988	26.07.1988	26.01.1989	20.04.1989	02.08.1989	20.04.1990	01.08.1990
Chlorid (mg/L)	97	44,9	104,2	24	30,4	19,5	45	34
Datum	02.11.1990	04.02.1991	30.08.1991	20.03.1992	04.06.1992	10.11.1992	25.01.1993	07.05.1993
Chlorid (mg/L)	22,5	38	28	231,5	240	27,5	132	310
Datum	20.08.1993	19.11.1993	10.03.1994	18.05.1994	25.01.1995	09.05.1995	21.07.1995	17.11.1995
Chlorid (mg/L)	63	31,5	203	37,5	115	193	42	172
Datum	26.03.1996	07.06.1996	27.09.1996	23.12.1996	28.03.1997	09.05.1997	05.09.1997	30.03.1998
Chlorid (mg/L)	243	37,3	27,3	29	91,9	86,6	27	176
Datum	29.05.1998	31.08.1998	06.11.1998	11.02.1999	28.05.1999	20.08.1999	14.02.2000	05.05.2000
Chlorid (mg/L)	89,5	40,5	38,1	142	63,6	38,7	216	110
Datum	08.08.2000	23.02.2001	05.05.2001	15.02.2002	21.05.2002	23.08.2002	15.11.2002	19.02.2003
Chlorid (mg/L)	64,4	122	74,1	120	83,8	37,8	19,2	164

Anhang 5 – Analysenwerte für Chlorid der Grundwassermesssonden 1 bis 9

Datum	16.05.2003	04.06.2004	20.08.2004	19.11.2004	25.03.2005	03.06.2005	02.09.2005	18.11.2005
Chlorid (mg/L)	134	100	45	47	183	72,9	19	56,8
Datum	09.06.2006	25.08.2006	23.02.2007	15.06.2007	01.02.2008	16.05.2008	13.11.2007	22.08.2008
Chlorid (mg/L)	46,1	26,6	98,1	79	115	17,8	52	63,5
Datum	27.02.2009	29.05.2009	14.08.2009	18.02.2010	14.05.2010	06.08.2010	16.02.2011	03.02.2012
Chlorid (mg/L)	144	85,9	31,7	87,9	103	48,7	90,8	90,9
Datum	31.08.2012	08.02.2013	21.06.2013	13.09.2013	06.12.2013	30.09.2014	20.11.2014	
Chlorid (mg/L)	62,3	157	112	35,2	53,3	25,8	36	

Tabelle 31: Messwerte Chlorid Sonde 8

Sonde 8								
Datum	28.07.1984	06.10.1984	02.02.1985	20.04.1985	18.07.1985	30.10.1985	29.01.1986	23.04.1986
Chlorid (mg/L)	20,6	17,7	17	24,8	26,9	42,5	70,9	39
Datum	28.07.1986	29.01.1987	27.04.1987	22.07.1987	17.10.1987	30.01.1988	22.04.1988	26.01.1989
Chlorid (mg/L)	49,6	84,4	47,5	62,4	78	74	83	147
Datum	20.04.1989	02.08.1989	27.10.1989	02.02.1990	20.04.1990	03.07.1990	01.08.1990	02.11.1990
Chlorid (mg/L)	34,8	27,8	71	88	59	50,4	74	50,8
Datum	04.02.1991	30.08.1991	20.03.1992	04.06.1992	25.01.1993	07.05.1993	20.08.1993	19.11.1993
Chlorid (mg/L)	88	96	162	156	47	71,5	62,5	105
Datum	10.03.1994	18.05.1994	09.05.1995	07.06.1996	28.03.1997	09.05.1997	05.09.1997	30.03.1998
Chlorid (mg/L)	82	29,5	51,5	95,7	128	82	50,9	58
Datum	29.05.1998	31.08.1998	06.11.1998	11.02.1999	28.05.1999	20.08.1999	10.11.1999	14.02.2000
Chlorid (mg/L)	86,2	71,4	95,6	70,9	82,4	97,5	91,8	223
Datum	05.05.2000	08.08.2000	23.02.2001	05.05.2001	15.02.2002	21.05.2002	23.08.2002	15.11.2002
Chlorid (mg/L)	40,2	82,8	139	47,1	51	53,1	305	73,7
Datum	19.02.2003	16.05.2003	04.06.2004	20.08.2004	19.11.2004	25.03.2005	03.06.2005	02.09.2005
Chlorid (mg/L)	33,6	72,4	110	160	170	44	97,1	52,7
Datum	18.11.2005	09.06.2006	25.08.2006	23.02.2007	15.06.2007	03.08.2007	06.11.2007	01.02.2008
Chlorid (mg/L)	64,9	46,1	85,1	164	162	172	138	160
Datum	16.05.2008	02.08.2008	17.11.2008	27.02.2009	29.05.2009	14.08.2009	07.12.2009	18.02.2010
Chlorid (mg/L)	18,9	177	172	186	188	21,9	131	128

