

## Bericht

### ***Durchführung von speziellen Untersuchungen bezüglich Sulfat im brandenburgischen Einzugsgebiet der Spree unter den Bedingungen des Sanierungs- und des aktiven Bergbaus***

Projektnummer: 500 800 32



Wehranlage Leibsch (01.07.2008)

Auftraggeber:	Landesumweltamt Brandenburg Regionalabteilung Süd RS 5: Wasserbewirtschaftung, Hydrologie Von-Schön-Str. 7 03050 Cottbus
---------------	--

Halsbrücke, den 22.06.2009

Geschäftsführer: Dr. Horst Richter  
Beratender Ingenieur  
HRB 1035 Amtsgericht -Registergericht Chemnitz  
Kreissparkasse Freiberg 3 115 019 148, BLZ 870 520 00  
Deutsche Bank AG Freiberg 2 201 069, BLZ 870 700 00  
USt-IdNr.: DE811132746

09633 Halsbrücke  
Gewerbepark "Schwarze Kiefern"  
09581 Freiberg, Postfach 1162  
Telefon: 03731 369-0, Fax: 03731 369-200  
E-Mail: [info@geosfreiberg.de](mailto:info@geosfreiberg.de) <http://www.geosfreiberg.de>



## **Abschlussbericht**

### ***Durchführung von speziellen Untersuchungen bezüglich Sulfat im brandenburgischen Einzugs- gebiet der Spree unter den Bedingungen des Sanierungs- und des aktiven Bergbaus***

Projektnummer: 500 800 32

**Auftraggeber:** Landesumweltamt Brandenburg  
Regionalabteilung Süd  
RS 5: Wasserbewirtschaftung, Hydrologie  
Von-Schön-Str. 7  
03050 Cottbus

Halsbrücke, den 22.06.2009

  
Dr. Horst Richter  
Geschäftsführer

**Durchführung von speziellen Untersuchungen bezüglich Sulfat im brandenburgischen Einzugsgebiet der Spree unter den Bedingungen des Sanierungs- und des aktiven Bergbaus**

<b>Auftraggeber:</b>	Landesumweltamt Brandenburg Regionalabteilung Süd RS 5: Wasserbewirtschaftung, Hydrologie Von-Schön-Str. 7 03050 Cottbus
<b>Projekt-Nr. G.E.O.S.:</b>	500 800 32
<b>Bearbeitungszeitraum:</b>	01.06.2008 - 22.06.2009
<b>Bearbeiter:</b>	Dr. E. Janneck, Dr. F. Glombitza, Dipl.-Chem. M. Martin, Dr. R. Kahnt, Prof. Dr. Klapper (UFZ Magdeburg)
<b>Seitenzahl Text:</b>	130
<b>Zahl Anlagen:</b>	11
<b>Version/Datei:</b>	Bericht-Endversion v3.1.doc

Halsbrücke, den 22.06.2009

*i.A. René Kahnt*

Dr. René Kahnt  
Geschäftsbereichsleiter  
Wasser – Energie – Biotechnologie

*E. Janneck*

Dr. Eberhard Janneck  
Projektleiter

<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>Seite</b>
<b>1 Veranlassung und Aufgabenstellung .....</b>	<b>10</b>
<b>2 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes .....</b>	<b>11</b>
2.1 Unterteilung des Spree-Einzugsgebietes .....	11
2.2 Charakterisierung der zu betrachtenden Flussabschnitte.....	12
2.3 Geologie .....	15
2.4 Bergbau.....	15
2.5 Hydrographie.....	17
2.6 Abflussverhältnisse und Einfluss des Bergbaus auf den Wasserhaushalt.....	20
<b>3 Darstellung des aktuellen Zustandes hinsichtlich des Parameters Sulfat.....</b>	<b>27</b>
3.1 Sulfatkonzentrationen und -frachten im Längsschnitt der Spree .....	27
3.2 Punktquellen.....	37
3.2.1 Betrachtung zu den Sulfatquellen im sächsischen Einzugsgebiet .....	37
3.2.2 Betrachtung zu den Sulfatquellen im brandenburgischen Einzugsgebiet.....	39
3.2.3 Zusammenfassung Punktquellen .....	42
3.3 Rohwasserqualität im Wasserwerk Briesen .....	43
3.4 Konzentrations-Abfluss-Beziehungen und Jahregänge der Sulfatkonzentrationen und -frachten.....	46
3.4.1 Methodik der Datenverarbeitung und -auswertung .....	46
3.4.2 Abfluss-Konzentrationsbeziehungen .....	47
3.4.3 Jahregänge der Sulfatkonzentrationen .....	49
3.4.4 Jahregänge der Sulfatfracht .....	50
<b>4 Diskussion möglicher Sulfatsenken in der Spree und deren Wirksamkeit in unterschiedlichen hydrologischen Situationen .....</b>	<b>51</b>
4.1 Einleitung.....	51
4.2 Theoretischer Teil Sulfatquellen und -senken .....	53
4.3 Besonderheiten der Wasserbewirtschaftung im Spreewald .....	54
4.4 Darstellung und Beschreibung der möglichen ablaufenden Prozesse.....	55
4.4.1 Abbau des Sulfates durch Assimilation .....	56
4.4.2 Sulfatreduktion - Dissimilation .....	61
4.4.3 Umwandlung von Sulfat zu Schwefel über Sulfid.....	64
4.4.4 Prozesse im Sediment bzw. an der Phasengrenze Sediment/Wasser.....	67
4.4.5 Wechselwirkungen zwischen dem Grundwasser und dem Grabenwasser sowie Einflüsse aus der Stauregulierung.....	70
4.4.6 Zusammenfassung Stoffwandlungsprozesse .....	77
4.4.7 Einfluss von salinaren Tiefenwässern .....	78
<b>5 Empirische Ermittlung einer Sulfatbilanz für den Spreewald durch Vergleich der Sulfatfrachten in den Spreewaldzu- und -abflüssen .....</b>	<b>79</b>

---

5.1	<i>Datengrundlage</i> .....	79
5.2	<i>Ergebnisse</i> .....	80
5.3	<i>Zusammenfassung</i> .....	85
<b>6</b>	<b>Modellierung des Sulfattransportes in der Spree</b> .....	<b>86</b>
6.1	<i>Erläuterung des Modellkonzeptes</i> .....	86
6.1.1	Softwareplattform GoldSim .....	86
6.1.2	Grundsätzliche Vorgehensweise .....	86
6.1.3	Beschreibung des Gewässersystems .....	87
6.2	<i>Ermittlung des prognostischen bergbaubedingten Sulfateintrages aus Punktquellen (GWRA) und Speicherbecken</i> .....	91
6.2.1	Grubenwasserreinigungsanlagen .....	91
6.2.2	Tagebaurestgewässer und Speicherbecken .....	92
6.3	<i>Ermittlung des prognostischen bergbaubedingten diffusen Sulfateintrages in die Spree</i> .....	93
6.3.1	Diffuser Stoffaustrag aus den Abraumkippen .....	93
6.4	<i>Berücksichtigung des Spreewaldes</i> .....	101
6.5	<i>Ergebnisse der Modellierung des Sulfattransportes in der Spree zur Ermittlung von prognostischen Sulfatkonzentrationen in der unteren Spree</i> .....	103
6.5.1	Erläuterung der Darstellungsweise .....	103
6.5.2	Ergebnisse für das Referenzszenario .....	104
<b>7</b>	<b>Möglichkeiten zur Steuerung von Sulfatfrachten und Vorschläge zur Bewirtschaftung im Hinblick auf die Minimierung der Sulfatgehalte in der unteren Spree</b> .....	<b>107</b>
7.1	<i>Möglichkeiten zur Einflussnahme auf Sulfatfrachten und –konzentrationen durch gezielte Bewirtschaftungsmaßnahmen</i> .....	107
7.1.1	Ergebnisse für Variante 1 – Einleitung zusätzlicher Mengen in den Überleiter zur Dahme .....	108
7.1.2	Ergebnisse für Variante 2 – Erhöhte Zuführung von Oderwasser .....	109
7.1.3	Ergebnisse für Variante 3: Kombination einer zusätzlichen Überleitung zur Dahme mit einer Erhöhung der Oderwasserzuführung .....	110
7.2	<i>Diskussion der Ergebnisse und Schlussfolgerungen zu gezielten Bewirtschaftungsmaßnahmen</i> .....	112
7.2.1	Vorschläge anhand der Ergebnisse der Modellrechnungen .....	112
7.2.2	Bewirtschaftungsmaßnahmen im Spreewald .....	114
7.2.3	Oderwasserüberleitung .....	119
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>121</b>
<b>9</b>	<b>Empfehlungen für weitere Arbeiten</b> .....	<b>125</b>
<b>10</b>	<b>Literatur- und Quellennachweis</b> .....	<b>126</b>

---

<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>Seite</b>
Abbildung 1: Der „Lausitzer Wasserbaum“ – Sumpfungswassermengen im Lausitzer Braunkohlenrevier 1900 - 2001 und Prognose bis 2010.....	24
Abbildung 2: Jährliche MQ-Werte am Pegel Cottbus Sandower Brücke im Vergleich zum vorbergbaulichen Zustand und bis 2020.....	25
Abbildung 3: Median der Sulfatkonzentration im Längsschnitt der Spree (1990 bis 2005).....	28
Abbildung 4: 90-Perzentil der Sulfatkonzentration im Längsschnitt der Spree (1990 bis 2005) .....	28
Abbildung 5: Median der Sulfatkonzentration im Längsschnitt der Spree, Jahre 2003 bis 2007.....	29
Abbildung 6: 90-Perzentil der Sulfatkonzentration im Längsschnitt der Spree, Jahre 2003 bis 2007 .....	29
Abbildung 7: Vergleich der Sulfatkonzentrationen im Schwiellochsee (Mst. Höhe Speichrow) und in der Spree (Mst. Trebatsch) .....	31
Abbildung 8: MQ-Werte der Pegel Bautzen UP, Lieske, Sprey und Spreewitz im Zeitraum 1990 bis 2005.....	31
Abbildung 9: MQ-Werte, Sulfatfrachten und Sulfatkonzentrationen (90-Perzentil) an der Mst. Zerze im Zeitraum 1990 bis 2006 .....	32
Abbildung 10: Monatliche Messwerte der Sulfatkonzentration an den Mst. Spreewitz und Zerze im Zeitraum 2005 bis 2006 sowie monatlicher MQ am Pegel Spreewitz.....	33
Abbildung 11: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentrationen (90-Perzentil) in der Spree im Zeitraum 1970 bis 2007.....	34
Abbildung 12: Zeitliche Entwicklung der Sulfatfrachten in der Spree im Zeitraum 1970 bis 2007.....	35
Abbildung 13: Sulfatfrachten im Längsprofil der Spree für die Jahre 2001 bis 2007.....	36
Abbildung 14: Schematische Übersicht der Wasserver- und Entsorgung am Industriestandort Schwarze Pumpe.....	38
Abbildung 15: Ableitungsmengen über die LMBV-Heberleitung zum Tagebaurestsee Spreetal-Nordost (SNO).....	38
Abbildung 16: Fließschema für den Förderraum Jänschwalde/Cottbus Nord (Stand 2008) [VEM 2008] .....	40
Abbildung 17: Prognostische Sulfatfrachten aus wichtigen Sulfatquellen (Punkteinleiter).....	42
Abbildung 18: Sulfatanalysen des Rohwassers (Entnahme aus der Spree) im Wasserwerk Briesen (Zeitraum 1998 – 2008).....	44
Abbildung 19: Sulfatanalysen des Rohwassers im Wasserwerk Briesen (Zeitraum 2005 – 2008).....	44
Abbildung 20: Vergleich Sulfatanalysen WW Briesen und MQ am Pegel Beeskow.....	45
Abbildung 21: Q-C-Diagramm Pegel Spremberg Süd 2001-2006 .....	48
Abbildung 22: Q-C-Diagramm Pegel Neuzittau 2001-2006 .....	48

---

Abbildung 23:	Zusammenstellung aller Schwefeltransformationsreaktionen .....	56
Abbildung 24:	Stützwurzelausbildung an Schwarzerlen im reliktschen Erlenbruchwald westlich von Kuschkow (Unterspreewald), aus [VÖT 2000].....	60
Abbildung 25:	TOC-Konzentration am Messpunkt Spree Fehrow .....	63
Abbildung 26:	TOC-Konzentration am Messpunkt Hartmannsdorf .....	63
Abbildung 27:	Korrelation von S- und Fe-Gehalten im Sediment mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff nach Messwerten aus [ZALF 2003] .....	65
Abbildung 28:	Molverhältnis Fe/S im Sediment aufgetragen über dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (Messwerte aus Tabelle 14).....	65
Abbildung 29:	Redoxzonen in einem Sediment- Wasserkörper und ihre Bezeichnungen nach [SCHRÖ 2004] .....	67
Abbildung 30:	Sulfid- und Sulfatkonzentrationsprofile in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe nach [SCHRÖ 2004] .....	68
Abbildung 31:	Porenwasserprofile für Sulfat und Eisen(II) in einer Niedermoorfläche im Spreewald in Abhängigkeit von der Überstaudauer (aus [ZALF 2003]) .....	72
Abbildung 32:	Sulfatkonzentrationen, Grundwasserstand und Redoxpotenzial im grabenfernen Grundwasser (aus [ZALF 2003]) .....	72
Abbildung 33:	Kumulative Sulfatfrachten der wichtigsten Spreewaldzuflüsse.....	81
Abbildung 34:	Kumulative Sulfatfrachten der Spreewaldabflüsse.....	81
Abbildung 35:	Vergleich der kumulativen Sulfatfrachten der Spreewaldzuflüsse und -abflüsse.....	82
Abbildung 36:	Frachtbilanzen für den Spreewald (Abflussfracht – Zuflussfracht) auf Basis der täglichen Frachten .....	84
Abbildung 37:	Vergleich der beobachteten mit einer simulierten Durchflussstatistik für den Pegel Lieske.....	90
Abbildung 38:	Vergleich des simulierten Verlaufs der Sulfatkonzentration am Pegel Spremberg mit der modellierten. ....	91
Abbildung 39:	Zeitliche Entwicklung der Sulfatfrachten der drei berücksichtigten Grubenwasserreinigungsanlagen .....	92
Abbildung 40:	Ergebnis für den summarischen diffusen Sulfateintrag in die Spree im Freistaat Sachsen entsprechend der Sulfatstudie 2007 [GEOS 2007].....	94
Abbildung 41:	Diffuser Sulfateintrag und Gesamtabstrom aus dem Bereich der Kippen Schlabendorf (Nord und Süd) in die einzelnen Vorfluter .....	96
Abbildung 42:	Diffuser Sulfateintrag und Gesamtabstrom aus dem Bereich der Kippe Seese.....	96
Abbildung 43:	Diffuser Sulfateintrag und Gesamtabstrom aus dem Bereich der Kippen Greifenhain und Gräbendorf .....	97
Abbildung 44:	Diffuser Sulfateintrag und Gesamtabstrom aus dem Bereich der Kippe Welzow .....	97

---

Abbildung 45:	Diffuser Sulfateintrag und Gesamtabstrom aus dem Bereich der Kippe Cottbus.....	98
Abbildung 46:	Diffuser Sulfateintrag und Gesamtabstrom aus dem Bereich der Kippe Jänschwalde .....	98
Abbildung 47:	Diffuser Sulfateintrag in die Vorfluter aus den einzelnen Teilbereichen für das Teilgebiet Brandenburg. Neben den Einzelbeiträgen ist der summarische Beitrag dargestellt.....	99
Abbildung 48:	In [GRA 2007] berechneter diffuser Sulfataustrag für den Kippenbereich Schlabendorf und Seese (Das Referenzszenario wird durch die fette schwarze Linie repräsentiert) .....	100
Abbildung 49:	In [GRA 2007] berechneter diffuser Sulfataustrag für den Kippenbereich Greifenhain und Gräbendorf (Das Referenzszenario wird durch die fette schwarze Linie repräsentiert).....	101
Abbildung 50:	Mit dem Modell berechnete Fracht im Zu- und Abfluss des Spreewaldes .....	102
Abbildung 51:	Zeitlicher Verlauf der Sulfatkonzentration von Spreewaldzufluss (blau) und Spreewaldabfluss (rot).....	103
Abbildung 52:	Kumulative Frachten für die Pegel Spremberg (kum_Fracht_in_Brandenburg), Leibsch (kum_Fracht_Spreewald_out, Leibsch Oberpegel - Gesamtfracht die den Spreewald verlässt inkl. Dahme) und Große Tränke (kum_Fracht_grosse_Traenke). .....	104
Abbildung 53:	Sulfatkonzentrationen für die Talsperre Spremberg.....	105
Abbildung 54:	Sulfatkonzentrationen für die Pegel Spremberg (Spree_Spremberg_200), Leibsch (Spreewald_mobil) und Große Tränke (Spree_grosse_Traenke_270). Die Konzentrationen am Oberpegel und Unterpegel Leibsch sind im Modell indentisch (im Gegensatz zu den Frachten). .....	106
Abbildung 55:	Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke für den Referenzzustand .....	107
Abbildung 56:	Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke, wenn 3 m <sup>3</sup> /s mehr Wasser in den Überleiter Richtung Dahme aufgegeben werden. ....	108
Abbildung 57:	Vergleich der kumulativen Sulfatfracht an ausgewählten Bilanzpunkten unter der Annahme, dass 3 m <sup>3</sup> /s zusätzlich zur Dahme umgeleitet werden.....	109
Abbildung 58:	Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke, wenn 3 m <sup>3</sup> /s mehr Wasser aus der Oder der Spree zugeführt werden.....	110
Abbildung 59:	Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke, wenn 3 m <sup>3</sup> /s mehr Wasser in Richtung Dahme übergeleitet und gleichzeitig auch 3 m <sup>3</sup> /s mehr Wasser aus der Oder der Spree zugeführt werden.....	111
Abbildung 60:	Sulfatkonzentrationen für die Pegel Spremberg (Spree_Spremberg_200), Leibsch (Spreewald_mobil, =Leibsch Oberpegel) und Große Tränke (Spree_grosse_Traenke) für die Variante 3 mit jeweiligen Überleitungsmengen (zur Dahme bzw. von der Oder) von 3 m <sup>3</sup> /s. ....	112

<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>Seite</b>
Tabelle 1: Aktive Braunkohlentagebaue im Einzugsgebiet der Spree .....	16
Tabelle 2: Stillgelegte Braunkohlentagebaue im Einzugsgebiet der Spree.....	16
Tabelle 3: Hydrographische Kenngrößen des Einzugsgebietes der Spree (in Klammern: außerhalb des Untersuchungsgebietes) [KÖH 2002].....	18
Tabelle 4: Wichtige hydrographische Elemente im Flusslauf der Spree .....	18
Tabelle 5: Bedeutende Tagebauseen der LMBV im Einzugsgebiet der Spree (sächsischer und brandenburgischer Teil), aktualisiert September 2008 [LMBV 2008].....	22
Tabelle 6: Verhältnis der Niedrigwasserabflüsse NQ und MNQ zum mittleren Abfluss MQ [KÖH 2002] .....	23
Tabelle 7: Wassereinleitungen aus dem Verantwortungsbereich der LMBV im Einzugsgebiet der Spree [BEN 2003, ergänzt] .....	24
Tabelle 8: Zunahme der Sulfatkonzentration in den Vergleichszeiträumen 1990-1994 und 2003-2005 an den Mst. Spremberg Süd und Neuzittau .....	27
Tabelle 9: Durchflusswerte in m <sup>3</sup> /s am Pegel Spreewitz.....	33
Tabelle 10: Vergleich der Frachten und Konzentrationen (90-Perzentil) für die Jahre 2000 und 2006 an mehreren Gütemessstellen (weitere Daten siehe Anlage 1, S. 4-10).....	35
Tabelle 11: Veröffentlichte Werte der Trinkwasserqualität im WW Briesen (Geschäftsjahr 2007, FWA Frankfurter Wasser- und Abwassergesellschaft mbH) .....	45
Tabelle 12: Abschätzung für den Verbrauch von Sulfat bei der Primärproduktion .....	57
Tabelle 13: Ermittlung der Sulfatabbaurrate $\Delta C_{SO_4}/\Delta x$ nach Gleichung (2) für unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten.....	58
Tabelle 14: Organische Kohlenstoff, Schwefel- und Eisengehalte in verschiedenen Sedimenten der Fließgewässer im Spreewald [ZALF 2003] .....	64
Tabelle 15: Molares Verhältnis Fe/SO <sub>4</sub> im Oberflächenwasser (Spree) .....	66
Tabelle 16: Abbaureaktionen von organischem Kohlenstoff geordnet nach freier Reaktionsenthalpie [BER 1980].....	69
Tabelle 17: Bezugspegel und Gütemessstellen zur Ermittlung der Sulfatfrachten für die Spreewaldzu- und -abflüsse. ....	79
Tabelle 18: Ermittelte Sulfatbilanzen für den Spreewald (Mittelwerte im Untersuchungszeitraum 01.01.2000 bis 31.10.2007).....	83
Tabelle 19: Geometrische Parameter und Startkonzentrationen für Sulfat der berücksichtigten Tagebaue im Bereich Brandenburg .....	95

---

## Verzeichnis der Anlagen

- Anlage 1: Ergebnisse der statistischen Auswertung der Sulfatkonzentrationen in der Spree sowie Ergebnisse der Frachtberechnungen
- Anlage 2: Konzentrations-Abflussbeziehungen (Q-C-Diagramme) Hauptsprees und Zuflüsse
- Anlage 3: Jahresgänge der Sulfatgehalte und Sulfatfrachten an ausgewählten Messstellen in der Spree für die Jahre 2000 - 2007
- Anlage 4: Ergebnisse der statistischen Auswertung der Sulfatkonzentrationen und Ergebnisse der Frachtberechnungen in den Spreewaldzuflüssen in den Jahren 2000 bis 2007
- Anlage 5: Ausgewählte Ergebnisse des Sulfatmonitorings und Prognose der Sulfatfrachten aus Punkteinleitungen und diffusen Einträgen
- Anlage 6: Vergleich der Spreewaldzu- und -abflüsse sowie der daran gekoppelten Sulfatfrachten
- Anlage 7: Lagepläne
- 7.1: Übersichtskarte M 1:1.000.000
  - 7.2: Lageplan Südteil des Untersuchungsgebietes M 1:100.000
  - 7.3: Lageplan Nordteil des Untersuchungsgebietes M 1:100.000
- Anlage 8: Fließschema Flussgebiet Spree
- Anlage 9: Oberste Ebene der Modellstruktur für die Teilbereiche Brandenburg und Sachsen
- Anlage 10: Wissenschaftliche Recherche: Sulfathaushalt, biologischer Schwefelkreislauf und Bedeutung mikrobiologischer Prozesse für unterschiedliche Schwefelbindungsformen
- Anlage 11: Staugürtel im Unter- und Oberspreewald

## Verwendete Abkürzungen:

AG	Auftraggeber
AMD	acid mine drainage
ASS	acid sulfate soils
GJ	Geschäftsjahr
GWAB	Grundwasseraufbereitungsanlage
GWRA	Grubenwasserreinigungsanlage
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH
LUA	Landesumweltamt Brandenburg
MQ	mittlerer Abfluss
Mst.	Messstelle
RL	Restloch
SNO	Spreetal-Nordost (ehemaliger Tagebau)
Tgb.	Tagebau
TVO	Trinkwasserverordnung
VEG	Vattenfall Europe Generation
VEM	Vattenfall Europe Mining AG
WW	Wasserwerk
NPP	Nettoprimärproduktion
DUK	Dahme-Umflut-Kanal
UP	Unterpegel
TRG	Tagebaurestgewässer

## 1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Die Firma G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH wurde mit der Anfertigung der vorliegenden Studie mit dem Thema: „Durchführung von speziellen Untersuchungen bezüglich Sulfat im brandenburgischen Einzugsgebiet der Spree unter den Bedingungen des Sanierungs- und aktiven Braunkohlenbergbaus“ vertraglich durch das LUA Brandenburg gebunden.

Die Zielstellungen der Studie leiten sich aus dem derzeitigen kritischen Zustand der Spree und aus Kenntnislücken, die eine effektive Gütebewirtschaftung hinsichtlich des Parameters Sulfat zur Gewährleistung bestehender Nutzungen im Moment nicht zulassen, ab. Der gegenwärtige Kenntnisstand zur Sulfatbelastung der Spree und der diesbezüglichen Prognosen beruht wesentlich auf zwei durch die G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH erarbeiteten Studien, die hauptsächlich Aussagen zum sächsischen Einzugsgebiet der Spree betreffen.

Unter dem Blickwinkel der gegenwärtigen Situation und der erwarteten Trendentwicklung leiten sich die dargestellten Zielstellungen der vorliegenden Studie ab. Deshalb sollen Untersuchungen zur derzeitigen und prognostischen Sulfatbelastung im brandenburgischen Einzugsgebiet der Spree durchgeführt werden, aus denen Steuer- und Bewirtschaftungsmöglichkeiten der Spree zur Gewährleistung bestehender Nutzungen abgeleitet werden sollen.

Auf der Grundlage einer detaillierten Analyse des Fließgewässersystems unter Berücksichtigung der bergbaulichen Einflussfaktoren gilt es dieses System so detailliert zu analysieren, dass eine belastbare quantitative Beschreibung möglich wird. Diese quantitative, modellhafte Beschreibung soll die Durchflussverteilung entlang des Fließgewässers als auch soweit möglich für die Sulfatbelastung relevante Prozesse abbilden. Dies schließt insbesondere den diffusen Sulfateintrag als auch den Eintrag über Punktquellen mit ein.

Eine weitere offene Frage ist die Wirkung des Spreewaldes auf den Transport des Sulfates. Hier geht es in erster Linie um die Frage, ob der Spreewald als Senke für Sulfat fungieren kann und wie sich das System Spreewald bei unterschiedlichen hydrologischen oder jahreszeitlichen Zuständen hinsichtlich der Sulfatbilanz verhält.

Für die modellhafte Abbildung des Gewässersystems soll auf die Erfahrungen im Bereich Sachsen zurückgegriffen werden. Nachdem das Modell entwickelt worden ist, soll es dazu verwendet werden, unterschiedliche wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte zu bewerten.

## 2 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet umfasst den Spreeabschnitt zwischen dem Pegel Lieske und der Messstelle Neuzittau. Es liegt damit in den Bundesländern Sachsen und Brandenburg.

Die Spree entspringt bei Neugersdorf (Sachsen). Bis die Spree in das Untersuchungsgebiet eintritt hat sie etwa 80 km in der Region Oberlausitz zurückgelegt und dabei mehr als 300 m Höhendifferenz überwunden.

Im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes (Uhyst bis Spremberg) wird die Spree direkt, im mittleren Teil (Spremberg bis Pegel Lübben) hauptsächlich über einmündende Zuflüsse durch den Bergbau auf Braunkohle im Lausitzer Revier beeinflusst.

### 2.1 Unterteilung des Spree-Einzugsgebietes

Die folgenden Ausführungen stützen sich hauptsächlich auf die Angaben in [KÖH 2002] und [LUA 2004]. Die Spree stellt eine der wichtigsten Lebensadern von Berlin, Brandenburg und Sachsen dar. Sie entspringt im Lausitzer Bergland an der Grenze zu Tschechien mit drei Quellen und mündet nach 382 km in Berlin-Spandau in die Havel. Von dem Flussverlauf liegen 218 km im Land Brandenburg. Das Einzugsgebiet der Spree beträgt 10.100 km<sup>2</sup>, davon 7.155 km<sup>2</sup> in Brandenburg.

Die Spree lässt sich aus hydrologisch-geographischer Sicht in die Abschnitte Spree oberhalb Cottbus – Cottbuser Spree – Spreewald – Krumme Spree – Untere Spree gliedern. Die Untere Spree umfasst dabei die Drahendorfer Spree, Fürstenwalder Spree und die Müggelspree. Das Untersuchungsgebiet reicht demnach vom Südrand des Niederlausitzer Braunkohlentagebaureviers über das Niederlausitzer Braunkohlentagebaurevier, den Oberspreewald, Unterspreewald und das Berliner Urstromtal bis Stadtgrenze Berlins (Einmündung der Spree in den Dämeritz-See).

Der Verlauf der Spree ist stark eiszeitlich geprägt, wodurch in Brandenburg ein typischer Flachlandfluss entstanden ist. Das Gefälle ist dabei stellenweise so gering, dass sich der Fluss stark verzweigt, besonders ausgeprägt im Spreewald.

Das Abflussgeschehen ist von alters her einerseits durch große Überflutungen der Aue, zum anderen durch längere Trockenperioden gekennzeichnet. Zur Gefahrenabwehr und besseren Wassernutzung wurden schon früh wasserbauliche Maßnahmen durchgeführt. Bereits im 13. Jahrhundert sind z.B. Mühlenstau nachweisbar. Umfangreiche Begradigungen und Einengungen der Spree dienten der besseren Nutzbarkeit als Transportweg bei Niedrigwasser.

Infolge der Regulierung des Flusslaufes waren umfangreiche Eindeichungen zum Hochwasserschutz notwendig.

1958 wurde im Oberlauf der Spree mit dem Bau eines umfangreichen Talsperrensystems begonnen. Damit wurde es möglich, Spitzen von Extremhochwässern zu kappen und in Trockenperioden Zuschusswasser aus den Speicherbecken in die Spree zu leiten. Nachteilig wirkten sich die Talsperren auf den Sedimenttransport des Flusses aus, indem die Sohle zur Verhinderung des Tiefergrabens mit einer Vielzahl von Stützschwelen stabilisiert werden musste.

In den nächsten Jahren sind an der Spree in Brandenburg umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen geplant [LUA 2004], die bei Prognosen zur Wasserbeschaffenheit berücksichtigt werden müssen.

## 2.2 Charakterisierung der zu betrachtenden Flussabschnitte

### *Spree oberhalb Cottbus*

Der Abschnitt „Spree oberhalb Cottbus“ erstreckt sich von der brandenburgischen Landesgrenze zu Sachsen über die Stadt Spremberg bis zum Großen Spreeweher in Cottbus. Die Spree bildet dabei die Verbindung zwischen dem Lausitzer und Baruther Urstromtal und durchfließt bei Zerrensee den Lausitzer Höhenzug in einem tief eingeschnittenen Tal. Ein großer Teil dieser Talform wird heute durch den Stausee der Talsperre Spremberg (Gesamtstauraum 42,70 Mio. m<sup>3</sup>, Fläche 9,90 km<sup>2</sup>) eingenommen. Der Talsperre ist die Vorsperre Bühlow vorgelagert, die dem Ausgleich von Wasserspiegelschwankungen im Stauwurzelbereich und dem Rückhalt von Geschwemmsel dient. Die wasserwirtschaftliche Bedeutung der Talsperre liegt im Rückhalt von Hochwasserwellen und in der Milderung von Trockenwettersituationen.

Unterhalb der Talsperre Spremberg zweigen zahlreiche Mühlgräben von der Spree ab.

Durch die Stadt Cottbus fließt die Spree reguliert. Am Großen Spreeweher Cottbus wird seit über 400 Jahren mehr als ein Drittel der Niedrigwassermenge zur Wasserversorgung der Lakomaer Teiche (bis 2007) und Peitzer Teiche ausgeleitet (siehe Fließschema Abbildung 16, S. 40). Die Lakomaer Teiche wurden Ende 2007 trockengelegt, nachdem das Oberverwaltungsgericht Berlin-Brandenburg in letzter Instanz die Klagen gegen eine Umwidmung der Lakomaer Teiche zum Tagebaugelände ablehnten. Die Lakomaer Teiche (2004 zum FFH-Gebiet erklärt) lagen im genehmigten Abbaugelände des Tagebaus Cottbus Nord. Das in Summe über 9 Jahre andauernde Genehmigungsverfahren kam zu dem Ergebnis, dass unter Beachtung der Gemeinwohlinteressen eine Beseitigung der Fischteiche zulässig ist. Als Ausgleich für die Inanspruchnahme des FFH-Gebietes durch den Braunkohlenbergbau wur-

den vom Bergbauunternehmen Vattenfall zahlreiche Kompensationsmaßnahmen durchgeführt [GER 2008].

#### *Cottbuser Spree*

Die Cottbuser Spree erstreckt sich vom Großen Spreeweher in Cottbus bis zur Wehranlage Schmogrow (Verteilerwehr VI/VII) oberhalb des Spreewaldes.

Ursprünglich entwickelte sich auf dem nach der letzten Eiszeit entstandenen Cottbuser Schwemmsandfächer ein gewundenes Flusssystem mit einer schmalen Aue. Am Fuß des Schwemmsandfächers bei Döbbrick ändert die Spree ihre Fließrichtung nach Westen und bildet im flachen Lausitzer Urstromtal ein weit verzweigtes Gewässersystem mit einer bis zu 5 km breiten Aue.

Die Spree wurde in diesem Abschnitt begradigt, stabilisiert und eingedeicht. Die Aue wurde durch ein verzweigtes Grabensystem entwässert. Dadurch fließt die Spree nicht in ihrer Tiefenlinie und die Deichvorländer liegen weit über dem angrenzenden Gelände.

#### *Spreewald*

Am Mittellauf der Spree ist bis heute ein etwa 75 km langes und 15 km breites Niederungsgebiet erhalten geblieben, in dem sich die Spree in ein Gewässernetz mit einer Gesamtlänge von ca. 1000 km Fließgewässer verzweigt.

Der Oberspreewald durchzieht das Baruther Urstromtal von Südosten nach Nordwesten als Entwässerungsrinne der Weichseleiszeit. Der sich nördlich anschließende Unterspreewald ist eine nacheiszeitlich entstandene jüngere Talabzweigung. Die Zweiteilung des Spreewaldes ergibt sich aus der vorhandenen Talverengung bei Lübben.

Im Zuge der Besiedlung des Gebietes wurden Mühlenstau errichtet, Flussläufe gekürzt, Gräben und Kanäle angelegt sowie ein umfangreiches System an Stauanlagen zur Ent- und Bewässerung der Niederungen geschaffen. Durch dieses System von über 100 Stauanlagen werden auch bei Niedrigwasser die Wasserstände in den Hauptgewässern geländenah gehalten. Die Stauhaltung führt dabei jedoch zur Verringerung der Fließgeschwindigkeit in den Vorflutern, weshalb es zur verstärkten Verschlammung der Fließe kommt. Kleinere Nebenflüsse und Feuchtstandorte fallen teilweise trocken.

#### *Krumme Spree*

Die „Krumme Spree“ befindet sich im Durchbruchstal der Spree zwischen Beeskower und Leuthener Platte bzw. zwischen Neuendorfer See (Alt Schadow) und Glower See (Trebatsch). Auf der gefällearmen Strecke mäandrierte der Fluss ursprünglich stark und neigte

zur Verzweigung. Landschaftsprägend ist die Vielzahl von Altarmen. Heute wird die Aue wesentlich von wechselfeuchtem Grünland geprägt.

Der Flusslauf wurde zwischen 1906 und 1912 begradigt, stark verbreitert und eingetieft sowie die Ufer massiv befestigt. Insgesamt wurde der Gewässerlauf um 45% verkürzt. Stauanlagen wurden errichtet und seit 1912 wird Wasser ins Einzugsgebiet der Dahme ausgeleitet (Dahme-Umflutkanal). Die Veränderungen der Flussmorphologie führten neben der Tiefenerosion (0,5 – 1 m) zu starken Grundwasserabsenkungen im Umland der Spree.

Von der Verringerung der Durchflussmengen in der Spree nach Schließung vieler Tagebaue in den 90er Jahren ist dieser Abschnitt infolge der hohen Verdunstungsraten im Spreewald (im Sommer bis zu 8 m<sup>3</sup>/s) besonders betroffen. Bei lang anhaltenden Niedrigwasserperioden kann es zu Sauerstoffmangel im Gewässer kommen.

#### *Untere Spree*

Die untere Spree erstreckt sich nördlich des Schwielochsees bis zum Stadtrand von Berlin, wo sie bei Erkner in den Dämeritzsee mündet. Im Talraum befinden sich zahlreiche Altarme, die teilweise noch mit der Spree verbunden sind.

Der Abschnitt Schwielochsee bis Beeskow wird maßgeblich durch die Stauhaltung am Wehr Beeskow geprägt. Der Talraum ist durch Flussaufweitungen und kleinere Seen gekennzeichnet.

Flussabwärts von Beeskow, nahe der Gemeinde Radinkendorf, beginnt die Drahendorfer Spree. Sie durchfließt, mit zahlreichen Altarmen und kleineren Überflutungsmooren, in weiten Schleifen die Niederung. Die Drahendorfer Spree mündet in den Oder-Spree-Kanal.

Die sich anschließende Fürstenwalder Spree ist ca. 20 km lang und wird durch die Wehre Kersdorf und Große Tränke begrenzt. Die Spree ist in diesem Abschnitt identisch mit dem Oder-Spree-Kanal. Die Spree ist hier den Erfordernissen der Schifffahrt angepasst. Bedingt durch hohe Grundwasserstände befinden sich im weiten Talraum mehrere große Moore und Seen.

Die Müggelspree, d.h. der ca. 32 km lange Abschnitt unterhalb des Wehres Große Tränke bis zur Mündung in den Dämeritzsee, verläuft in Ost-West-Richtung durch die bewaldeten Talsandterrassen des Berliner Urstromtales. Infolge wasserbaulicher Maßnahmen kam es zu einer Eintiefung bis zu 1 m. In dem Bereich sind noch viele Altarme vorhanden, die teilweise erst in den 60er Jahren des vergangenen Jahrhunderts vom Hauptlauf abgetrennt wurden.

## 2.3 Geologie

Das Untersuchungsgebiet ist an der Oberfläche von Ablagerungen des Pleistozäns und Holozäns geprägt.

Die südliche Grenze des Untersuchungsgebietes (Pegel Lieske) liegt im Magdeburger Urstromtal, das etwa bis Spremberg reicht. Nördlich schließen sich bis Cottbus die Hochfläche des Lausitzer Grenzwalls (Endmoräne) und Grundmoränenplatten an.

Nördlich von Cottbus hat die Spree im Periglazial einen Schwemmsandfächer ins Baruther Urstromtal geschüttet. Der Fächer senkt sich von 68 m Höhe bei Cottbus auf etwa 55 m am Baruther Tal ab. Diese Aufschüttung aus wenig fruchtbaren Sanden reicht bis nahe Peitz im Norden und im Westen bis in das Burger Gebiet hinein. Das gefällearme Baruther Urstromtal bot günstige Voraussetzungen für die Ausbildung von Flussspaltungen (Oberspreewald). In einer breiten Lücke in der Endmoräne des Brandenburger Stadiums der Weichselvereisung ist der Unterspreewald ausgebildet. Nördlich schließt sich die ausgedehnte Grundmoränenfläche der Beeskower Platte an. Im nördlichsten Teil des Untersuchungsgebietes verläuft die Spree im Berliner Urstromtal.

Während präquartäre Formationen nördlich des Baruther Urstromtales keinen unmittelbaren Einfluss auf die Oberflächenformen und damit die Hydrographie ausüben, wird die Landschaft des Spree-Einzugsgebietes im Bereich vom Beginn des Untersuchungsgebietes bis zum Baruther Urstromtal in hohem Maße durch Gesteinsbildungen des Tertiär geprägt, welche die eiszeitlichen Lockergesteine unterlagern. Es handelt sich dabei um die mächtigen Sedimente mit den Lausitzer Braunkohlelagerstätten.

## 2.4 Bergbau

Die Braunkohleförderung im Lausitzer Revier erfolgte im Tagebau hauptsächlich aus dem zweiten Lausitzer Flöz. Es erstreckt sich über eine Fläche von 4000 km<sup>2</sup>. Aufgrund seiner Mächtigkeit und seiner Ausdehnung besitzt es größte wirtschaftliche Bedeutung. Der Bergbau begann am Ende des 19. Jahrhunderts und greift massiv in den Wasserhaushalt der Lausitz ein, besonders gravierend in den 70er und 80er Jahren vor der Jahrtausendwende. Im Grundwasserhaushalt der Lausitz bestand deshalb zeitweilig ein Defizit von 13 Mrd. m<sup>3</sup>, welches allmählich durch den Grundwasserwiederanstieg in den Sanierungsgebieten verringert wird. Im Lausitzer Revier lagern insgesamt ca. 12 - 13 Mrd. Tonnen Braunkohle (so genannte geologische Vorräte). Davon sind 2,6 Mrd. Tonnen zum Abbau genehmigt bzw. geplant, die unter Berücksichtigung der derzeitigen ökologischen und sozialen Verträglichkeit wirtschaftlich gewonnen werden können.

Im Untersuchungsgebiet erfolgten bereits 1942 die ersten Aufschlussarbeiten am Tagebau Lohsa, welcher bis 1984 in Betrieb war. Einen Überblick über die Tagebaue im Einzugsgebiet der Spree geben Tabelle 1 und Tabelle 2. Soweit aus allgemein zugänglichen Quellen verfügbar, wurden die Daten zur Abraum- und Kohleförderung sowie zur Flächeninanspruchnahme aufgeführt. Gegenwärtig sind im Untersuchungsgebiet die Tagebaue Nochten, Welzow Süd, Jänschwalde und Cottbus Nord in Betrieb. Der genehmigte Betriebsplan für den Tagebau Nochten sieht einen Abbau der Braunkohle bis zum Jahre 2031 vor. Außerdem ist für diesen Tagebau ein Vorranggebiet ausgewiesen, das einen Abbau bis zum Jahre 2055 ermöglichen würde. Der Tagebau Reichwalde ist seit 1999 gestundet, wird gegenwärtig (seit 2007) aber zum erneuten Abbau vorbereitet.

Tabelle 1: Aktive Braunkohlentagebaue im Einzugsgebiet der Spree

Tagebau	Betriebszeit	Beginn Kohleförderung	jährliche Förderung	Vorräte
Nochten	ab 1960	1973	17 - 20 Mio. t	400 Mio. t (Stand 1.1.2008) zusätzlich 300 Mio. t im Vorranggebiet
Welzow Süd	ab 1959	1966	20 - 22 Mio. t	452 Mio. t (Stand 1.1.2007) zusätzlich 210 Mio. t im Teilabschnitt II (in Planung)
Jänschwalde	ab 1970	1976	14 Mio. t	161 Mio. t (Stand 1.1.2008)
Cottbus Nord	ab 1975	1981 <sup>1)</sup>	5 - 6 Mio. t	42,8 Mio. t (Stand 1.12008)
Reichwalde	ab 1980 <sup>2)</sup>	1987	10 - 14 Mio. t	366 Mio. t (Stand 1.1.2008)

<sup>1)</sup> Die Köhleförderung im Tagebau Cottbus-Nord wird nach Erschöpfung der Vorräte wahrscheinlich im Jahre 2015 eingestellt.

<sup>2)</sup> Die Kohleförderung im Tagebau Reichwalde wurde 1999 wegen des rückläufigen Braunkohleab-satzes gestundet. Die Weiterführung der Kohleförderung ist ab dem Jahr 2010 vorgesehen.

Tabelle 2: Stillgelegte Braunkohlentagebaue im Einzugsgebiet der Spree

Tagebau	Betriebszeit	Förderung		Flächeninanspruchnahme [ha]
		Abraum [10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> ]	Rohkohle [10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> ]	
Bärwalde	1972-1992	680	185	
Lohsa	1942-1984	1180	300	3649
Dreiweibern	1981-1989	90	14	300
Scheibe	1982-1996	225,2	52,6	758
Burghammer	1957-1973	268,2	71,2	860
Spreetal	1908-1983			
Spreetal Nordost	1978-1991			

Tagebau	Betriebszeit	Förderung		Flächeninanspruchnahme [ha]
		Abraum [ $10^6\text{m}^3$ ]	Rohkohle [ $10^6\text{m}^3$ ]	
Seese	1960-1978		213,8	2850
Seese Ost	1981-1996	272,7	54,9	1036
Greifenhain	1935-1994	1415,6	298,5	3110
Gräbendorf	1979-1992	126,8	36	835
Schlabendorf Nord	1957-1991		137,1	2500
Schlabendorf Süd	1972-1991		171,2	3300

Genehmigte künftige Abbaubereiche sind im Bereich der Tagebaue Cottbus Nord (bis ca. 2015), Jänschwalde, Welzow-Süd, Nochten und Reichwalde vorhanden. Vorranggebiete, die für einen künftigen Abbau vorgesehen sind, existieren im Bereich der Tagebaue Nochten und Welzow-Süd. Zukünftige Braunkohlenfelder, für die eine Nutzung nach 2025 bzw. nach 2035 vorgesehen ist, sind die Felder Jänschwalde-Nord, Bagenz Ost und Spremberg Ost. Für den zukünftigen Tagebau Jänschwalde-Nord wurde das Genehmigungsverfahren Ende 2008 eingeleitet, für die beiden anderen Zukunftsfelder soll das Genehmigungsverfahren nach 2015 beginnen [ARN 2008]. Wasserwirtschaftliche Auswirkungen dieser zukünftigen Abbaufelder wurden in dieser Studie bei den prognostischen Berechnungen nicht berücksichtigt, weil dafür keine ausreichende Datengrundlage vorhanden war. Vom Bergbautreibenden, der Vattenfall Europe Mining AG, wurde jedoch mitgeteilt, dass durch die Nutzung der Dichtwandtechnik, die wasserwirtschaftlichen Auswirkungen so gering wie möglich gehalten werden sollen [ARN 2008].

## 2.5 Hydrographie

Wichtige hydrographische Kenngrößen des Einzugsgebietes der Spree sind in Tabelle 3 zusammengestellt. Die Spree stellt im Untersuchungsgebiet einen typischen Flachlandfluss dar. Bis in den Raum Cottbus erhält sie Nebenflüsse fast ausschließlich von rechts (Schwarzer und Weißer Schöps, Trinitz, Trinitzfließ, Malxe). Unterhalb von Spremberg, verstärkt ab Cottbus bis Lübben, entwässern vor allem linksseitig mehrere, vom Lausitzer Grenzwall kommende kleine Wasserläufe in die Spree. Nach Eintritt in das Berliner Urstromtal (östlich Fürstenwalde) fließen der Spree bis zur Landesgrenze Brandenburg/Berlin nur noch rechte Nebenflüsse zu.

Das geringe Gefälle der Spree im Mittel- und Unterlauf (etwa 0,009 %) führt zu Flussspaltung und Vernetzung von Wasserläufen (Anastomisierung), besonders ausgeprägt im Ober- und

Unterspreewald. Zu den natürlichen kommen zahlreiche künstliche Flusspaltungen. Vernetzungen in Form von Kanälen ermöglichen teilweise eine Steuerung des Abflusses sowie die Überbrückung von Einzugsgebietsgrenzen. Dies ist eine Ursache dafür, dass die gegenwärtige Wasserführung der Spree flussabwärts nicht proportional zur Einzugsgebietsfläche zunimmt, sondern im Unterlauf abschnittsweise geringer als im Mittellauf ist.

Tabelle 3: Hydrographische Kenngrößen des Einzugsgebietes der Spree (in Klammern: außerhalb des Untersuchungsgebietes) [KÖH 2002]

Teileinzugsgebiet	Größe [km <sup>2</sup> ]	Lauflänge [km]	Wesentliche Nebenflüsse	Einzugsgebietsgröße der Nebenflüsse [km <sup>2</sup> ]
Obere Spree	2.092	111,2	(Löbauer Wasser) Schwarzer Schöps	(415) 753
Mittlere Spree	2.437	98,8	Malxe Greifenhainer Fließ Vetschauer Fließ Dobra Berste	693 425 123 164 317
Untere Spree	5.575	160,8	(Löcknitz) (Fredersdorfer Fließ) (Neuenhagener Mühlfließ) (Dahme) (Wuhle) (Panke)	(265) (208) (202) (2.186) (98) (224)

Wichtige hydrographische Elemente im Flusslauf der Spree sind in Tabelle 4 zusammengestellt.

Tabelle 4: Wichtige hydrographische Elemente im Flusslauf der Spree

Örtliche Zuordnung	Beschreibung
uh Klix	Aufspaltung in Kleine Spree (westlicher Arm) und Große Spree (östlicher Arm)
Pegel Lieske (Große Spree)	Eintritt ins Untersuchungsgebiet
Große Spree bis Spreewitz	Einmündung Schöps (uh Bärwalde), Einmündung Struga <sup>1</sup> (Neustadt)
Kleine Spree bis Spreewitz	linksseitig kleinere Zuflüsse
Spreewitz	Vereinigung von Großer und Kleiner Spree
oh Spremberg	Eintritt in Lausitzer Grenzwall

<sup>1</sup> Die Struga wird nördlich des Tagebaus Nochten für die Ableitung von Grubenwässern zur Grubenwasserreinigungsanlage Schwarze Pumpe genutzt. Der Flusslauf der Struga ist deshalb nördlich der Ortslage Neustadt abgeschnitten und wird über einen Sammelableiter und später über eine Rohrleitung zur GWRA geleitet.

<b>Örtliche Zuordnung</b>	<b>Beschreibung</b>
uh Spremberg	Talsperre Spremberg
oh Cottbus	Übergang zum Flachlandfluss
Cottbus	Abzweig Priorgraben (linksseitig), Abzweig Hammergraben (rechtsseitig)
Döbbrick	Eintritt in Baruther Urstromtal
Fehrow	Einmündung Hammergraben in Malxe, Ein- mündung Malxe in Spree
Oberspreewald	Aufspaltung in Vielzahl von Einzelarmen, hauptsächlich linksseitige Zuflüsse: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Koselmühlenfließ</li> <li>- Priorgraben</li> <li>- Greifenhainer Fließ</li> <li>- Vetschauer Mühlenfließ</li> <li>- Göritzer Mühlenfließ</li> <li>- Dobra</li> <li>- Wudritz</li> <li>- Berste</li> </ul>
Lübben	Bündelung zu einem Wasserlauf
Unterspreewald	Aufspaltung in einzelne Äste; uh Schlepzig Flussspaltung (rechtsseitig ab- zweigende Pretschener Spree)
Leibsch	Vereinigung der Fließe des Unterspreewaldes, Abzweig Dahme-Umflutkanal
uh Neuendorf	Passage Neuendorfer See
Neuendorfer See	Einmündung von Blabbergraben (linksseitig) Abfluss Kossenblatter Seen (linksseitig) Taucher Mühlenfließ (linksseitig) Rocher Mühlenfließ (rechtsseitig)
uh Neundorfer See	Einmündung Pretschener Spree (rechtsseitig)
oh Schwielochsee	(künstliche) Flussspaltung: ca. 90 % in Südteil des Glower Sees ca. 10 % in Nordteil des Schwielochsees über Sawaller Altarm
Glower See	Passage Glower See, Zufluss aus Schwielochsee
Leißnitzsee	Passage Leissnitzsee
Beeskow	Einmündung Oelse (rechtsseitig)
Neuhaus	über Kanalstrecke Verbindung zu Oder-Spree- Kanal

Örtliche Zuordnung	Beschreibung
Kersdorfer Schleuse	Abzweig des Ostflügels des Oder-Spree-Kanals
Schleuse Große Tränke	Spreelauf kanalisiert Zuflüsse zwischen Kersdorfer Schleuse und Schleuse Große Tränke: <ul style="list-style-type: none"> <li>- Goldenes Fließ</li> <li>- Demnitzer Mühlenfließ</li> <li>- Heinersdorfer Mühlenfließ</li> <li>- Trebuser Graben</li> </ul> alle Zuflüsse gering (da starke Versickerung im Berliner Urstromtal)
Schleuse Große Tränke	Abzweig des Westflügels des Oder-Spree-Kanals
Neu Zittau	Austritt aus dem Untersuchungsgebiet

### *Seen und Talsperren*

Die Spree durchfließt im Untersuchungsgebiet neben der Talsperre Spremberg die größeren Seen Neuendorfer See unterhalb des Unteren Spreewaldes sowie Glower und Leissnitz-See südlich Beeskow. Daneben treten häufig seenartige Flusserweiterungen auf. Der Schwie-lochsee wird seit 1910 in seinem Nordteil über den Sawaller Altarm nur noch von etwa 10 % des Spree-Abflusses durchflossen.

Diese Seen wirken gegenüber dem vom Wasser transportierten anorganischen und organischen Material als Senken und führen bei gelösten Inhaltsstoffen zu einer Vergleichmäßigung von Konzentrationsschwankungen.

## **2.6 Abflussverhältnisse und Einfluss des Bergbaus auf den Wasserhaushalt**

Die Abflussverhältnisse in den Teileinzugsgebieten der Spree unterscheiden sich erheblich. Im Oberlauf der Spree treten viel größere Schwankungen der Wasserführung auf, als im Mittel- und Unterlauf. Diese Vergleichmäßigung der Abflüsse hat teilweise natürliche Ursachen (unterschiedliche Gefälleverhältnisse und zahlreiche Seen im Unterlauf), die aber sehr stark durch anthropogene Einflüsse (Einleitung von Bergbauwässern und Speicherwirtschaft) überprägt sind.

Das Abpumpen des Grundwassers zur Entwässerung und Trockenhaltung der Tagebaue verursachte in der Lausitz eine zusammenhängende Grundwasserabsenkung von 1 bis 70 m unter dem Normalniveau, die sich 1989 über eine Fläche von insgesamt 2100 km<sup>2</sup> erstreckte. Das entstandene Wasserdefizit beinhaltete insgesamt 13 Mrd. m<sup>3</sup>, von denen rund

9 Mrd. m<sup>3</sup> auf den wieder aufzufüllenden Porenraum entfallen und rund 4 Mrd. m<sup>3</sup> für die Auffüllung der Tagebau-Restlöcher erforderlich sind [ARN 1993]. Im Jahre 1994 wurde durch die Umweltministerkonferenz der neuen Bundesländer ein Rahmenkonzept zur Wiederherstellung eines ausgeglichenen und sich weitgehend selbst regulierenden Wasserhaushaltes in der Lausitz bestätigt. Die darin festgeschriebenen Zielstellungen können auf Grund des riesigen Wasserdefizites nur langfristig in einem Zeitrahmen von 20 bis 30 Jahren erreicht werden. Die bedeutendsten Tagebauseen der Lausitz im Einzugsgebiet der Spree werden in Tabelle 5 näher charakterisiert.

Tabelle 5: Bedeutende Tagebauseen der LMBV im Einzugsgebiet der Spree (sächsischer und brandenburgischer Teil), aktualisiert September 2008 [LMBV 2008]

Tagebausee <sup>1)</sup>	End-Stand			Ist-Zustand (30.09.2008)					
	Fläche	Volumen	WS	Flutungsbeginn	Flutungsende	Einleitmenge		WS	Füllstand
						2008	kumulativ		
ha	Mio. m <sup>3</sup>	mNN	Datum	Jahr	Mio.m <sup>3</sup>	Mio. m <sup>3</sup>	mNN	%	
<b>Sächsische Lausitz</b>									
Speicherbecken Bärwalde	1299	173,1	125,0	13.11.97	2010	43,4	311,4	123,4	88
Speicherbecken Dreiweibern	286	35,0	118,0	08.07.96	2002	3,4	141,3	117,9	97
Speicherbecken Lohsa	1081	97,3	116,4	14.08.97	2012	0,5	88,4	110,6	46
Bernsteinsee (Burghammer)	445	36,0	109,0	01.07.97	2008	0	31,4	108,3	93
Spreetaler See (SNO)	314	97,0	108,0	02.11.98	2015	0,1	52,2	103,6	86
Neuwieser See (RL Bluno)	632	56,0	104,0	22.03.02	2015	0,6	25,8	99,5	56
Blunoer Südsee (RL Nordschlauch)	350	64,0	104,0	16.03.05	2015	0,9	10,9	95,3	58
Sabrodtter See (RL Nordrandschlauch)	136	27,0	104,0	03.04.06	2015	-1,3	0	96,2	65
Bergener See (RL Südostschlauch)	133	3,0	104,0		2015			101,7	31
Scheibe See	684	109,7	111,5	14.08.02	2012	0	12,9	109,0	85
<b>Brandenburgische Lausitz</b>									
Altdöberner See	927	302,6	83,4	29.05.98	2017	0	82,3	63,8	52
Gräbendorfer See	457	93,1	67,5	15.03.96	2007	0	106,6	67,4	99
Drehnaer See (RL 12)	227	13,0	71,0	15.10.99	2008	1,3	21,4	70,3	88
Stiebsdorfer See <sup>2)</sup> (RL 13)	51	5,6	72,8					68,3	55
Schlabendorfer See (RL 14/15)	556	46,3	60,3	26.06.02	2012	0,0	8,1	56,4	59
Lichtenauer See (RL F)	326	22,6	54,5	2010	2015			53,1	81
Schönfelder See (RL 4)	140	8,1	53,0	03.12.97	2008	0	24,9	53,0	100
Bischdorfer See (RL 23)	255	18,5	57,3	03.11.00	2012	0,7	28,7	55,5	77
Kahnsdorfer See (RL 24) <sup>3)</sup>	70	2,1	57,2	2010	2015			51,8	4
Klinger See	320	100,0	71,5	27.11.00	2021	0	19,0	38,9	24
Cottbuser Ostsee <sup>4)</sup>	1900			2020	2030				

<sup>1)</sup> Ein nahezu vollständiger Überblick über Tagebauseen in Deutschland (einschließlich Lausitzer Bergbaurevier) mit Kenntnisstand von 2001 wird in [UBA 2001] gegeben.

<sup>2)</sup> Grundwasserwiederanstieg; <sup>3)</sup> Oberflächenwasser; <sup>4)</sup> zukünftiger See (Verantwortung: VEM und teilweise LMBV, Flutung ab ca. 2020); bergbauliche Bezeichnungen der Tagebauseen in Klammern

Die Einleitung der bergbaulichen Sumpfungswässer führte etwa seit Mitte der sechziger Jahre des 20. Jahrhunderts zu einer nicht unerheblichen Abflussaufhöhung im Niedrigwasserbereich. Beispielsweise hat sich das Verhältnis NQ/MQ am Pegel Cottbus von 8% im Zeitraum 1900-1964 auf 30% im Zeitraum 1965-1999 erhöht (Tabelle 6).

Etwas abgeschwächt zeigt sich dieser Effekt auch am Pegel Beeskow. Hier wurde das MNQ um 2,29 m<sup>3</sup>/s und das MQ um 2,9 m<sup>3</sup>/s aufgehört. Die Einleitungen aus dem Bergbau verhinderten somit über mehrere Jahrzehnte das Auftreten extremen Niedrigwassers. Gleichzeitig wurden aber auch die Flussquerschnitte den veränderten Durchflüssen angepasst, d.h. vertieft, um Überflutungen der Flussaue zu vermindern. Durch den starken Rückgang der Sumpfungswassermengen in Folge der abrupten Schließung vieler Tagebaue nach dem Jahre 1990 zeigt sich die Kehrseite dieser Maßnahme. Im „Lausitzer Wasserbaum“ (Abbildung 1) ist der starke Rückgang der Sumpfungswassermengen innerhalb weniger Jahre nach 1990 anschaulich dargestellt. Die bergbaulichen Einleitungen aus der Grundwasserhebung verringerten sich demnach von 33 m<sup>3</sup>/s im Jahre 1990 auf ca. 13 m<sup>3</sup>/s im Jahre 2000. Die gegenwärtigen Einleitungsmengen aus dem Braunkohlebergbau (aktiver Bergbau und Sanierungsbergbau) sind in Anlage 5 zusammengestellt.

Tabelle 6: Verhältnis der Niedrigwasserabflüsse NQ und MNQ zum mittleren Abfluss MQ [KÖH 2002]

Pegel	Zeitraum	NQ/MQ [%]	MNQ/MQ [%]
Bautzen, Weite Bleiche	1926 – 1999	4	32
Pegel Cottbus	1900 – 1964	8	34
	1965 – 2000	30	49
Pegel Beeskow, UP	1911 – 1964	4	27
	1965 – 2000	10	33
Sophienwerder	1961 – 1990	10	26
	1990 – 1999	4	14

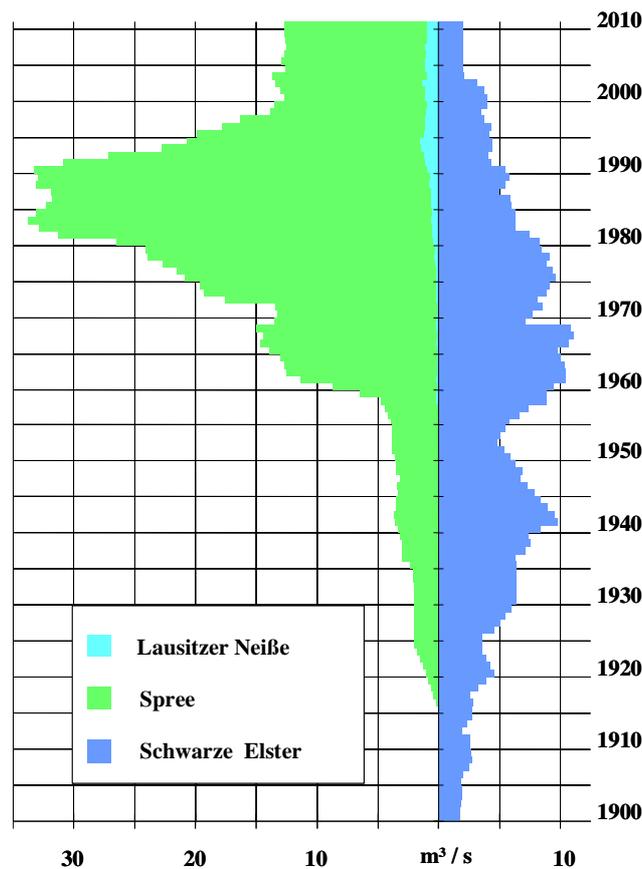


Abbildung 1: Der „Lausitzer Wasserbaum“ – Sümpfungswassermengen im Lausitzer Braunkohlenrevier 1900 - 2001 und Prognose bis 2010

Auch die Einleitungen aus dem Sanierungsbergbau sind in den letzten Jahren erheblich zurückgegangen, wie in Tabelle 7 dargestellt ist.

Tabelle 7: Wassereinleitungen aus dem Verantwortungsbereich der LMBV im Einzugsgebiet der Spree [BEN 2003, ergänzt]

Jahr	Wassereinleitungen im Einzugsgebiet der Spree	
	[10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /a]	[m <sup>3</sup> /s]
1994	235,9	7,48
1995	229,1	7,26
1996	195,4	6,20
1997	160,7	5,10
1998	88,8	2,82
1999	65,1	2,06
2000	39,2	1,24
2001	32,7	1,04
2002	32,5	1,03
2003	20,8	0,660

Jahr	Wassereinleitungen im Einzugsgebiet der Spree	
	[10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /a]	[m <sup>3</sup> /s]
2004	20,8	0,660
2005	20,8	0,660
2006	20,2	0,641
2007	20,2	0,641

Allerdings beziehen sich die Angaben in Tabelle 7 nicht nur auf Sumpfungswassermengen, sondern auf Einleitungen insgesamt, einschließlich von Oberflächenwässern.

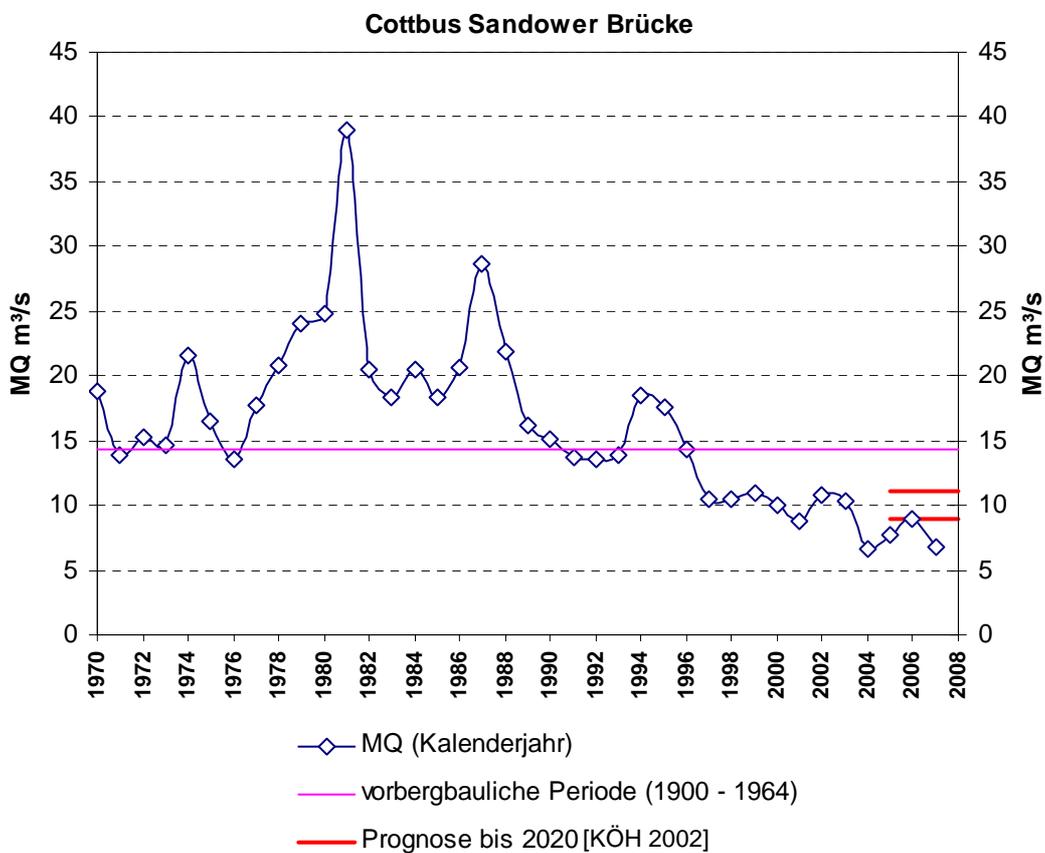


Abbildung 2: Jährliche MQ-Werte am Pegel Cottbus Sandower Brücke im Vergleich zum vorbergaulichen Zustand und bis 2020

Trotz der enormen Anstrengungen zur Wiederherstellung eines ausgeglichenen Wasserhaushaltes wird sich der vorbergauliche Zustand nicht wieder erreichen lassen. Bis zur Auffüllung des riesigen Grundwasserabsenkungstrichters werden sich die Abflüsse auf wesentlich niedrigerem Niveau als in der Vergangenheit bewegen (vgl. Abbildung 2). Aber auch danach werden auf Grund der erheblichen zusätzlichen Verdunstungsflächen der Restseen

die ursprünglichen Abflussverhältnisse nicht mehr erreicht, was sich insbesondere in Niedrigwasserperioden bemerkbar machen wird.

Die vielfältigen Nutzungsanforderungen an die Spree erfordern zukünftig verstärkte Maßnahmen zum Ausgleich der Niedrigwasserführung. Eine wichtige Maßnahme dafür ist im sächsischen Teil des Untersuchungsgebietes der Ausbau der ehemaligen Tagebaurestlöcher Dreiweibern, Lohsa II, Burghammer und Bärwalde als wasserwirtschaftliches Speichersystem. Die Speicher Bärwalde, Dreiweibern und Burghammer haben im Jahre 2008 nahezu den geplanten Endwasserstand erreicht. Nach Aufnahme des Speicherbetriebes werden diese Seen im Nebenschluss zur Spree betrieben. Ihre Entwicklung wird daher die Gewässerbeschaffenheit der Spree direkt beeinflussen. Die Speicherkapazität wird nach Erreichen der Endwasserstände ein Gesamtvolumen von ca. 98 Mio. m<sup>3</sup> aufweisen. Der Stauraum in diesen Speichern ist daher fast ebenso groß wie in den TS Bautzen und Spremberg zusammen genommen (Bautzen: 49,3 Mio. m<sup>3</sup>; Spremberg: 42,7 Mio. m<sup>3</sup> Gesamtstauraum).

Der von der Abflussreduzierung am stärksten betroffene Flussabschnitt ist die so genannte „Krumme Spree“ zwischen Neuendorfer See und Schwielochsee, da der oberhalb befindliche Spreewald im Sommer bis zu 8 m<sup>3</sup>/s Wasser verdunstet. Im Sommer 2000 kam der Wasserdurchfluss in diesem Abschnitt für mehrere Wochen fast zum Stillstand ( $Q < 2 \text{ m}^3/\text{s}$  am Pegel Leibsch UP) [KÖH 2002]. Nach [PUS 1997] ist jedoch ein ökologischer Mindestabfluss von 8 m<sup>3</sup>/s mit kurzen Spülhochwässern von 15 m<sup>3</sup>/s erforderlich. Diese Abflüsse sind trotz dynamischer Mindestwasserregelung zukünftig kaum erreichbar.

### 3 Darstellung des aktuellen Zustandes hinsichtlich des Parameters Sulfat

#### 3.1 Sulfatkonzentrationen und -frachten im Längsschnitt der Spree

Die ermittelten Sulfatkonzentrationen in der Spree sind in den Abbildungen 3 bis 6 dargestellt. Die zugehörigen Wertetabellen befinden sich in der Anlage 1 zusammen mit weiteren Diagrammen, in denen die Längsprofile der Sulfatkonzentrationen und -frachten in der Spree im Zeitraum von 1990 bis 2007 dargestellt sind. Bei der Auswertung wurde an vorangegangene Arbeiten [GEOS 2003], [GEOS 2007] angeknüpft und die dort enthaltenen Daten um die Jahresreihen von 2006 und 2007 ergänzt.

Aus den Abbildungen 3 und 4 wird deutlich, dass die Sulfatkonzentrationen der Spree im bergbaulich beeinflussten Gebiet Sachsens und Brandenburgs im Zeitraum seit 1990 stark angestiegen sind. Die höchsten Sulfatkonzentrationen wurden dabei regelmäßig an der Messstelle Spremberg-Süd festgestellt, da bis dorthin die punktuellen Einleitungen aus dem sächsischen Teil des Braunkohlebergbau stattgefunden haben. Danach verringert sich die Sulfatkonzentration bis zur Messstelle Neuzittau. Obwohl das Sulfatkonzentrationsniveau insgesamt angestiegen ist, hat sich an dem prinzipiellen Verlauf der Sulfatkonzentrationen im Längsprofil mit kontinuierlicher Abnahme der Konzentrationen bis zur Mst. Neuzittau in den letzten 15 Jahren grundsätzlich nichts geändert. Durch verschiedene Wirkungsmechanismen (Verdünnung, Abflussvergleichmäßigung, Überleitung von Spreewasser zur Dahme sowie jahreszeitliche Einflüsse im Spreewald), die weiter unten noch ausführlich zu diskutieren sind, wird der Anstieg der Sulfatkonzentrationen flussabwärts immer weiter abgemildert, dennoch ist der Anstieg der Sulfatkonzentrationen in den Vergleichszeiträumen 1990-1994 und 2003-2005 bis zur Mst. Neuzittau spürbar (Tabelle 8).

Tabelle 8: Zunahme der Sulfatkonzentration in den Vergleichszeiträumen 1990-1994 und 2003-2005 an den Mst. Spremberg Süd und Neuzittau

Mst.			1990-1994	2003-2005	Zunahme
Spremberg Süd	Median	mg/L	177	349	173
Neuzittau	Median	mg/L	139	176	37
Spremberg Süd	90-Perz.	mg/L	246	430	185
Neuzittau	90-Perz.	mg/L	163	206	44

In den Abbildungen 5 und 6 sind die Längsschnitte der Sulfatkonzentration für die einzelnen Jahresscheiben 2003 bis 2007 dargestellt.

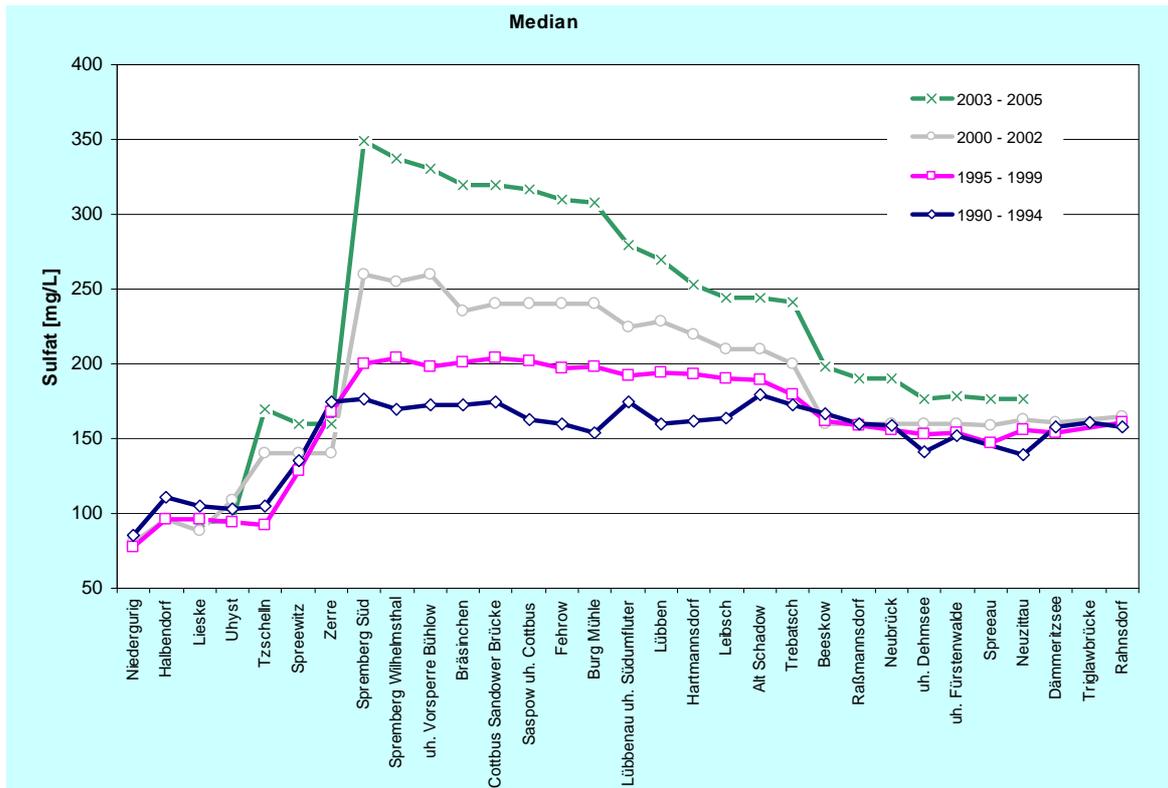


Abbildung 3: Median der Sulfatkonzentration im Längsschnitt der Spree (1990 bis 2005)

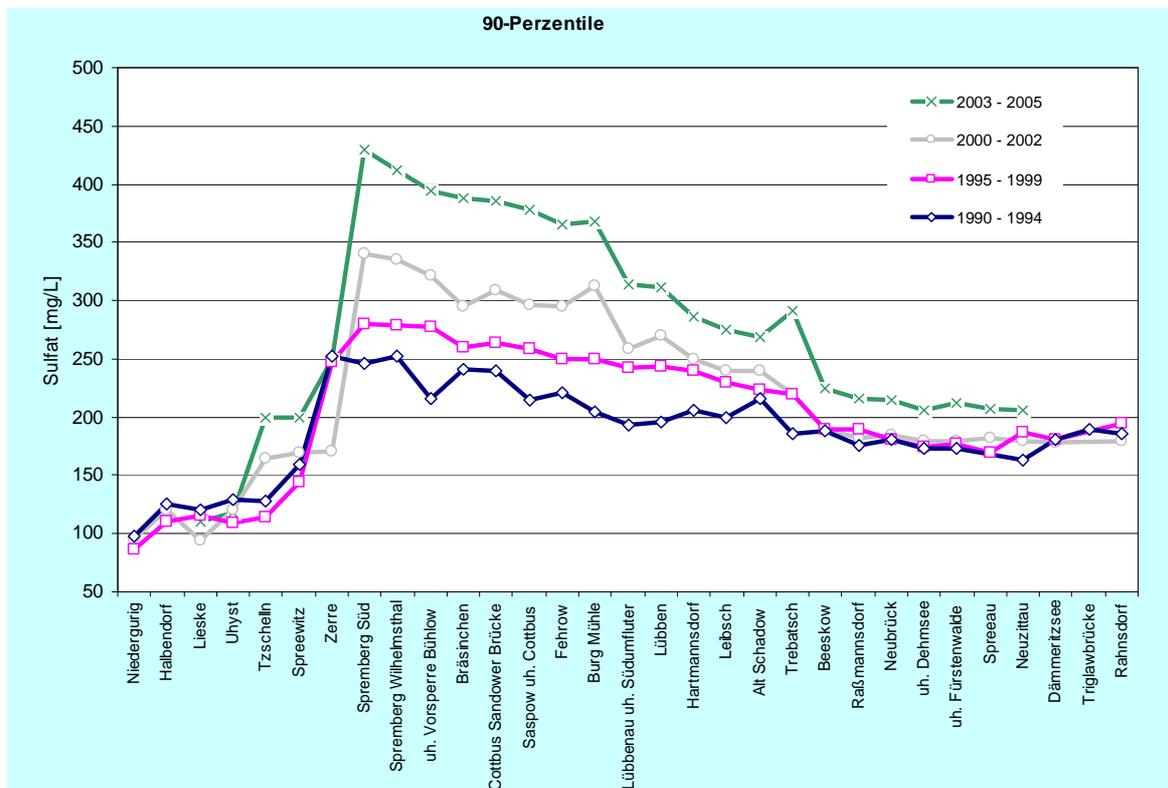


Abbildung 4: 90-Perzentil der Sulfatkonzentration im Längsschnitt der Spree (1990 bis 2005)

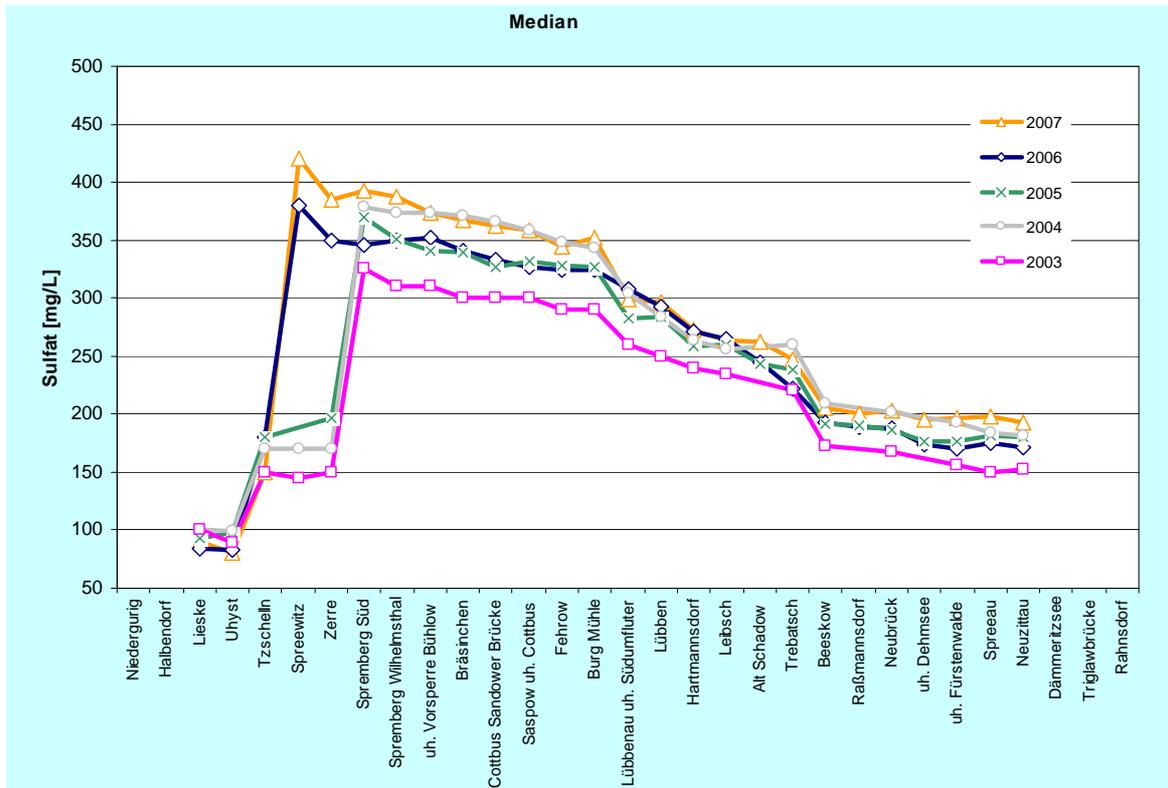


Abbildung 5: Median der Sulfatkonzentration im Längsschnitt der Spree, Jahre 2003 bis 2007

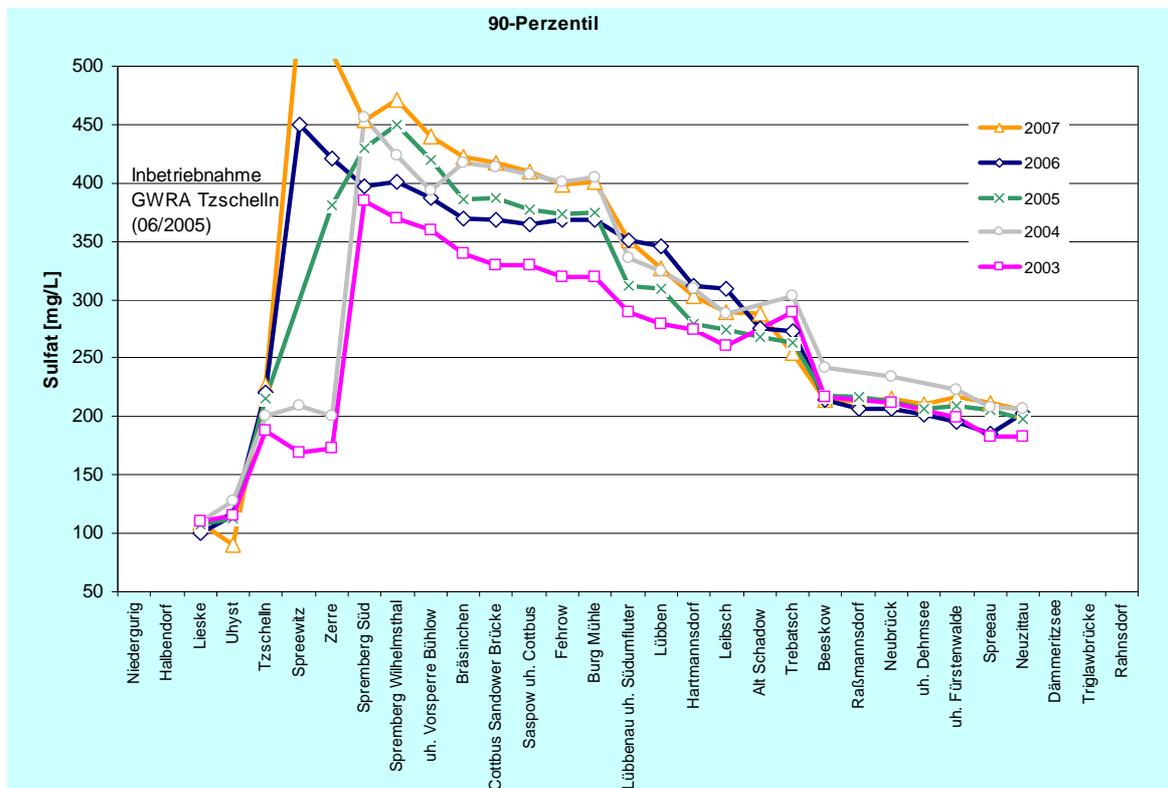


Abbildung 6: 90-Perzentil der Sulfatkonzentration im Längsschnitt der Spree, Jahre 2003 bis 2007

Die höchsten Sulfatkonzentrationen in diesem Zeitraum wurden in den Jahren 2004 und 2007 festgestellt, allerdings nur oberhalb des Spreewaldes bis zur Mst. Burg Mühle. Unterhalb des Spreewaldes ist eine deutliche Nivellierung der Unterschiede zwischen den Jahres-scheiben festzustellen.

Die wichtigste Ursache für das Ansteigen der Sulfatkonzentrationen stromaufwärts der Messstelle Zerre ist die Inbetriebnahme der GWRA Tzschelln, die im Sommer 2005 erfolgte. Seit dieser Inbetriebnahme wird ein Großteil der aus dem Tagbau Nochten stammenden Sulfatfracht auf verkürztem Weg am Fluss-km 280 in die Spree eingeleitet, aber gleichzeitig der Grubenwasserhauptableiter (Breiter Graben – Struga – Sammelableiter – Anlandebecke – GFK-Rohrleitung – GWRA Schwarze Pumpe) entlastet, weshalb die Sulfatkonzentrationen im Überlaufgefluder und im Abwasserkanal im Industriegebiet Schwarze Pumpe stark zurückgegangen sind. Insgesamt ist damit aufkommensneutral eine Verlagerung von Sulfatfrachten von der Einleitstelle „Abwasserkanal Schwarze Pumpe“ einige Fluss-km aufwärts zur Einleitstelle „GWRA Tzschelln“ erfolgt.

In Folge dessen sind im Jahre 2005 die Sulfatkonzentrationen an den Messstellen Spreewitz und Zerre sprunghaft auf ein höheres Niveau gestiegen (Abbildung 5 und Abbildung 6). Durch diese geänderte Situation war das Immissionsziel von 400 mg/L speziell an der Messstelle Zerre nicht mehr aufrecht zu erhalten, weshalb die "AG Flussgebietsbewirtschaftung" übergangsweise den Wert von 450 mg/L (90-Perzentil) am Profil Spremberg Wilhelmsthal festgesetzt hat [AGF 2007].

In dem Kurvenverlauf der Längsschnitte in Abbildung 5 und in Abbildung 6 sind zwei „Stufen“ erkennbar, an denen die Sulfatkonzentration stärker absinkt, als im übrigen Flussverlauf. Diese Stufen befinden sich zwischen den Mst. Burg Mühle und Lübbenau uh. Südumfluter sowie zwischen den Mst. Trebatsch und Beeskow. In beiden Fällen ist die Abnahme der Sulfatkonzentration auf die Einmündung weniger stark belasteter Gewässer zurückzuführen. Südlich von Beeskow mündet der Abfluss aus dem Schwielochsee, der durch mehrere kleine Zuflüsse gespeist wird, in die Spree ein. Die Sulfatkonzentrationen im Schwielochsee liegen deutlich unter denen in der Spree (vgl. Abbildung 7) und sind durch die Einleitung von ca. 10 % des Spreeabflusses über den Sawaller Altarm in den nördlichen Teil des Schwielochsees beeinflusst.

Der Anstieg der Sulfatkonzentrationen in der Spree ist eng mit der Wasserführung des Flusses verknüpft. Abbildung 8 zeigt den Rückgang der MQ-Werte am Pegel Spreewitz. Aus der Abbildung wird deutlich, dass die Wasserführung der Spree innerhalb von 10 Jahren (1994 bis 2004) stark zurückgegangen ist. Die Abnahme der Wasserführung in diesem Zeitraum hängt mit der Einstellung der Wasserhaltungen in den stillgelegten Tagebauen Lohsa II,

Burghammer, Bärwalde und Dreiweibern zusammen. Das Jahr 2004 war außerdem ein ausgesprochenes Trockenjahr (Tabelle 9) mit dem niedrigsten gemessenen Abfluss am 09.06.2004 seit Beginn der Datenaufzeichnung.

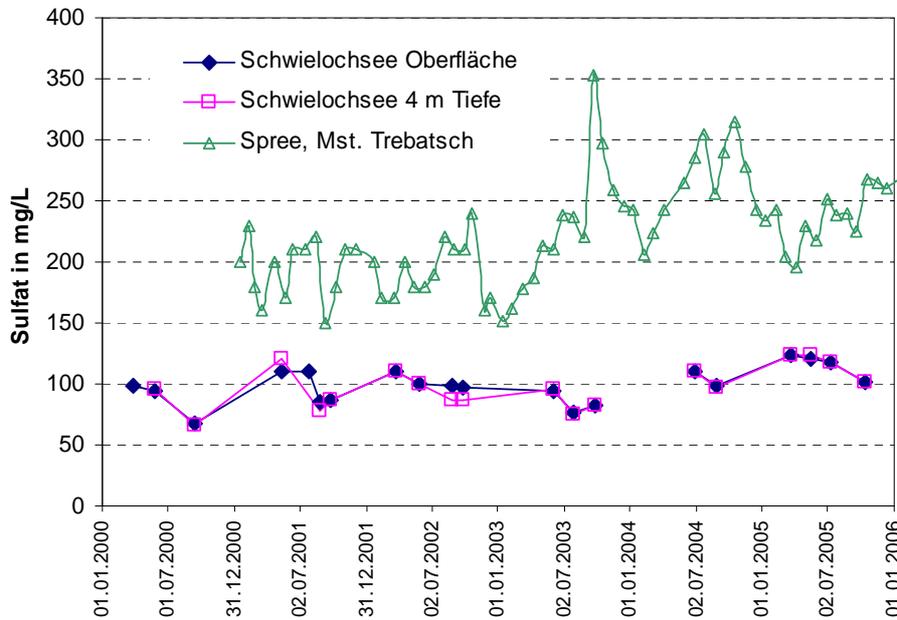


Abbildung 7: Vergleich der Sulfatkonzentrationen im Schwielochsee (Mst. Höhe Speicher) und in der Spree (Mst. Trebatsch)

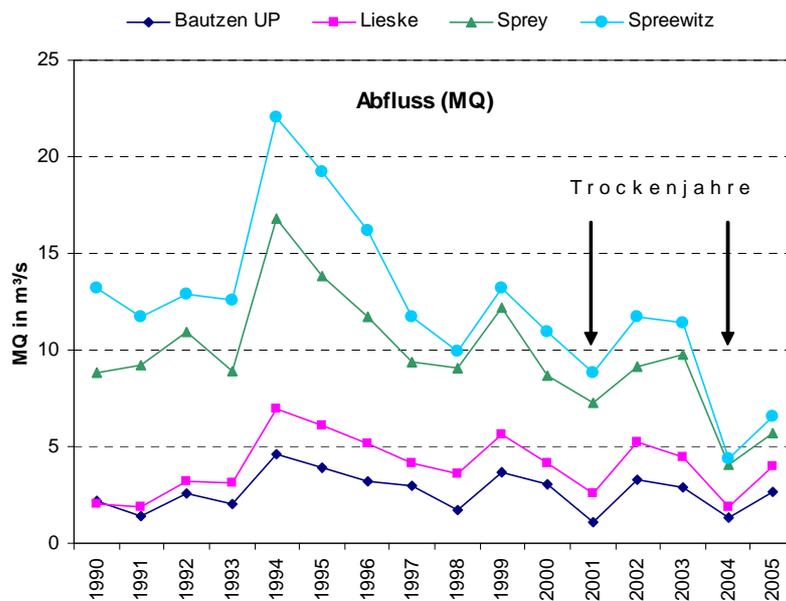


Abbildung 8: MQ-Werte der Pegel Bautzen UP, Lieske, Sprey und Spreewitz im Zeitraum 1990 bis 2005

Wenn unter solchen Bedingungen die Einleitungen aus dem aktiven Bergbau auf dem gleichen Niveau weitergeführt werden, muss es automatisch zu starken Konzentrationserhöhungen im Vorfluter kommen. Die gleichen Zusammenhänge sind auch aus der Abbildung 9 ableitbar. Dort ist einerseits der starke Rückgang der Sulfatfrachten in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre zu erkennen, die durch die Einstellungen der Wasserhaltung im Sanierungsbergbau bedingt waren und andererseits (im unteren Diagramm der Abbildung 9) ein überproportionaler Anstieg der Sulfatkonzentration ab 2003/2004, der nicht durch steigende Einleitungsmengen, sondern durch die geringe Wasserführung und den beginnenden diffusen Eintrag bedingt ist.