Anhang 5 – Analysenwerte für Chlorid der Grundwassermesssonden 1 bis 9

Datum	14.05.2010	06.08.2010	03.12.2010	16.02.2011	26.05.2011	30.08.2011	03.02.2012	25.05.2012
Chlorid (mg/L)	149	57,9	139	215	164	166	148	198
Datum	31.08.2012	29.11.2012	08.02.2013	21.06.2013	13.09.2013	30.09.2014		
Chlorid (mg/L)	158	179	89,2	88,5	118	156		

Tabelle 32: Messwerte Chlorid Sonde 9

Sonde 9								
Datum	28.07.1984	22.04.1988	26.07.1988	26.01.1989	20.04.1989	02.08.1989	02.02.1990	20.04.1990
Chlorid (mg/L)	28,4	28,4	21,6	18,2	32,7	119,4	40,3	31
Datum	01.08.1990	02.11.1990	04.02.1991	25.04.1991	29.10.1991	20.03.1992	04.06.1992	25.01.1993
Chlorid (mg/L)	44	33,5	47	54,5	30	46,8	50	38,5
Datum	07.05.1993	20.08.1993	19.11.1993	10.03.1994	18.05.1994	25.01.1995	09.05.1995	21.07.1995
Chlorid (mg/L)	31,5	275	56	63	27	345	30	35
Datum	26.03.1996	07.06.1996	27.09.1996	23.12.1996	28.03.1997	09.05.1997	05.09.1997	30.03.1998
Chlorid (mg/L)	38,8	53	61,1	63,2	51,3	65,1	24,3	61,8
Datum	29.05.1998	06.11.1998	11.02.1999	28.05.1999	20.08.1999	14.02.2000	05.05.2000	23.02.2001
Chlorid (mg/L)	38,7	101	76,7	57,4	74,8	96	27,7	72,5
Datum	05.05.2001	15.02.2002	21.05.2002	23.08.2002	15.11.2002	19.02.2003	16.05.2003	04.06.2004
Chlorid (mg/L)	29,8	30	23,5	62,3	31,1	15,8	22,7	30
Datum	20.08.2004	19.11.2004	25.03.2005	03.06.2005	02.09.2005	18.11.2005	09.06.2006	25.08.2006
Chlorid (mg/L)	96	97	24	75,6	30,8	26,6	36,1	64,6
Datum	23.02.2007	01.02.2008	16.05.2008	27.02.2009	29.05.2009	14.08.2009	18.02.2010	14.05.2010
Chlorid (mg/L)	173	50,6	99,1	323	45,3	17,4	48,3	119
Datum	06.08.2010	16.02.2011	03.02.2012	31.08.2012	08.02.2013	21.06.2013	30.09.2014	16.06.2015
Chlorid (mg/L)	42,1	43,6	115	83,9	85,5	76,5	80,1	37,1

**17 Anhang 6 – Analysenergebnisse der  
Stichtagsmessungen vom 07. und 11.06.2016**

Tabelle 33: Analyseergebnisse der Stichtagsmessungen vom 07. und 11.06.2016 der Sonde S2, S8, S7, S6, S5, S4