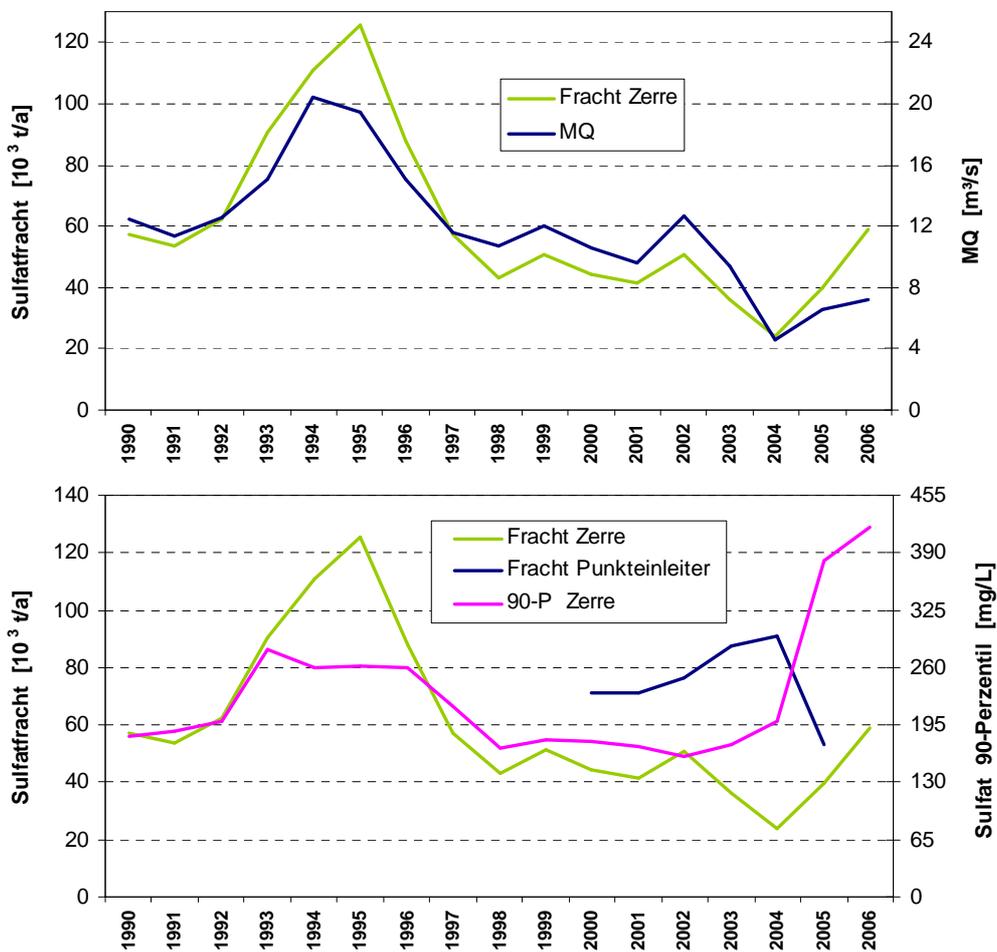


Abbildung 9: MQ-Werte, Sulfatfrachten und Sulfatkonzentrationen (90-Perzentil) an der Mst. Zerle im Zeitraum 1990 bis 2006  
Punkteinleiter: GWRA Kringeldorf, Tzschelln und Industriekomplex Schwarze Pumpe

Tabelle 9: Durchflusswerte in m<sup>3</sup>/s am Pegel Spreewitz

Pegel Spreewitz		Messstellen-Nr 58282.0					
Jahr	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
NQ	4,05	4,23	4,61	3,35	1,46	2,88	2,44
MQ	10,9	8,86	11,7	11,4	4,4	6,58	7,36
HQ	52,9	40	65,6	78,5	20,7	51,8	58,9
NNQ	09.06.2004	1,46					
HHQ	22.07.1981	153					

Die festgestellten jahreszeitlichen Schwankungen der Sulfatkonzentrationen in der oberen Spree bis zur TS Spremberg sind mit dem natürlichen Abflussgeschehen verknüpft. Jeweils in der Periode der erhöhten Wasserführung im Frühjahr (Feb. bis Apr./Mai) werden die niedrigsten Sulfatkonzentrationen gemessen (Abbildung 10). In der übrigen Jahreszeit liegen die Sulfatkonzentrationen auf einem deutlich höheren Niveau.

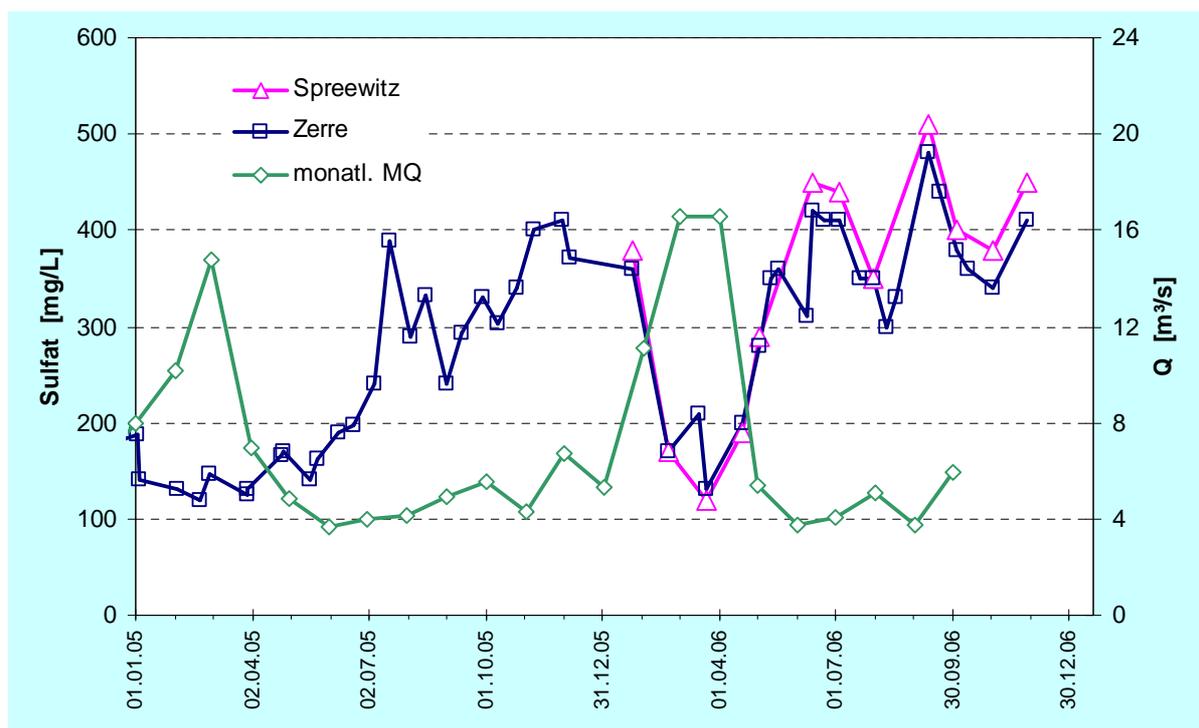


Abbildung 10: Monatliche Messwerte der Sulfatkonzentration an den Mst. Spreewitz und Zerre im Zeitraum 2005 bis 2006 sowie monatlicher MQ am Pegel Spreewitz

Dieser Zusammenhang zwischen natürlichem Abflussgeschehen und Sulfatkonzentration in der Spree verdeutlicht die Problematik, die zumindest in der Anfangsphase bei der geplanten Niedrigwasseraufhöhung aus den Speichern besteht. Immer dann, wenn Wasser aus den Speichern benötigt wird, sind die Sulfatkonzentrationen in der Spree hoch, so dass die Aus-

leitung sulfathaltigen Wassers durch den Sulfatgehalt limitiert wird. Dies trifft insbesondere für den Speicher Burghammer zu, der gegenwärtig noch Sulfatkonzentrationen > 1000 mg/L aufweist. Durch die Retentionswirkung des Spreewaldes und durch die im Sommer ablaufenden Stoffwandlungsprozesse schlagen aber die sommerlichen Konzentrationsmaxima in der oberen Spree nicht bis in die untere Spree durch (siehe Kapitel 4.4 und 5.2).

### Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentrationen und -frachten in der Spree

In Abbildung 11 und Abbildung 12 ist die Entwicklung der Sulfatkonzentrationen und -frachten in der Spree seit dem Jahre 1970 dargestellt (siehe auch Anlage 1, S. 16-19). Bei den Konzentrationen (90-Perzentil) ist seit dem Jahre 2000 ein gravierender Anstieg der Werte an den Messstellen (Mst.) Spreewitz bis Cottbus Sandower Brücke festzustellen. An den Mst. Hartmannsdorf und Leibsch ist ein geringerer, aber immer noch deutlicher Anstieg im gleichen Zeitraum zu konstatieren. Die steigende Tendenz der Sulfatkonzentrationen ist auch noch an den Mst. Beeskow und Neuzittau feststellbar, wenn auch in wesentlich abgeschwächtem Ausmaß.

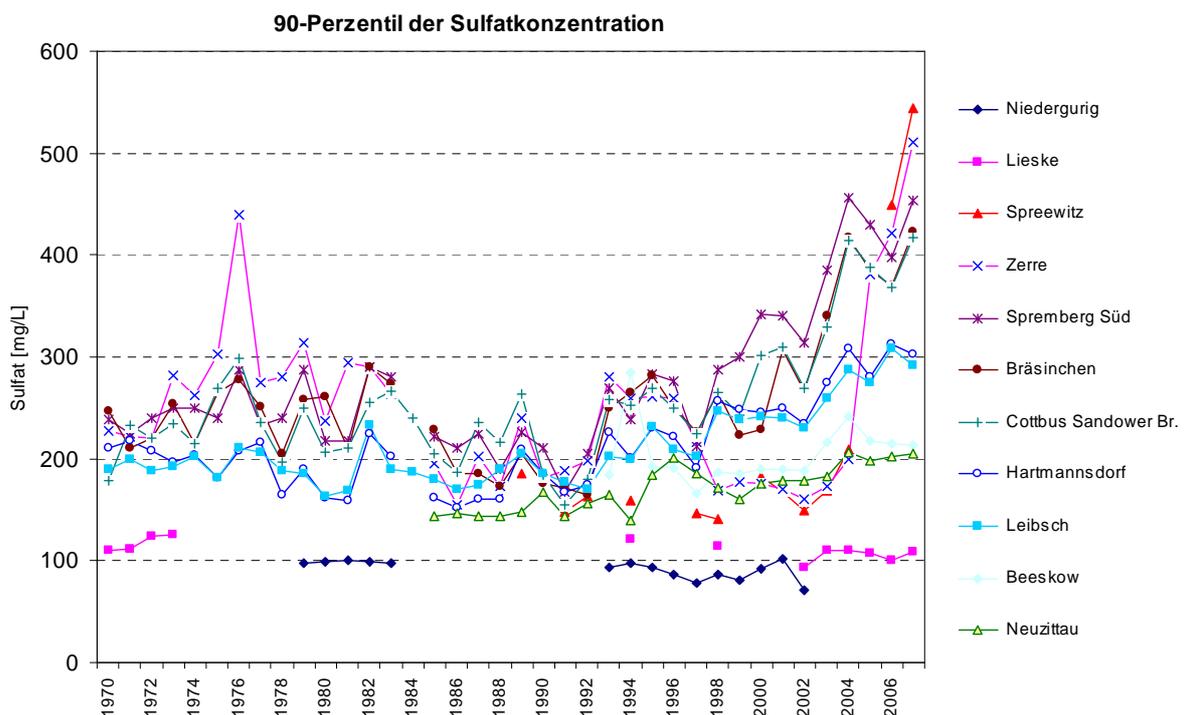


Abbildung 11: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentrationen (90-Perzentil) in der Spree im Zeitraum 1970 bis 2007

Aus Abbildung 12 ist erkennbar, dass die Sulfatfrachten an den Mst. von Spremberg Süd bis Hartmannsdorf (im Gegensatz zu den Konzentrationen) im gleichen Zeitraum nur geringfügig gestiegen bzw. fast konstant geblieben sind (mit Ausnahme Hartmannsdorf im Jahre 2002).

Tabelle 10 zeigt einen Vergleich der Frachten und Konzentrationen für die Jahre 2000 und 2006 an den Mst. Spremberg Süd, Hartmannsdorf, Leibsch und Beeskow. Während an der Mst. Spremberg Süd sowohl die Frachten als auch die Konzentrationen um den gleichen prozentualen Betrag zugenommen haben, ist bei den anderen Messstellen ein Absinken der Fracht, aber eine deutliche Zunahme der Konzentrationen (90-Perz.) festzustellen. Diese gegensätzliche Tendenz von Frachten und Konzentrationen kann nur mit einer Verringerung des Wasserdargebotes erklärt werden.

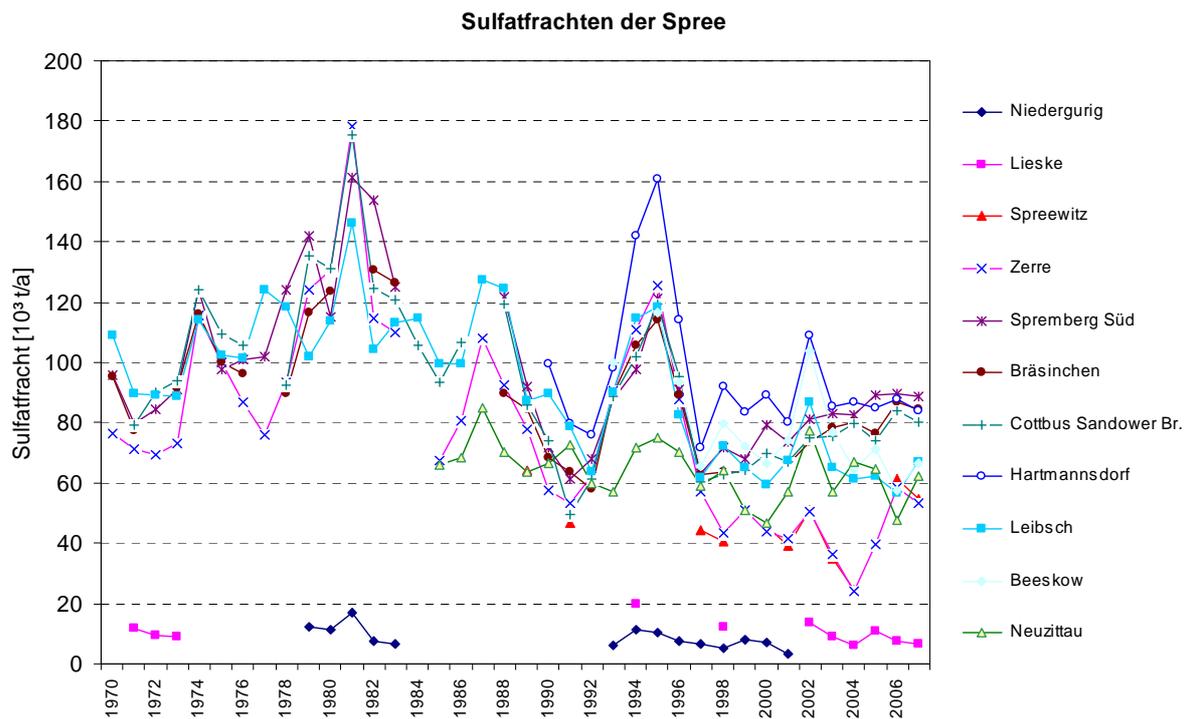


Abbildung 12: Zeitliche Entwicklung der Sulfatfrachten in der Spree im Zeitraum 1970 bis 2007

Tabelle 10: Vergleich der Frachten und Konzentrationen (90-Perzentil) für die Jahre 2000 und 2006 an mehreren Gütemessstellen (weitere Daten siehe Anlage 1, S. 4-10)

Messstelle	Fracht			Konzentration (90-Perz.)		
	2000	2006	Zu-/Abnahme <sup>1)</sup>	2000	2006	Zu-/Abnahme <sup>1)</sup>
	10 <sup>3</sup> t/a	10 <sup>3</sup> t/a		mg/L	mg/L	
Spremberg Süd	79,4	89,8	113%	342	397	116%
Hartmannsdorf	89,0	87,5	98%	246	312	127%
Leibsch	59,5	56,8	95%	242	309	128%
Beeskow	66,6	57,5	86%	190	214	113%

<sup>1)</sup> Jahr 2000 = 100 %

*Sulfatfrachten im Längsprofil der Spree*

In Abbildung 13 sind die ermittelten Sulfatfrachten im Längsprofil der (Haupt)-Spree dargestellt. Mit Ausnahme des Jahres 2002 werden jeweils in Spremberg Süd die höchsten Sulfatfrachten erreicht. Dann erfolgt eine leichte Abnahme bis zur Mst. Cottbus Sandower Brücke. Bis Hartmannsdorf steigen die Frachten dann wieder etwas an, weil über die Spreewaldzuflüsse zusätzliche Sulfatfrachten eingetragen werden. Unterhalb der Mst. Hartmannsdorf sind alle bergbaulich bedingten Sulfateinleitungen abgeschlossen. Die Hauptspreewald am Unterpegel in Leibsch weist deutlich niedrigere Frachten als in Hartmannsdorf auf. Dies resultiert offensichtlich aus der Aufspaltung der Sulfatfrachten im Unterspreewald:

- zum einen in die Pretschener Spree und den Randkanal, der zum Köthener See hin abfließt
- zum anderen zweigt an der Wehrgruppe in Leibsch der Dahme-Umflut-Kanal (DUK) ab, der einen wesentlichen Teil der Sulfatfracht zur Dahme ableitet.

Wie sich diese Aufspaltung des Wasserstromes und damit der Frachten im Spreesystem auswirken und ob ein Abbau von Sulfat im Spreewald an der Frachtreduzierung der Hauptspreewald beteiligt ist, konnte erst durch die Bilanzierung der Sulfatfrachten in den Spreewaldzu- und -abflüssen sowie durch die Aufstellung eines Flussgebietsmodells geklärt werden (siehe Kapitel 5 und 6).

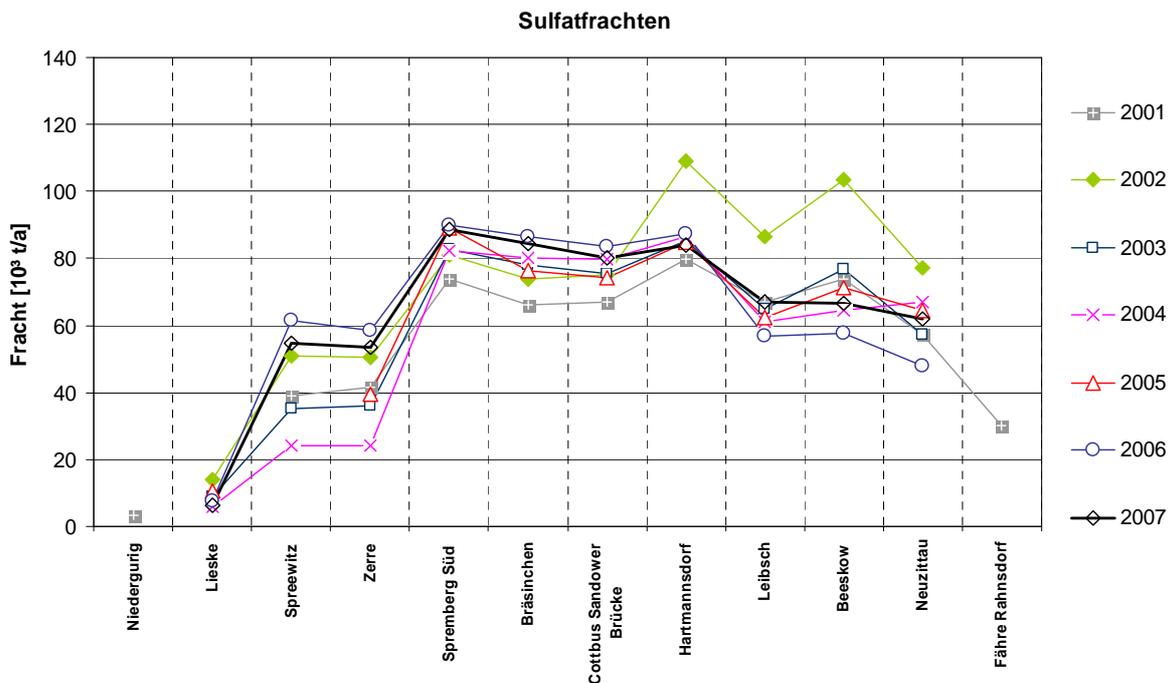


Abbildung 13: Sulfatfrachten im Längsprofil der Spree für die Jahre 2001 bis 2007

Von Leibsch bis Beeskow steigen die Frachten wieder an, weil sich die Pretschener Spree mit der Hauptsprees wieder vereinigt hat und aus dem Einzugsgebiet des Schwielochsees neue Frachten hinzukommen.

## 3.2 Punktquellen

### 3.2.1 Betrachtung zu den Sulfatquellen im sächsischen Einzugsgebiet

Die wichtigsten Sulfatquellen im sächsischen Teil des Untersuchungsgebietes sind der aktive Bergbau mit seinen Grubenwassereinleitungen, diffuse Einträge und Einträge aus gefluteten Tagebaurestseen, die an die Vorflut angeschlossen sind bzw. in den nächsten Jahren angeschlossen werden. In der Studie zur Ermittlung des diffusen Stoffeintrages in die Spree (sächsisches Einzugsgebiet) [GEOS 2007] wurde gezeigt, dass die diffusen Einträge und die Ausleitungen aus den Restseen in den nächsten Jahren zunehmend an Bedeutung gewinnen.

Für die Bearbeitung in dieser Studie wurden die Prognosen zur Wasser- und Sulfatabgabe aus den GWRA durch neue Zuarbeiten von Vattenfall [VEM 2007] und [VEM 2008] präzisiert (siehe Anlage 5) sowie Daten aus dem Sulfat-Monitoring ausgewertet. Da der aus dem Industriegelände Schwarze Pumpe führende Abwasserkanal einen wesentlichen Anteil des Sulfateintrages in die Spree liefert, wurden zur besseren Übersicht die wichtigsten Wasserströme im Industriegelände Schwarze Pumpe in Abbildung 14 dargestellt. Die Wässer aus den Tagebauen Welzow und Nochten sind mit hohen Sulfatfrachten verbunden, die über das Überlaufgefluder und dem Abwasserkanal der Spree zugeführt werden. Der Sulfateintrag aus dem Industriegelände selbst, durch verschiedene Benutzer, ist im Vergleich dazu klein. In dem seit 2004 laufenden Sulfat-Monitoring an den wichtigsten Einleitungsstellen wurde ermittelt, dass über den Abwassergraben SVZ/SUSTEC nur ca. 5 % der Sulfatfracht direkt aus dem Industriegelände kommt. Die in der Papierfabrik anfallende Sulfatfracht (2006: 259 t) kann gegenüber den bergbaulichen Einleitungen vernachlässigt werden.

Die Hauptmenge des Sulfates im Industriegelände wird mit dem gereinigten Grubenwasser transportiert, welches im Überlaufgefluder abgeleitet wird. Ein anderer Teil wird mit dem Brauchwasser zum Kraftwerk Schwarze Pumpe geliefert, fließt von dort aber über den Klarwasserhauptsammler wieder zurück und wird ebenfalls im Überlaufgefluder abgeleitet.

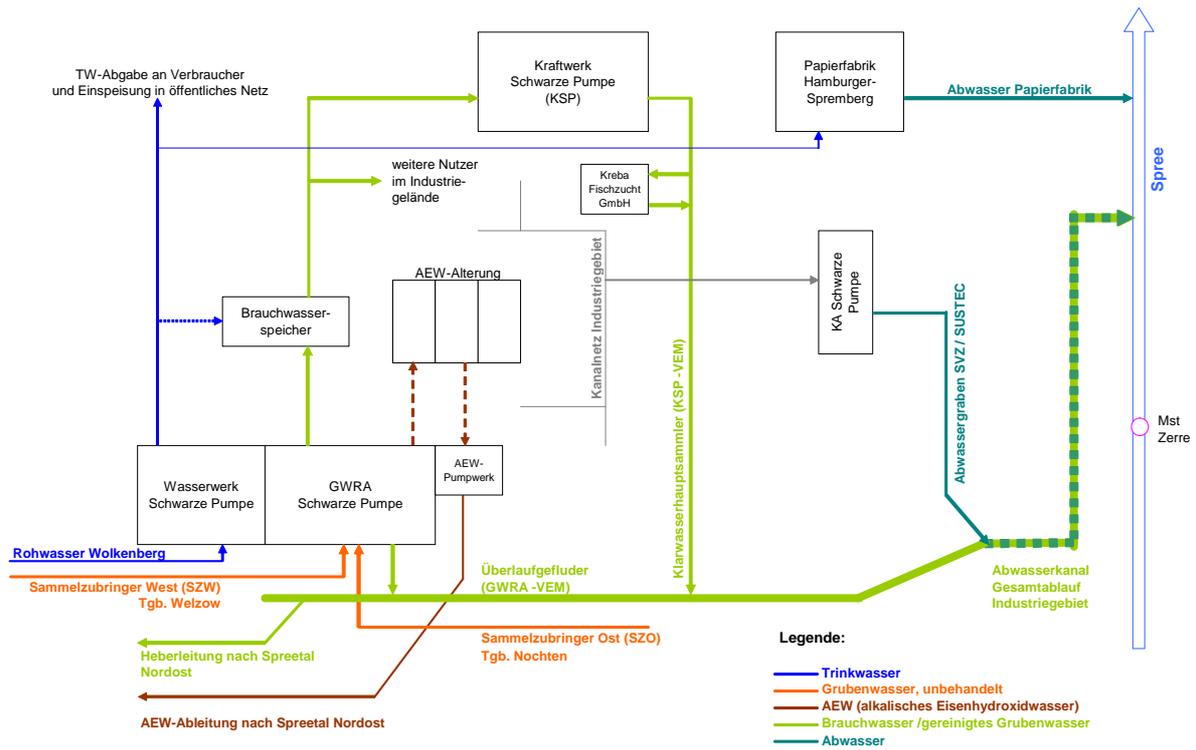


Abbildung 14: Schematische Übersicht der Wasserver- und Entsorgung am Industriestandort Schwarze Pumpe

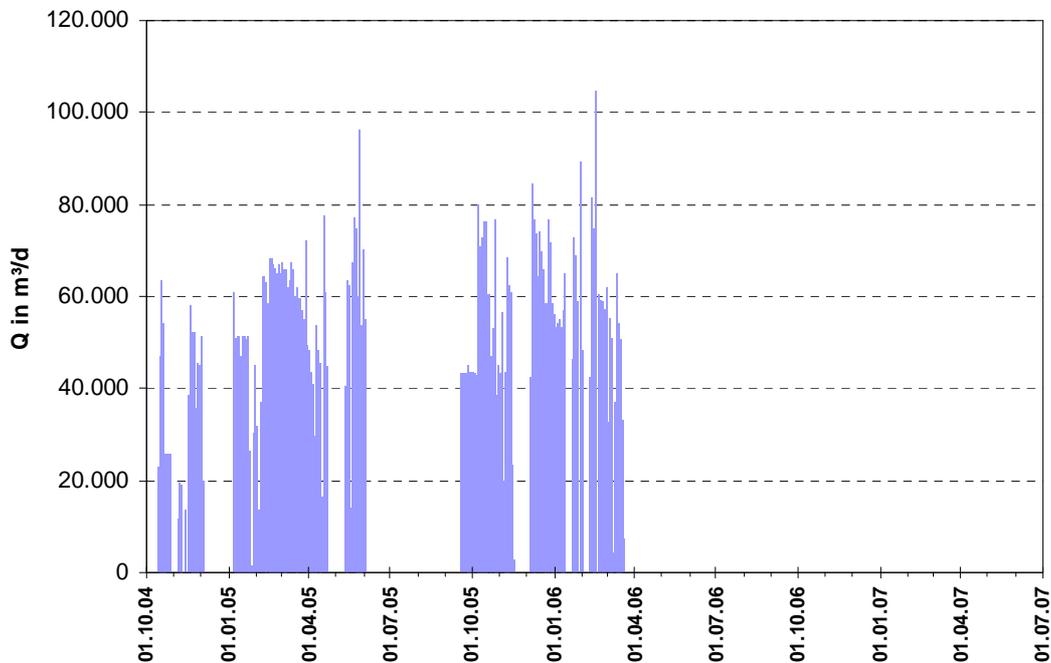


Abbildung 15: Ableitungsmengen über die LMBV-Heberleitung zum Tagebaurestsee Spreetaal-Nordost (SNO)

Dennoch gelangt nicht die Gesamtmenge der aus den Tagebauen stammenden Sulfatfracht in die Spree, weil ein Teil der Grubenwässer über die AEW-Leitung bzw. die Heberleitung zum Tagebaurestsee Spreetal-Nordost geleitet und somit aus dem Einzugsgebiet der Spree entfernt wird. Die in den letzten Jahren über diesen Weg abgeleiteten Wassermengen sind in Anlage 5 (S. 6) aufgeführt. Die Wasserentnahme über die Heberleitung nach Spreetal-Nordost (SNO) ist im WBalMo allerdings mit einer sehr hohen Rangzahl eingeordnet, so dass die Wasserentnahme nur nachrangig nach anderen Nutzungen, d.h. nur sporadisch erfolgen kann (Abbildung 15). Demzufolge schwankten die entnommenen Wassermengen in einem großen Bereich von Null (im Jahre 2001) bis 9,07 Tm<sup>3</sup>/a (im Jahre 2005). Aus den von Vattenfall zur Verfügung gestellten Daten (Anlage 5, S. 6) geht hervor, dass bisher maximal 13 % der aus den Sammelzubringern Ost und West stammenden Wassermenge in Richtung Tagebaurestsee SNO abgeleitet wurden. Diesen Anteil kann man in 1. Näherung auch auf das Sulfat übertragen, da in der GWRA Schwarze Pumpe kein Sulfat abgetrennt wird. Damit wird der Sulfatgehalt im AEW bzw. in der Heberleitung durch das Zulaufwasser aus den Tagebauen Welzow und Nochten bestimmt.

Als weitere Punktquellen im sächsischen Einzugsgebiet werden in naher Zukunft die Ausleitungen aus den Speichern Bärwalde und Lohsa II/Burghammer hinzukommen. Die Sulfatkonzentrationen im Bärwalder See lagen im Jahr 2006 zwischen 300 und 340 mg/L. Im Jahr 2008 wurde der Bärwalder See über relativ lange Zeiträume aus der Spree fremd geflutet, so dass die Sulfatkonzentrationen noch weiter abgesunken sind. Der zukünftige Ablauf aus dem Bärwalder See stellt deshalb hinsichtlich Sulfat für die Spree kein großes Problem dar. Ganz anders ist die Situation im Speicher Burghammer. Dort wurden im Jahr 2006 Sulfatkonzentrationen zwischen 1100 und 1200 mg/L gemessen. Der Sulfataustrag aus beiden Speichern wurde von G.E.O.S. auf Basis des aus WBalMo zur Verfügung gestellten Mengengerüsts modelliert [GEOS 2008]. Die dabei erhaltenen Ergebnisse sind in Anlage 5 (S. 14-15) enthalten.

### **3.2.2 Betrachtung zu den Sulfatquellen im brandenburgischen Einzugsgebiet**

Die wichtigsten Sulfatquellen sind in Anlage 5 zusammengestellt. Auch im brandenburgischen Einzugsgebiet der Spree ist der aktive Bergbau die mengenmäßig größte Quelle für den Sulfateintrag. In Anlage 5 (S. 14) sind die Sulfateinträge aus dem Förderraum Jänschwalde/Cottbus-Nord zusammengestellt. Die Sulfatfrachten aus den Tagebauen Cottbus-Nord und Jänschwalde werden zum überwiegenden Teil (> 90 %) über die GWRA Jänschwalde geführt. Ein geringer Teil wird über die GWRA Briesnig zur Neiße abgeleitet. Im Kraftwerk Jänschwalde findet eine Grundwasserhebung statt, um einen bestimmten bautechnisch erforderlichen Grundwasserstand zu halten. Das geförderte sulfathaltige Grundwasser wird

ebenfalls über die GWRA Jänschwalde geleitet und gelangt zusammen mit den gereinigten Grubenwässern ins Kraftwerk Jänschwalde, wo das Wasser zu Kühlzwecken eingesetzt wird. Dadurch verdampft ein Teil des Wassers und die Sulfatkonzentration steigt. An der Sulfatfracht ändert sich aber nichts, so dass die in der GWRA Jänschwalde zusammengeführten Sulfatfrachten ohne große Veränderung der Mengen in den Hammerstrom abgegeben werden (vgl. dazu Fließschema Förderraum Jänschwalde/Cottbus-Nord, Abbildung 16).

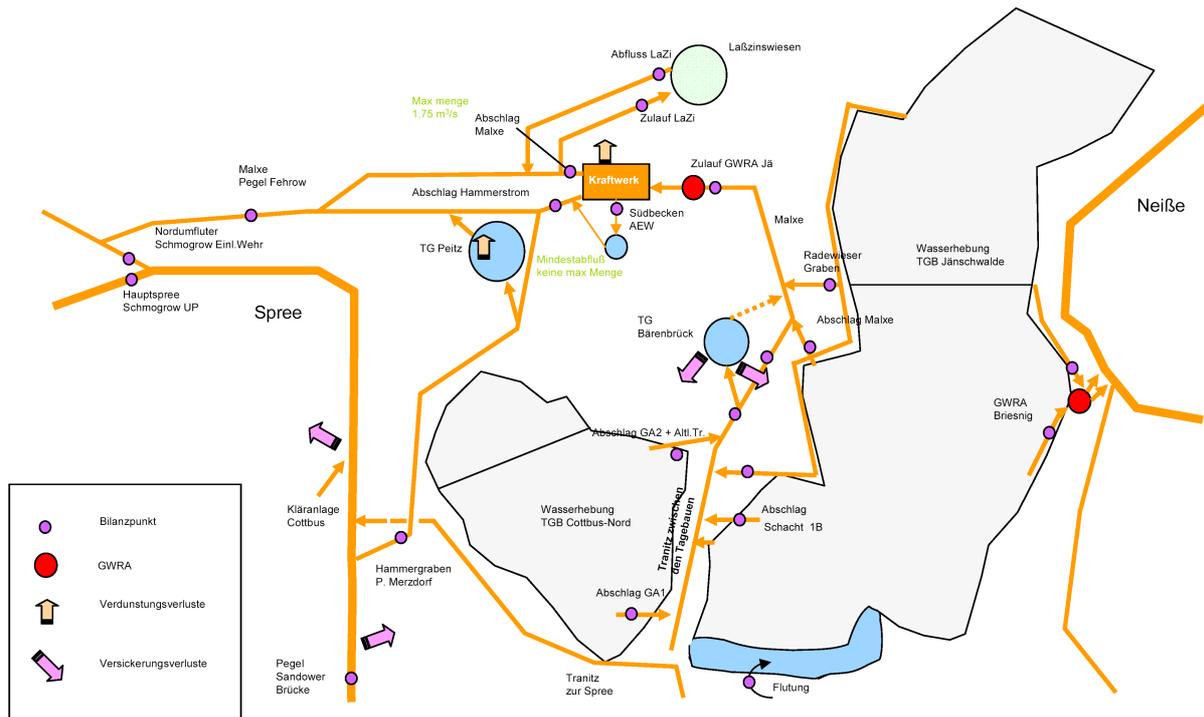


Abbildung 16: Fließschema für den Förderraum Jänschwalde/Cottbus Nord (Stand 2008) [VEM 2008]

Bei den von Vattenfall angegebenen Sulfatfrachten handelt es sich um die Summe der Stoffmengen, die über den Abschlag zur Malxe und über den Abschlag zum Hammerstrom in die Vorflut gelangen.

Die Entwässerung des Tagebaus Welzow, der östlich von Spremberg im brandenburgischen Einzugsgebiet der Spree liegt, erfolgt über die GWRA Schwarze Pumpe. Die hier anfallenden Sulfatfrachten gelangen deshalb über die GWRA Schwarze Pumpe in das Überlaufgefluder und den Abwasserkanal, der aus dem Industriekomplex Schwarze Pumpe führt und wenige Meter südlich von Trattendorf noch auf sächsischem Gebiet in die Spree mündet. Die Menge der Sulfatfrachten aus dem Tagebaubereich Welzow ist in Anlage 5 auf den Seiten 7 und 8 zu finden. Ein unbedeutender Anteil der Wässer aus dem Tagebau Welzow (ca. 2-3%) wird über die GWRA Klein Buckow direkt zur Talsperre Spremberg abgeleitet. Dabei handelt

es sich um Randriegelwässer mit einer sehr geringen Sulfatbelastung, so dass dieser Teilstrom hinsichtlich Sulfat vernachlässigt werden kann.

Weitere wichtige punktförmige Sulfatquellen sind in Anlage 5 auf Seite 5 zusammengestellt. Dabei handelt es sich um den Moorgraben am Weißacker Moor und die Ableitungen aus der GWAB Großteich Görldorf. Am Nordrand des Weißacker Moores (südwestlich des ehemaligen Tagebaus Schlabendorf Süd) haben sich einige Vernässungsstellen mit Abläufen von sauren und sulfathaltigen Wässern gebildet. Einer dieser Abläufe stellt der Moorgraben am Bergen-Weißacker Moor (LMBV-Mst. 10.147) dar. In der Nähe des Horstteiches mündet der so genannte Drainagegraben T2, der saures und stark sulfathaltiges Wasser führt, in die Berste. Weitere punktförmige Zutritte von sauren sulfathaltigen Wässern infolge Grundwasserwiederanstieg sind den Verfassern nicht bekannt. Diffuse Zutritte von sulfathaltigen Wässern sind in diesem Bereich ebenfalls vorhanden. Die Abflüsse aus diesem Gebiet werden in der Berste gebündelt und an der Mst. 10.149 (Straßenbrücke Goßmar/Beesdau, Borchelts Busch) erfasst. Hier wurde in den letzten Jahren (2005 bis 2007) eine steigende Tendenz der Sulfatfrachten festgestellt (Anlage 5, S. 5). Am Auslauf des Großteiches nahe Görldorf (nordwestlich vom Tagebau Schlabendorf Süd) kommen pro Jahr etwa 600 t Sulfat aus einer Wasserhaltung der LMBV hinzu, da hier Filterbrunnenwasser zur Stützung der örtlichen Vorflut und zur Verhinderung von sauren pH-Werten in der Berste eingeleitet werden muss. An der Mündung der Berste in die Spree (Mst. Lübben, Brücke B115) wurden in den Jahren 2000 bis 2007 Sulfatfrachten zwischen 3.500 und 7.900 t Sulfat jährlich ermittelt (Anlage 4, S. 2). Diese Sulfatfrachten sind überwiegend eine Folge der bereits erwähnten Zuflüsse aus Vernässungsflächen und diffuser Zutritte in Folge des Grundwasserwiederanstieges.

Auch die anderen südlichen Zuflüsse zum Spreewaldgebiet (Dobra, Wudritz, Vetschauer Mühlenfließ und Greifenhainer Fließ) führen durch den Altbergbau bedingte Sulfatfrachten in die Spree, ohne dass bedeutende punktförmige Sulfatquellen vorhanden sind. Diese Fließe führen in erster Linie den durch den Grundwasserwiederanstieg verursachten diffusen Eintrag aus ihrem jeweiligen Einzugsgebiet der Spree zu.

### 3.2.3 Zusammenfassung Punktquellen

Wenn man alle zur Verfügung stehenden Daten zu den punktförmigen Sulfatquellen zusammenführt, ergibt sich das in Abbildung 17 dargestellte Bild. Die nach der Inbetriebnahme der Speicher Bärwalde, Burghammer und Lohsa II und des Cottbuser Ostsees zu erwartenden Sulfatfrachten wurden mit Hilfe eines Simulationsmodells ermittelt.

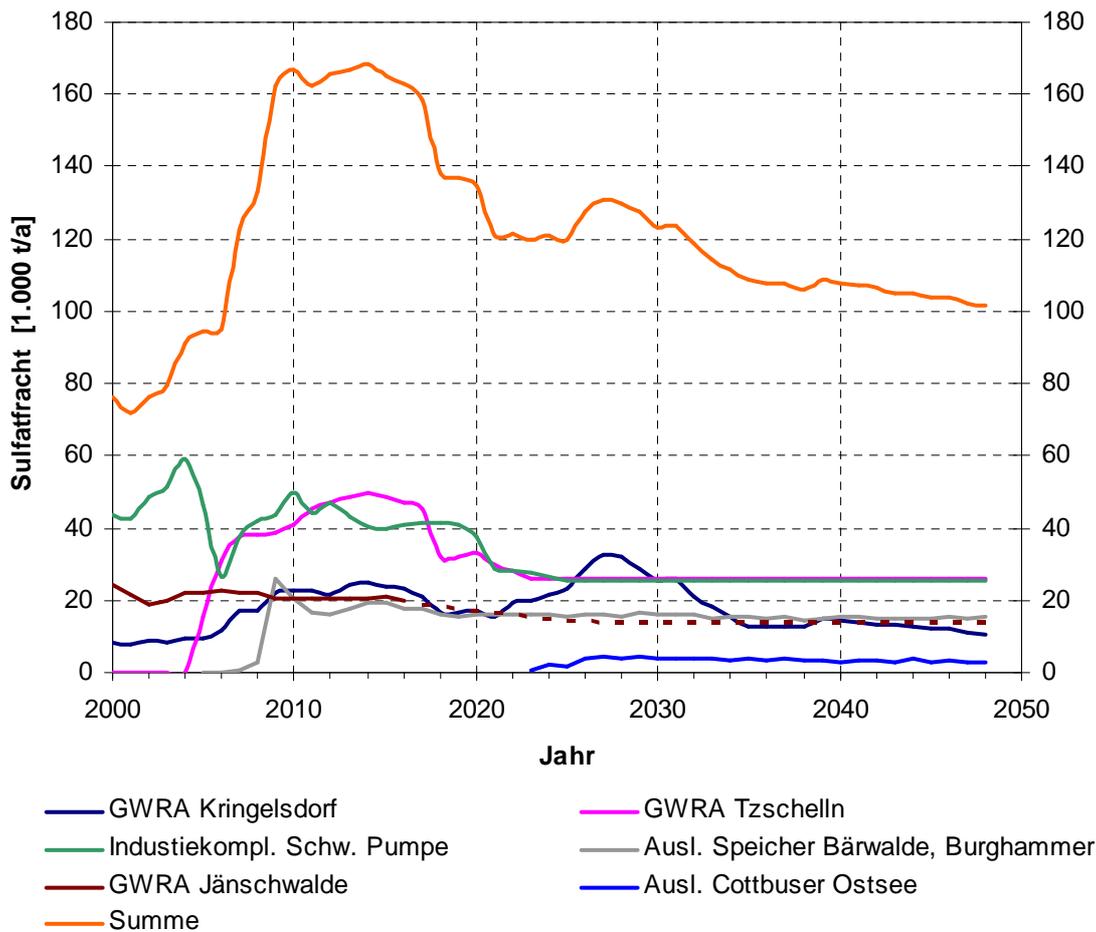


Abbildung 17: Prognostische Sulfatfrachten aus wichtigen Sulfatquellen (Punkteinleiter)

Aus den Daten zeichnet sich ein Höhepunkt der Sulfateinträge im Zeitraum von 2009 bis 2017 ab. Danach ist mit deutlich sinkenden Sulfateinträgen zu rechnen. Der starke Anstieg der Sulfateinträge ab dem Jahr 2005 wird durch folgende Umstände verursacht: Die Inbetriebnahme der Speicher fällt zeitlich mit einer Periode steigender Sulfatfrachten aus dem aktiven Bergbau zusammen. Gleichzeitig wird in den nächsten Jahren der diffuse Sulfateintrag durch den langsam fortschreitenden Grundwasserwiederanstieg zunehmend an Bedeutung gewinnen, so dass sich hier gleich drei Belastungsfaktoren zeitlich überlagern. Auf die diffusen Einträge in Brandenburg wird im Kapitel 6.3 (S. 93ff) eingegangen.

### 3.3 Rohwasserqualität im Wasserwerk Briesen

Neben Berlin (außerhalb des Untersuchungsgebietes) hat die Spree eine herausragende Bedeutung für die Wasserversorgung der Region Fürstenwalde – Frankfurt/Oder. Der örtliche Wasserversorger FWA Frankfurter Wasser- und Abwassergesellschaft mbH betreibt in dieser Region zwei Wasserwerke (Briesen und Müllrose). Da im Wasserwerk Briesen aus dem Grundwasserleiter maximal 4.000 m<sup>3</sup>/d entnommen werden können, jedoch bis zu 21.000 m<sup>3</sup>/d benötigt werden, muss das Grundwasser angereichert werden.

Das Wasserwerk Briesen entnimmt dazu etwas unterhalb der Schleuse Kersdorf Wasser aus der Spree und infiltriert dieses über Versickerungsbecken in den Boden. Durch eine Heberbrunnen-Galerie wird dieses Wasser nach einer Bodenpassage von ca. 200 m wieder entnommen und zu Trinkwasser aufbereitet. Die Bodenpassage dauert dabei ca. 100 Tage.

Der Sulfatgehalt des Rohwassers wird durch das Wasserwerk Briesen kontrolliert. In den Jahren seit 1998 ist mit Abweichungen nach oben und nach unten insgesamt eine steigende Tendenz der Sulfatkonzentrationen in der Spree und damit im Infiltrationswasser des WW Briesen festzustellen (Abbildung 18 und Abbildung 19). Sulfat wird während der genannten Bodenpassage nicht nennenswert zurückgehalten. Die steigende Tendenz der Sulfatkonzentrationen hält auch in der jüngeren Vergangenheit (seit 2005; Abbildung 19) an, wobei im Jahre 2008 die Sulfatkonzentrationen bereits zweimal in bedenkliche Nähe des Grenzwertes der TVO von 240 mg/L gestiegen sind. Dies war im Februar 2008 der Fall (Messwert am 05.02.2008: 225 mg/L) und ganz aktuell im September 2008 mit 233 mg/L. Aus dem Trend der Messwerte ist zu befürchten, dass in naher Zukunft im Rohwasser Sulfatkonzentrationen größer 240 mg/L auftreten können. Dabei ist jedoch die Abflusscharakteristik der Spree zu berücksichtigen.

Stellt man die gemessenen Sulfatkonzentrationen den MQ-Werten am Pegel Beeskow gegenüber, ist festzustellen, dass die Minima in der Sulfatganglinie immer in abflussarme Zeiten fallen. Die Maxima der Sulfatkonzentrationen treten demgegenüber häufig in Zeiträumen mit erhöhtem Abfluss auf, auch wenn hier die Korrelation weniger gut ausgeprägt ist. Dieses gegensätzliche Verhalten der Sulfatkonzentrationen und Abflüsse hängt vermutlich mit der jahreszeitlich und stauhaltungsbedingten unterschiedlichen Funktion des Spreewaldes als zeitweilige Sulfatsenke bzw. -quelle zusammen. Beide Effekte werden in den nachfolgenden Kapiteln 4 und 5 näher erläutert. Sie führen dazu, dass in den vegetationsarmen Jahreszeiten (Oktober bis März) bei im Vergleich zu den Sommermonaten hohen Abflüssen aus dem Spreewald hohe Sulfatfrachten in die Spree abgegeben werden.

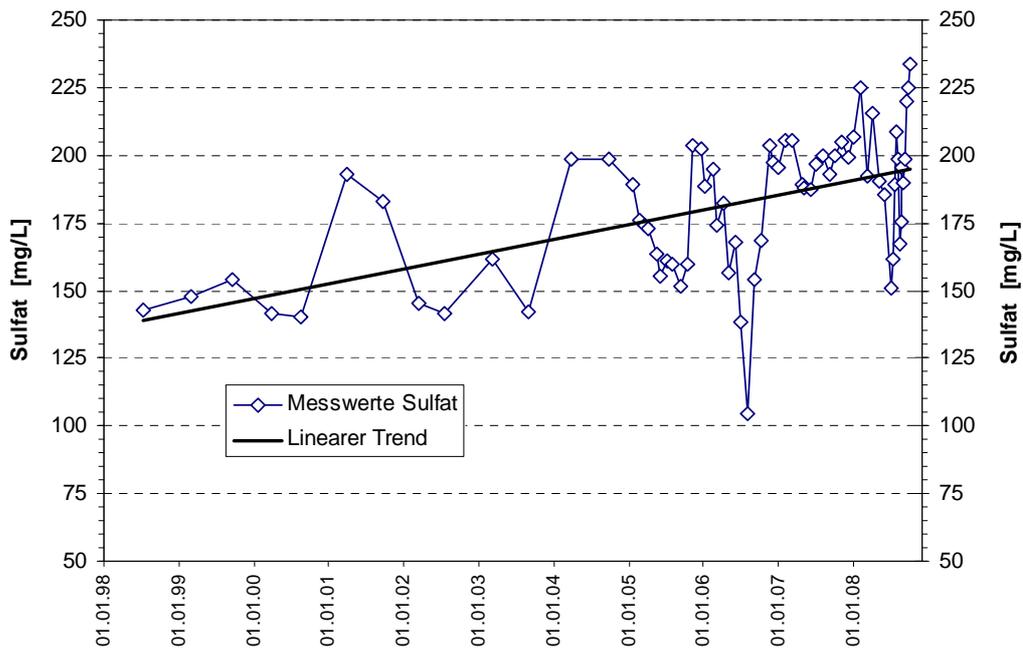


Abbildung 18: Sulfatanalysen des Rohwassers (Entnahme aus der Spree) im Wasserwerk Briesen (Zeitraum 1998 – 2008)

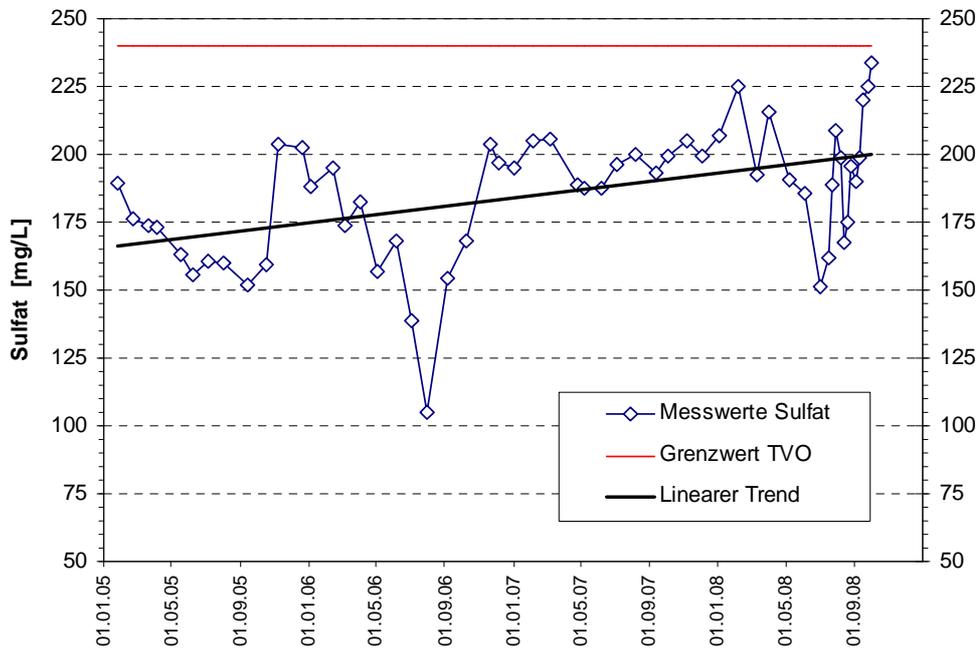


Abbildung 19: Sulfatanalysen des Rohwassers im Wasserwerk Briesen (Zeitraum 2005 – 2008)

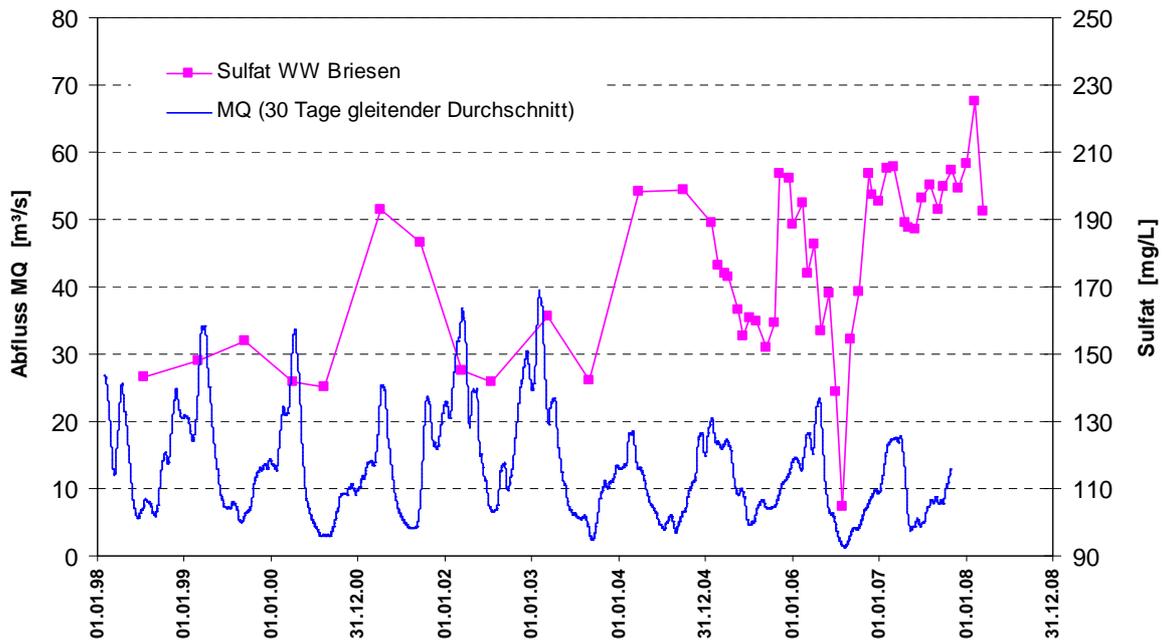


Abbildung 20: Vergleich Sulfatanalysen WW Briesen und MQ am Pegel Beeskow

Tabelle 11: Veröffentlichte Werte der Trinkwasserqualität im WW Briesen (Geschäftsjahr 2007, FWA Frankfurter Wasser- und Abwassergesellschaft mbH)

Kriterium	Einheit	Werte aus dem GJ 2007		
		Minimum	Mittelwert	Maximum
Calcium	mg/L	103,4	108,9	115,1
Chlorid	mg/L	43,7	48	50,3
Eisen	mg/L	<0,01	0,022	0,06
Fluorid	mg/L	0,12	0,15	0,22
Kalium	mg/L	4,52	5,04	5,39
Magnesium	mg/L	11,6	12,1	12,4
Mangan	mg/L	<0,005	0,007	0,048
Natrium	mg/L	30,1	31,3	32,8
Nitrat	mg/L	0,54	0,91	1,33

Quelle: <http://www.fwa-ffo.de/fwadocs/index.php>

Mit dem Wintereinstau werden im Spreewald große Mengen an Nährstoffen und Sulfat mobilisiert, die bei hohen Abflüssen mit hoher Fließgeschwindigkeit bis zur Rohwasserentnahmestelle unterhalb der Schleuse Kersdorf transportiert werden. Wenn dieses Denkmodell

stimmt, dann müssten im Gegensatz zu den bergbaunahen Gütemessstellen (z. B: Zerre oder Spremberg Süd), an denen im Sommer die höchsten Sulfatkonzentrationen auftreten, an den Mst. in der Unteren Spree im Sommer die niedrigsten und in den Wintermonaten die höchsten Sulfatkonzentrationen auftreten. In den Diagrammen in Anlage 3 (S. 1) lässt sich dieser gegensätzliche Jahrgang der Sulfatkonzentrationen der bergbaunahen Mst. und der Mst. in der Unteren Spree tatsächlich erkennen, z. B. durch einen Vergleich Mst. Spremberg Süd und Neuzittau.

### **3.4 Konzentrations-Abfluss-Beziehungen und Jahrgänge der Sulfatkonzentrationen und –frachten**

Die Analyse dieser Daten soll u. a. Aussagen über das Verhalten des Spreewaldes als Stoffsenke und Retentionsgebiet für Sulfat in unterschiedlichen hydrologischen Situationen liefern und jahreszeitlich bedingte Veränderungen in den Stoffflüssen bei Sulfat versuchen aufzuklären.

#### **3.4.1 Methodik der Datenverarbeitung und -auswertung**

Mit Hilfe einer Durchfluss-Konzentrations-Beziehung (Q-C-Funktion) lässt sich aus der Summenhäufigkeit der Abflüsse die Summenhäufigkeit der Sulfatkonzentrationen ermitteln. Daraus können dann die so genannten Dauerlinien für Abfluss- und Sulfatkonzentration berechnet werden.

Diese Auswertemethodik wurde zur Charakterisierung der gegenwärtigen Abfluss- und Gütesituation (Sulfat) an folgenden Messstellen angewendet:

Hauptspree:           Spremberg Süd  
                          Bräsinchen  
                          Cottbus, Sandower Brücke  
                          Leibsch  
                          Beeskow  
                          Neuzittau

Zuflüsse:             Großes Fließ  
                          Vetschauer Fließ  
                          Südumfluter  
                          Greifenhainer Fließ  
                          Dobra  
                          Wudritz  
                          Nordumfluter  
                          Berste

Datengrundlage waren die Abflussreihen der betreffenden Pegel im Zeitraum von 01/1991 bis 10/2006 sowie die in diesem Zeitraum gemessenen Sulfatkonzentrationen.

Aus den Daten wurden für die Pegel der Hauptspree und der Zuflüsse zunächst Abfluss-Konzentrations-Beziehungen aufgestellt. Mit den ermittelten Funktionsparametern wurden

dann Tages-Sulfatgehalte berechnet. Mit den täglichen Abflusswerten war dann die Berechnung der täglichen Sulfatfracht an den Messstellen möglich.

Abfluss-Konzentrationsbeziehungen: Für die 6 Pegel der Hauptspreewasserleitung und die 8 Pegel der Spreezuflüsse wurden die Abfluss-Konzentrationsbeziehungen zu 5-Jahreszeiträumen zusammengefasst:

Hauptspreewasserleitung 1991-1995, 1996-2000, 2001-2006

Zuflüsse 2001-2006

Die Diagramme sind in Anlage 2 dargestellt.

Jahresgänge der Sulfatkonzentration Hauptspreewasserleitung: Für die 6 Pegel der Hauptspreewasserleitung wurden die berechneten täglichen Sulfatgehalte zu Monatsmitteln zusammengefasst und für 2000-2007 in Form von Jahresgängen zusammengestellt (Anlage 3).

Zur Verdichtung dieser Daten wurden diese Jahresgänge für den Zeitraum 2001-2006 als 5-Jahresgang der Monatsmittel zusammengefasst (Anlage 3, unten).

Jahresgänge der Sulfatfracht Hauptspreewasserleitung: Analog zu den Sulfatgehalten wurden für die 6 Pegel der Hauptspreewasserleitung die berechneten täglichen Sulfatfrachten zu Monatsmitteln zusammengefasst und für 2000-2007 in Form von Jahresgängen zusammengestellt (Anlage 3).

Zur Verdichtung dieser Daten wurden diese Jahresgänge für den Zeitraum 2001-2006 als 5-Jahresgang der Monatsmittel zusammengefasst (Anlage 3, unten).

### 3.4.2 Abfluss-Konzentrationsbeziehungen

In Anlage 2 sind die Abfluss-Sulfat-Konzentrationsdiagramme für 6 Pegel der Hauptspreewasserleitung (Spreewasserleitung Süd, Bräsinchen, Cottbus Sandower Brücke, Leibsch, Beeskow, Neuzittau, von unten nach oben in Fließrichtung, von links nach rechts für die 5-Jahreszeiträume 1991-1995, 1996-2000, 2001-2006) dargestellt.

Abbildung 21 und Abbildung 22 zeigen exemplarisch gegenübergestellt den Q-C-Verlauf 2001-2006 für die Messstellen

- Spreewasserleitung Süd: Südrand des Untersuchungsgebietes, starker Bergbaueinfluss
- Neuzittau: Nordrand des Untersuchungsgebietes

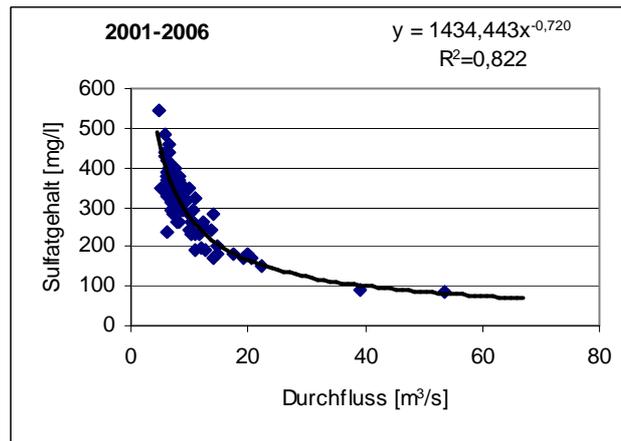


Abbildung 21: Q-C-Diagramm Pegel Spremberg Süd 2001-2006

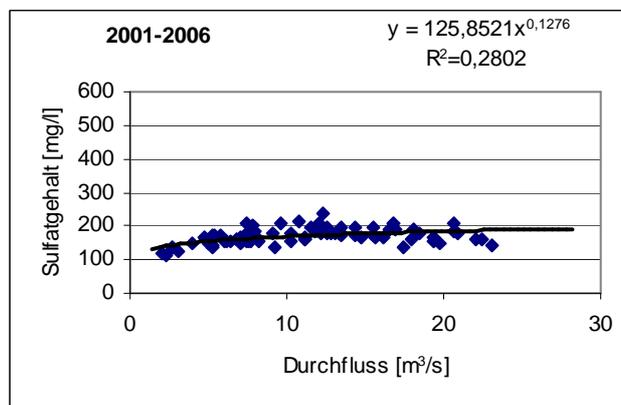


Abbildung 22: Q-C-Diagramm Pegel Neuzittau 2001-2006

Der Verlauf der Korrelationsfunktion Spremberg Süd ist typisch für wasserlösliche Stoffe mit geringer Retention bzw. geringem Abbau. Die Kurve in Abbildung 21 repräsentiert die Mischung zweier unterschiedlicher Volumenströme (Bergbauwasser und Fluss), wobei das Bergbauwasser eine annähernd gleichmäßige Stoffquelle (Sulfat) darstellt, die je nach Abflussmenge durch das Flusswasser mehr oder weniger stark verdünnt wird. Auch in anderen Flüssen, die bergbaubedingt eine hohe Sulfatbelastung aufweisen, wurden ähnliche Korrelationen zwischen Abfluss und Sulfatkonzentration gefunden [UHL 2002].

Das Beispiel Neuzittau (Abbildung 22) zeigt einen Verlauf ohne deutliche Q-C-Korrelation, was bedeutet, dass trotz höherer Abflüsse der Sulfatgehalt etwa gleich bleibt. Für diese Veränderung der Q-C-Korrelation lassen sich mehrere Gründe finden:

1. Durch die normale Längs- und Querdispersion, die in jedem Flusslauf stattfindet, erfolgt eine Vermischung, die zur Abflachung von Konzentrationsspitzen führt.

2. Eine weitere Vergleichmäßigung der Konzentrationen erfolgt durch die im Spreeverlauf vorhandenen Speicher (TS Spremberg) und Seen<sup>2</sup>.
3. Retentionswirkung des Spreewaldgebietes und der vorhandenen Stauhaltungen.

Diese Erscheinungen führen dazu, dass spreearwärts die Korrelation zwischen Sulfatkonzentration und Abfluss immer mehr verloren geht und spätestens ab Beeskow nicht mehr nachweisbar ist. Der Einfluss der bergbaulichen Einleitungen macht sich hier nicht mehr durch steigende Sulfatkonzentrationen bei sinkenden Abflüssen bemerkbar, sondern ist nur noch an dem (bei allen Abflüssen) gleichmäßig erhöhten Konzentrationsniveau erkennbar.

Die Durchsicht der Diagramme in Anlage 2 zeigt, dass für den Zeitraum 2001-2006 in Fließrichtung der Spree bis zum Pegel Leibsch eine Abflachung der Q-C-Kurven festzustellen ist. Für die Pegel Beeskow und Neuzittau lässt sich aus den bereits genannten Gründen keine Korrelation zwischen Abfluss und Sulfatgehalt mehr feststellen.

Bei der zeitlichen Betrachtung der Diagramme 1991-1995, 1996-2000 und 2001-2006 zeigt sich bei den Pegeln Spremberg Süd, Bräsinchen, Cottbus Sandower Brücke und Leibsch eine Zunahme des Einflusses der bergbaulichen Sulfatquellen durch einen stärkeren Anstieg der Sulfatkonzentrationen bei niedrigen Abflüssen.

### 3.4.3 Jahrgänge der Sulfatkonzentrationen

Die Jahrgänge der Sulfatgehalte (Anlage 3, S. 1) zeigen für die Messstelle Spremberg Süd generell die höchsten Gehalte mit einem deutlichen Maximum im Sommer. Die Unterschiede der Monatsmittelwerte im Jahrgang betragen hier bis zu 200 mg/L.

Für die Messstellen Bräsinchen und Cottbus Sandower Brücke ergibt sich ein sehr ähnlicher bis nahezu deckungsgleicher Verlauf bei etwas niedrigeren Gehalten.

An der Messstelle Leibsch sind die Unterschiede im Jahrgang viel geringer (< 50 mg/L), wobei meist im Sommer (Juli) ein schwach ausgeprägtes Konzentrationsmaximum auftritt.

Die Messstellen Beeskow und Neuzittau zeigen bei allgemein niedrigeren Gehalten deutliche Sulfatminima im Jahrgang (Juni, Juli), was auf die Senkenfunktion des Spreewaldes im Sommer zurückzuführen ist (siehe Kapitel 4.4.6, S. 77).

---

<sup>2</sup> Dem Grunde nach handelt es sich hierbei ebenfalls um eine Dispersion. Man kann aber keinesfalls davon ausgehen, dass es in einer Talsperre oder einem See zu einer vollständigen Vermischung des Seewassers mit dem zu- (oder durchströmenden) Flusswasser gibt. Je nach morphologischen Gegebenheiten und auch Temperaturdifferenzen kann es hier große Unterschiede geben.

#### 3.4.4 Jahresgänge der Sulfatfracht

Die Jahresgänge der Sulfatfracht-Monatsmittel an den 6 Pegeln der Hauptspreewald zeigen zwei Muster (siehe Anlage 3, S. 2). Für die Pegel Spremberg Süd, Bräsinchen und Cottbus Sandower Brücke ergibt sich eine relativ gleichmäßige Fracht über das Jahr mit geringen Maxima im Frühling. Die Pegel Leibsch, Beeskow und Neuzittau hingegen zeigen ausgeprägte Minima in den Sommermonaten. In der verdichteten Darstellung für den Zeitraum 2000-2007 wird dies besonders deutlich. In den Sommermonaten ist die Fracht an den Mst. Leibsch, Beeskow und Neuzittau deutlich niedriger als in Spremberg, Bräsinchen und Cottbus. In den Wintermonaten (November bis April) kehrt sich dieses Verhältnis um, so dass in diesem Zeitraum die Frachten in Leibsch und noch deutlicher in Beeskow die Frachten von Spremberg und Cottbus übersteigen. Dieses jahreszeitlich bedingte Verhalten der Sulfatfrachten kann nur durch eine Retention (und teilweisen Abbau) von Sulfat im Spreewald während der Vegetationsperiode von Mai bis Oktober erklärt werden.

## 4 Diskussion möglicher Sulfatsenken in der Spree und deren Wirksamkeit in unterschiedlichen hydrologischen Situationen

Zum besseren Verständnis und zur Darstellung des Einflusses von Sulfat freisetzenden und verbrauchenden Prozessen auf die Qualität von Oberflächengewässern wurden in einem separaten Textteil in Anlage 10 Erkenntnisse in Form einer wissenschaftlichen Recherche zusammengestellt, die sich mit den Themen Sulfathaushalt der Erde, Versauerung, biologischer Schwefelkreislauf sowie natürliche Sulfatquellen und -senken beschäftigt.

### 4.1 Einleitung

In diesem Kapitel wird versucht, einen Überblick über die Einflüsse auf die Sulfatkonzentration in der Spree in dem Abschnitt zwischen der Talsperre Spremberg bis zur Messstelle Neuzittau zu geben. In diesem Flussabschnitt existieren verschiedene natürliche Zuflüsse, große Wasserkörper sowie Abflüsse aus dem Braunkohlebergbau, die alle einen Einfluss auf die Sulfatkonzentration ausüben können. Dieser Einfluss kann aus Vermischungseffekten von Wässern unterschiedlicher Sulfatkonzentration, dem Sulfatabbau durch eine biologische Reduktion oder der Speicherung von Sulfat in organischen und anorganischen Kompartimenten sowie den verschiedenen ablaufenden Reduktionen und Oxidationen, die zu einer Sulfatentfernung führen, bestehen. Effekte der Wasserverdunstung und/oder der Elution nach Niederschlägen führen dabei zu einer Minderung der Sulfatabnahme oder sogar zu einer Konzentrationserhöhung. Auch jahreszeitlich bedingte Unterschiede in der Wirksamkeit von Abbauprozessen können den Stofftransport des Sulfates in der Spree beeinflussen.

Eine besondere Analyse betrifft dabei den Spreewald, da durch vorliegende Studien und Analysen eine Beeinflussung der Sulfatkonzentration im Bereich des Spreewaldes angenommen werden kann.

Unter **Sulfatsenken** sollen dabei diejenigen Prozesse und Stellen verstanden werden, die zu einer Abnahme des Sulfates führen, während eine **Quelle** ein Ort ist, an dem Sulfat gebildet bzw. in das Wasser abgegeben wird. **Retentionswirkungen** entstehen durch eine Speicherung und Zurückhaltung des Sulfates ohne Stoffwandlungen.

Die Betrachtung soll in Abhängigkeit von unterschiedlichen hydrologischen Zuständen (NW, MW, HW) bzw. in Abhängigkeit von der künstlichen Stauregulierung im Spreewald erfolgen.

Bei dieser Analyse soll zunächst die Sinnfälligkeit der Fragestellung anhand des vorliegenden Datenmaterials geprüft werden, anschließend werden die unterschiedlichen chemischen und mikrobiologischen Prozesse dargestellt.

Eine allgemeine Aussage wird dabei durch die unterschiedlichen Bedingungen hinsichtlich der sich ändernden hydrologischen Hauptzahlen, der unterschiedlichen Flussmorphologie und der Morphometrie der Spree erschwert. Weiterhin sind die Fließgeschwindigkeiten bei MNQ, MQ, MHQ sehr unterschiedlich und liegen für den Mittel- und Unterlauf zwischen nahezu 0 und 0,4 m/s [IGB 2003]. Damit sind auch die Wasserverweilzeiten sehr unterschiedlich. Das trifft insbesondere für den Spreewald zu, in dem in den Hauptfließen vergleichsweise hohe Strömungsgeschwindigkeiten herrschen, in den Nebenarmen und Gräben aber sehr geringe Fließgeschwindigkeiten festzustellen sind.

Für die Bewertung und die Analyse sind folgende Unterlagen herangezogen worden:

- Berichte des BMBF-Projektes "Untersuchungen zur Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spree", Verbundprojekt des BMBF (2004) sowie der Abschlussbericht von J. Köngeter [KÖN 2004]
- Untersuchung zur Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spree, Teilprojekt 4: Stoffumsatz im Spreewald unter Berücksichtigung der diffusen Einträge und der Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser sowie Torfmineralisierung infolge der Degradierung von Mooren, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. Münchenberg 2003 [ZALF 2003]
- Vorliegende Studien zu den Sulfateinträgen, der Analyse der diffusen Quellen und den Möglichkeiten zur Reduzierung der Sulfatfrachten [GEOS 2003], [GEOS 2007], [GEOS 2008]
- Diplomarbeit der BTU Cottbus von D. Stöckel zur "Entwicklung der Sulfatkonzentrationen und -frachten der Spree von der Talsperre Bautzen (Pegel Niedergurig) bis zur Müggelspree (Pegel Rahnsdorf) in den letzten drei Jahrzehnten", BTU Cottbus Fakultät Umweltwissenschaften und [STÖ 2002]
- Dissertation von H. Schröder „Saisonale Redoxfronten im Kopplungsbereich zwischen Schwefel – Eisen- und Mangankreislauf im System Seewasser – Sediment – Grundwasser des Willersinweiher“, Dissertation math. - nat. Fakultät Ruprecht – Karls – Universität Heidelberg, 2004 [SCHRÖ 2004]
- Dissertation von S. Veltz „Einfluss von Wiedervernässungsmaßnahmen auf den Stoffhaushalt degradiertes Niedermoore“, eingereicht an der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin, 2005 [VEL 2005]
- Analysenmaterial der LMBV, von Vattenfall, des LUA Brandenburg und vom RP Dresden (Umweltfachbereich).

- A. Vött: Ökosystemveränderungen im Unterspreewald durch Bergbau und Meliorationsmaßnahmen – Ergebnisse einer angewandten ökosystemaren Umweltbeobachtung. Marburger geographische Schriften, Heft 136 [VÖT 2000]

Auf weitere Quellen und Fachliteratur wird an den entsprechenden Stellen hingewiesen.

#### 4.2 Theoretischer Teil Sulfatquellen und -senken

Die Änderung einer Sulfat-Fracht, die eine Sulfatabnahme oder -zunahme in einem Gebiet wie der Spree bedeuten kann, ist durch unterschiedliche Prozesse erklärbar.

Von einer **Senke** wird dabei dann gesprochen, wenn in einer Zeiteinheit eine Menge Sulfat in einem Bilanzgebiet „verschwindet“, d.h. wenn der Sulfateintrag größer als der Sulfataustrag ist. Im Gegensatz dazu wird bei einer **Quelle** Sulfat aus dem Bilanzsystem abgegeben.

Um Aussagen über die Veränderung der Sulfat-Frachten abzuleiten, sind sowohl die jeweiligen Sulfatkonzentrationen als auch die sie beeinflussenden Mengenströme zu analysieren.

Für die Veränderungen der Wassermengen ist eine Bilanz aufzustellen. Diese ergibt sich aus dem Vergleich zwischen Zufluss und Abfluss mit:

$$\text{Zufluss (Spree + alle Zuflüsse)} = \text{Abfluss} + \text{Verluste.}$$

Dabei setzen sich die Verluste aus

$$\text{Verluste} = \text{Versickerung} + \text{Verdunstung} + \text{Nutzung}$$

zusammen.

Die Bilanz zur Bestimmung der Veränderung der Sulfat-Fracht setzt sich zusammen aus:

- der zugeführten Sulfatmenge, der Konzentrationsänderung durch Volumenreduzierung beim Verdunsten des Wassers und/oder Verdünnungsprozessen durch Zuflüsse von Grund und Oberflächenwasser inklusive Niederschlägen sowie der Entfernung des Sulfates durch Dissimilation und/oder Assimilation bzw. Sulfatfreisetzung aus Torfverwitterung und salinaren Tiefenwässern
- $\text{Zugeführte SO}_4 \text{ Menge} = \text{abgeführte SO}_4 \text{ Menge} + \text{Verluste}$

Die Verluste setzen sich zusammen aus:

- $\text{Verluste} = \text{infiltrierte versickerte nicht reduzierte Menge} + \text{reduzierte Menge} + \text{assimilierte Menge}$

Da bei der abgeführten Menge mögliche  $\text{SO}_4$ -Freisetzungsreaktionen zu berücksichtigen sind, muss angesetzt werden:

- Abgeführte SO<sub>4</sub>-Menge = Zugeführte SO<sub>4</sub>-Menge – Verluste + freigesetzte SO<sub>4</sub>-Mengen

Als Grundlage für eine Sulfatbilanz kann deshalb angesetzt werden:

$$0 = \left( \frac{d(SO_4)}{dt} \right)_{Zu} - \left( \frac{d(SO_4)}{dt} \right)_{Ab} - \left( \frac{d(SO_4)}{dt} \right)_{Verlust} + \left( \frac{d(SO_4)}{dt} \right)_{Frei} \quad (1)$$

darin bedeuten die Indizes:

Zu	Sulfatzustrom ins Bilanzgebiet
Ab	Sulfatabstrom aus dem Bilanzgebiet
Verlust	biologischer Abbau (Assimilation + Dissimilation) + ggf. Versickerung
Frei	Prozesse der Sulfatfreisetzung (z.B. Torfabbau, Mineralisierung von Biomasse, Freisetzung aus salinaren Tiefenwässern <sup>3</sup> )

### 4.3 Besonderheiten der Wasserbewirtschaftung im Spreewald

Der Spreewald besteht aus einem weit verzweigten Gewässernetz, welches aus insgesamt ca. 1350 km Fließen bzw. Gräben besteht. Davon sind 475 km Gewässer I. Ordnung. Das Wasser wird mit Hilfe von 12 so genannten Staugürteln reguliert, die aus insgesamt ca. 250 Einzelanlagen zur Wasserbewirtschaftung bestehen, davon 138 Wehranlagen, mit 53 Schleusen und 39 Fischaufstiegsanlagen sowie ca. 100 Stauanlagen. Zum Hochwasserschutz werden ca. 114 km Deiche und 16 km Rückstauedeiche unterhalten [MLUV 2006]. Eine kartenmäßige Darstellung der Staugürtel und Wehranlagen befindet sich in Anlage 11.

Der Bau der zu den Staugürteln gehörenden Anlagen erfolgte vorrangig in den 20er und 30er Jahren des 20. Jahrhunderts. Mit dem Bau der Stauanlagen wurde das Ziel verfolgt, die Einstellung eines günstigen Sommerwasserstandes zu ermöglichen. Zusätzlich sollte die Steuerung der winterlichen Überflutungen verbessert werden. Durch die gürtelförmige Anordnung der Stauanlagen wurde es möglich, abschnittsweise eine an die Bedürfnisse angepasste Stauhaltung zu garantieren.

In Teilen des Spreewaldes wird noch traditionell der Winterstau betrieben, bei dem die Stauhöhen an den Wehren gegenüber den Sommermonaten (Sommerstau) um 30 - 50 cm erhöht werden, um gezielt Flächen mit dem Ziel des Schwebstoffrückhaltes, der Düngung der überstauten Flächen sowie der Wiederanhebung der Grundwasserstände zu überfluten. Perspektivisch ist eine Erweiterung der Überflutungsflächen geplant [ZALF 2003].

<sup>3</sup> Zum möglichen Einfluss salinärer Tiefenwässer: siehe [VÖT 2000] und Kapitel 4.4.7

Durch die Stauregulierung der Fließgewässer wird auch der Austausch von Grund- und Oberflächenwasser gesteuert, was in extrem niedrigen Flurabständen in den Niederungsbereichen deutlich wird. Im gesamten Gebiet des Spreewaldes dominiert ein Flurabstand von 0,5 - 2 m.

#### 4.4 Darstellung und Beschreibung der möglichen ablaufenden Prozesse

Während die Konzentrationsänderungen durch Verdünnung und / oder Verdunstung relativ leicht zu erfassen sind, finden die biologischen und mikrobiologischen Prozesse bei unterschiedlichen Bedingungen und an verschiedenen Orten im Gewässer sowie mit unterschiedlichen Ergebnissen bzw. Reaktionsprodukten statt und sind deshalb oft schwer eindeutig zu erfassen.

Prozesse, bei denen ein Sulfatabbau bzw. eine Stoffwandlung im Sinne einer Senke stattfinden kann, sind

- der Sulfatabbau durch Assimilation
- die dissimilatorische Sulfatreduktion sowie
- eine Umwandlung von Sulfat zu Schwefel über Sulfid.

Diese Prozesse sind an bestimmte geochemische Bedingungen gebunden, unter denen sie ablaufen können (z. B. die Sulfatreduktion an anaerobe Verhältnisse) oder an das Vorhandensein bestimmter Stoffe (z. B.  $C_{org}$  als Kohlenstoffquelle). Daher sind die Abbaureaktionen immer an bestimmte Umweltkompartimente gebunden (z.B. die Sulfatreduktion an das Sediment oder anaerobes Grundwasser). Als Folge davon spielen Transportprozesse eine wichtige Rolle und bestimmen wesentlich das Ausmaß mit, in dem diese Prozesse in einem bestimmten Bilanzgebiet wirksam werden können.

In den folgenden Abschnitten erfolgt eine Diskussion und Bewertung, in wie weit diese Prozesse in der Spree und speziell im Spreewald wirksam werden können, weil im Spreewald am ehesten mit Sulfat abbauenden Prozessen zu rechnen ist. Anschließend werden mögliche Transportprozesse beleuchtet. Dabei wird die Fachliteratur herangezogen, die jeweils prozess- bzw. standortbezogen verfügbar ist.

Abbildung 23 gibt einen Überblick über die verschiedenen Schwefel-Transformationsreaktionen innerhalb des geochemisch-biologischen Schwefel-Kreislaufes. Die unterschiedlichen Schwefel-Bindungsformen sind durch Redoxreaktionen und durch mikrobiologische Prozesse miteinander verbunden. Die wichtigsten S-Bindungsformen innerhalb dieses Kreislaufes sind: Sulfat, elementarer Schwefel, Sulfid und organisch gebundener Schwefel.

Daneben treten eine ganze Reihe weiterer Bindungsformen auf: Thiosulfat, Sulfid, Dithionit, Polysulfide und zahllose organische Schwefelverbindungen.

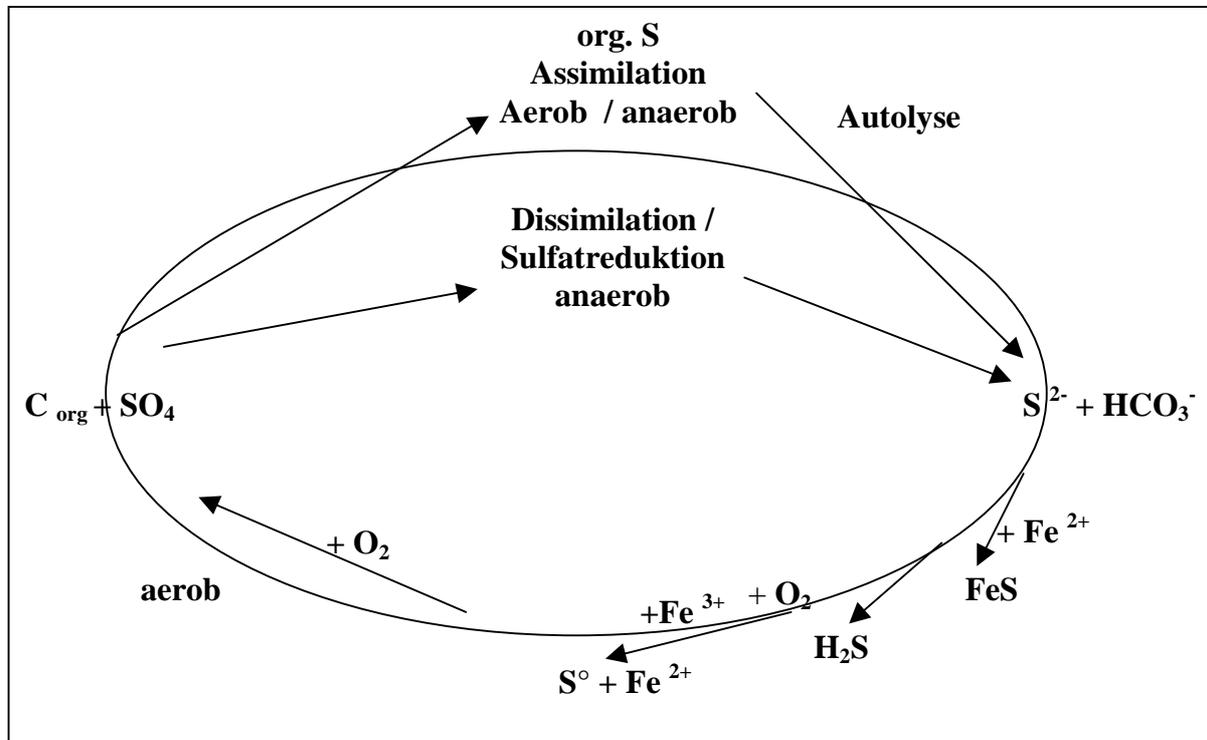


Abbildung 23: Zusammenstellung aller Schwefeltransmutationsreaktionen

#### 4.4.1 Abbau des Sulfates durch Assimilation

Bei einer Assimilation wird Sulfat für die Synthesen von körpereigener Substanz durch Mikroorganismen, Lebewesen und Pflanzen benötigt und dabei zum Aufbau von Aminosäuren verwendet. In der Regel besitzen deshalb Mikroorganismen und Pflanzen einen durchschnittlichen Gehalt an schwefelhaltigen Aminosäuren in der Zelle, der bei ca. 2 Ma-%  $SO_4$  liegt [FRI 1990]. Bei der Kultivierung sind als Minimumwert ca. 20 mg  $SO_4$  für das Erzeugen von 1 g Biomasse notwendig. Dieser Wert kann als Grundlage für den Sulfatbedarf bei der Assimilation angesetzt werden.

Ausgehend von verfügbaren Daten zur Primärproduktion im Wasser bzw. auf dem Land, soll zunächst eine grobe Abschätzung vorgenommen werden, in welchem Ausmaß die Assimilation als Sulfatsenke wirksam sein könnte.

Tabelle 12: Abschätzung für den Verbrauch von Sulfat bei der Primärproduktion

<b>Nettoprimärproduktion (NPP) im Wasser:</b>		
NPP im Meer [CRA 2005] (z. B. Ästuare und upwelling-Regionen)	1100	g C/(m <sup>2</sup> ·a)
NPP submerse Wasserpflanzen [ALL 1995]	1095	g C/(m <sup>2</sup> ·a)
NPP emerse Pflanzenteile [ALL 1995]	3650-10950	g C/(m <sup>2</sup> ·a)
angenommene NPP für Abschätzung Sulfatabbau	5000	g C/(m <sup>2</sup> ·a)
Umrechnung auf Volumen ( 1 m Sichttiefe)	13,7	g C/(m <sup>3</sup> ·d)
Umrechnung in Biomasse <CH <sub>2</sub> O>	34,2	g/(m <sup>3</sup> ·d)
SO <sub>4</sub> -Abbaurrate bei 2 Ma-% SO <sub>4</sub> in der Biomasse	0,685	g/(m <sup>3</sup> ·d)
<b>Primärproduktion auf dem Land</b>		
Gemäßigter laubabwerfender Wald [HEI 2007]	1,20	kg C/(m <sup>2</sup> ·a)
Umrechnung in Biomasse <CH <sub>2</sub> O>	3,00	kg/(m <sup>2</sup> ·a)
SO <sub>4</sub> -Abbaurrate bei 2 Ma-% SO <sub>4</sub> in der Biomasse	0,06	kg/(m <sup>2</sup> ·a)
Fläche des Sprewaldes	474	km <sup>2</sup>
	474.000.000	m <sup>2</sup>
theoret. möglicher Sulfatverbrauch durch Assimilation auf der gesamten Fläche	28.440.000	kg/a
	28.440	t/a

Cramer [CRA 2005] gibt die Netto-Primärproduktion (NPP) im Meerwasser mit ca. 1100 g C/(m<sup>2</sup>·a) an. Allan [ALL 1995] nennt eine NPP für unter der Wasseroberfläche wachsende Pflanzen von 1095 g C/(m<sup>2</sup>·a). Für emerse Pflanzenteile (über der Wasseroberfläche) ist die NPP deutlich höher (siehe Tabelle 12). Wenn man aus diesen Literaturwerten einen Wert für die volumenbezogene Primärproduktion im Wasser von 13,7 g C/(m<sup>3</sup>·d) zugrunde legt, dann ergibt sich eine mögliche Sulfatabbaurrate von 0,685 g Sulfat/(m<sup>3</sup>·d).

In [ZALF 2003] (Seite 65/66) wurden die Sulfatabbauraten für 2 Fließgewässerabschnitte der Spree (Großes Fließ mit muddigen Sedimenten und Hauptspreetree mit sandigem Untergrund) ermittelt. Dabei wurde ein Sulfatabbau durch Assimilation angenommen und ein kinetischer Ansatz 1. Ordnung gewählt:

$$u \cdot \frac{\delta SO_4}{\delta x} = -k_{SO_4} \cdot (T_w) \cdot C_{SO_4} \quad (2)$$

mit

$u$	= mittlere Fließgeschwindigkeit	(m/s)
$k_{SO_4}$	= Abbaukoeffizient für Sulfat	(1/d)
$T_W$	= Temperaturfaktor	(-)
$C_{SO_4}$	= Sulfatkonzentration	(mg/L)

Im Rahmen der Kalibrierung des entwickelten Modells wurde ein  $k_{SO_4}$ -Wert von  $0,03 \text{ d}^{-1}$  festgelegt. Bei einer Sulfatkonzentration von  $250 \text{ mg/L}$  und einem Temperaturfaktor  $T_W = 1$  ergibt sich mit diesem  $k_{SO_4}$ -Wert eine Sulfatabbaurrate  $\Delta C_{SO_4}/\Delta t$  von  $7,5 \text{ g}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ . Dieser Wert ist ca. eine Zehnerpotenz höher als die in Tabelle 12 abgeschätzte Abbaurrate. Aus dieser Gegenüberstellung werden die Unsicherheiten bei der Abschätzung der Abbauraten deutlich.

Rechnet man die Sulfatabbaurrate  $\Delta C_{SO_4}/\Delta t$  von  $7,5 \text{ g}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$  mit Hilfe von Gleichung (2) unter Verwendung der angenommenen Fließgeschwindigkeit von  $0,3 \text{ m/s}$  in eine Abbaurrate pro Fluss-km um, so ergibt sich ein Wert  $\Delta C_{SO_4}/\Delta x = 0,289 \text{ g}/(\text{m}^3\cdot\text{km})$  bzw.  $0,289 \text{ mg}/(\text{L}\cdot\text{km})$ .