Parameter	Einheit	S2	S8	S7	S6	S5	S4
AOX	mg/L	0,012	0,016	0,016	0,022	0,012	0,015
Phenolindex	mg/L	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
NH4	mg/L	<0,010	<0,010	0,01	<0,010	0,01	0,012
NO2	mg/L	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
o-PO4	mg/L	0,56	0,39	0,28	0,34	0,47	0,6
NO3	mg/L	15	41	12	23	14	8,7
Natrium	mg/L	192	59	49	54	56	159
Kalium	mg/L	6,4	7,3	1,3	1,9	2	2,8
Magnesium	mg/L	32	53	13	21	25	20
Calcium	mg/L	165	176	79	109	124	116
SO4	mg/L	21	150	10	21	29	15
Cl	mg/L	346	99	45	64	70	233
F	mg/L	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Temperatur	°C	11,3	15,3	12,6	12	11,7	11,9
pH		6,6	6,5	7,1	6,9	6,8	6,9
Leitfähigkeit	µS/cm	1920	1590	655	875	960	1410
O2(sof)	mg/L	7,7	3,6	6,5	8,7	7,6	8,5
O2(Sätt)	%	72	37	62	82	71	81
DOC	mg/L	1	1,2	1,5	1,2	0,98	1,2
Säurekapazität Ks 4,3	mmol/L	8,4	9,1	5,3	6,8	7,7	7
Karbonathärte	°dH	23,5	25,5	14,9	19,1	21,6	19,7
Hydrogenkarbonat	mg/L	512	555	324	415	471	428
KW-Index (H53)	mg/L	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060	<0,060
Naphthalin	ng/L	17	23	17	16	17	<10
Acenaphthylen	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Acenaphthen	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Fluoren	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	12
Phenanthren	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Anthracen	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Fluoranthren	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Pyren	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Benz(a)anthracen	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Chrysen	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Benz(b)fluoranthren	ng/L	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Benz(k)fluoranthren	ng/L	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Benz(a)pyren	ng/L	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Indeno(123cd)pyren	ng/L	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Dibenz(ah)anthracen	ng/L	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Benzo(ghi)perylene	ng/L	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Summe d. 16 ungerundeten Komponenten	ng/L	32	54	25	25	27	59
PCB 28	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PCB 52	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10

Parameter	Einheit	S2	S8	S7	S6	S5	S4
PCB 101	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PCB 118	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PCB 153	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PCB 138	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PCB 180	ng/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Summe d. 7 ungerundeten Komponenten	ng/L	9,3	0,5	0,1	0,3	0,9	5,3
Benzol	µg/L	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Toluol	µg/L	<0,3	0,4	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Chlorbenzol	µg/L	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Ethylbenzol	µg/L	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
m+p-Xylol	µg/L	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
o-Xylol	µg/L	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
1.3-Dichlorbenzol	µg/L	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
1.4-Dichlorbenzol	µg/L	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
1.2-Dichlorbenzol	µg/L	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Li	mg/L	0,0082	0,018	0,0033	0,0056	0,0066	0,007
Be	mg/L	0	0	0	0	0	0
B	mg/L	0,026	0,26	0,02	0,022	0,021	0,028
Na	mg/L	180	53	45	48	51	0
Mg	mg/L	30	51	11	20	23	32
Al	mg/L	0,0003	0,0009	0,0006	0,0007	0	0
Si	mg/L	4,8	5,3	3,9	4,7	5,8	4,3
P	mg/L	0,17	0,11	0,08	0,098	0,14	0,21
S	mg/L	6,9	47	3,6	6,7	9,4	5,9
K	mg/L	6,6	6,9	1,5	2	2,2	3,5
Ca	mg/L	150	166	71	99	112	110
Sc	mg/L	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0
Ti	mg/L	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,002
V	mg/L	0,0007	0,001	0,0006	0,0006	0,0006	0,006
Cr	mg/L	0,0013	0,0023	0,001	0,0009	0,0007	0,003
Mn	mg/L	0	0,001	0,0001	0,00017	0	0,001
Fe	mg/L	0,0023	0,012	0,0017	0,0019	0,0016	0,013
Co	mg/L	0	0	0	0	0	0
Ni	mg/L	0	0,0026	0,0005	0,0005	0,0004	0
Cu	mg/L	0,002	0,006	0,0022	0,0016	0,0013	0,003
Zn	mg/L	0,005	0,019	0,003	0,0035	0,0026	0,004
Ga	mg/L	0	0	0	0	0	0
Ge	mg/L	0	0	0	0	0	0
As	mg/L	0,0005	0,001	0	0,0005	0,0004	0,001
Se	mg/L	0,0008	0,0025	0	0,0004	0,0005	0,001
Br	mg/L	0,099	0,045	0,023	0,034	0,037	0,044
Kr	mg/L	0	0	0	0	0	0
Rb	mg/L	0,001	0,003	0	0,001	0	0
Sr	mg/L	0,3	0,36	0,13	0,19	0,23	0,33
Y	mg/L	0	0	0	0	0	0