Dies ist beim Ausgangsniveau von  $250 \text{ mg/L}$  ein niedriger Wert, der besagt, dass pro Fluss-km  $0,29 \text{ mg/L}$  Sulfat abgebaut werden können. Bei einer viel geringeren Fließgeschwindigkeit z.B. in den Seitenarmen und Gräben im Spreewald kann ein höherer Sulfatabbau auf einer bestimmten Fließstrecke stattfinden (Tabelle 13).

Tabelle 13: Ermittlung der Sulfatabbaurrate  $\Delta C_{SO_4}/\Delta x$  nach Gleichung (2) für unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten

$C_0(\text{SO}_4)=250 \text{ mg/L}$	$u$	$\Delta C_{SO_4}/\Delta x$
	m/s	mg/(L·km)
	0,01	8,68
	0,1	0,87
	0,3	0,29

Legt man folgende Zahlen zugrunde:

$$\begin{aligned}\Delta C_{SO_4}/\Delta t &= 7,5 \text{ g}/(\text{m}^3\cdot\text{d}) \\ u &= 0,3 \text{ m/s} \text{ und} \\ C_0(\text{SO}_4) &= 250 \text{ mg/L}\end{aligned}$$

dann wäre auf den 260 Fluss-km von der mittleren Spree bis zur Mündung formal rechnerisch ein Sulfatabbau von rund  $75 \text{ mg/L}$  möglich.

Diese Betrachtungsweise berücksichtigt aber weder die unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten der Spree noch die jahreszeitlichen Einflüsse, weil ein Sulfatabbau durch Assimilation auf die Vegetationsperiode beschränkt ist und damit nur im Frühjahr und im Sommer stattfinden kann. Des Weiteren ist nach Auffassung der Autoren die Abbaurate des Sulfates nicht ausreichend durch experimentelle Daten gesichert und kann nur als grober Schätzwert betrachtet werden. Außerdem führt die ausschließliche Betrachtung der Primärproduktion zu weiteren Unsicherheiten bei der Interpretation, weil etwaige Wechselwirkungen innerhalb der Nahrungskette und möglicherweise gegenläufige Prozesse nicht berücksichtigt werden.

Als **Fazit** lässt sich aus dieser Diskussion ableiten, dass sich zum gegenwärtigen Zeitpunkt **keine gesicherten Aussagen zum Sulfatverbrauch durch Assimilation in der Spree** ableiten lassen. Die verfügbaren Daten können nur als grobe Schätzungen interpretiert werden.

Neben der Primärproduktion direkt im Wasser soll nun noch geprüft werden, ob und in welchem Umfang die Primärproduktion auf dem Land zu einem Sulfatverbrauch beitragen könnte. Nach Heilmeyer [HEI 2007] beträgt die Primärproduktion eines gemäßigten laubabwerfenden Waldes im Jahresdurchschnitt  $1,2 \text{ kg C}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ . Bei einer Fläche des Spreewaldes von  $474 \text{ km}^2$  ergibt sich damit (wiederum formal rechnerisch) ein möglicher Sulfatverbrauch von  $28.440 \text{ t/a}$ . Dies ist etwa  $\frac{1}{3}$  der jährlichen Sulfatfracht in der Spree am Pegel Hartmannsdorf (vgl. Anlage 1, S. 7 und S. 9). Dieser Sulfatverbrauch bei der Bildung von Biomasse kann für das Bilanzgebiet des Spreewaldes aber nur als Senke wirksam werden, wenn die gesamte gebildete Biomasse aus dem Bilanzgebiet entfernt wird. Dies ist nur für einen verschwindend geringen Anteil der Fall (Schätzwert  $< 0,5 \%$ ). Als Beispiel soll die Gurkenproduktion im Spreewald dienen. Diese wird mit ca.  $40.000 \text{ t/a}$  angegeben [ENN 2004]. Wenn mit einem Sulfatgehalt von  $2 \%$  gerechnet wird, bedeutet das eine Speicherung von  $800 \text{ t/a}$ . Da die Gurken aber zu ca.  $96 - 98 \%$  aus Wasser bestehen kann sich dieser Wert noch erhöhen. Wenn eine Konzentration von  $10 \text{ mg SO}_4/\text{g}$  angesetzt wird, liegt die Speicherung bei  $400 \text{ t}$  und bei  $50 \text{ mg/g}$  bei  $2.000 \text{ t SO}_4$ . Da neben dieser Produktion ebenfalls andere landwirtschaftliche Produkte erzeugt werden und Grünfutter für die Viehhaltung produziert wird, ist mit einem höheren Sulfataustrag beruhend auf diesem Prozess aus dem System zu rechnen.

Dennoch bleibt die Tatsache bestehen, dass der überwiegende Teil der Biomasse im Bilanzgebiet verbleibt und durch Abbauprozesse, z. B. Mineralisation zersetzt wird und letztendlich wieder Sulfat freisetzen kann. Eine dauerhafte Speicherung von Kohlenstoff und Schwefel kann nur in wachsenden Mooren stattfinden, wo durch Torfbildung eine Festlegung dieser Elemente erfolgt. Die entscheidende Voraussetzung für ein Torfwachstum ist die ständige Wassersättigung des Moores. Von solchen Verhältnisse kann im Spreewald aber keinesfalls

gespröchen werden. Durch die umfangreichen Meliorationsmaßnahmen haben hier schon vor langer Zeit die Prozesse der Torfsackung und des Torfschwundes eingesetzt. Von Vött [VÖT 2000] wird eine jährliche Torfschwundrate von 1,3 bis 1,5 cm im Unterspreewald angegeben. Sehr eindrucksvoll ist der Torfschwund an der Stützwurzelausbildung der Schwarzerlen erkennbar (Abbildung 24). Das obere Ende des Stützwurzelbereiches spiegelt die Geländeoberfläche zum Zeitpunkt des Wachstumsbeginns dar. Die Höhendifferenz zwischen der heutigen Geländeoberfläche und dem oberen Ende des Stützwurzelbereiches wird von Vött als die Mächtigkeit des Torfschwundes identifiziert. Aus diesem auch jetzt noch fortschreitendem Torfabbau ist deshalb eher eine Sulfatfreisetzung als eine Festlegung oder Immobilisierung zu erwarten.



Abbildung 24: Stützwurzelausbildung an Schwarzerlen im reliktsichen Erlenbruchwald westlich von Kuschkow (Unterspreewald), aus [VÖT 2000]

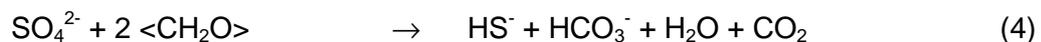
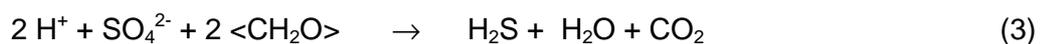
Als **Fazit** zur Diskussion eines möglichen Sulfatverbrauches durch Assimilation auf Grünflächen oder landwirtschaftlich genutzten Flächen muss festgestellt werden, dass sich bei dem gegenwärtigen Kenntnisstand der vorliegenden wissenschaftlichen Arbeiten **keine gesicherten Schlussfolgerungen** hinsichtlich der Wirksamkeit dieses Prozesses als Sulfatsenke ableiten lassen. Mit Sicherheit lässt sich nur feststellen, dass sowohl Prozesse des Sulfat-

verbrauches durch Assimilation als auch gegenläufige Prozesse wie Torfabbau und Mineralisierung organischer Substanz stattfinden, die sich jedoch nicht oder nur annäherungsweise quantifizieren lassen. Die Wirksamkeit dieser Prozesse wird stark durch jahreszeitliche Einflüsse geprägt.

#### 4.4.2 Sulfatreduktion - Dissimilation

Neben der Assimilation ist als weitere in Betracht zu ziehende Möglichkeit ein Abbau des Sulfates durch Dissimilation bzw. durch Sulfatreduktion zu berücksichtigen.

Die *dissimilatorische Sulfatreduktion* (Gleichungen 3 und 4) ist ein natürlicher Prozess, der in limnischen und maritimen Systemen unter streng anaeroben Bedingungen stattfindet. Im Gegensatz zur assimilatorischen Sulfatreduktion, deren Zweck die Aufnahme von Schwefel zum Einbau in Aminosäuren und andere Zellbestandteile ist, entspricht die dissimilatorische Sulfatreduktion einer „anaeroben Veratmung“ organischer Substrate mit Sulfat als Elektronenakzeptor. Voraussetzungen sind anoxische, reduzierende Bedingungen, ein ausreichendes Angebot an Sulfat und eine organische Energiequelle (oder molekularer Wasserstoff). Die bei der Reaktion einsetzende pH-Werterhöhung und der produzierte Schwefelwasserstoff sind dafür verantwortlich, dass Eisen- und andere Schwermetallionen zu unlöslichen Sulfiden gefällt werden. Andere Elektronenakzeptoren wie Sauerstoff, Nitrat, Mn(IV)- und Fe(III)-Verbindungen müssen verbraucht, d.h. reduziert sein. In natürlichen Gewässern liegen diese Bedingungen am ehesten im Sediment und in anaeroben Grundwässern vor. Auf Grund der strengen Kopplung der Sulfatreduktion an anaerobe Bedingungen kann eine Sulfatreduktion in der fließenden Welle ausgeschlossen werden.



Bei der Sulfatreduktion wird das Sulfat als Elektronenakzeptor bei der Energieübertragung zur Aufrechterhaltung der notwendigen Lebensprozesse genutzt. Je nach den Prozessbedingungen sind die von einer bestimmten Mikroorganismen-Menge reduzierten Sulfat-Beträge unterschiedlich groß. Sie liegen in der Regel zwischen ca. 2 und 10 g/g Biomasse.

Aus experimentellen Untersuchungen zum Abbau von Sulfat durch mikrobielle Reduktion sind folgende Zahlen und Zusammenhänge bekannt:

So werden für den Abbau von 1 g  $\text{SO}_4$  durch Reduktion zum Sulfid 730 mg DOC benötigt, wenn eine Kohlenstofflimitation und eine große Verweilzeit von ca. 100 h existiert. Bei einer Stickstofflimitation, hervorgerufen durch einen begrenzten  $\text{NH}_4$ -Gehalt, liegt der Betrag bei

341 mg DOC/g SO<sub>4</sub>. Der spezifische Stickstoffverbrauch beträgt 13,9 mg N/g SO<sub>4</sub> bei einer Kohlenstofflimitation und hohen Verweilzeiten und bei einer Stickstofflimitation durch (NH<sub>4</sub>)-Mangel 2,33 mg N/g SO<sub>4</sub> [GLO 2003]. Für Prozesse, bei denen die sulfatreduzierenden Mikroorganismen in einem Biofilm eingebunden sind, werden 2,5 g CH<sub>3</sub>OH/g SO<sub>4</sub> bei langen Verweilzeiten und 0,2 – 0,3 g CH<sub>3</sub>OH/g SO<sub>4</sub> bei kleinen Verweilzeiten benötigt. Das entspricht Kohlenstoffverbrauchswerten von 0,94 bzw. 0,07 g C/g SO<sub>4</sub> [GLO 2001] [GLO 2007] [GEOS 2002]. Daraus folgt die Annahme, dass eine Sulfatreduktion mit 0,3 g C/g SO<sub>4</sub> realisierbar ist. Das bedeutet aber bei einer Konzentration von 0,1 g C<sub>org</sub>/L einen möglichen Sulfatabbau von ca. 300 mg/L.

Auch wenn eine Sulfatreduktion in der fließenden Welle auf Grund der nicht vorhandenen anaeroben Bedingungen auszuschließen ist, kann das Wasser als Transportmittel für den benötigten Kohlenstoff bei der Sulfatreduktion dienen. Deshalb soll geprüft werden, wie hoch die Sulfatreduktion sein könnte, wenn nur der C<sub>org</sub> des Wassers genutzt wird. In den Abbildungen 25 und 26 sind die TOC-Konzentrationen für die Jahre 2005 bis 2007 an den Gütemessstellen Fehrow und Hartmannsdorf dargestellt. Die TOC-Konzentrationen liegen überwiegend im Bereich 5 – 9 mg/L. Bei diesen TOC-Konzentrationen ist somit mit der oben abgeleiteten Bedarfskennziffer von 0,3 g C/g SO<sub>4</sub> theoretisch ein Sulfatabbau von 16 bis 30 mg/L möglich.

Eine weitere Diskussion der Sulfatreduktion erfolgt in den Kapiteln 4.4.4 und 4.4.5, wo mögliche Prozesse im Sediment bzw. im anaeroben Grundwasser behandelt werden.

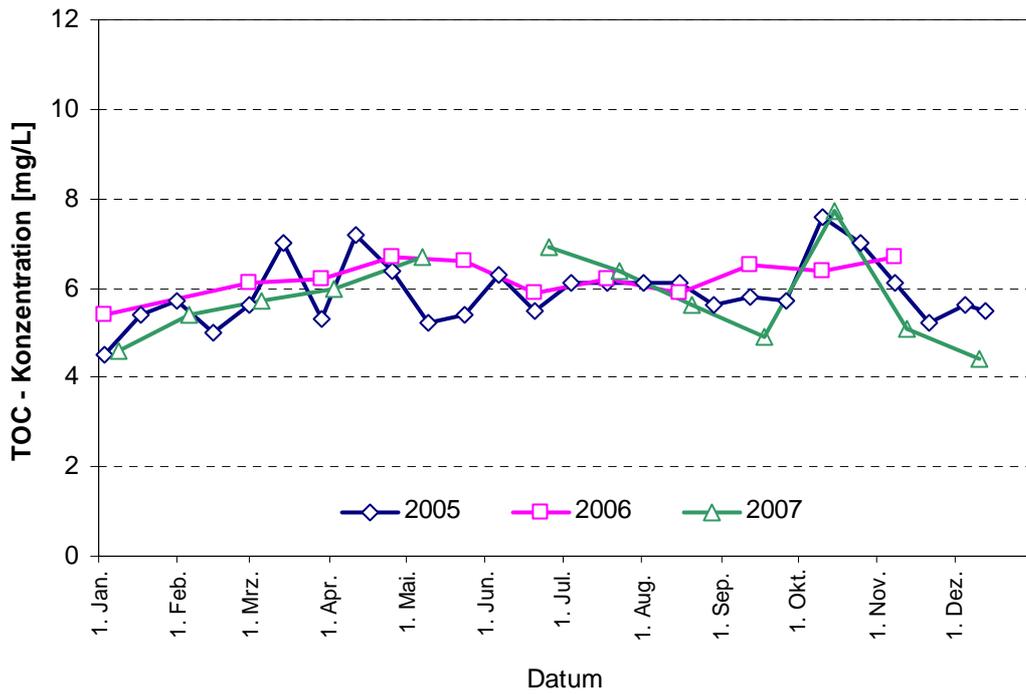


Abbildung 25: TOC-Konzentration am Messpunkt Spree Fehrow

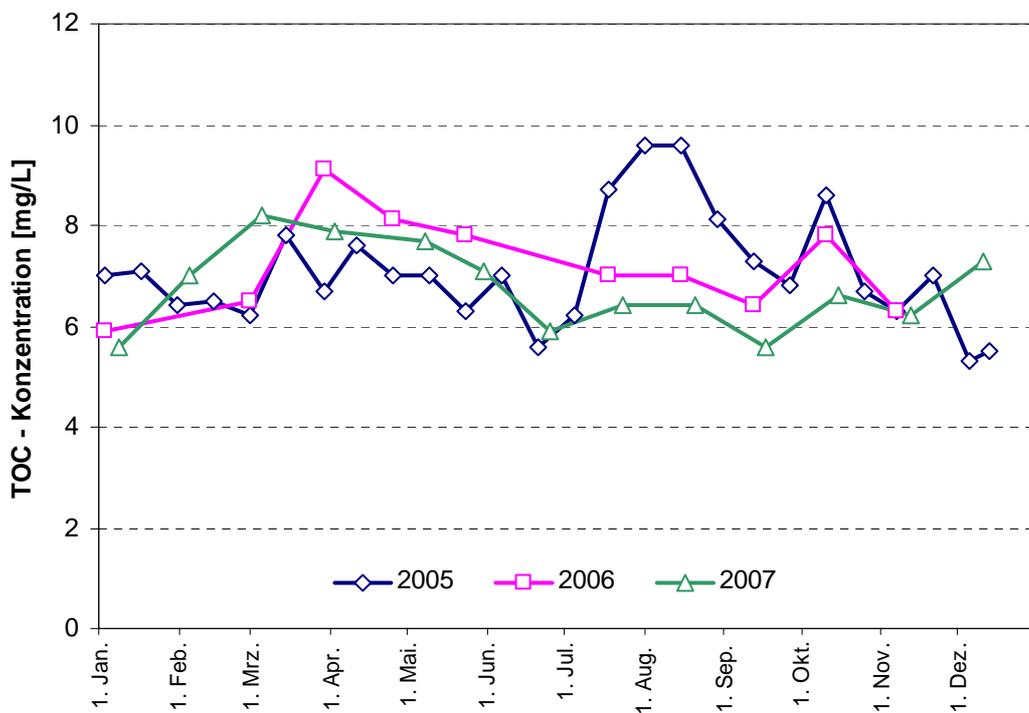


Abbildung 26: TOC-Konzentration am Messpunkt Hartmannsdorf

#### 4.4.3 Umwandlung von Sulfat zu Schwefel über Sulfid

Eine bisher noch nicht berücksichtigte Reaktion ist die Oxidation des aus dem Sulfat entstandenen Sulfids zu Schwefel. Für gewöhnlich wird eine Bindung des Sulfid an Schwermetalle, insbesondere an Fe(II) angenommen. Das setzt aber voraus, dass in den anaeroben Kompartimenten, wo die Sulfatreduktion stattfinden kann, genügend Eisen als Bindungspartner vorhanden ist. In [ZALF 2003] wird berichtet, dass in den untersuchten Sedimenten des Spreewaldes stets eine positive Korrelation zwischen Eisen und Schwefel einerseits und dem organischen Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) andererseits zu finden war (siehe Abbildung 27). Die Korrelation zwischen  $C_{org}$  und S kann so interpretiert werden, dass die Sulfatreduktion umso besser ablaufen kann, je mehr (abbaubare) organische Verbindungen verfügbar sind. Dies entspricht den allgemeinen Erfahrungen bei der Sulfatreduktion.

In Tabelle 14 sind von [ZALF 2003] ermittelte Gehalte von Sedimenten der Fließgewässer im Spreewald aufgeführt. Es wird deutlich, dass teilweise sehr stark eisenhaltige Sedimente anzutreffen sind. Demnach ist auch eine Bindung des bei der Sulfatreduktion gebildeten Sulfides am Eisen möglich. Betrachtet man die molaren Verhältnisse Fe/S in den Sedimentproben, dann wird deutlich, dass in allen Proben ein Eisen-„Überschuss“ vorhanden ist ( $Fe/S > 1$ ).

Tabelle 14: Organische Kohlenstoff, Schwefel- und Eisengehalte in verschiedenen Sedimenten der Fließgewässer im Spreewald [ZALF 2003]  
(Spalten (1) bis (3) aus [ZALF 2003], Spalten (4) bis (6) berechnet)

		$C_{org}$ g/kg	S g/kg	Fe g/kg	S mol/kg	Fe mol/kg	Fe / S mol/mol
		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Detritus- mudde	MW	177,2	19,4	79,7	0,605	1,426	2,36
	Med	165,1	14,2	49,8	0,442	0,892	2,02
	Min	103,0	7,3	38,0	0,228	0,680	2,98
	Max	288,6	36,6	195,8	1,142	3,506	3,07
Sediment, schlammig (GV > 15%)	MW	128,3	17,0	93,1	0,530	1,667	3,14
	Med	103,0	12,8	82,5	0,399	1,477	3,70
	Min	68,3	4,4	35,0	0,137	0,626	4,57
	Max	288,6	40,8	258,1	1,273	4,622	3,63
Sediment, sandig (GV < 15%)	MW	29,2	2,3	21,4	0,072	0,384	5,36
	Med	29,2	1,5	17,9	0,046	0,320	6,94
	Min	1,8	0,066	2,38	0,002	0,043	20,66
	Max	59,5	12,7	59,1	0,396	1,057	2,67

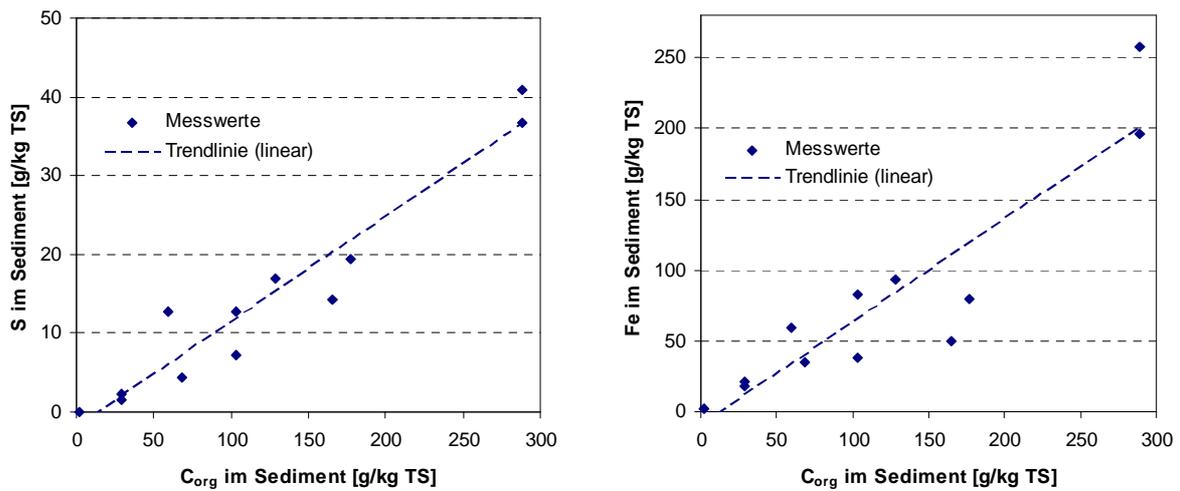


Abbildung 27: Korrelation von S- und Fe-Gehalten im Sediment mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff nach Messwerten aus [ZALF 2003]

Das molare Verhältnis Fe/S ist in den Proben besonders groß, in denen der  $C_{org}$ -Gehalt sehr niedrig ist, weil in diesen Proben die Sulfatreduktion auf Grund des C-Mangels eingeschränkt ist und deshalb nur wenig Sulfid gebildet werden kann (siehe Abbildung 28).

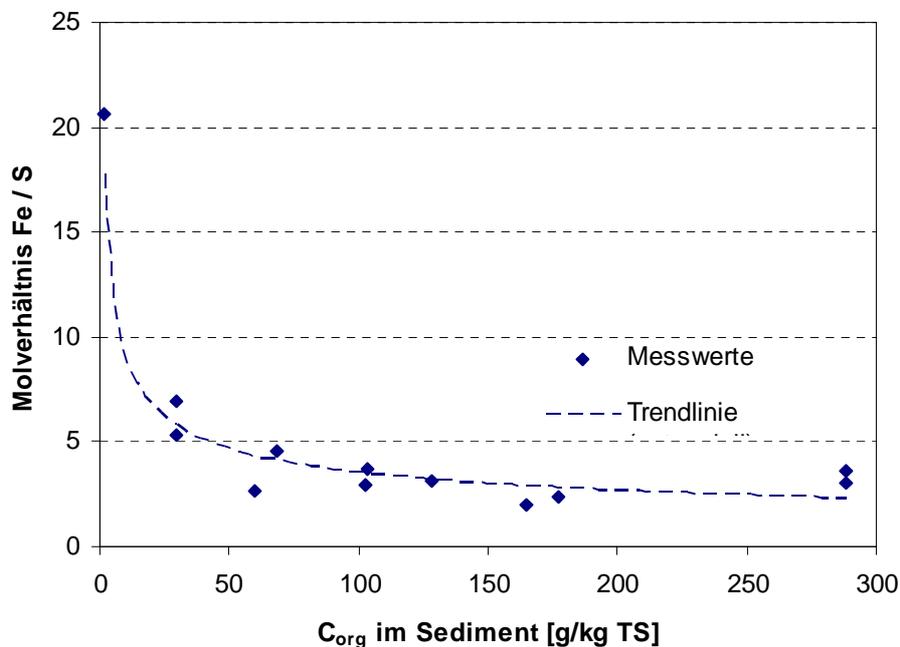


Abbildung 28: Molverhältnis Fe/S im Sediment aufgetragen über dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (Messwerte aus Tabelle 14).

Im Flusswasser der Spree ist das molare Verhältnis Fe/S bzw. Fe/SO<sub>4</sub> sehr viel kleiner als 1, d.h. es liegt ein deutlicher Überschuss an Sulfat vor. Geht man von Eisenkonzentrationen von 1 bis max. 5 mg/L aus, dann liegt bei einer Sulfatkonzentration von 250 mg/L ein 29- bis 145-facher molarer Überschuss an Sulfationen vor (Tabelle 15). Wenn man den Spreewald als Bilanzgebiet betrachtet, bedeutet dies, dass mit der Spree und mit den anderen Zuflüssen, dem Spreewald eine viel größere molare Menge an Sulfat zugeführt wird als Eisen. Wenn nun die Sulfatreduktion in einem hohen Ausmaß ablaufen würde, dann wären die Eisenvorräte im Sediment als Bindungspartner für das entstehende Sulfid sehr schnell erschöpft. Deshalb gehen wir davon aus, dass die Sulfatreduktion nur in anaeroben „Nischen“ (Sediment, anaerobes Grundwasser) stattfinden kann und bezogen auf den Gesamteintrag des Sulfates lediglich einen geringen Anteil erfasst.

Tabelle 15: Molares Verhältnis Fe/SO<sub>4</sub> im Oberflächenwasser (Spree)

Sulfat	Eisen	Sulfat	Eisen	Fe/SO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub> /Fe
mg/L	mg/L	mmol/L	mmol/L		
250	1	2,60	0,018	0,0069	145,3
250	5	2,60	0,090	0,0344	29,1

Auf Grund des großen Sulfatüberschusses im Freiwasser über dem Sediment und dem dadurch fehlenden Bindungspartner für das Sulfid muss vor allem bei Zuständen im Grenzgebiet zwischen anaeroben und aeroben Bedingungen mit einer Oxidation des Sulfides zu Schwefel gerechnet werden. Dieser Prozess findet bei einem pH-Wert im Neutralbereich, in Gegenwart von organischen Kohlenstoffquellen und unterstützt von Mikroorganismen statt [REI 2005], [BOR 2006]. In der Regel existiert dieser Schwefel als kolloidaler Schwefel im Wasser und wird nicht von den normalen Analysen erfasst. Das liegt insbesondere daran, dass der gebildete elementare Schwefel als S<sub>8</sub>-Molekül vorliegt und entweder mit Sulfid zu Thiosulfat reagiert oder meistens aber mit dem noch vorhandenen Sulfid ein Polysulfid bildet [ROY 1970].

Besonders in den Spreewaldgebieten mit ihrem ständigen Wechsel von Vernässung und Trockenheit und dadurch bedingt aeroben und anaeroben Zuständen ist mit einer Schwefelbildung zu rechnen. Ein weiterer Grund für die Wahrscheinlichkeit einer partiellen Oxidation von Sulfid zu Schwefel ist die Wechselwirkung mit den Eisenionen. Bei Gegenwart von dreiwertigem Eisen z. B. als Fe(OH)<sub>3</sub> kann eine Oxidation des Sulfides zu Schwefel durch die Fe<sup>3+</sup>-Ionen stattfinden, die dabei zu Fe<sup>2+</sup> reduziert werden. Wenn dann noch ein Überschuss an Sulfid vorhanden ist, erfolgt die Bildung von FeS.

Als **Fazit** zu diesem Kapitel lässt sich ableiten, dass bei der Sulfatreduktion neben der Bildung von Sulfid auch mit dem **Auftreten von elementarem Schwefel zu rechnen** ist. Dieser Schwefel kann in kolloidaler Form auftreten und wird bei Sulfat- und Sulfid-Analysen nicht mit erfasst. Eine **Quantifizierung dieses Prozesses** im Spreewald bzw. im gesamten Spreeggebiet ist mit dem zurzeit vorliegenden Kenntnisstand **nicht möglich**.

#### 4.4.4 Prozesse im Sediment bzw. an der Phasengrenze Sediment/Wasser

Wie bereits im Kapitel 4.4.2 erwähnt, können die Prozesse der Sulfatreduktion nur unter anaeroben Bedingungen ablaufen. Daher sollen an dieser Stelle die Bedingungen im Sediment bzw. an der Phasengrenze Sediment / Wasser etwas eingehender betrachtet werden.

Abbildung 29 zeigt die Veränderung der Sauerstoff-, Mangan-, Eisen-, Nitrat-, Sulfat- und Sulfidkonzentration im Sediment mit der Tiefe und die dabei herrschenden Bedingungen hinsichtlich des Gelöstsauerstoffgehaltes sowie die ablaufenden Reaktionen. Abhängig von dem Sauerstoffgehalt und der Sedimenttiefe sind dadurch für die Schwefelverbindungen folgende in Abbildung 30 gezeigten Konzentrationsprofile zu erwarten. Während mit der Sedimenttiefe der Sulfatgehalt abnimmt, gibt es einen Bereich in dem Sulfid anzutreffen ist. Im weiteren Verlauf verschwindet Sulfid und wird entweder festgelegt oder zu Schwefel oxidiert und aus dem System ausgetragen.

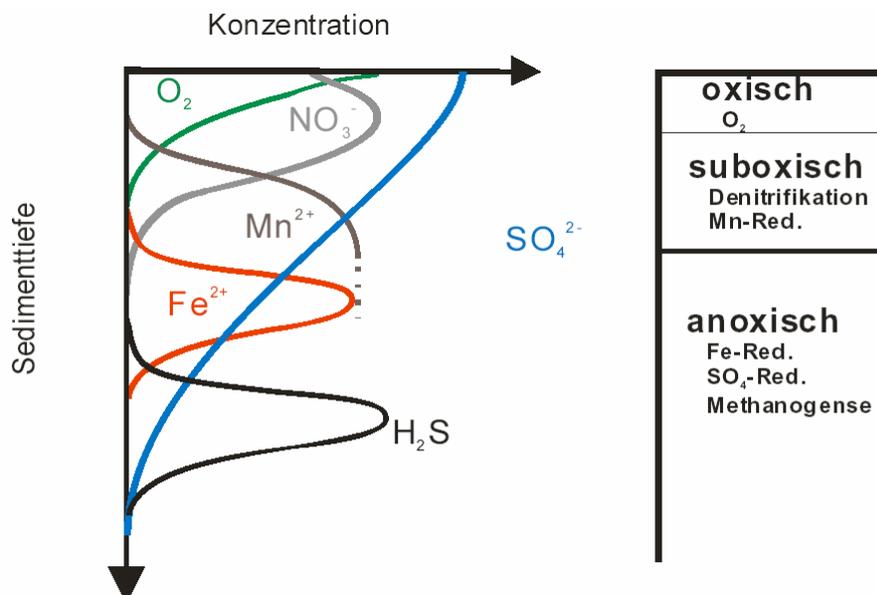


Abbildung 29: Redoxzonen in einem Sediment- Wasserkörper und ihre Bezeichnungen nach [SCHRÖ 2004]

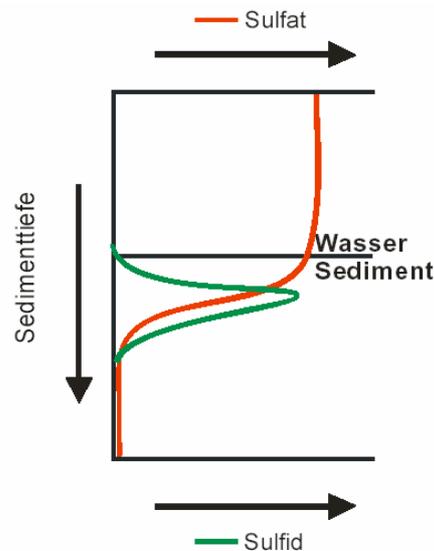


Abbildung 30: Sulfid- und Sulfatkonzentrationsprofile in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe nach [SCHRÖ 2004]

Bei den Reduktionsprozessen spielt die Anwesenheit von organischem Kohlenstoff eine besonders wichtige Rolle. Eine ausreichende Konzentration an organischem Kohlenstoff ist deshalb die Voraussetzung für Sulfatreduktionsprozesse und die dabei konkurrierenden Stoffwandlungen. Diese Abhängigkeit der Sulfatreduktion von der Verfügbarkeit an  $C_{org}$  kommt auch in der Korrelation zwischen  $C_{org}$  und S-Gehalt in den Sedimentproben zum Ausdruck (Tabelle 14, Abbildung 27). In [KÖH 2003] wird dazu ausgeführt, dass das in den Sedimenten der Spree-Seen (Neuendorfer See, Glower See und Leißnitzsee) akkumulierte organische Material durch Desulfurikation bis zu einer Tiefe von 30 cm abbaubar war und keine C-Limitation auftrat. Die damit verbundene erhöhte sulfidische Festlegung von Eisen wirkte sich allerdings nachteilig auf den P-Rückhalt aus.

In der Tabelle 16 sind die einzelnen konkurrierenden Abbaureaktionen nach der freien Reaktionsenthalpie geordnet. Die gestrichelte Linie zeigt die Grenze zwischen der suboxischen und der anoxischen Zone. Wie ausgeprägt dabei die einzelnen Zonen sind, hängt von verschiedenen Faktoren ab: Dazu zählen, inwieweit Oxidationsmittel und Reduktionsmittel ausreichend zur Verfügung stehen. Wenn ein Reaktionspartner fehlt oder nur langsam nachgeliefert wird, dann ist die Reaktion kinetisch gehemmt. Das ist oft dann der Fall, wenn in Sedimenten die chemische Reaktion schneller abläuft als die physikalische Diffusion, mit der die Reaktionspartner nachgeliefert oder abtransportiert werden können.

Tabelle 16: Abbaureaktionen von organischem Kohlenstoff geordnet nach freier Reaktionsenthalpie [BER 1980]

Reaktion		$\Delta G$ in kJ pro Mol $\text{CH}_2\text{O}$
Aerober Abbau		
$\text{<CH}_2\text{O> + O}_2$	$\longrightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	- 475
Denitrifikation		
$5 \text{ <CH}_2\text{O> + 4 NO}_3^-$	$\longrightarrow 2 \text{ N}_2 + 4 \text{ HCO}_3^- + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	- 448
Manganreduktion		
$\text{<CH}_2\text{O> + 3 CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + 2\text{MnO}_2$	$\longrightarrow 2\text{Mn}^{2+} + 4\text{HCO}_3^-$	- 349
Eisenreduktion		
$\text{<CH}_2\text{O> + 7 CO}_2 + 4\text{Fe(OH)}_3$	$\longrightarrow 4 \text{ Fe}^{2+} + 8\text{HCO}_3^- + 3 \text{ H}_2\text{O}$	- 114
Sulfatreduktion		
$2 \text{ <CH}_2\text{O> + SO}_4^{2-}$	$\longrightarrow \text{H}_2\text{S} + \text{HCO}_3^-$	- 77
Methanogenese		
$2 \text{ <CH}_2\text{O>}$	$\longrightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$	- 58

Als **Fazit** lassen sich aus den hier diskutierten Zusammenhängen folgende Schlussfolgerungen ableiten:

- Die dissimilatorische Sulfatreduktion ist auf anaerobe Bereiche beschränkt und kann deshalb nur im Sediment oder in anaeroben Zonen im Grundwasser stattfinden.
- Die Anwesenheit von abbaubaren organischen Verbindungen als Lieferant von  $\text{C}_{\text{org}}$  ist eine wichtige Voraussetzung, dass die Sulfatreduktion überhaupt ablaufen kann.
- Bei der Sulfatreduktion im Sediment spielt die Diffusion als geschwindigkeitsbestimmender Prozess eine wichtige Rolle. Damit Sulfat im Sediment in Sulfid umgewandelt werden kann, muss dieses durch Diffusion im Porenwasser bis in die anoxische Zone des Sedimentes eindringen. Da Diffusionsprozesse im Sediment im Vergleich zu Konvektionsprozessen im Wasser sehr langsam ablaufen, kann die Sulfatreduktion im Sediment nur einen sehr kleinen Anteil der Sulfatfracht aus der Wasserphase erfassen.
- Eine sinnvolle Quantifizierung des Prozesses der Sulfatreduktion in den Sedimenten lässt sich aus der Literatur für diese Studie nicht ableiten, obwohl es für die Stofftransportprozesse im Sediment wissenschaftliche Ansätze gibt (z. B. [KÖH 2003])

#### 4.4.5 Wechselwirkungen zwischen dem Grundwasser und dem Grabenwasser sowie Einflüsse aus der Stauregulierung

Im Kapitel 4.3 wurde auf die im Sommer und im Winter unterschiedliche Stauregulierung im Spreewald mit Hilfe der Staugürtel hingewiesen. Diese Staustufen sind mit einem umfangreichen Grabensystem gekoppelt. Dadurch herrschen in den Gräben, ausgelöst durch die unterschiedlichen Bedingungen in den Jahreszeiten und die wechselnden Wasserstände in den Staustufen, keine konstanten Bedingungen. Es kommt zu Exfiltrations- und Infiltrationsprozessen und einem stetigen Wechsel von aeroben und anaeroben Zuständen, so dass sich Sulfatreduktionsprozesse und Sulfidoxidationsprozesse sowie Sulfatanreicherungen und Sulfatelutionen abwechseln können.

Die Wechselwirkungen können durch die ablaufenden Prozesse zwischen dem Grabenwasser, dem grabennahen Grundwasser und dem grabenfernen Grundwasser erklärt werden.

In einer **Trockenperiode**, z. B. im Sommer bei abgesenktem Grundwasserstand (**Sommerstau**) wird die ungesättigte Zone des Bodens mit Sauerstoff angereichert. Es laufen Oxidationsprozesse ab. Sulfid wird zu Sulfat oxidiert und das organische Material wird mineralisiert. Dabei erfolgen ein DOC-Abbau und eine weitere Freisetzung von Sulfat sowie eine Senkung des pH Wertes. In dieser Phase findet auch ein verstärkter Torfabbau statt. Gleichzeitig kann möglicherweise eine Anreicherung des Bodens mit Sulfat stattfinden, indem durch Kapillarkräfte sulfathaltiges Grundwasser aufsteigt und durch die hohe Verdunstung in den Sommermonaten im Oberboden angereichert wird. Dies ist besonders in den Perioden zu erwarten, in denen die Evapotranspiration höher ist als die Niederschläge. Bei den niedrigen Grundwasserflurabständen, die generell im Spreewald herrschen, ist der Kapillaraufstieg sulfathaltigen Grundwassers sehr wahrscheinlich. Dieser Prozess der Sulfatanreicherung im Oberboden kann auch auf landwirtschaftlichen Flächen stattfinden, auf denen eine künstliche Bewässerung durchgeführt wird.

Durch diese Prozesse kann sich besonders in sommerlichen Trockenperioden in der ungesättigten Zone des Oberbodens eine temporäre Sulfatsenke ausbilden, die zu einer Anreicherung von Sulfat in diesen Bodenschichten führt. Wenn in dieser Situation ein Niederschlag stattfindet, werden die gebildeten Oxidationsprodukte und das akkumulierte Sulfat extrahiert und in das oberflächennahe Grundwasser und danach in das Grabenwasser eingetragen.

Der **hauptsächliche Austrag** des durch Abbau von organischer Substanz gebildeten Sulfates bzw. des durch Kapillaraufstieg gespeicherten Sulfates und weiterer Nährstoffe erfolgt aber offensichtlich zu **Beginn der Wintereinstauphase**. Derartige Erscheinungen werden übereinstimmend von mehreren Autoren berichtet:

[VÖT 2000] schreibt in diesem Zusammenhang: „Die durch meliorative Maßnahmen im Unterspreewald verursachten Grundwasserabsenkungen bewirken auf Moorstandorten durch Torfmineralisierungsprozesse eine verstärkte Nährstofffreisetzung, die vor allem in Form von erhöhten Nitrat- und Phosphatfrachten des Grundwassers zum Ausdruck kommt.“ Zu ergänzen ist, dass unter solchen Bedingungen auch eine Oxidation von im Torf gespeicherten Sulfiden und Sulfatbildung stattfindet. Weiter wird von Vött ausgeführt: „Die größte Beeinflussung der Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers im Unterspreewald geht vom Staugürtelbewirtschaftungssystem aus. Die saisonalen Schwankungen der Grundwasserparameter Sauerstoffgehalt, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Nitrat- und Ammoniumgehalt, Kaliumgehalt, Calciumgehalt, Eisengehalt und Chloridgehalt werden durch die staubedingten Grundwasserstandsunterschiede verursacht. Die winterlichen Grundwasserhochstände bewirken im gesamten Untersuchungsgebiet einen starken Nährstoffaustrag aus den Böden in das oberflächennahe Grundwasser. Die erhöhten Frachten gelöster Bestandteile des Grundwassers führen in der Folge zu höheren Frachten in den Vorflutern. Die durch das Staugürtelbewirtschaftungssystem geprägten wasserwirtschaftlichen Verhältnisse verursachen damit Nährstoffverluste für das Ökosystem im Unterspreewald und eine Nähr- und Schadstoffbelastung der Fließgewässer.“ Gleiches gilt für lösliche Sulfate, die sich während der Niedrigstauphase im Sommer in den ungesättigten Bodenzonen gebildet bzw. angereichert haben.

In [ZALF 2003] heißt es zum Einfluss der Stauhaltung: „Die Konzentrationen von ortho-Phosphat, Gesamt-Phosphat, Gesamt-Eisen, Ammonium, Nitrat sowie von gelöstem organischen Kohlenstoff im Stauabsenkungsbereich Nord zeigen einen ausgeprägten saisonalen Verlauf. In den Winterhalbjahren, die durch erhöhte Abflüsse gekennzeichnet sind, erhöhen sich die Konzentrationen deutlich gegenüber den Sommerhalbjahren mit niedrigen Abflüssen und Konzentrationen. Im Vergleich zu den übrigen Fließgewässern im Spreewald sind die Konzentrationen von Gesamt-Phosphat, Gesamt-Eisen, Ammonium und DOC im Polderbereich höher, die Nitrat- und ortho-Phosphat-Konzentrationen hingegen niedriger. Die Erhöhung der Konzentrationen von Gesamt-Phosphat, Gesamt-Eisen, Ammonium und DOC ist bedingt durch einen verstärkten Grundwasserzustrom in die Poldergräben, begleitet von starker Eisenockerbildung im Winter.“

Im Porenwasser der Niedermoorflächen wurden nach [ZALF 2003] nach lang anhaltenden tiefen Grundwasserständen und einer darauf folgenden Wiedervernässung sehr hohe Konzentrationen an Sulfat, Eisen(II) und DOC gefunden. Diese Werte spiegeln das aus der Oxidation des Torfkörpers mobilisierte Stoffpotenzial wider. Mit zunehmender Dauer der Überstauphase nehmen dann die Eisen(II) und Sulfat-Konzentrationen wieder ab

(Abbildung 31). Beim DOC wird eine Abnahme der Konzentration ab 30 Tagen nach dem Überstau festgestellt.

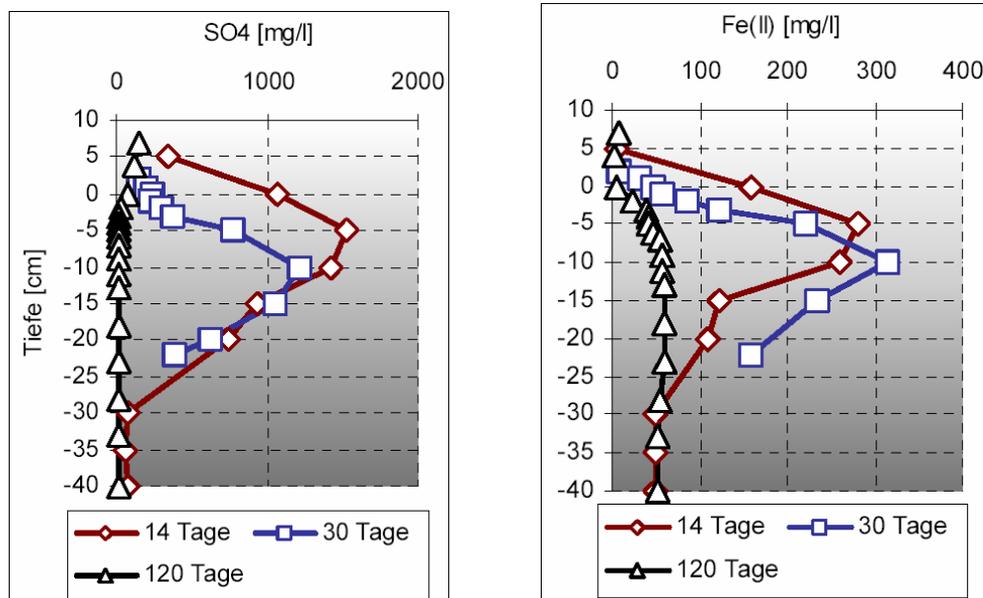


Abbildung 31: Porenwasserprofile für Sulfat und Eisen(II) in einer Niedermoortfläche im Spreewald in Abhängigkeit von der Überstaudauer (aus [ZALF 2003])

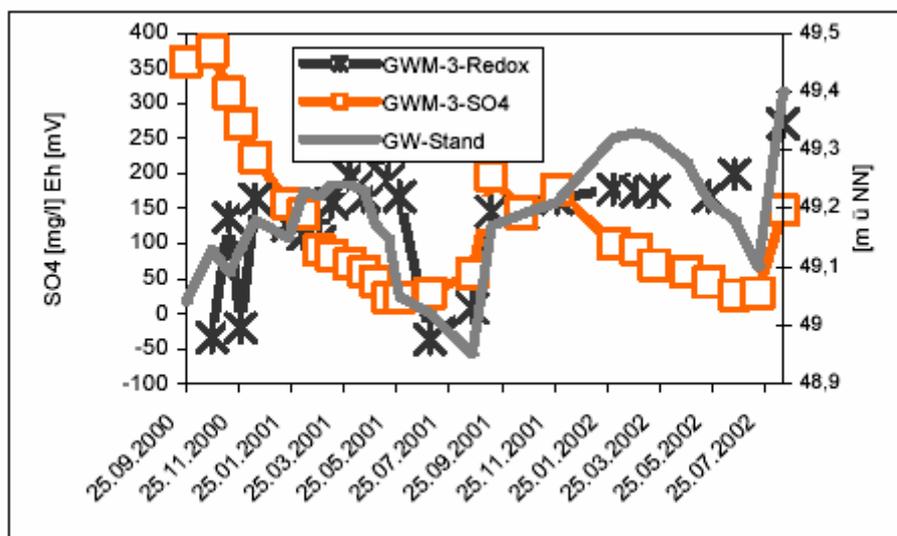


Abbildung 32: Sulfatkonzentrationen, Grundwasserstand und Redoxpotenzial im grabenfernen Grundwasser (aus [ZALF 2003])

Diese Beobachtung kann so interpretiert werden, dass mit dem Einstau zunächst die Verwitterungsprodukte wie Sulfat und Eisen(II) gelöst und zumindest teilweise ausgetragen werden. Zu Beginn des Überstaus herrschen aerobe Verhältnisse. Mit zunehmender Überstau-

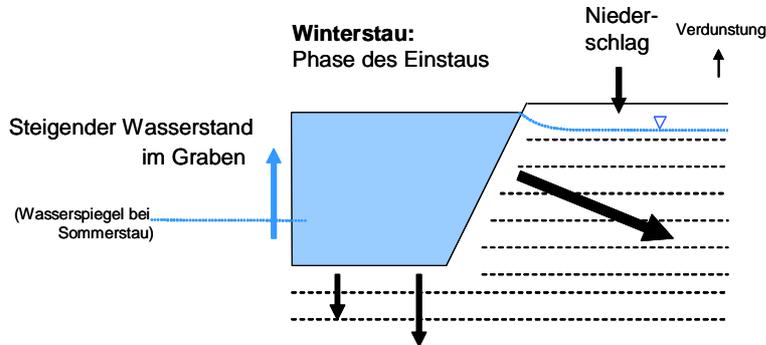
dauer wird der eingetragene Sauerstoff verbraucht und es können sich allmählich wieder suboxische und schließlich anaerobe Verhältnisse einstellen.

Ähnliche Erscheinungen wurden von [ZALF 2003] im grabenfernen Grundwasser festgestellt: Bei Überstau wurde im Zeitraum von November 2000 bis Mai 2001 ein Sinken der Sulfatkonzentrationen von 375 mg/L auf 23,4 mg/L beobachtet (Abbildung 32).

Auf Grund der übereinstimmenden Beobachtungen mehrerer Autoren kann als gesichert gelten, dass zu Beginn des Wintereinstaus die löslichen Verwitterungsprodukte (u. a. auch Sulfat) in den vorher ungesättigten Bodenschichten durch den Anstieg des Wasserspiegels mobilisiert werden.

An Hand dieser Erkenntnisse lässt sich für den Stofftransport des Sulfates innerhalb des Spreewaldes folgendes konzeptionelles Modell entwickeln, welches die Einflüsse der Stauhaltung und die dadurch verursachten Milieuänderungen in den oberen Bodenschichten berücksichtigt. Das Modell soll nachfolgend an Hand einiger Prinzipskizzen (auf den Seiten 74 bis 76) erläutert werden.

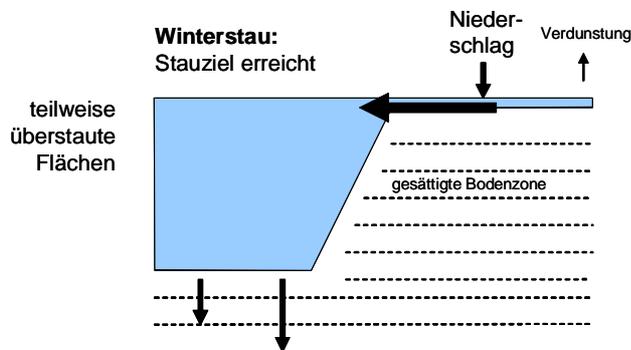
### Winterstau: 1. Phase des Einstaus (steigender Wasserspiegel im Graben)



**Prozesse:**

- Exfiltration von sauerstoffhaltigem Grabenwasser in die vorher ungesättigten Bodenschichten
- Mobilisierung der löslichen Nährstoffe (einschließlich Sulfat)
- Hohe Konzentrationen dieser Stoffe im Porenwasser

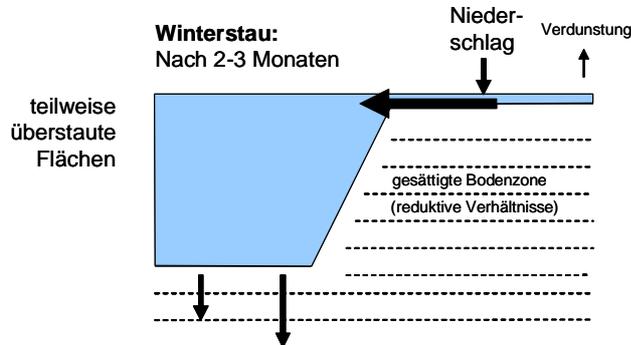
### Winterstau nach Erreichung des Stauzieles



**Prozesse:**

- Abtransport der gelösten Stoffe aus den überstauten Flächen
- Beschleunigung des Stoffaustrages durch erhöhte Abflussmengen
- Auswaschungsprozesse in der gesättigten Bodenzone
- Keine Reduktionsprozesse in der gesättigten Zone

### Winterstau in der Spätphase:



**Prozesse:**

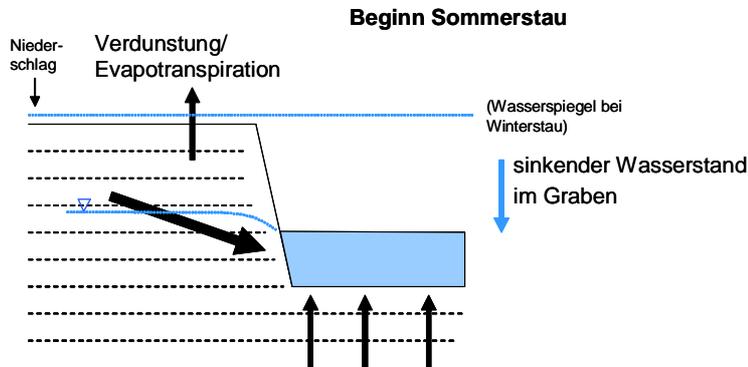
- Abtransport der gelösten Stoffe aus den überstauten Flächen (falls noch vorhanden)
- Auswaschungsprozesse in der gesättigten Bodenzone beendet
- Reduktionsprozesse in der gesättigten Zone

Beginnen wir mit der ersten Phase des Winterstaus, bei der die Wasserspiegel in den Gräben um 30 bis 50 cm angehoben werden. In dieser Phase erfolgt eine Exfiltration von sauerstoffhaltigem Grabenwasser in die benachbarten und vorher ungesättigten Bodenschichten. Dabei erfolgt eine Mobilisierung der löslichen Nährstoffe, einschließlich des Sulfates. Im Ergebnis dieser Prozesse stellen sich hohe Sulfatkonzentrationen im Porenwasser bzw. im oberflächennahen Grundwasser ein.

Wenn nach der Auffüllung das Stauziel erreicht ist und die Polderflächen überflutet sind, kann der Abtransport der gelösten Stoffe aus den überstauten Flächen beginnen. Der Stoffaustrag wird in dieser Phase beschleunigt, weil gleichzeitig die Abflussmengen ansteigen. In dieser ersten Phase des Wintereinstaus findet noch keine Sulfatreduktion statt, aber durch die in der gesättigten Bodenzone ablaufenden sauerstoffverbrauchenden Prozesse sinkt der Sauerstoffgehalt und es beginnen die reduzierenden Prozesse. Dabei wird zuerst Nitrat reduziert und es stellen sich langsam suboxische Verhältnisse ein.

In der dritten Phase des Wintereinstaus (Spätphase) sind dann der Sauerstoff und ggf. vorhandenes Nitrat vollständig aufgebraucht und es kann eine Sulfatreduktion mit Festlegung des gebildeten Sulfides als Eisensulfid beginnen. Dies führt zu einer Abnahme des DOC und des Sulfates im Porenwasser bzw. im Grundwasser und zu einer zeitweiligen Akkumulation von Sulfiden in der gesättigten Bodenzone. Nach den Ergebnissen von [ZALF 2003] scheint die Sulfatreduktion aber nur im grabenfernen Grundwasser stattzufinden, wobei grabenfern mit einem Abstand der GWM > 25 m vom Grabenrand definiert wird.

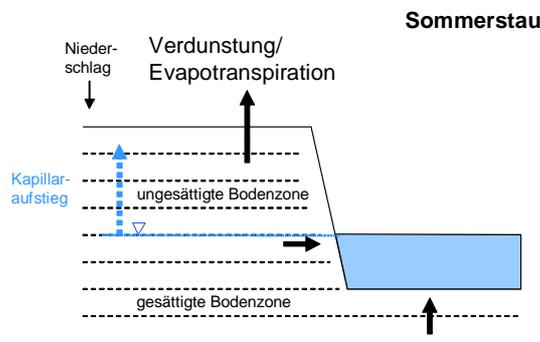
**Beginn des Sommerstaus (sinkende Wasserspiegel in den Gräben):**



**Prozesse:**

- Exfiltration von anaerobem Grundwasser ins Grabenwasser
- Belüftung der vorher gesättigten Bodenschichten

**Sommerstau nach Erreichen des tieferen Stauniveaus:**



**Prozesse:**

- Oxidation der beim Wintereinstau gebildeten Sulfide
- Aerober Abbau organischen Materials mit Sulfatbildung (Torfzersetzung)
- Hohe Verdunstung / Evapotranspiration
- Kapillaraufstieg sulfathaltigen Grundwassers
- Akkumulation von löslichen Sulfaten in der ungesättigten Bodenzone
- Sulfatassimilation durch Biomassewachstum auf dem Land und im Wasser

Nach dem Winterstau kann im Frühjahr wieder der Sommerstau eingeleitet werden. Zu Beginn des Sommerstaus sinkt der Wasserstand in den Gräben und es kommt zu einer Exfiltration von anaerobem Grundwasser bzw. Porenwasser in die Gräben. Gleichzeitig erfolgt eine

Belüftung der vorher gesättigten Bodenzonen. Damit werden die Voraussetzungen geschaffen für die Oxidation der in der Spätphase des Wintereinstaus gebildeten Sulfide.

Im weiteren Verlauf des Sommerstaus gewinnen die Prozesse der Torfzersetzung zunehmend an Bedeutung. Dabei wird Sulfat gebildet, welches aber noch nicht ausgewaschen wird, weil in trocknen Sommerperioden die Evapotranspiration die Wasserzufuhr durch Niederschläge übersteigt. Durch die hohe Verdunstung und die niedrigen Grundwasserstände kommt es gleichzeitig zum Kapillaraufstieg sulfathaltigen Grundwassers, wodurch sich der Oberboden mit Sulfat anreichert. Eine ähnliche Sulfatanreicherung kann stattfinden, wenn im Sommer landwirtschaftliche Flächen künstlich mit sulfathaltigem Wasser beregnet werden.

Beim nächsten Wintereinstau wird dann das in der ungesättigten Zone gespeicherte Sulfatpotenzial wieder frei gesetzt.

Nach diesem konzeptionellen Modell fungiert der **Spreewald im Sommer** bei niedrigen Grabenwasserständen als **Sulfatsenke** und **im Winter** bei teilweise überstauten Flächen als **Sulfatquelle**.

Natürlich sind das vereinfachte Vorstellungen, die in der Realität von weiteren Einflussfaktoren überlagert werden. So können Starkniederschläge im Sommer oder ein sommerliches Hochwasser ebenfalls zu erhöhten Sulfatausträgen führen.

#### 4.4.6 Zusammenfassung Stoffwandlungsprozesse

Nach den vorliegenden Recherchen kann als gesichert gelten, dass im Spreewald sowohl sulfatverbrauchende Prozesse als auch eine Sulfatbildung und –freisetzung stattfinden. Sulfatverbrauchende Prozesse sind die Assimilation und die dissimilatorische Sulfatreduktion. Assimilationsprozesse können nur während der Vegetationsperiode (Frühling bis Frühherbst) ablaufen. Die Sulfatreduktion ist an anaerobe Nischen (Sediment / anaerobes Grundwasser) gebunden.

Die sulfatverbrauchenden Reaktionen werden durch gegenläufige Prozesse wie Abbau und Mineralisation organischer Substanz sowie Torfschwund und Oxidation vorhandener (bzw. gebildeter) Sulfide in ihrer Wirkung eingeschränkt bzw. rückgängig gemacht. Die Dynamik des Sulfatverbrauchs sowie der Sulfatbildung und -freisetzung wird stark durch jahreszeitliche Einflüsse und durch die saisonale Stauhaltung im Spreewald bestimmt.

Eine quantitative Erfassung der Sulfatbilanz auf Basis der Einzelprozesse ist bei dem gegenwärtigen Stand der Wissenschaft nicht möglich; die Aufstellung eines konzeptionellen Modells zur qualitativen Erklärung der Prozesse aber sehr wohl.

Aus diesen Gründen wird im Kapitel 5 auf der Basis von täglichen Sulfatfrachten in den Zu- und Abläufen des Spreewaldes eine **empirische Sulfatbilanz für den Spreewald** aufgestellt, die aber keine Auskunft über den Anteil von Einzelprozessen geben kann.

#### 4.4.7 Einfluss von salinaren Tiefenwässern

Von Vött [VÖT 2000] wird mehrfach auf den Einfluss von salinaren Tiefenwässern auf die Grundwasserbeschaffenheit im Unterspreewald hingewiesen. Der tertiäre Rupelton, der salzhaltiges Grundwasser des Zechsteins nach oben gegen süßes Grundwasser abdichtet, ist im Unterspreewald stellenweise ausgeräumt. Im Gebiet zwischen Groß Wasserburg und Neu Lübbenau, in der Niederung der Pretschener Spree sowie im Gebiet des ehemaligen Vorwerkes Wiesenau bei Lübben werden im Vergleich zum Umfeld erhöhte Chlorid-, Calcium-, Magnesium-, Natrium- und Sulfatkonzentrationen im Grundwasser festgestellt. Diese Gebiete decken sich mit zwei rinnenförmigen, sich in SE-NW-Richtung erstreckende Bereiche ausgeräumten Rupeltones. Die meisten GWM, für die Vött eine gute Korrelation zwischen Sulfatkonzentration und Alkali- bzw. Erdalkalikonkonzentration nachgewiesen hat, liegen ebenfalls in dem Gebiet, für das aufgrund des ausgeräumten Rupeltons ein Austausch zwischen salzhaltigem Tiefenwasser und oberflächennahem Grundwasser angenommen werden kann. Eine Quantifizierung dieses Einflusses von salzhaltigen Tiefenwässern kann von Vött nicht gegeben werden.

Eine weitere Möglichkeit, dass salzhaltige Tiefenwässer in die Spree gelangen besteht durch den Betrieb des Solebades Burg. Hier wird seit 1999 eine Thermalsole aus 1350 m Tiefe gefördert, die eine Temperatur von 31 °C hat und einen Salzgehalt von 239 g/L aufweist [SBB 2009]. Der Salzgehalt besteht zu ca. 90 % aus Natriumchlorid. Nach Angaben des Landesumweltamtes Cottbus [LUA 2009] hat das Solebad (Spreewaldtherme) eine Einleitgenehmigung zur Einleitung salzhaltiger Abwässer in die Spree. Auf Grund dieser Einleitgenehmigung gelangen jährlich 50 - 70 t Chlorid in die Spree. Wenn die restlichen 10 % aus Natriumsulfat bestehen, dann können über diesen Weg jährlich 5 - 7 t Natriumsulfat (entspricht 3,4 - 4,7 t Sulfat) in die Spree gelangen. Dies ist eine unbedeutende Menge im Verhältnis zur Gesamtfracht.

## 5 Empirische Ermittlung einer Sulfatbilanz für den Spreewald durch Vergleich der Sulfatfrachten in den Spreewaldzu- und -abflüssen

### 5.1 Datengrundlage

Da die Ermittlung einer Sulfatbilanz auf Basis der Sulfat verbrauchenden und freisetzenden Prozesse nicht möglich ist, wurde eine empirische Bilanz auf der Basis der täglichen Sulfatfrachten in den Zu- und Abläufen des Spreewaldes ermittelt. Diese Bilanz erfasst den Zeitraum vom 01.01.2000 bis zum 31.12.2007. Teile der Datengrundlage sind in Anlage 4 in zusammengefasster Form für die Spreewaldzuflüsse dargestellt.

Tabelle 17: Bezugspegel und Gütemessstellen zur Ermittlung der Sulfatfrachten für die Spreewaldzu- und -abflüsse.

	Bezugspegel		Gütemessstelle	
<b>Spreewaldzuflüsse</b>	Nr.	Bezeichnung	Nr.	Bezeichnung
Hauptspree	5821300	Schmogrow Spreewehr Nr.VII	20931 [SP_0080]	Fehrow (Hauptspree)
	5850100	Schmogrow Einlasswehr Nr.VI		
Berste	5844300	Treppendorf	20844 [BE_0060]	Lübben, B115
Dobra	5838700	Boblitz	20861 [DOBRA_0050]	Dobra bei Boblitz
Greifenhainer Fließ	5836000	Müschchen Paulicks Mühle Nr. 191	20880 [GRHFL_0050]	Nauendorf
Vetschauer Mühlenfließ	5836900	Vetschau	20949 [VEMFL_0030]	uh. Vetschau
Wudritz / Ottergraben	5841810	Ragow 2	20915 [OTGR_0030]	Ragow
Großes Fließ	5845200	Fehrow	20875 [GRFL_0010]	Fehrow (Großes Fließ)
<b>Spreewaldabflüsse</b>	Nr.	Bezeichnung	Nr.	Bezeichnung
Hauptspree	5824700	Leibsch Spreewehr Nr.207a UP	20936 (SP 0130)	Leibsch
DUK und Randkanal	5856400	Märkisch Buchholz 1 Überfallw. Nr.211 OP	20936 (SP 0130)	Leibsch
Pretschener Spree	Keine Daten verfügbar. In Abstimmung mit dem AG konstante Abflussmenge von 0,3 m³/s im gesamten Bilanzzeitraum angesetzt.		20936 (SP 0130)	Leibsch
Flutung TRG Seese / Schlabendorf	Pumpstation Boblitz, Gesamtmenge - Öko-Wasser; Daten von LMBV Flutungszentrale		20944 (SÜUM_0030)	Lübbenau Südumfluter

Die täglichen Sulfatfrachten an den in Tabelle 17 aufgeführten Messstellen wurden nach der gleichen Methodik wie unter 3.4.1 beschrieben ermittelt.

Von der Pretschener Spree waren weder Mengen- noch Qualitätsmessreihen verfügbar. In Abstimmung mit dem Auftraggeber (AG) wurde deshalb ein mittlerer Durchfluss in der Pretschener Spree von 0,3 m<sup>3</sup>/s angesetzt und über den gesamten Zeitraum als konstant betrachtet. Als Qualitätsdaten für die Frachtermittlung wurden die Werte der Güte-Mst. Leibsch (20936, SP 0130) verwendet.

Der Abfluss über den Dahme-Umflut-Kanal und dem Randkanal wurde durch die Abflussdaten am Pegel „Märkisch Buchholz 1 Überfallw. Nr.211 OP“ berücksichtigt. Auch hier standen keine Qualitätsdaten zur Verfügung, so dass, wie aus Tabelle 17 ersichtlich, auch hier die für Güte-Mst. Leibsch ermittelten Sulfatkonzentrationen verwendet werden mussten. Ein Fehler dürfte damit aber kaum verbunden sein, weil sich das Wasser an der Wehrgruppe nur aufteilt in den Dahme-Umflut-Kanal und in die Hauptspreet.

Die Entnahme von Flutungswasser durch die LMBV für die Tagebauseen im Revier Seese / Schlabendorf wurde als Abfluss aus dem Spreewald berücksichtigt. Von der LMBV wurden dazu Daten der Pumpstation Boblitz zur Verfügung gestellt. In die Bilanz ist die Gesamtmenge des aus dem Südumfluter abgepumpten Wassers abzüglich der so genannten Öko-Wasserableitungen eingegangen. Das Öko-Wasser wird in die Wudritz bzw. die Schrage eingeleitet und gelangt größtenteils wieder in die Spree zurück. Deshalb wurde die Sulfatfracht dieses Wassers in der Bilanz nicht berücksichtigt.

## 5.2 Ergebnisse

Die an den Bilanzpunkten ermittelten täglichen Sulfatfrachten wurden für den Untersuchungszeitraum kumulativ addiert, wobei sich die Abbildung 33 und Abbildung 34 dargestellten Diagramme ergeben haben. Weitere grafische Darstellungen zu den kumulativen Sulfatfrachten sind in Anlage 6 (S. 5 bis 13) enthalten.

Bei den Spreewaldzuflüssen (Abbildung 33) dominieren eindeutig die Sulfatfrachten in der Hauptspreet (Mst. Fehrow mit Bezugspegel Schmogrow) und die Sulfatfracht im Großen Fließ. Das große Fließ beinhaltet die Einleitungen sulfathaltiger Grubenwässer aus dem Förderaum Jänschwalde/Cottbus-Nord. Diese Wässer werden in der GWRA Jänschwalde zusammengeführt (siehe Fließschema in Abbildung 16, S. 24), dann größtenteils als Kühlwasser im Kraftwerk Jänschwalde genutzt und danach über die Abschlüge zur Malxe und zum Hammergraben in die Vorflut abgegeben. Am Pegel Fehrow sind die Abflüsse aus dem Förderaum Jänschwalde/Cottbus-Nord dann alle vereinigt. Über den Hammergraben strömt dann auch wieder das Wasser aus der Hauptspreet zu, welches am großen Spreewehr in Cottbus in den Hammergraben für die Nutzung in den Peitzer Teichen abgeleitet wurde.

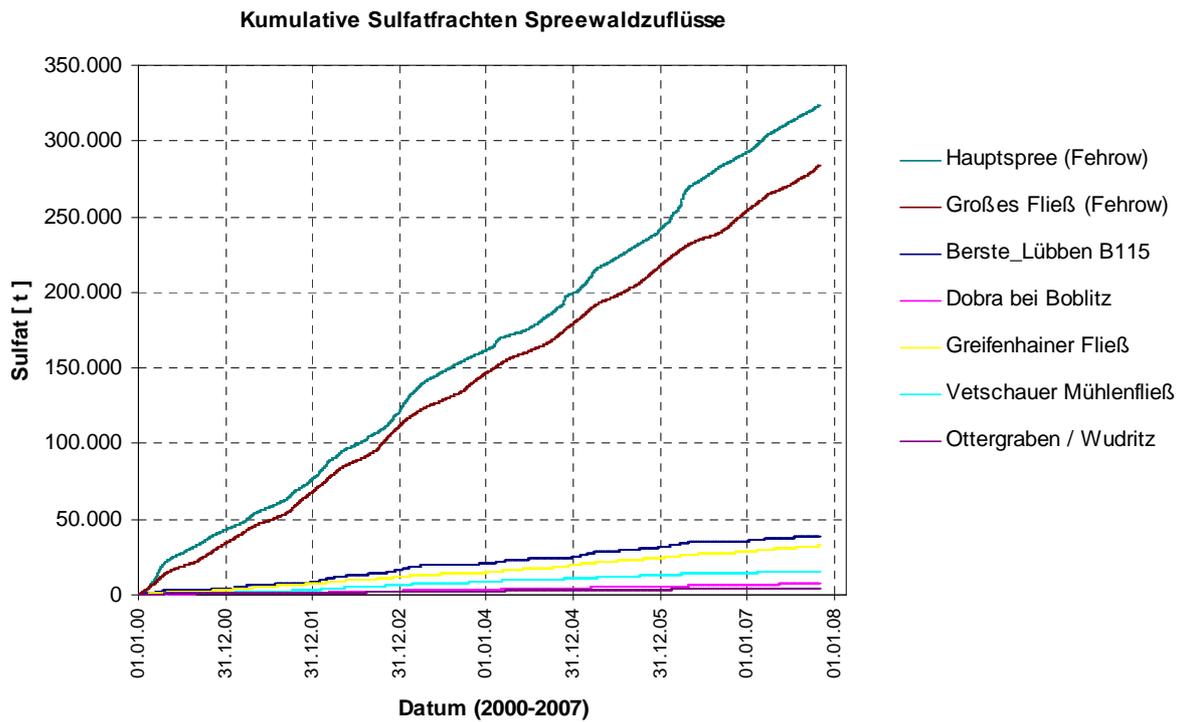


Abbildung 33: Kumulative Sulfatfrachten der wichtigsten Spreewaldzuflüsse

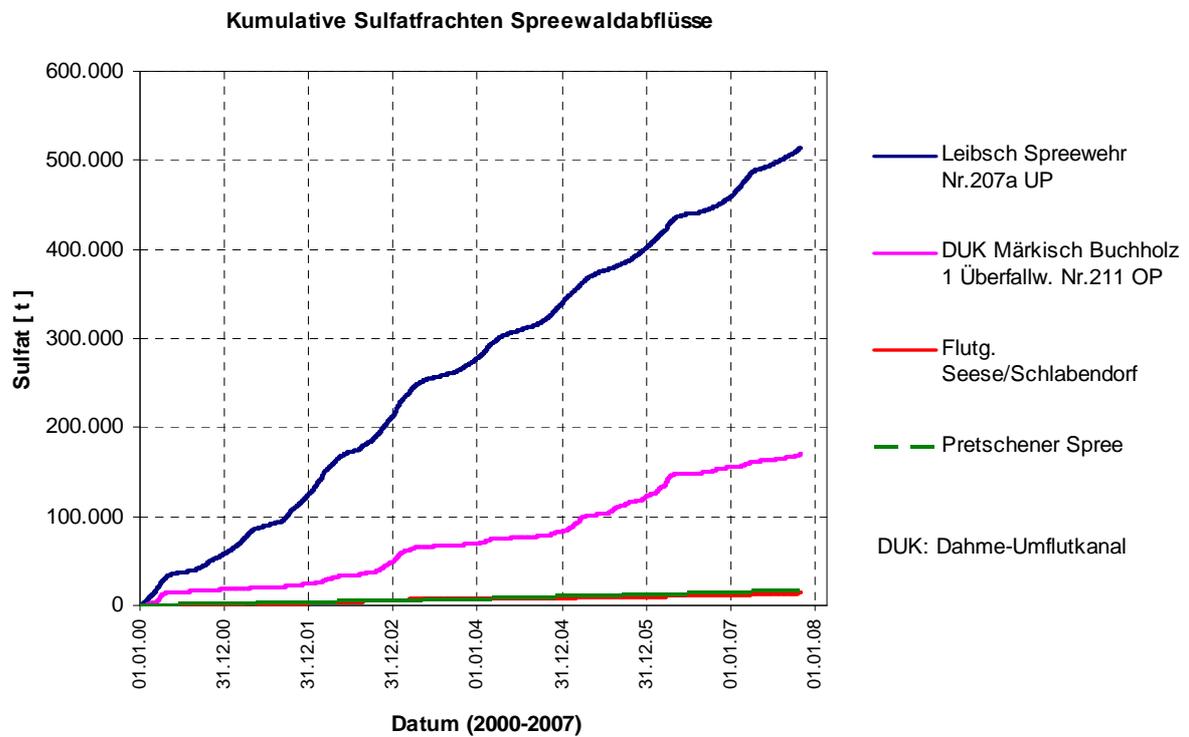


Abbildung 34: Kumulative Sulfatfrachten der Spreewaldabflüsse

In Abbildung 34 sind die kumulativen Sulfatfrachten in den Spreewaldabflüssen dargestellt. Die größte Sulfatfracht verlässt den Spreewald mit der Hauptspree am Speewehr in Leibsch. Dort teilt sich allerdings der Wasserstrom und eine bedeutende Wassermenge wird in den Dahme-Umflut-Kanal eingespeist. Der Dahme-Umflut-Kanal durchfließt dann im weiteren Verlauf den Köthener See und nimmt dort noch Wasser aus dem Randkanal auf. Die Sulfatfrachten in der Pretschener Spree und im Flutungswasser für die Tagebauseen im Revier Seese/Schlabendorf sind gegenüber den beiden anderen Abflüssen unbedeutend.

Mit diesen Daten und dem Pegel Hartmannsdorf als zusätzlichen Bilanzpunkt wurden jetzt getrennte Bilanzen für den Oberspreewald, den Unterspreewald und dem Spreewald als Ganzes berechnet. Beispielhaft sind die kumulativen Sulfatfrachten der Zu- und Abflüsse für den Spreewald (gesamt) in Abbildung 35 dargestellt. Die analogen Abbildungen für den Ober- und Unterspreewald befinden sich in Anlage 6.

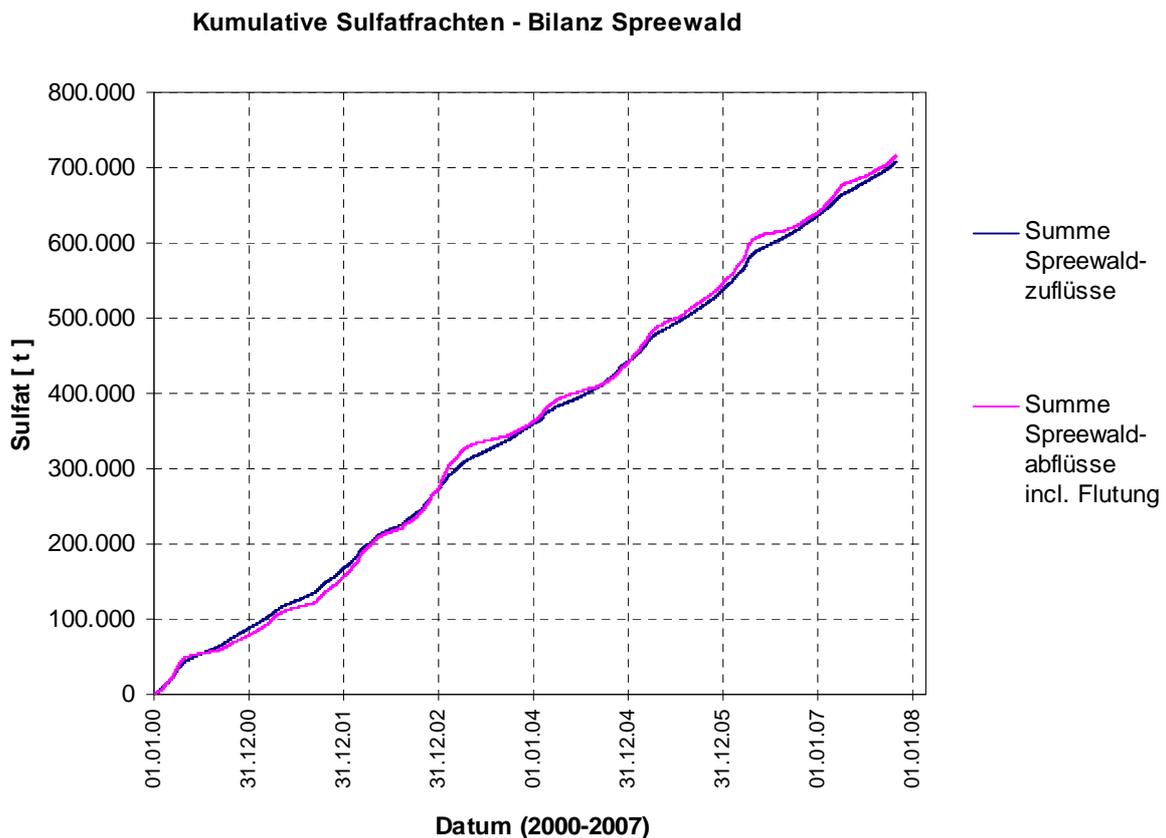


Abbildung 35: Vergleich der kumulativen Sulfatfrachten der Spreewaldzuflüsse und -abflüsse

Aus der Abbildung 35 ist ersichtlich, dass die kumulativen Sulfatfrachten in den Abflüssen nahezu identisch sind mit den Zuflüssen. In dem Untersuchungszeitraum vom 01.01.2000 bis zum 31.10.2007 sind in den Spreewald 708.000 t Sulfat hinein geflossen und 716.000 t herausgeflossen. Der Unterschied zwischen Zu- und Abfluss beträgt ca. 1% und ist damit so gering, dass er unterhalb der Fehlergrenze der durchgeführten Frachtberechnungen liegt. Aus den Zahlen ist erkennbar, dass **im Bilanzzeitraum kein Rückhalt von Sulfat** im Spreewald stattgefunden hat. Zu den gleichen Ergebnissen gelangt man bei einer getrennten Betrachtung der kumulativen Zu- und Abflussfrachten für den Ober- und den Unterspreewald (Tabelle 18).

Tabelle 18: Ermittelte Sulfatbilanzen für den Spreewald (Mittelwerte im Untersuchungszeitraum 01.01.2000 bis 31.10.2007)

<b>Bilanz Spreewald (ges.):</b>	Sulfatfrachten	
Zuflüsse	247,12 t/d	100,0%
Abflüsse	250,20 t/d	101,2%
Abflüsse - Zuflüsse	3,08 t/d	1,2%
	1.124 t/a	
<b>Bilanz Oberspreewald:</b>	Sulfatfrachten	
Zuflüsse	247,12 t/d	100,0%
Abflüsse	249,73 t/d	101,1%
Abflüsse - Zuflüsse	2,61 t/d	1,1%
	953 t/a	
<b>Bilanz Unterspreewald:</b>	Sulfatfrachten	
Zuflüsse	249,73 t/d	100,0%
Abflüsse	250,20 t/d	100,2%
Abflüsse - Zuflüsse	0,47 t/d	0,2%
	172 t/a	

Aus dem wellenförmigen Verlauf der kumulativen Frachten für die Spreewaldabflüsse ist jedoch erkennbar, dass es jahreszeitliche Unterschiede in der Zunahme der kumulativen Fracht gibt. Dadurch kommt es zu einer jahreszeitlich unterschiedlichen Steigung der Sulfatfracht-Kurve für die Abflüsse (siehe Abbildung 35).

Um die schon bei der Prozessanalyse (Kapitel 4.4) erkannten jahreszeitlichen Unterschiede im Transportverhalten des Sulfates im Spreewald genauer zu erfassen, wurde eine Frachtbilanz für das Sulfat auf Basis der täglichen Frachten in den Zu- und Abflüssen durchgeführt. Das Ergebnis dieser Frachtbilanz ist in der Abbildung 36 für den Ober- und den Unterspreewald sowie für den Spreewald insgesamt dargestellt.

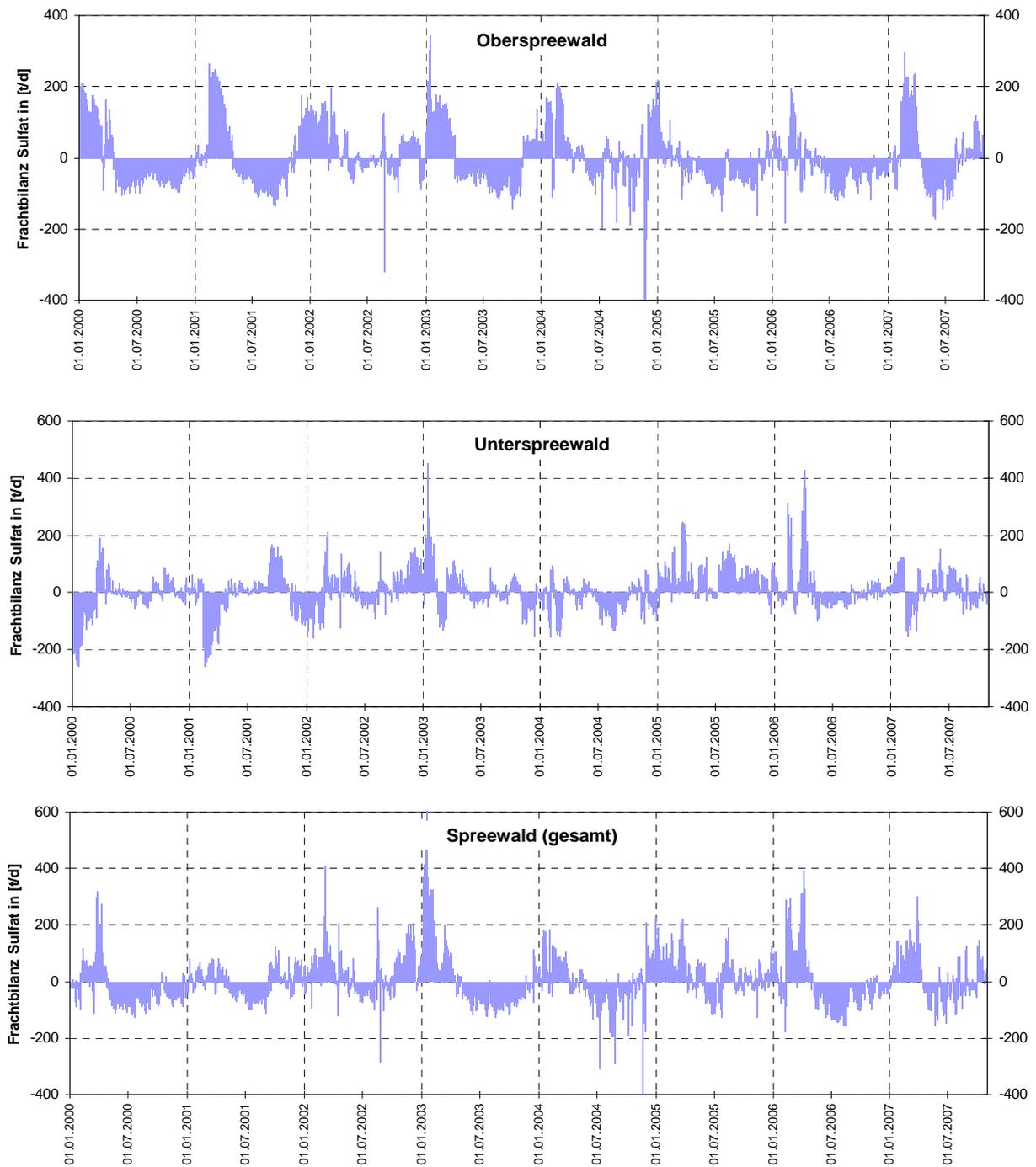


Abbildung 36: Frachtbilanzen für den Spreewald (Abflussfracht – Zuflussfracht) auf Basis der täglichen Frachten

Frachtbilanz > 0 → Quelle; Frachtbilanz < 0 → Senke

Besonders deutlich treten im Oberspreewald sich abwechselnde Perioden auf, in denen der Spreewald einmal als Senke und nach einem bestimmten Zeitraum als Quelle fungiert. Die Senkenfunktion tritt dabei regelmäßig in den Sommermonaten (etwa April bis Oktober) auf, während die Quellenfunktion meist im Spätherbst bis ins zeitige Frühjahr dominiert. Diese Beobachtung stimmt exakt mit dem konzeptionellen Modell über den Einfluss der Stauhaltung auf das Transportverhalten des Sulfates überein (vgl. S. 74ff). Aber es sind auch Abweichungen von diesem Idealverhalten erkennbar, die wahrscheinlich auf besondere Niederschlags- und Abflusssituationen zurückzuführen sind.

Das gleiche Muster im Wechsel zwischen Zeiträumen mit Quellen- und Senkenfunktion ist auch für den gesamten Spreewald erkennbar, auch wenn die Abweichungen von der Regel zahlreicher sind.

### 5.3 Zusammenfassung

Mit den empirisch ermittelten Sulfatbilanzen für den Spreewald konnte das konzeptionelle Modell über die Einflüsse der Stauhaltung und die dadurch verursachten Milieuänderungen in den oberen Bodenschichten auf die Festlegung bzw. Freisetzung von Sulfat untermauert werden.

Über einen **Zeitraum von mehreren Jahren** betrachtet, findet **im Spreewald kein Rückhalt von Sulfat** statt. Sowohl aus der Analyse der Einzelprozesse (Kapitel 4.4) als auch aus der Auswertung der empirischen Frachtbilanzen auf Basis täglicher Frachten geht hervor, dass im Spreewald sowohl Sulfat verbrauchende Prozesse als auch eine Sulfatbildung und -freisetzung stattfinden. Die Dynamik des Sulfatverbrauchs sowie der Sulfatbildung und -freisetzung wird stark durch jahreszeitliche Einflüsse und durch die saisonale Stauhaltung im Spreewald bestimmt. Während der Vegetationsperiode von Frühjahr bis Herbst überwiegen die Sulfat verbrauchenden Prozesse, so dass der Spreewald in dieser Zeit als Senke fungiert. Kurze Zeit nach Beginn des Wintereinstaus schlägt die Situation aber um und es finden Prozesse der Sulfatfreisetzung statt, die dazu führen, dass der Spreewald sich in eine Sulfatquelle verwandelt.

Dieses generelle von der Stauhaltung und von den Jahreszeiten geprägte Verhalten kann durch besondere Niederschlags- und Abflusssituationen gestört oder beeinflusst werden.

## 6 Modellierung des Sulfattransportes in der Spree

### 6.1 Erläuterung des Modellkonzeptes

#### 6.1.1 Softwareplattform GoldSim

Die GoldSim Software-Umgebung wird weltweit zur Simulation unterschiedlichster komplexer Systeme in der Geschäftswelt, im Ingenieurwesen und in der Wissenschaft eingesetzt. GoldSim wird dazu verwendet, die wesentlichen Parameter und Prozesse eines nahezu beliebigen dynamischen Systems abzubilden und das Zeitverhalten zu simulieren. Damit ist es möglich, das System zu analysieren, Schlüsselparameter zu identifizieren und auf dieser Grundlage unterschiedliche Varianten und Strategien miteinander zu vergleichen.

Innerhalb der grafisch orientierten Benutzeroberfläche steht eine Vielzahl von flexiblen Bausteinen zur Verfügung, mit denen das jeweilige System abgebildet werden kann. Sämtliche Parameter sind mit Einheiten behaftet, können als Verteilungsfunktion vorgegeben werden und komplexe gegenseitige Abhängigkeiten besitzen.

Jedes System, welches sich mathematisch abbilden lässt, kann mit GoldSim simuliert werden, so auch die Bestimmung der Sulfatkonzentration in der Spree. Bei dem entwickelten Flussgebietsmodell handelt es sich um ein kombiniertes hydraulisches - und Stofftransportmodell unter Berücksichtigung der Durchflussverhältnisse basierend auf externen Modellierungen, die durch das Modell WBALMO bereit gestellt wurden. Als Bilanzmodell wird ein verallgemeinertes Boxmodell verwendet, wobei die unterschiedlichen Wasserkörper bzw. Elemente (Flussabschnitte, Restseen, Speicherbecken und Wasserbehandlungsanlagen) sich in ihrer inneren Struktur voneinander unterscheiden.

Das Flussgebietsmodell wurde auf der Grundlage der Software GoldSim v. 9.60 implementiert. Die allgemeine Funktionalität von GoldSim und speziell der einzelnen Elemente ist der Programmdokumentation [GS 2006] zu entnehmen.

#### 6.1.2 Grundsätzliche Vorgehensweise

Die Zielstellung der Leistung besteht in der modellhaften Abbildung des Flusssystems der Spree. Dabei wurde in einem ersten Schritt auf der Grundlage von Wasser- und Stoffbilanzbetrachtungen eine Prognose der Konzentrationsentwicklung an verschiedenen Fließgewässerabschnitten durchgeführt. Darauf aufbauend wurde insbesondere untersucht, welche Möglichkeiten es hinsichtlich technischer Maßnahmen zur Minimierung der Sulfatbelastung gibt.

Im Rahmen einer Voruntersuchung wurden dabei folgende Varianten ausgewählt:

Variante 0: Gegenwärtiger Zustand = Referenzvariante

Variante 1: Einleitung in den ÜL 750 zur Dahme

Variante 2: Erhöhte Zuführung von Oderwasser

Variante 3: Kombination aus Variante 1 und 2.

Diese Varianten sollen mit dem Modell hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Sulfatkonzentration der Spree untersucht werden. Es soll dabei insbesondere untersucht werden, mit welcher der Varianten eine vorgegebene Zielkonzentration von 240 mg/L im Wasserwerk sicher eingehalten werden kann.

Im Modell wurde für alle Varianten angenommen, dass sie von Beginn der Simulation an wirksam werden können. Der Startzeitpunkt ist leicht änderbar, so dass auch alternative Szenarien berechnet werden können.

### 6.1.3 Beschreibung des Gewässersystems

Das Fließgewässersystem wird modelltechnisch über ein Netzwerk von Bilanzknoten abgebildet. Die räumliche Lage der Bilanzknoten entspricht dabei der in der Anlage 8 dargestellten Struktur. Jedes der in dieser Anlage dargestellten Elemente besitzt im Modell eine jeweilige Entsprechung. Neben den Bilanzknoten, die einzelne Flussabschnitte verbinden und sich an den Zu- und Abflussbedingungen (Zusammenflüsse, Verzweigungen – Überleiter) orientieren, wurden die einzelnen Speicherbecken und Tagebaurestgewässer im Modell einbezogen. Letztere unterscheiden sich von den Flussabschnitten dadurch, dass sie jeweils ein großes Wasservolumen repräsentieren, welches sich als Funktion der Zeit in Abhängigkeit von den Zu- und Abflussbedingungen ändert. Da die für die einzelnen Speicherbecken und Tagebaurestgewässer verfügbare Information unterschiedlich ist, musste die Modellstruktur jeweils lokal angepasst werden.