Parameter	Einheit	S2	S8	S7	S6	S5	S4
Zr	mg/L	0	0	0	0	0	0
Nb	mg/L	0	0	0	0	0	0
Mo	mg/L	0	0,001	0,001	0,0005	0	0,001
Ru	mg/L	0	0	0	0	0	0
Rh	mg/L	0	0	0	0	0	0
Pd	mg/L	0	0	0	0	0	0
Ag	mg/L	0	0	0	0	0	0
Cd	mg/L	0	0	0	0	0	0
In	mg/L	0	0	0	0	0	0
Sn	mg/L	0	0	0	0	0	0
Sb	mg/L	0	0,0002	0,0007	0,0002	0	0
Te	mg/L	0	0	0	0	0	0
I	mg/L	0,02	0,012	0,004	0,006	0,007	0,007
Xe	mg/L	0	0	0	0	0	0
Cs	mg/L	0	0	0	0	0	0
Ba	mg/L	0,73	0,063	0,025	0,037	0,041	0,062
La	mg/L	0	0	0	0	0	0
Ce	mg/L	0	0	0	0	0	0
Pr	mg/L	0	0	0	0	0	0
Nd	mg/L	0	0	0	0	0	0
Sm	mg/L	0	0	0	0	0	0
Eu	mg/L	0	0	0	0	0	0
Gd	mg/L	0	0	0	0	0	0
Tb	mg/L	0	0	0	0	0	0
Dy	mg/L	0	0	0	0	0	0
Ho	mg/L	0	0	0	0	0	0
Er	mg/L	0	0	0	0	0	0
Tm	mg/L	0	0	0	0	0	0
Yb	mg/L	0	0	0	0	0	0
Lu	mg/L	0	0	0	0	0	0
Hf	mg/L	0	0	0	0	0	0
Ta	mg/L	0	0	0	0	0	0
W	mg/L	0	0	0	0	0	0
Re	mg/L	0	0	0	0	0	0
Os	mg/L	0	0	0	0	0	0
Ir	mg/L	0	0	0	0	0	0
Pt	mg/L	0	0	0	0	0	0
Au	mg/L	0	0	0	0	0	0
Hg	mg/L	0	0	0	0	0	0
Tl	mg/L	0	0	0	0	0	0
Pb	mg/L	0	0	0	0	0	0
Bi	mg/L	0	0	0	0	0	0
Th	mg/L	0	0	0	0	0	0
U	mg/L	0,0013	0,002	0,00076	0,0012	0,0011	0,001
Gesamthärte	dH	30,3	36,8	14,1	20,2	23,2	20,8

Tabelle 34: Analyseergebnisse der Stichtagsmessungen vom 07. und 11.06.2016 der Sonde MS-GW1, BGW 1, S-OTW, BL 29,9, HÖV-BXII, WDP II