Bei der Abbildung der Durchflussbedingungen ist zu beachten, dass das Gewässersystem der Spree und der kleinen Spree bereits jetzt gesteuert wird. Für die Steuerung der einzelnen Wassermengen gibt es ein komplexes Regelwerk mit mehr als 100 Einzelregeln und klar festgelegten Prioritäten. Im Rahmen des Modellaufbaus war folglich zu entscheiden, ob dieses Regelwerk ebenfalls im Modell implementiert wird. Im Ergebnis von Diskussionen wurde festgelegt, dass die Durchflüsse durch das Modell WBALMO berechnet und in das GoldSim Modell integriert werden sollen. Daraufhin wurde vom LUA Brandenburg eine WBALMO-Berechnung für den Zeitraum 2003 bis 2052 durchgeführt.

Das Modell WBALMO bildet das Flussgebiet der Spree und der kleinen Spree ab. Diese Berechnungen bilden die Grundlage für die Durchflussmengen an den einzelnen Bilanzpunkten.

Für die folgenden Bilanzpunkte wurden für die drei Szenarien mittlere monatliche Durchflüsse übergeben:

- Zu- und Abflüsse Speicherbecken Bärwalde
- Zu- und Abflüsse Speicherbecken Dreiweibern
- Zu- und Abflüsse Speicherbecken Lohsa 2
- Zuflüsse Dreiweibern
- Durchflüsse Spreewitz
- Durchflüsse Überleitung ERLK
- Durchflüsse Lieske
- Durchflüsse Burgneudorf
- Durchfluss AE 176.2
- Spree, Pegel Spremberg
- Spree, Pegel Bräsinchen
- Spree, Pegel Cottbus
- Spree, Fehrow
- Greifenhainer Fließ, Pegel Müschen
- Tagebau Welzow Süd, Koselmühlenfließ
- Vetschauer Mühlenfließ, Pegel Vetschau
- Tagebau Seese Ost, Vetschauer Mühlenfließ
- Dobra, Pegel Boblitz
- Tagebau Seese Ost/West; Dobra
- Tagebau Schlabendorf; Dobra
- Wudritz, Pegel Ragow
- Tagebau Schlabendorf Süd; Ottergraben
- Berste, Pegel Treppendorf
- Tagebau Schlabendorf Süd; Berste
- Tagebau Cottbus Nord, Tranitz

- Tagebau Jänschwalde; Malxe
- Zuleiter RL/SB Cottbus-Nord
- Ableiter Speicher Cottbus-Nord
- Malxe, Pegel Fehrow
- Spree, Pegel Lübben Zusammenfluss
- Spree, Pegel Leibsch UP
- Spree, Pegel Beeskow
- Spree, Pegel Große Tränke UP
- UEL zur Dahme über Dahme-Umflut-Kanal (Märk. Buchholz)
- Oderwasserüberleitung
- Ableitung Oder-Spree-Kanal Wernsdorf, DYN.

Die Durchflüsse für die Flussabschnitte, die nicht übergeben wurden, konnten aus Bilanzbetrachtungen heraus bestimmt werden.

Da die Zielstellung des GoldSim-Modells darin bestand, die Wirksamkeit der zu untersuchenden Varianten abzubilden, war es erforderlich, die Durchflüsse in Form von Tageswerten zu berücksichtigen. Tageswerte weisen gegenüber Monatsmittelwerten deutlich höhere Schwankungen auf. Deshalb wurden die übergebenen Monatsmittelwerte mit einer zusätzlichen Schwankungsbreite versehen, die die Schwankungen innerhalb des Monats abbildet.

In der nachfolgenden Abbildung 37 ist beispielhaft ein Vergleich der Statistik der mit dem Modell simulierten Durchflüsse für den Pegel Lieske mit den gemessenen historischen Tageswerten dargestellt. Der Vergleich zeigt, dass das Modell die beobachtete Durchflussverteilung gut approximiert.

Zudem wurde für das Modell angenommen, dass die Durchflüsse an den einzelnen Bilanzpunkten miteinander korreliert sind. Das bedeutet, dass im Falle wenn für einen Bilanzpunkt ein hoher Durchflusswert bestimmt wurde, auch bei den anderen Durchflüssen höhere Werte auftreten.

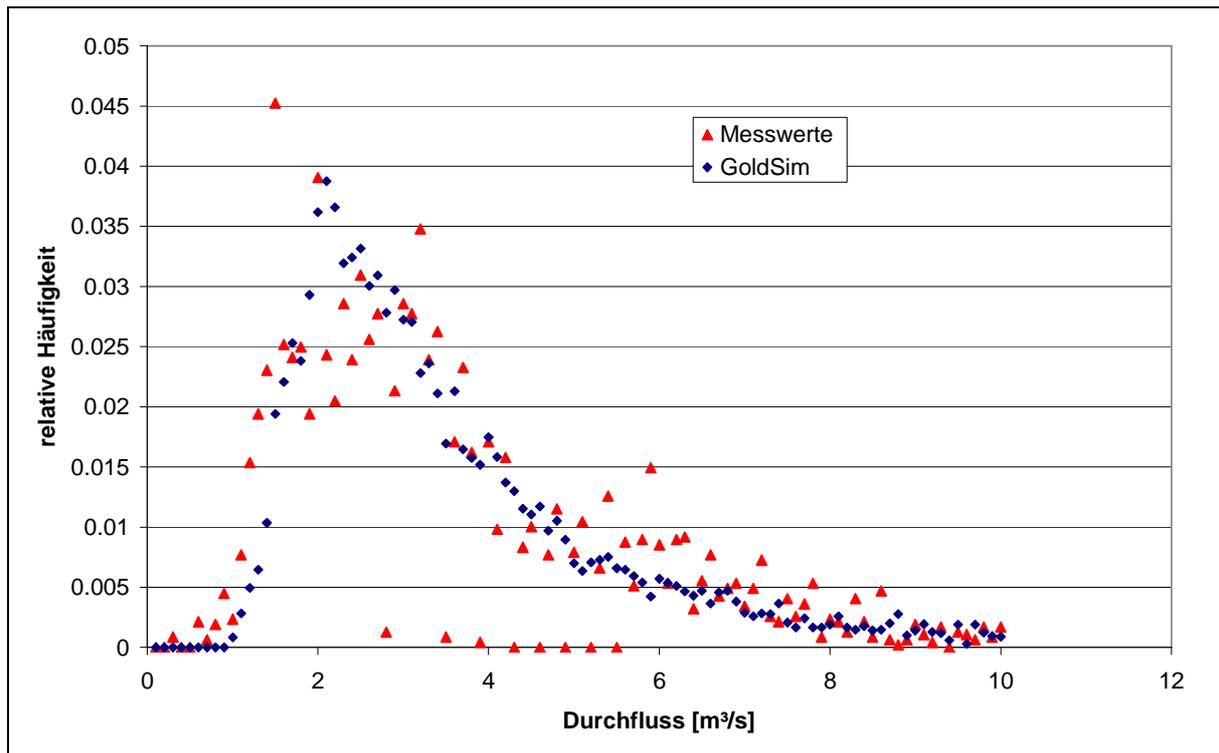


Abbildung 37: Vergleich der beobachteten mit einer simulierten Durchflussstatistik für den Pegel Lieske

In einem nächsten Schritt wurde geprüft, inwiefern die Bandbreite der tatsächlich beobachteten Konzentrationen für die Jahre 2005 bis 2007 mit der beobachteten Bandbreite übereinstimmt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die für die Vergangenheit mit WBALMO simulierten Durchflüsse nicht den real gemessenen Durchflüssen entsprechen, da in WBALMO die jeweiligen Durchflüsse über einen Monte-Carlo-Algorithmus gewürfelt werden. Der Vergleich zwischen beobachteten und simulierten Sulfatkonzentrationen ist beispielhaft für den Pegel Spremberg in Abbildung 38 dargestellt.

An dieser Abbildung wird deutlich, dass mit dem Modell der beobachtete Bandbreite sehr gut erfasst und damit der gegenwärtige Zustand gut beschrieben wird.

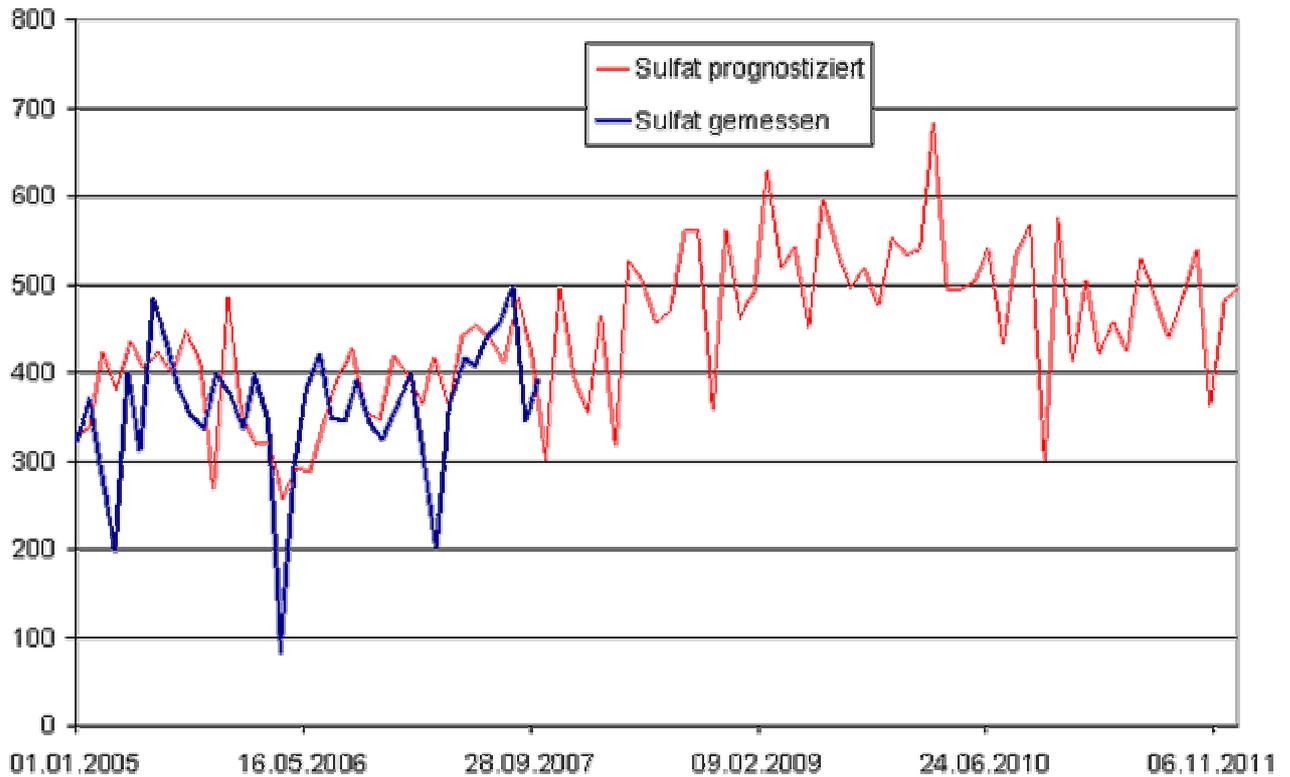


Abbildung 38: Vergleich des simulierten Verlaufs der Sulfatkonzentration am Pegel Spremberg mit der modellierten.

Das gesamte Modellgebiet wurde in die Teilgebiete Sachsen und Brandenburg unterteilt. Die Elemente der Modellebenen Sachsen und Brandenburg des Modells sind in Anlage 9 dargestellt.

## 6.2 Ermittlung des prognostischen bergbaubedingten Sulfateintrages aus Punktquellen (GWRA) und Speicherbecken

### 6.2.1 Grubenwasserreinigungsanlagen

Im Bilanzgebiet wurden insgesamt 4 Grubenwasserreinigungsanlagen berücksichtigt. Es handelt sich um die Anlagen:

- Tzschelln
- Kringelsdorf
- Schwarze Pumpe und
- Jänschwalde

Diese werden im Modell als zeitabhängige Durchsätze sowie zeitabhängige Konzentrationen beschrieben. Diese jeweils in Jahresscheiben vorgegebenen Werte wurden mit normalverteilten Schwankungen überlagert. Dazu wurden die vorgegebenen Werte für Konzentration und Durchsatz mit einer Normalverteilung  $N(1;0,05)$  multipliziert (Mittelwert = 1, Standardabweichung = 0,05). Im Sinne einer konservativen Betrachtung wurden die Einträge über den gesamten Betrachtungszeitraum berücksichtigt.

Die nachfolgende Abbildung 39 zeigt die daraus resultierenden zeitabhängigen Sulfatfrachten.

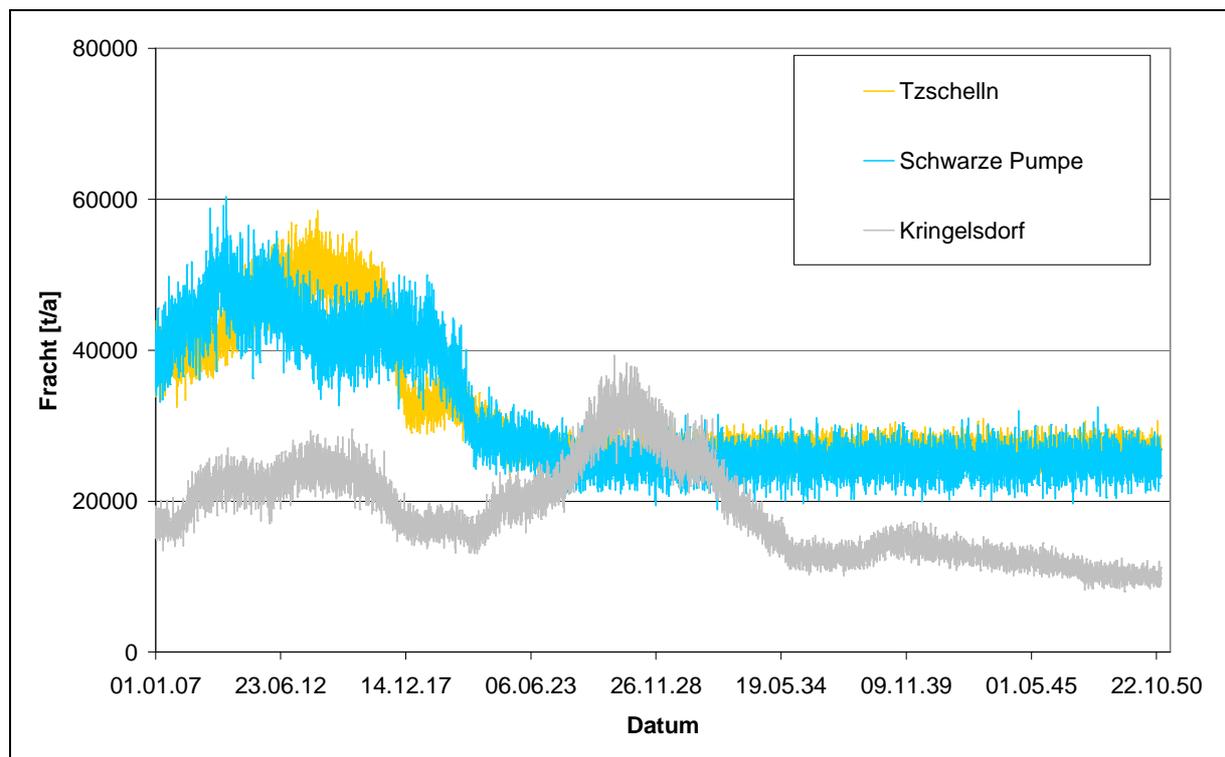


Abbildung 39: Zeitliche Entwicklung der Sulfatfrachten der drei berücksichtigten Grubenwasserreinigungsanlagen

### 6.2.2 Tagebaurestgewässer und Speicherbecken

Die Tagebaurestgewässer und Speicherbecken unterscheiden sich von den Flussabschnitten dadurch, dass sie jeweils ein großes Wasservolumen repräsentieren, welches sich als Funktion der Zeit in Abhängigkeit von den Zu- und Abflussbedingungen ändert. Zusätzlich zu den oberflächigen Zu- und Abflüssen gibt es Grundwasserzuströme zu diesen Speicherbecken und Restgewässern als auch Grundwasserabströme. Die zeitliche Entwicklung der Qualität und Quantität dieser Grundwasserströme erfordert eigentlich eigenständige komplexe Betrachtungen, die über den Rahmen der vorliegenden Studie hinausgehen. Deshalb werden diese Ströme und die zugehörigen Wasserqualitäten an die Parameter, die für den

diffusen Sulfateintrag abgeschätzt wurden, angelehnt. Für den Bereich Brandenburg wurden die Tagebaurestgewässer gemeinsam mit dem diffusen Sulfateintrag modelltechnisch abgebildet. D.h. aufgrund fehlender detaillierter geohydraulischer Informationen wurde die Gesamtfracht als Summe aus diffusem Eintrag in die Vorfluter und dem Sulfateintrag in die Tagebaurestgewässer mit dem Grundwasser über Bilanzbetrachtungen bestimmt. Damit werden auch die Sulfatfrachten erfasst, die mit dem Oberflächenwasser-Ausleitungen der TRG in die Vorfluter gelangen. Lediglich das Speicherbecken Cottbus wurde bisher analog zu den Speicherbecken in Sachsen behandelt. Eine detaillierte Beschreibung der Modellansätze erfolgt im nächsten Kapitel.

### **6.3 Ermittlung des prognostischen bergbaubedingten diffusen Sulfateintrages in die Spree**

#### **6.3.1 Diffuser Stoffaustrag aus den Abraumkippen**

Ein wichtiger Prozesse, der den diffusen Stoffeintrag in die Spree bestimmt, ist der Austrag des Sulfats aus den Abraumkippen durch das Grundwasser. Dieser Austrag ist die Quelle des diffusen Eintrages.

Dazu erarbeitete G.E.O.S. Freiberg für das RP Dresden eine Studie [GEOS 2007], in deren Ergebnis der diffuse Stoffeintrag in die Spree als Funktion der Zeit ermittelt wurde. Für die verschiedenen Abraumkippen im sächsischen Einzugsgebiet der Spree wurde ein vereinfachtes Strömungs- und Transportmodell aufgebaut, dessen Ergebnisse in das Modell für die Entwicklung der Wasserqualität der Spree integriert wurden. Aus Gründen der Übersichtlichkeit ist das Ergebnis dieses detaillierten Modells für den diffusen Stoffaustrag im aktuellen Modell enthalten. Auf eine Integration sämtlicher Detailmodelle für alle Kippen wurde verzichtet.

Das summarische Ergebnis aus der Sulfatstudie von 2007 [GEOS 2007] für den diffusen Stoffeintrag ist in nachfolgender Abbildung 40 dargestellt.

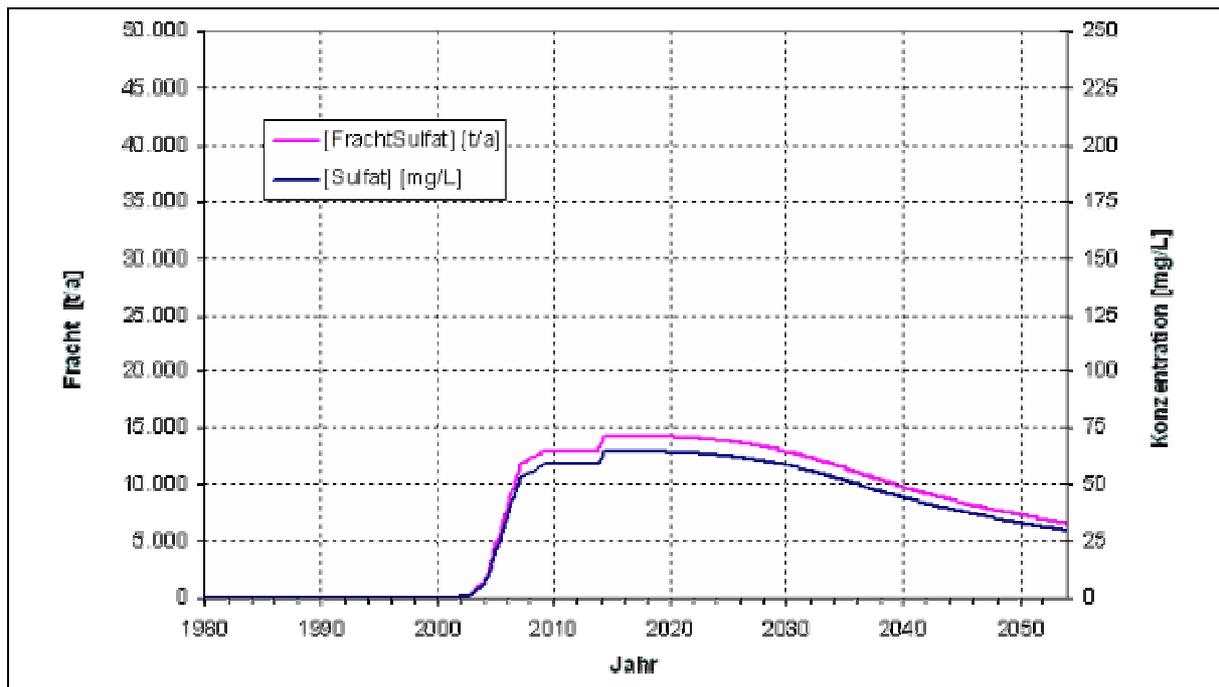


Abbildung 40: Ergebnis für den summarischen diffusen Sulfateintrag in die Spree im Freistaat Sachsen entsprechend der Sulfatstudie 2007 [GEOS 2007]

Für den Teilbereich Brandenburg wird der diffuse Stoffeintrag im Gegensatz zum Teilbereich Sachsen explizit für jeden Kippenbereich direkt im Modell berechnet. Der Berechnungsansatz lehnt sich dabei an den in [GEOS 2007] verwendeten Ansatz an. Da allerdings nicht auf die gleiche Art von Ergebnissen der geohydraulischen Modelle zurück gegriffen werden konnte, mussten die Modellansätze in einigen Details angepasst werden.

Der konzeptionelle Ansatz zur Berechnung soll nachfolgend kurz umrissen werden. Für den Grundwasserwiederanstieg im Bereich der Kippen wurde zunächst angenommen, dass er in etwa gleichzeitig mit der Flutung der Tagebaurestseen einhergeht. Die für die einzelnen Kippen relevanten Parameter, insbesondere bzgl. Flutungsstand und Flutungszeitraum sind in Tabelle 5 sowie in Anlage 5 zusammenfassend dargestellt. Für den Grundwasserabstrom aus dem Kippenbereich wurde angenommen, dass er dann sein Maximum erreicht, wenn die Flutung abgeschlossen ist. Die gesamte, aus dem jeweiligen Kippenbereich abströmende Grundwassermenge wird aus der Fläche der jeweiligen Kippe und einer mittleren Grundwasserneubildungsrate ermittelt. Auf der Basis der vorliegenden Erfahrungen liegt die Grundwasserneubildungsrate im Bereich von Bergbaukippen der Lausitz zwischen 60 mm/a und 140 mm/a. Im vorliegenden Fall wurde für alle Kippen ein einheitlicher Wert von 80 mm/a angenommen.

Dieser gesamte Grundwasserabstrom teilt sich auf einzelne Abstrombereiche auf, welche in unterschiedliche Vorfluter entlasten. Die jeweiligen Anteile des Abstroms sowie charakteristi-

sche geometrische Parameter (mittlere Abstromlänge, mittlere Abstrombreite) wurden anhand von topografischen Karten abgeschätzt. Für das Modell wurden die folgenden Parameter ermittelt.

Tabelle 19: Geometrische Parameter und Startkonzentrationen für Sulfat der berücksichtigten Tagebaue im Bereich Brandenburg

Alttagebau	ca. Abstrom [m³/h]	Konz. Sulfat [mg/l]	Abstrombereich - Vorfluter					
			Name	Bez.	Anteil	ca. Abstrom [m³/h]	Länge [m]	Breite [m]
Schlabendorf	520	2600	Wudritz / Ragow	218	40%	210	400	5000
			Dobra / Boblitz	216	40%	210	400	2000
			Berste / Treppendrof	219	20%	100	1000	1000
Seese	230	2100	Wudritz / Ragow	218	100%	230	400	5000
Greifenhain / Gräbendorf	360	1850	Greifenhainer Fließ	212	50%	180	3000	4000
			Vetschauer Fließ	214	50%	180	3500	4000
Welzow	430	1000	Greifenhainer Fließ	212	30%	130	4000	6000
			Spree	203	70%	300	3000	6000
Cottbus	180	3350	Speicherbecken CB	SB	50%	90	3000	4000
			Malxe Fehrow	239	50%	90	100	5000
Jänschwalde	180	1300	Malxe Fehrow	239	100%	180	3000	4000

Die für die Abstandsgeschwindigkeit maßgebliche effektive Porosität wurde einheitlich für alle Kippen mit 15% und die mittlere Mächtigkeit des Grundwasserleiters mit 50 m angenommen. Die Porositäten der relevanten Grundwasserleiter im Betrachtungsgebiet schwanken zwischen ca. 10% und 35%. Zur Vereinfachung wurde ein einheitlicher Wert angesetzt, der sich mit 15% aus Gründen der Konservativität (es resultieren höhere Abstandsgeschwindigkeiten) eher im unteren Bereich der Bandbreite befindet.

Nachfolgend werden die mit diesen Parametern berechneten diffusen Sulfatfrachten für die einzelnen Kippenbereiche dargestellt.

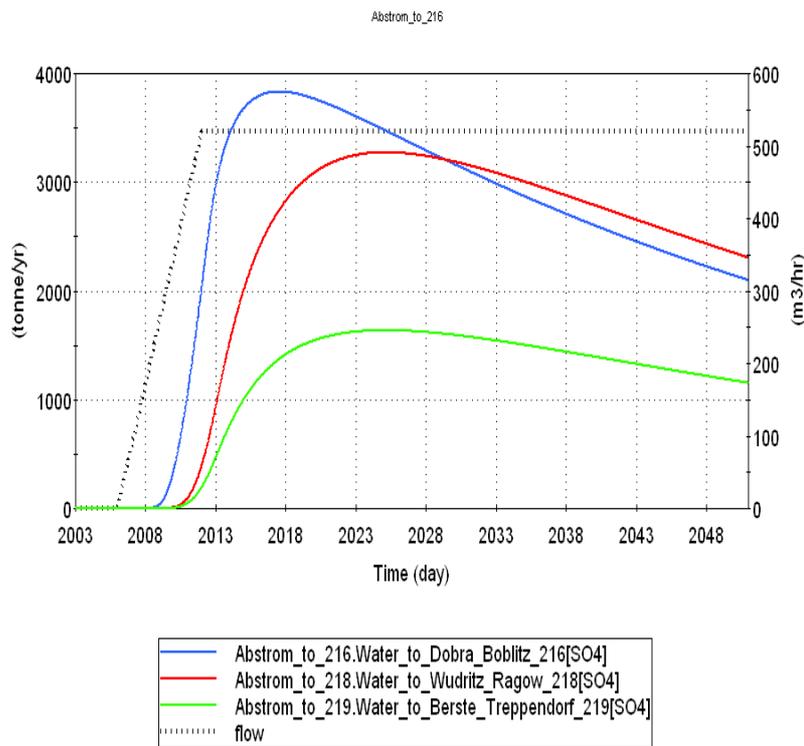


Abbildung 41: Diffuser Sulfateintrag und Gesamtabstrom aus dem Bereich der Kippen Schlabendorf (Nord und Süd) in die einzelnen Vorfluter

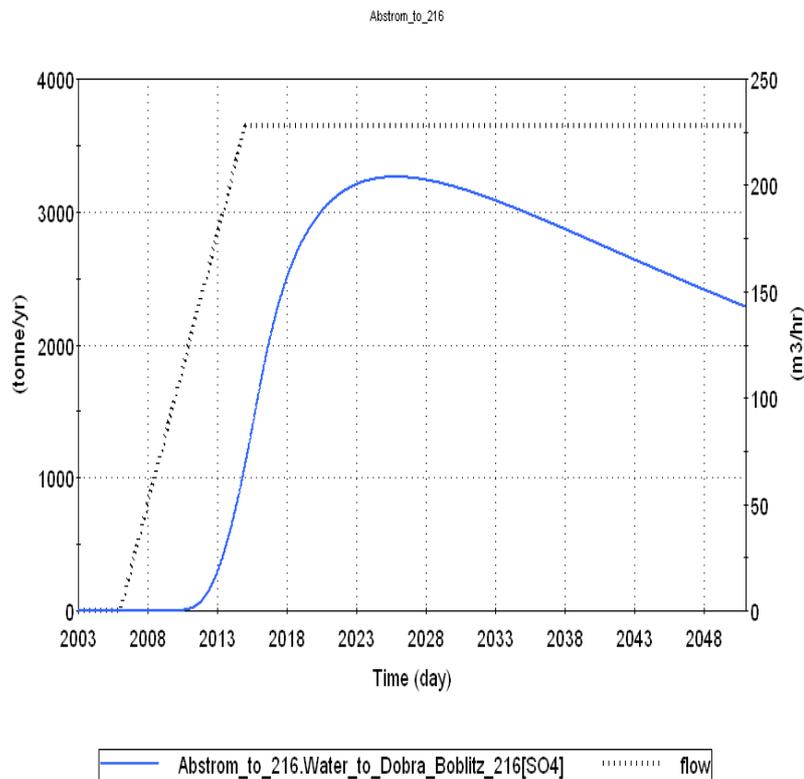


Abbildung 42: Diffuser Sulfateintrag und Gesamtabstrom aus dem Bereich der Kippe Seese

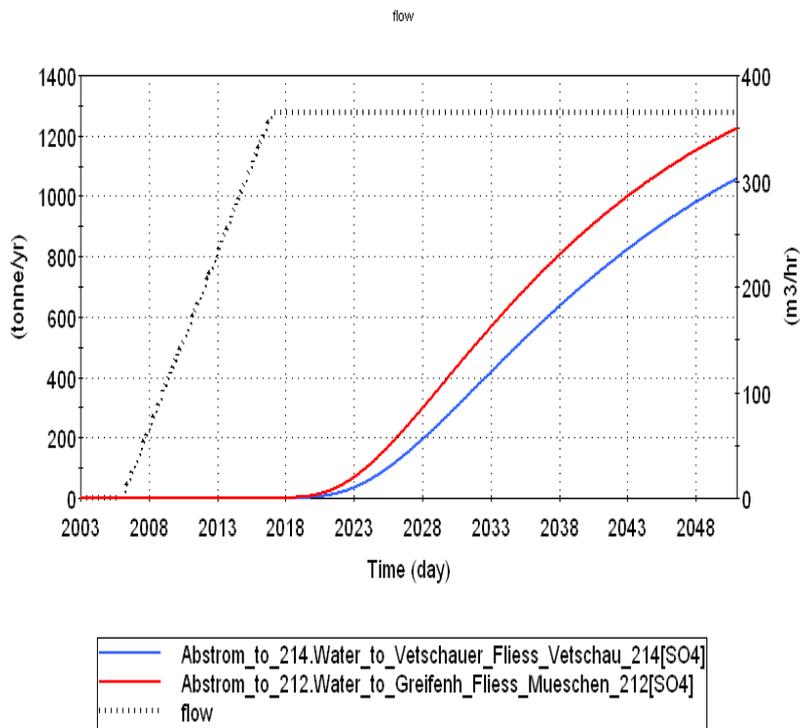


Abbildung 43: Diffuser Sulfateintrag und Gesamtabstrom aus dem Bereich der Kippen Greifenhain und Gräbendorf

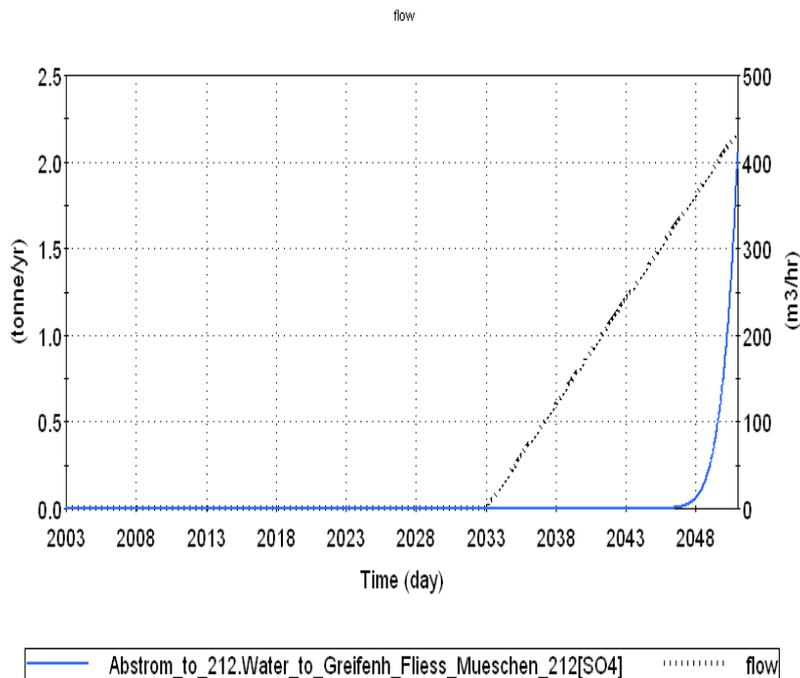


Abbildung 44: Diffuser Sulfateintrag und Gesamtabstrom aus dem Bereich der Kippe Welzow

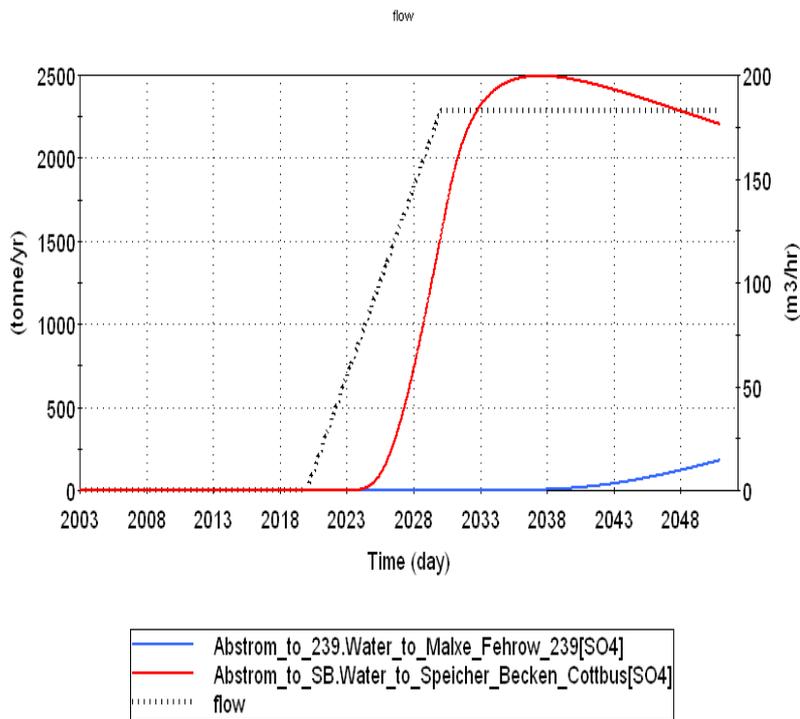


Abbildung 45: Diffuser Sulfateintrag und Gesamtabstrom aus dem Bereich der Kippe Cottbus

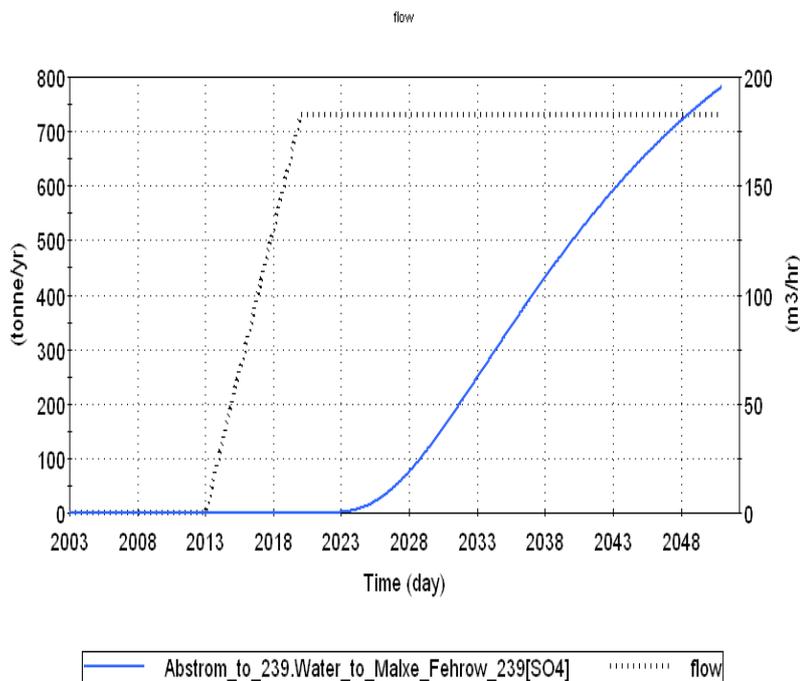


Abbildung 46: Diffuser Sulfateintrag und Gesamtabstrom aus dem Bereich der Kippe Jänschwalde

Die Analyse der dargestellten Frachtverläufe jeweils am Eintragungspunkt in die Vorflut macht deutlich, dass der diffuse Sulfateintrag im Teilbereich Brandenburg in die Vorfluter mittelfristig, d.h. über die nächsten 20 Jahre hauptsächlich durch die Tagebaue Schlabendorf und Seese bestimmt wird. Der diffuse Austrag aus den Kippen Welzow, Greifenhain und Gräbendorf und Jänschwalde erreicht im Betrachtungszeitraum noch nicht das Maximum. Beim Tagebau Cottbus erreicht der Grundwasserabstrom in das Speicherbecken ca. 2035 sein Maximum, während der diffuse Abstrom in die Malxe im Betrachtungszeitraum noch nicht das Maximum erreicht. Das insgesamt doch sehr unterschiedliche zeitliche Verhalten ist teilweise durch den geplanten Flutungsverlauf als auch die Dimension der Abstrombereiche bedingt.

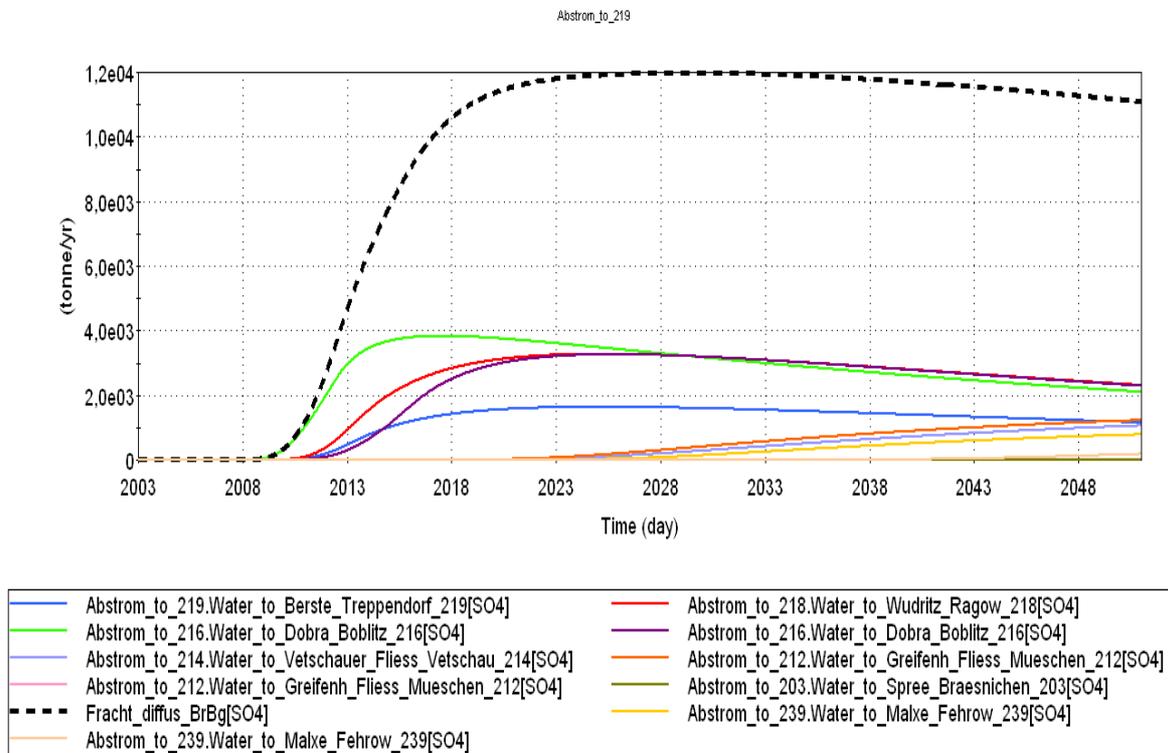


Abbildung 47: Diffuser Sulfateintrag in die Vorfluter aus den einzelnen Teilbereichen für das Teilgebiet Brandenburg. Neben den Einzelbeiträgen ist der summarische Beitrag dargestellt.

Die Überlagerung dieser einzelnen Sulfatfrachten aus dem Bereich Brandenburg führt zu einem diffusen Gesamtaustrag von ca. 12 000 t. Der zeitliche Verlauf des Gesamtaustrages für den Bereich Brandenburg ist in nachfolgender Abbildung 47 dargestellt.

Für die jeweils zusammengefassten Teilbereiche Schlabendorf – Seese und Greifenhain – Gräbendorf wurden in [GRA 2007] ebenfalls Prognosen zum diffusen Sulfateintrag in die Vorflut erstellt. Dort wird allerdings im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit zwischen Hinter-

grund und bergbaulich bedingten Eintrag unterschieden. Die Ergebnisse aus [GRA 2007] sind in nachfolgender Abbildung 48 und Abbildung 49 jeweils in Mol/a angegeben. Ein Mol Sulfat entspricht  $9,6 \cdot 10^{-5}$  t.

Danach wird die Maximalfracht von ca. 10 000 t/a für die Kippenbereiche Schlabendorf und Seese etwa bereits 2015 erreicht. Dies bestätigt sehr gut die Ergebnisse entsprechend Abbildung 41 und Abbildung 42.

Im Gegensatz dazu wird die Maximalfracht aus den Kippenbereichen Greifenhain und Gräbendorf bei Graupner [GRA 2007] bereits zwischen 2020 und 2025 erreicht. Die vorliegenden Berechnungen streben demgegenüber erst zum Ende des Betrachtungszeitraumes, d.h. 2050 ihrem Maximum von allerdings nur ca. 2500 t/a zu. Die Ursachen für diese unterschiedlichen Ergebnisse bedürfen einer sehr detaillierten Analyse der einzelnen Parameter und liegen außerhalb des Rahmens der vorliegenden Studie.

**Mit dem Ansteigen der diffusen Sulfateinträge in die Vorfluter wird auch der Eintrag von zweiwertigem Eisen zunehmen.** Das ist besonders im Bereich Schlabendorf zu befürchten, da hier zum Teil sehr hohe Eisenkonzentrationen im Kippengrundwasser vorliegen (siehe Anlage 5, S. 11). Ähnliche Vorgänge haben in Sachsen zu einer starken Verockerung der Kleinen Spree geführt.