Parameter	Einheit	MS-GW1	BGW 1	S-OTW	BL 29,9	HÖV-BXII	WDP II
NH4	mg/L	<0,010	<0,010	0,012	<0,010	<0,010	0,046
NO2	mg/L	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
o-PO4	mg/L	0,49	0,3	0,32	0,092	0,037	0,058
NO3	mg/L	32	16	26	14	15	11
Natrium	mg/L	85	125	63	21	20	21
Kalium	mg/L	7,3	3,9	4,1	1,9	2,1	2,3
Magnesium	mg/L	37	25	24	13	15	14
Kalzium	mg/L	159	128	114	75	81	80
SO4	mg/L	30	22	32	22	22	22
Cl	mg/L	175	293	101	26	25	22
F	mg/L	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Temperatur	°C	12,2	14,9	12,5	11,7	11	12,1
pH		6,6	6,8	7,1	7,2	7,2	7,1
Leitfähigkeit	µS/cm	1360	1330	975	530	555	550
O2(sof)	mg/L	6,7	3,2	9,9	9	9,6	2,3
O2(Sätt)	%	64	32	95	85	89	22
DOC	mg/L	1,2	1,5	1	0,58	0,49	0,7
Säurekapazität Ks 4,3	mmol/L	8,3	7,4	6,3	4,3	4,6	4,7
Karbonathärte	°dH	23,2	20,8	17,7	12,1	13	13,3
Hydrogenkarbonat	mg/L	506	453	385	262	283	289
Gesamthärte	dH	30,8	23,8	21,6	13,6	14,7	14,5

## **18 Anhang 7 – Liste der im Labor angewandten Prüfverfahren zur Analyse der Grundwasserproben**

*Tabelle 35: Liste der im Labor angewandten Prüfverfahren zur Analyse der Grundwasserproben*

QS-SOP-Nr.	Prüfverfahren
PR-003/LAB	Bestimmung der adsorbierbaren organisch gebundenen Halogene (AOX) in Wässern (Basisnorm: EN ISO 9562,2004-09)
PR-058/LAB	Bestimmung des Phenolindex in Wässern mittels kontinuierlicher Durchflussanalyse (Basisnorm: EN ISO 14402, 1999-09)
GS-5-008/PR	Bestimmung von Ammonium, Nitrit, ortho-Phosphat und Gesamtphosphat in Reinwasser mittels kontinuierlicher Durchflußanalyse (Basisnormen: EN ISO 11732 2005-02; EN ISO 13395 1996-07; EN ISO 6878 2004-06; EN ISO 15681-2,2004-12)
PR-053/LAB	Bestimmung von F, Cl, NO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub> , Oxalat, Na, K, Mg, Ca mittels Ionenchromatographie in Reinwässern im Labor, Berechnung von Gesamthärte (Basisnormen: EN ISO 10304-1 2009-03; EN ISO 14911 1999-08; DIN 38409-61986-01)
PR-010/LAB	Vor Ort Messung der Temperatur in Wässern(Basisnorm: DIN 38404-4 1976-12)
GS-5-029/PR	Bestimmung des pH-Wertes in Wässern (Basisnorm: EN ISO 10523, 2012-02); Bestimmung vorOrt
GS-5-035/PR	Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit in Wässern (Basisnorm: EN 27888 1993-09); Bestimmung vorOrt
PR-009/LAB	Bestimmung des Sofortsauerstoffes und des Sauerstoffsättigungsindex in Wässern, elektrochemische Methode (Basisnorm: EN ISO 5814 2012-10); Bestimmung vorOrt
PR-020/LAB	Bestimmung des gesamten organisch und anorganisch gebundenen Kohlenstoffes in Wässern mittels Hochtemperatur Oxidation mit Sauerstoff oder synthetischer Luft zu CO <sub>2</sub> und NDIR-Detektion (Basisnorm: EN 1484 1997-05)
GS-5-036/PR	Bestimmung der Säurekapazität, Berechnung von Karbonathärte und Hydrogenkarbonat in Wässern mittels Säure-Titration (Basisnorm: DIN 38409-72005-12)
PR-045/LAB	Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index in Wasserproben mittels Gaschromatographie (Basisnorm: EN ISO 9377-22000-10)
LE-5-013/PR	Gaschromatographische Bestimmung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAKs) in wässriger Matrix (Basisnorm: DIN 38407-39,2011-09)
LE-5-015/PR	Gaschromatographische Bestimmung von polychlorierten Biphenylen (PCB's) in wässriger Matrix (Basisnorm: DIN 38407-3 1998-07)
LE-5-006/PR	Quantitative Bestimmung von Benzol und einigen Derivaten in wässriger Matrix mittels gaschromatographischer Dampfdruckanalyse in Verbindung mit massenselektiver Detektion (Basisnorm DIN38407-9)
LE-5-030/PR	Screening von Elementen mittels induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometer (ICP-MS) – nicht akkreditiert