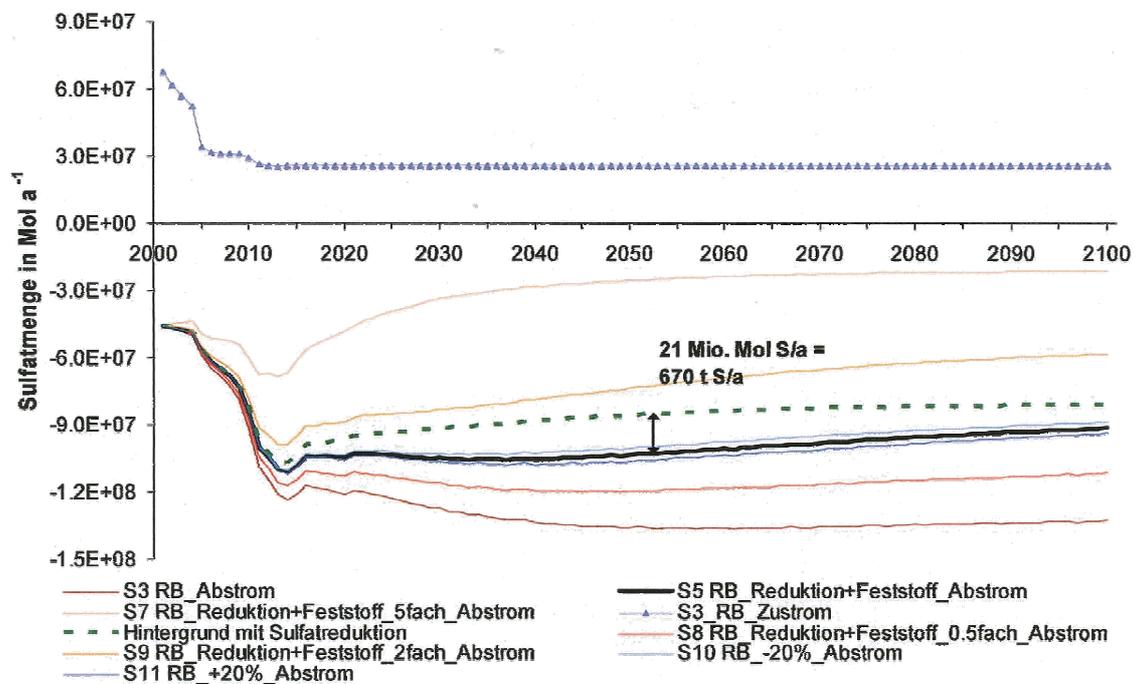


Abbildung 48: In [GRA 2007] berechneter diffuser Sulfataustrag für den Kippenbereich Schlabendorf und Seese (Das Referenzszenario wird durch die fette schwarze Linie repräsentiert)

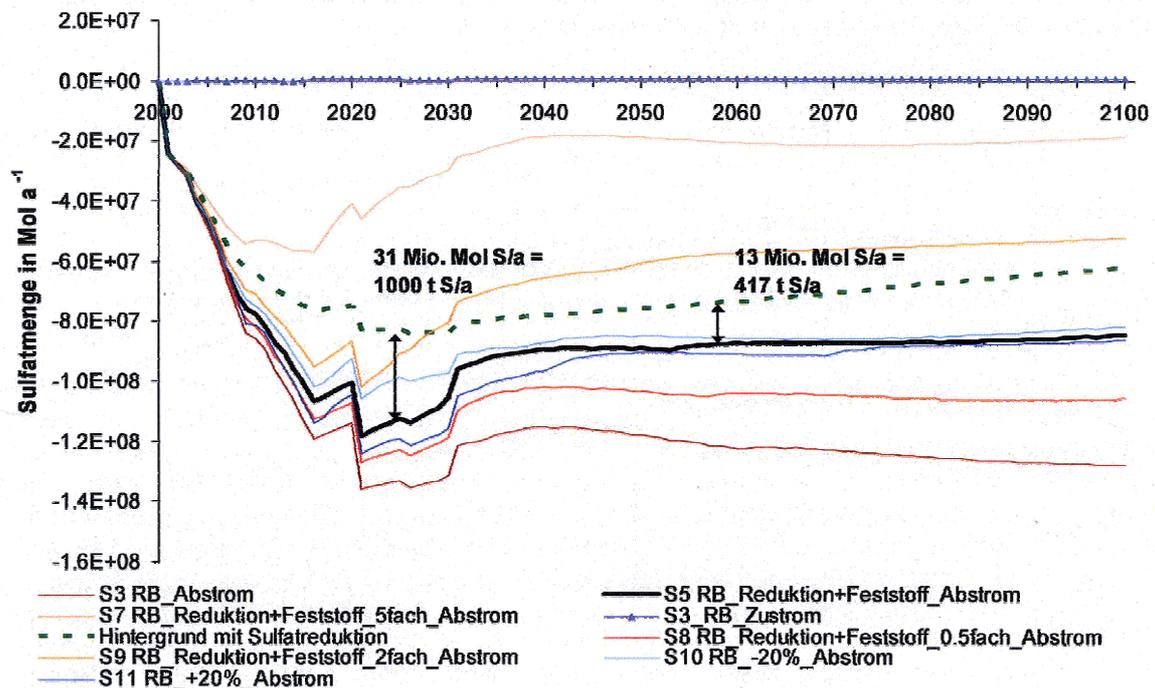


Abbildung 49: In [GRA 2007] berechneter diffuser Sulfataustrag für den Kippenbereich Greifenhain und Gräbendorf (Das Referenzszenario wird durch die fette schwarze Linie repräsentiert).

#### 6.4 Berücksichtigung des Spreewaldes

Entsprechend der für den Spreewald im Detail ausgeführten Bilanzbetrachtungen wird deutlich, dass der Spreewald nur temporär als eine Sulfatsenke bzw. Sulfatquelle wirksam ist. Im längerfristigen Mittel findet bilanziell keine Rückhaltung von Sulfat statt.

Modelltechnisch wurde der Spreewald als zwei Mischzellen beschrieben. Eine Zelle soll die besser durchströmten Bereiche repräsentieren. Diese ist direkt mit den ober- und unterstromigen Knoten über Mengenströme verknüpft. Die zweite Zelle soll hingegen den stagnanten Bereich darstellen. Diese ist nur über Austauschströme mit der anderen Zelle verbunden.

Zum Volumen des Wasserkörpers lagen keine Angaben vor. Deshalb musste das Volumen aus der Fläche und einer mittleren Wassertiefe geschätzt werden. Als Fläche wurde ein Wert von 94.5 km<sup>2</sup> und für die Wassertiefe von 1 m angenommen.

Die Rate für Assimilation und Dissimilation wurden beide jeweils auf 0 t/a gesetzt. Damit kommt es lediglich durch Änderungen des Speicherinhaltes zu temporären Reduktionen bzw. Erhöhungen der Sulfatfracht zwischen Zustrom und Abstrom aus dem Bilanzbereich des Spreewaldes. Die Summe der zufließenden und abfließenden Sulfatfracht als Funktion der Zeit ist in Abbildung 50 veranschaulicht. Es wird deutlich, dass die abfließende Fracht deutlich größere Schwankungen aufweist als die zufließende. Die hohen Frachten werden

maßgeblich durch temporär hohe Wassermengen im Abfluss verursacht. Diese temporär hohen Abflüsse werden durch den Jahresgang des Niederschlages im Einzugsgebiet sowie die wasserwirtschaftliche Bewirtschaftung des Spreewaldes hervorgerufen.

Demgegenüber verhalten sich die Fluktuationen bei der Sulfatkonzentration grundsätzlich entgegengesetzt (Abbildung 51). Diese sind im Spreewaldzufluss deutlich größer als im Abfluss. Für die Konzentration wirkt das große Speichervolumen des Spreewaldes vergleichmäßigend.

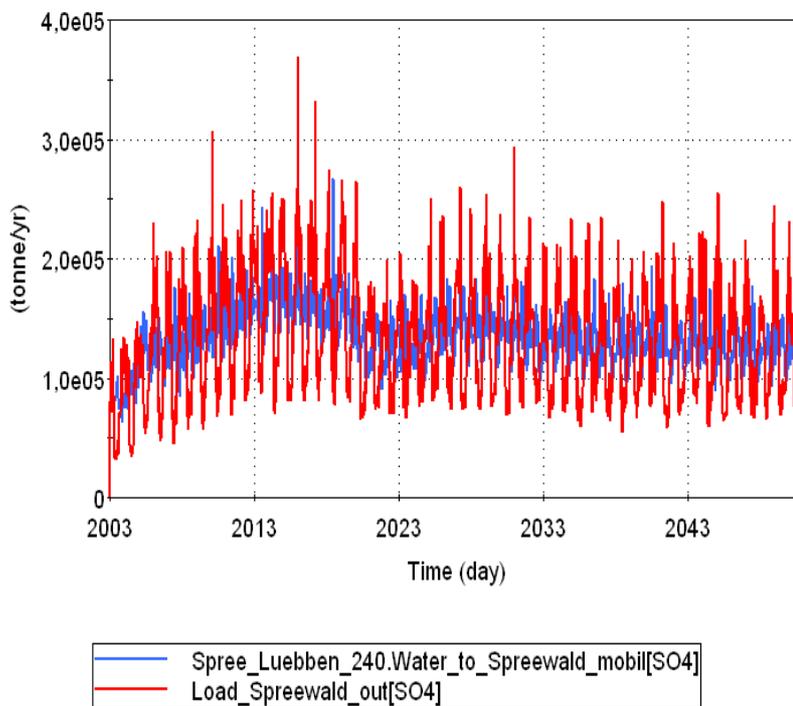


Abbildung 50: Mit dem Modell berechnete Fracht im Zu- und Abfluss des Spreewaldes

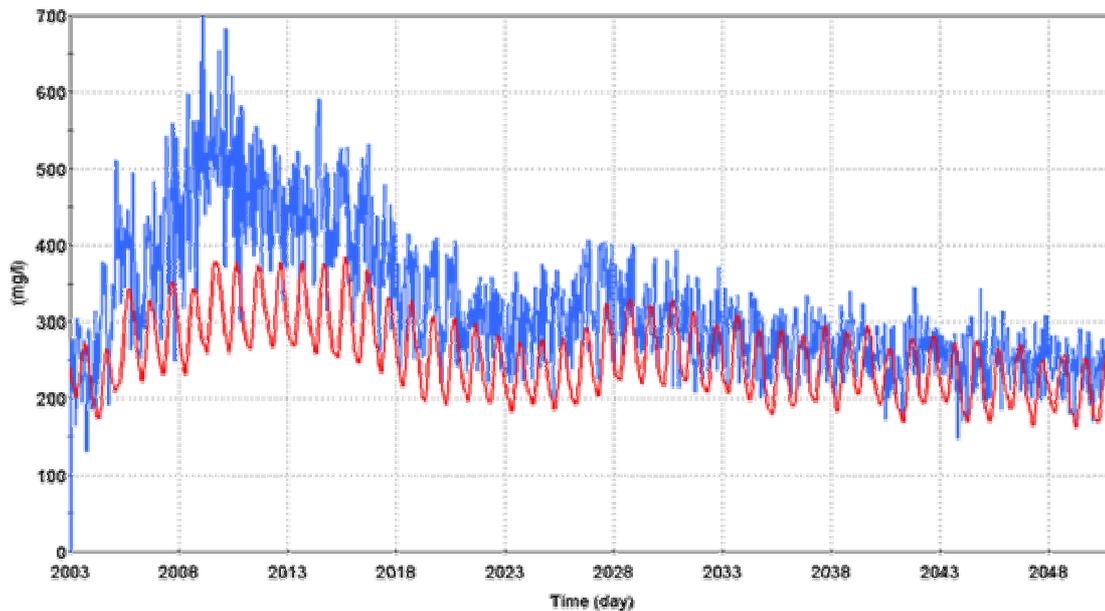


Abbildung 51: Zeitlicher Verlauf der Sulfatkonzentration von Spreewaldzufluss (blau) und Spreewaldabfluss (rot)

## 6.5 Ergebnisse der Modellierung des Sulfattransportes in der Spree zur Ermittlung von prognostischen Sulfatkonzentrationen in der unteren Spree

### 6.5.1 Erläuterung der Darstellungsweise

Eine Vielzahl der im Modell verwendeten Größen wurde einschließlich ihrer Unsicherheiten bzw. zeitlichen Schwankungsbreiten einbezogen. Dies gilt auch für die aus WBALMO übernommenen Durchflusswerte. Diese Vorgehensweise wurde insbesondere deshalb gewählt, weil die resultierenden Schwankungsbreiten in den entsprechenden Konzentrationen dargestellt werden sollten.

Bei derartigen probabilistischen Ansätzen ist es üblich, eine Vielzahl von Realisierungen zu rechnen, um robuste Aussagen zu den Erwartungswerten bzw. den Schwankungsbreiten der Ergebnisse zu erhalten. Diese Vorgehensweise ist mit dem Modell ebenfalls möglich. Auch können bspw. einzelne Percentile oder aber auch Wahrscheinlichkeiten der Überschreitung von Zielwerten angegeben werden.

Für die Illustration der Ergebnisse wurde nachfolgend jedoch jeweils nur eine Realisierung gewählt, um die einzelnen Spitzenkonzentrationen zu zeigen.

Bevor in Kapitel 7 einzelne Varianten der Gütesteuerung verglichen werden, soll ein Referenzszenario anhand einiger charakteristischer Größen charakterisiert werden. Dieses Referenzszenario

renzszenario beruht auf den durch WBALMO vorgegebenen Durchflussverteilungen. In Kapitel 7 werden die Ergebnisse für einzelne betrachtete technische Varianten jeweils zusammen mit den gleichartigen Ergebnissen für das Basisszenario dargestellt, um die Auswirkungen der Maßnahme zu verdeutlichen. Da sich die Varianten auf unterschiedliche Teile des Gebietes auswirken, wird der Vergleich bei einzelnen Varianten teilweise an unterschiedlichen Teilen des Gewässersystems gezeigt.

### 6.5.2 Ergebnisse für das Referenzszenario

Wie in Abschnitt 6.1.3 dargestellt wurde, handelt es sich um ein sehr komplexes Gewässersystem. Deshalb muss bei der Darstellung der Ergebnisse eine Beschränkung erfolgen.

Als wichtige Pegel, an denen hauptsächlich die Ergebnisdarstellung und Diskussion erfolgt, wurden die Pegel Spremberg (200), Leibsch (250) und Große Tränke (270) ausgewählt. Die Fracht am Pegel Leibsch (Oberpegel) schließt dabei sowohl die Fracht der Spree als auch die Fracht in Richtung Dahme mit ein.

In Abbildung 52 ist für diese Pegel die kumulative Frachtbilanz dargestellt.

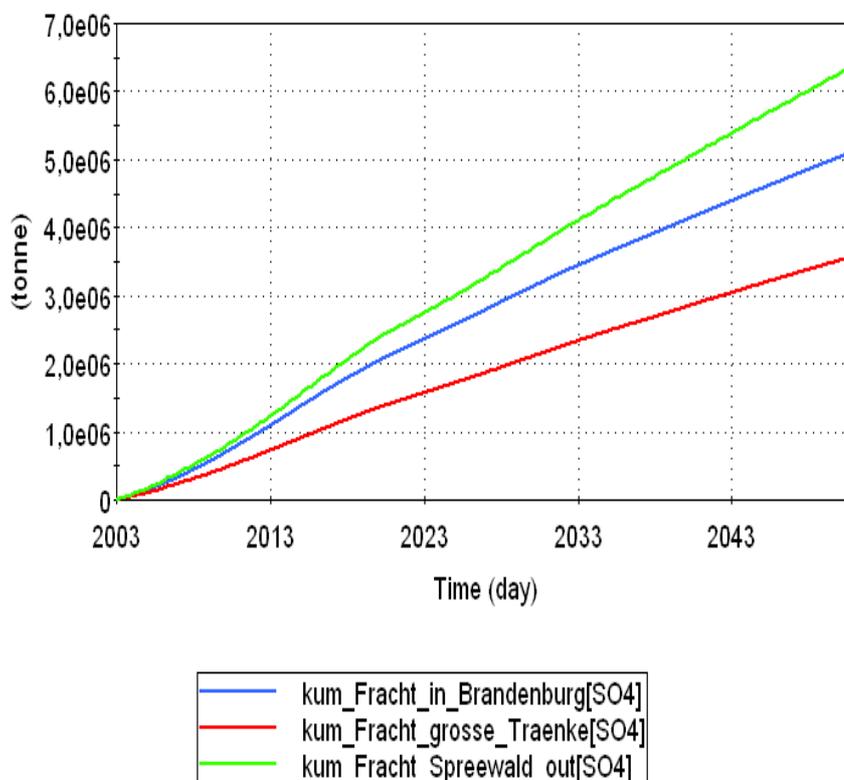


Abbildung 52: Kumulative Frachten für die Pegel Spremberg (kum\_Fracht\_in\_Brandenburg), Leibsch (kum\_Fracht\_Spreewald\_out, Leibsch Oberpegel - Gesamtfracht die den Spreewald verlässt inkl. Dahme) und Große Tränke (kum\_Fracht\_grosse\_Traenke).

Die prognostizierten Sulfatkonzentrationen für die gleichen Pegel sind in Abbildung 54 dargestellt.

Zusätzlich zu den genannten Punkten wird noch die Sulfatkonzentration für die Talsperre Spremberg dargestellt (Abbildung 53).

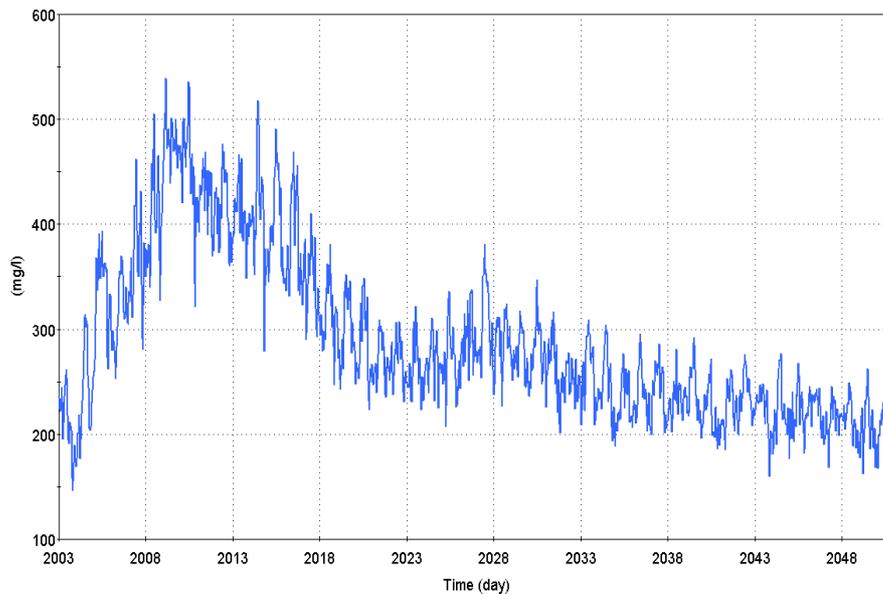


Abbildung 53: Sulfatkonzentrationen für die Talsperre Spremberg

In Abbildung 54 wird deutlich, dass die Konzentration im Bereich der Großen Tränke ab etwa 2008 den Wert von 240 mg/L zeitweise überschreitet. Damit wäre dieses Wasser temporär nicht mehr für die Trinkwassergewinnung nutzbar. Deshalb soll nach Möglichkeiten gesucht werden, um dieser Überschreitung entgegen zu wirken. Dabei ist zu beachten, dass bei der Wahl der Parameter grundsätzlich eine gewisse Konservativität berücksichtigt wurde. Nach den Modellergebnissen wäre bereits im gegenwärtigen Zustand in etwa 30% des Jahres eine Überschreitung der Konzentration vorhanden.

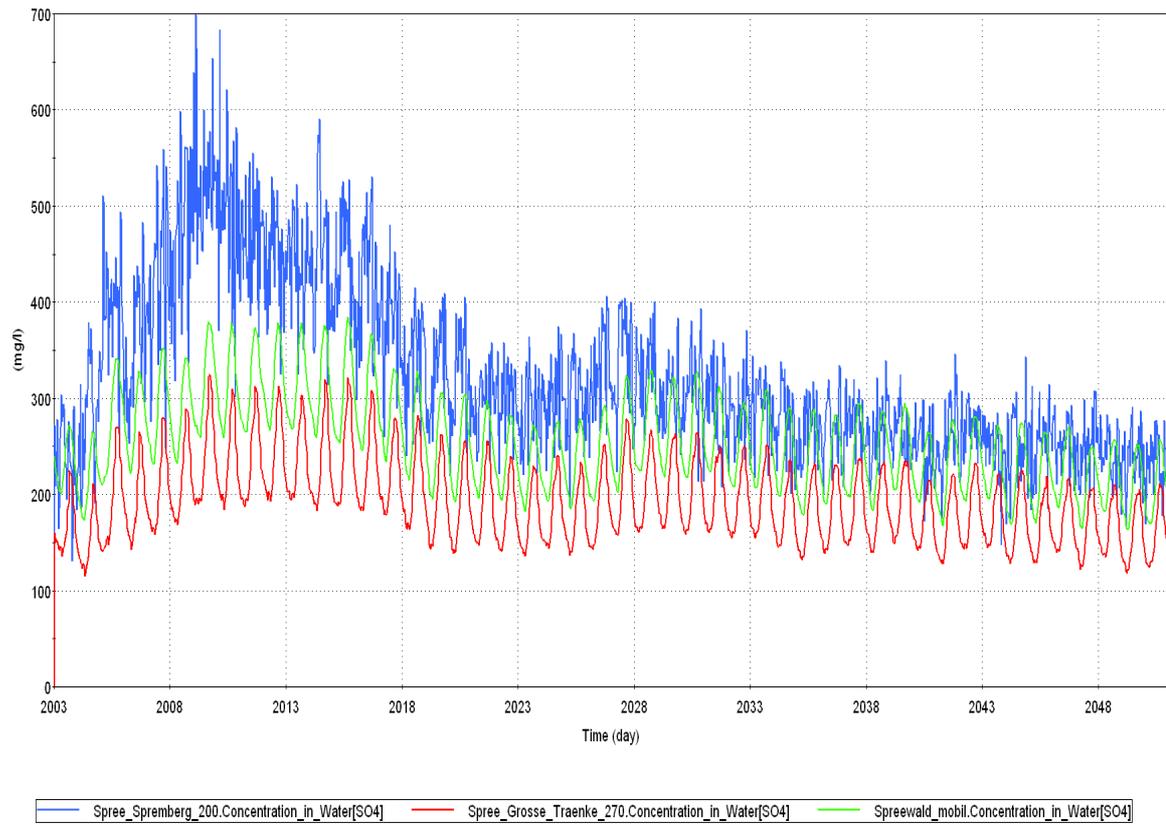


Abbildung 54: Sulfatkonzentrationen für die Pegel Spremberg (Spree\_Spremberg\_200), Leibsch (Spreewald\_mobil) und Große Tränke (Spree\_grosse\_Traenke\_270). Die Konzentrationen am Oberpegel und Unterpegel Leibsch sind im Modell indentisch (im Gegensatz zu den Frachten).

## 7 Möglichkeiten zur Steuerung von Sulfatfrachten und Vorschläge zur Bewirtschaftung im Hinblick auf die Minimierung der Sulfatgehalte in der unteren Spree

### 7.1 Möglichkeiten zur Einflussnahme auf Sulfatfrachten und –konzentrationen durch gezielte Bewirtschaftungsmaßnahmen

Aufgrund der Komplexität des Gewässersystems innerhalb des Spreewaldes sollten Maßnahmen in Brandenburg im Abstrom des Spreewaldes ansetzen.

Wie oben dargestellt, wurden die folgenden beiden Varianten betrachtet:

Variante 1: Einleitung in den ÜL 750 zur Dahme

Variante 2: Erhöhte Zuführung von Oderwasser

Variante 3: Kombination aus den Varianten 1 und 2

Die Grundidee von Variante 1 besteht darin, einen weiteren Teil der Fracht aus dem Bereich der Spree zu entnehmen und in die Dahme umzuleiten. Hingegen wird in Variante 2 die Zuführung von zusätzlichem Oderwasser in Betracht gezogen.

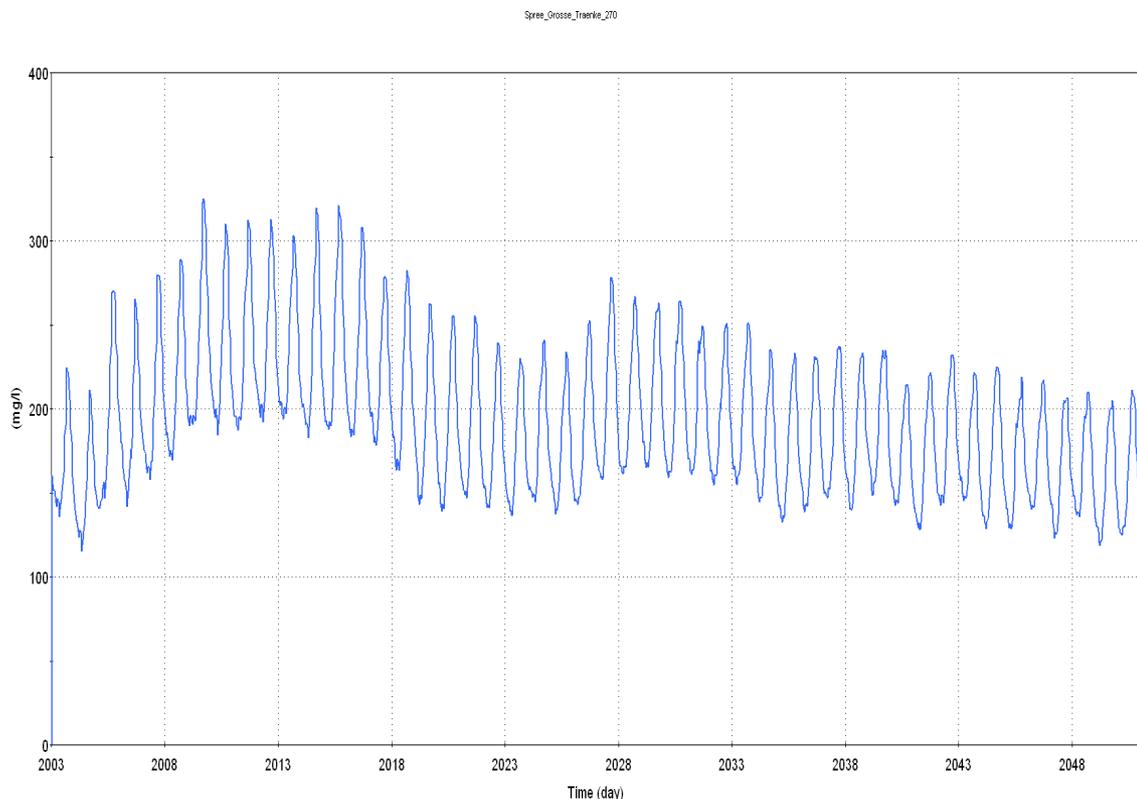


Abbildung 55: Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke für den Referenzzustand

Mit dem Modell wurde geprüft, wie sich die zusätzlichen Wassermengen auf die Sulfatkonzentration am Pegel Große Tränke auswirken und ob eine Konzentration von 240 mg/l unterschritten werden kann. Um den Referenzzustand zu charakterisieren, wird die Konzentrationsentwicklung für den Pegel Große Tränke in Abbildung 55 nochmals dargestellt.

### 7.1.1 Ergebnisse für Variante 1 – Einleitung zusätzlicher Mengen in den Überleiter zur Dahme

Für die Bestimmung der notwendigen Wassermenge wurden mehrere Simulationen durchgeführt. Dazu wurde der Abstrom in Richtung Leibsch, sowie die weiteren Durchflüsse flussabwärts jeweils um eine gewisse Menge reduziert. Diese Menge wurde jeweils in den Überleiter zur Dahme aufgegeben.

Für diese zusätzliche Überleitungsmenge wurde ein Wertebereich zwischen 1 m<sup>3</sup>/s und 3 m<sup>3</sup>/s geprüft. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass auch mit der maximalen zusätzlichen Überleitungsmenge von 3 m<sup>3</sup>/s, welche zusätzlich in den Überleiter zur Dahme aufgegeben werden, die Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke nicht sicher auf einen Wert von 240 mg/L beschränkt werden kann. In Abbildung 56 ist die Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke unter der Annahme gezeigt, dass 3 m<sup>3</sup>/s in die Dahme übergeleitet werden.

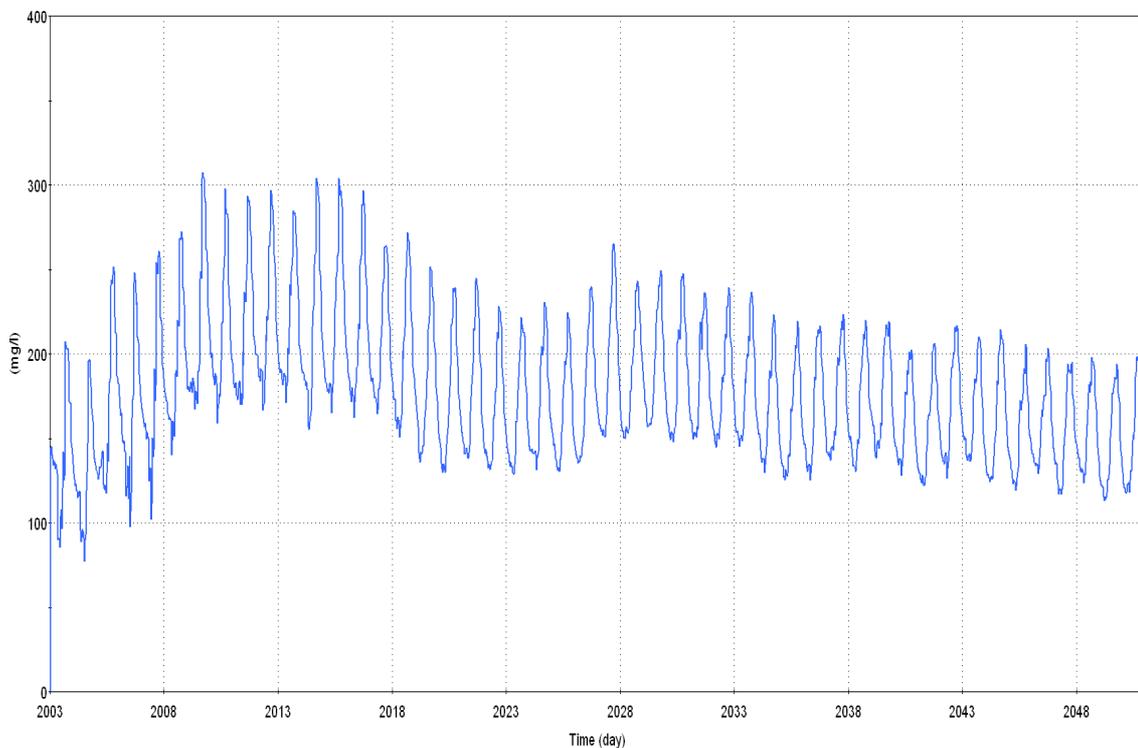


Abbildung 56: Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke, wenn 3 m<sup>3</sup>/s mehr Wasser in den Überleiter Richtung Dahme aufgegeben werden.

Zwar wird die Fracht gegenüber dem Basisszenario signifikant reduziert, jedoch wird auch die Wassermenge reduziert. Deshalb kann mit dieser Maßnahme die Zielkonzentration von 240 mg/l nicht sicher erreicht werden.

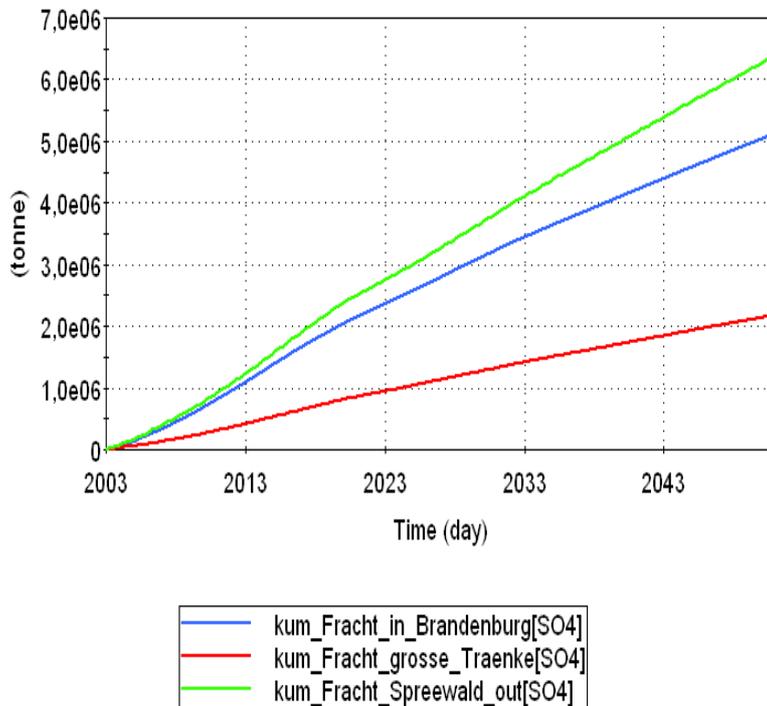


Abbildung 57: Vergleich der kumulativen Sulfatfracht an ausgewählten Bilanzpunkten unter der Annahme, dass 3 m<sup>3</sup>/s zusätzlich zur Dahme umgeleitet werden.

### 7.1.2 Ergebnisse für Variante 2 – Erhöhte Zuführung von Oderwasser

Für diese Variante wird angenommen, dass eine Zusatzmenge an Oderwasser über den Oder-Spree-Kanal in die Spree gegeben wird. Auch hier wurden für die Bestimmung der notwendigen Wassermenge mehrere Simulationen durchgeführt. Dazu wurde die Zusatzmenge im Bereich zwischen 1 m<sup>3</sup>/s und 3 m<sup>3</sup>/s variiert.

Beispielhaft wird nachfolgend in Abbildung 58 die Konzentration im Bereich der Großen Tränke gezeigt, wenn eine zusätzliche Menge von 3 m<sup>3</sup>/s aus der Oder in die Spree übergeleitet wird.

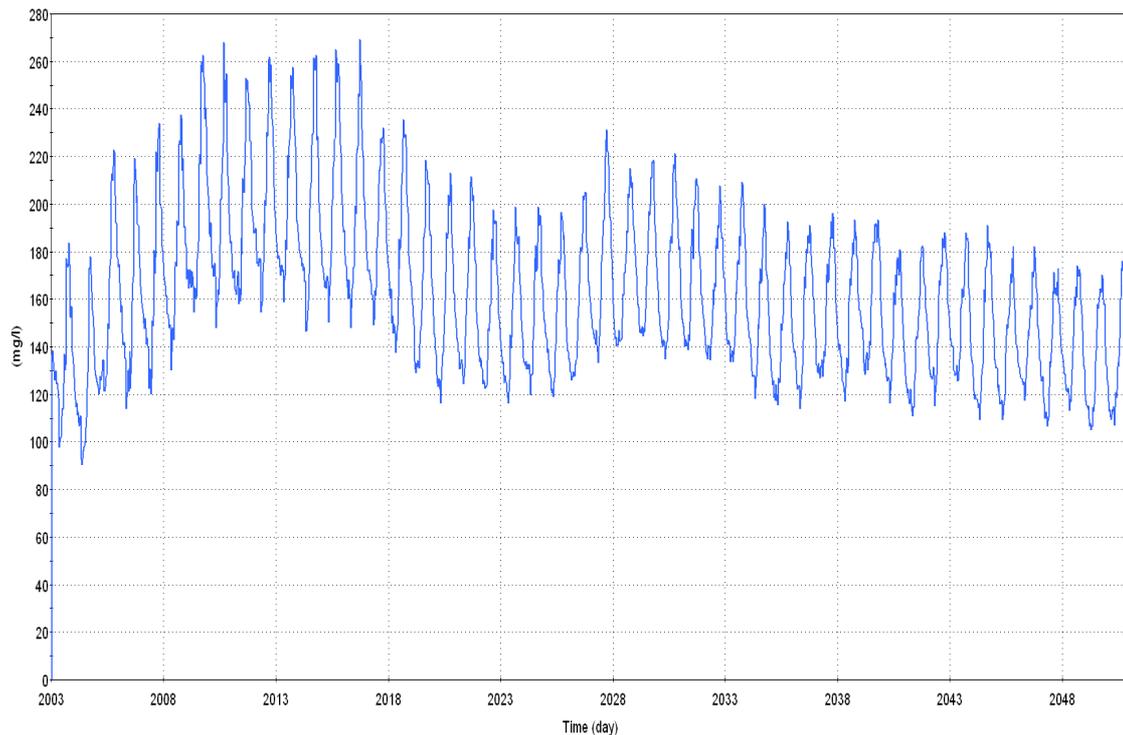


Abbildung 58: Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke, wenn 3 m<sup>3</sup>/s mehr Wasser aus der Oder der Spree zugeführt werden.

Es wird deutlich, dass sich eine Überleitung aus der Oder deutlich günstiger auf die Sulfatkonzentration auswirkt, als eine Überleitung der gleichen Menge in die Dahme.

Im Ergebnis wurde festgestellt, dass bei einer zusätzlichen Überleitungsmenge von 3 m<sup>3</sup>/s zusätzlich von der Oder in die Spree, die Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke deutlich reduziert werden kann. Allerdings wird der Wert von 240 mg/L noch über einen gewissen Zeitraum überschritten.

### 7.1.3 Ergebnisse für Variante 3: Kombination einer zusätzlichen Überleitung zur Dahme mit einer Erhöhung der Oderwasserzuführung

Da sich gezeigt hat, dass keine der beiden bisher betrachteten Maßnahmen zu einer sicheren Unterschreitung der Zielkonzentration von 240 mg/l im Bereich der Großen Tränke führt, wurden entsprechende Kombinationen betrachtet. Um die Vielzahl der Kombinationsmöglichkeiten von Mengen zu reduzieren, wurde angenommen, dass die zusätzliche Überleitungsmenge zur Dahme gleich der zusätzlichen Zuführung von der Oder entspricht. Damit bleibt der Durchfluss im Bereich der Großen Tränke konstant. Es wurden Mengen zwischen 1 und 3 m<sup>3</sup>/s betrachtet. Im Ergebnis dieser Betrachtungen zeigt sich nunmehr, dass mit einer zusätzlichen Menge von 3 m<sup>3</sup>/s die Zielkonzentration nur noch in sehr seltenen Fällen

überschritten wird. Dies kann ggf. durch eine gezielte Steuerung unter kurzfristiger Erhöhung von Überleitungsmengen gänzlich ausgeschlossen werden.

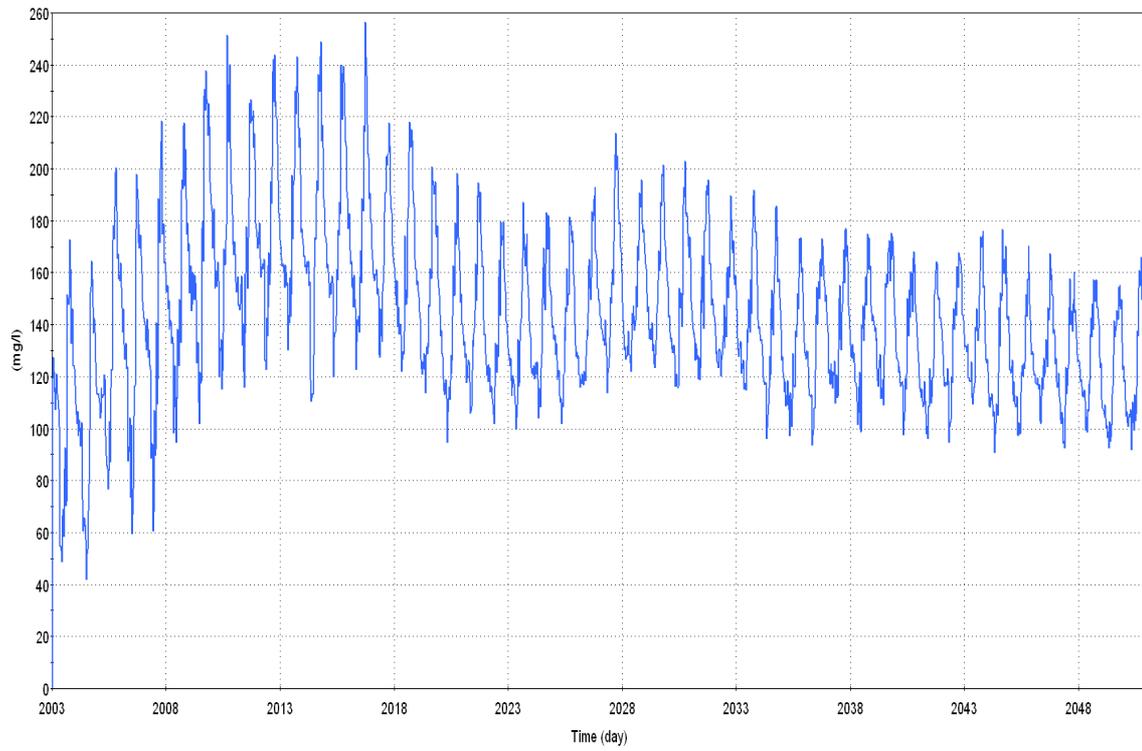


Abbildung 59: Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke, wenn  $3 \text{ m}^3/\text{s}$  mehr Wasser in Richtung Dahme übergeleitet und gleichzeitig auch  $3 \text{ m}^3/\text{s}$  mehr Wasser aus der Oder der Spree zugeführt werden.

Vergleichend zum Ausgangsszenarium werden für die Variante 3 nochmals die Sulfatkonzentrationen für die weiteren Bilanzpunkte grafisch dargestellt.

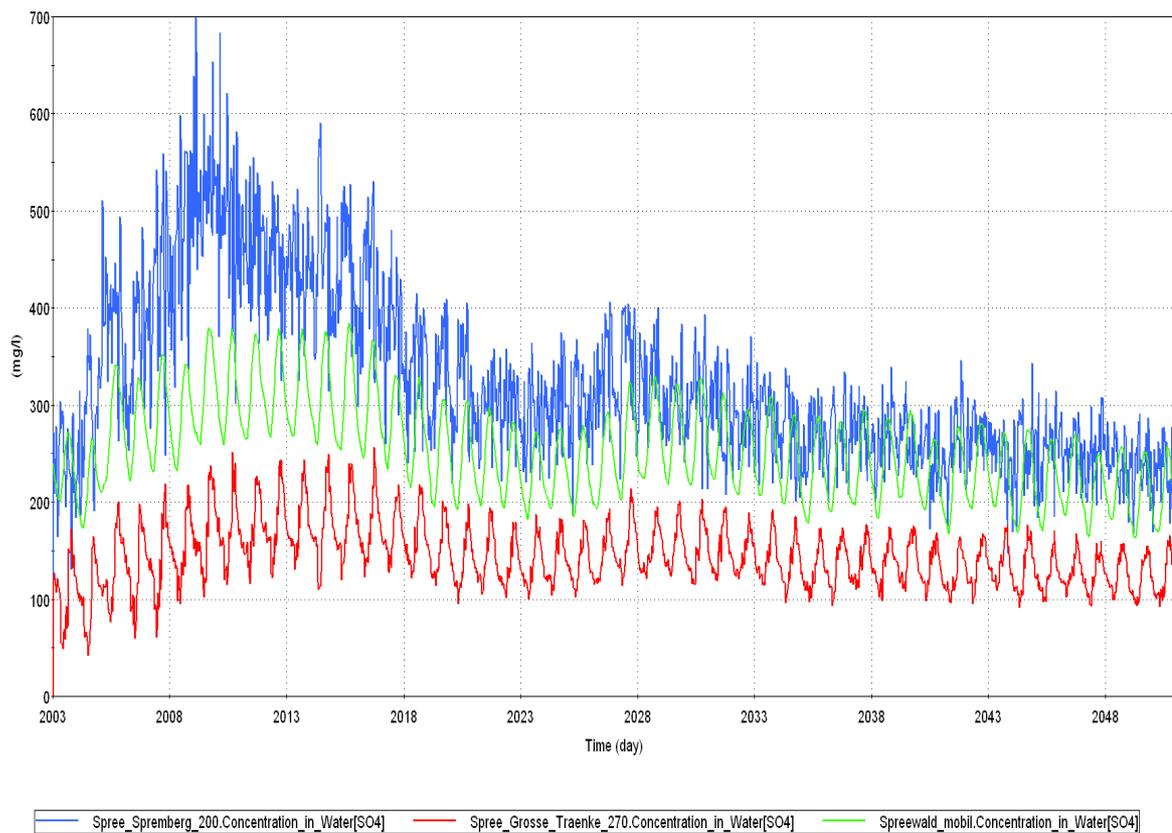


Abbildung 60: Sulfatkonzentrationen für die Pegel Spremborg (Spree\_Spremborg\_200), Leibsch (Spreewald\_mobil, =Leibsch Oberpegel) und Große Tränke (Spree\_grosse\_Traenke) für die Variante 3 mit jeweiligen Überleitungsmengen (zur Dahme bzw. von der Oder) von 3 m<sup>3</sup>/s.

## 7.2 Diskussion der Ergebnisse und Schlussfolgerungen zu gezielten Bewirtschaftungsmaßnahmen

### 7.2.1 Vorschläge anhand der Ergebnisse der Modellrechnungen

Mit Hilfe der Software GoldSim wurde das Gewässersystem der Spree und umliegender Vorfluter modellhaft abgebildet. Auf dieser Grundlage konnte eine Bewertung von wasserwirtschaftlichen Varianten zur Begrenzung der Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke auf einen Zielwert von 240 mg/L erfolgen. Es wurden die für die Fragestellung wesentlichen Gewässerkörper und Prozesse im Modell integriert und parametrisiert. Eine wesentliche Grundlage bildeten dabei die mit dem Modell WBALMO berechneten monatlichen Durchflüsse. Diese wurden im GoldSim-Modell integriert.

Mit diesem Modell wurden jeweils beginnend am 1.1.2003 insgesamt 3 Alternativvarianten hinsichtlich ihrer unterschiedlichen Auswirkungen geprüft. Dabei wurden jeweils zusätzlich noch die Wassermengen in technisch realistischen Grenzen variiert.

Die Ergebnisse der Variantenberechnungen wurden jeweils in Form von Konzentrationsentwicklungen am Pegel Große Tränke in Form von Diagrammen dargestellt.

Bei der Bewertung dieser Prognosen muss berücksichtigt werden, dass teilweise nur sehr grobe Parameter zu Verfügung standen und teilweise Annahmen getroffen werden mussten. Damit besitzt das Modell zusätzlich zu den berücksichtigten Schwankungsbreiten weitere Unsicherheiten.

Beim Vergleich mit den gegenwärtig gemessenen Konzentrationen wird allerdings auch deutlich, dass die Parameterwahl im Modell entsprechend konservativ erfolgt ist.

In Auswertung der Ergebnisse können zunächst die folgenden Feststellungen getroffen werden:

- Die Sulfatfracht in der Spree wird im Zeitraum bis ca. 2020 hauptsächlich von den Punktquellen geprägt (vgl. Abbildung 17, S.42). Danach werden sinkende Sulfatkonzentrationen prognostiziert.
- Ohne weitere Maßnahmen wird die Sulfatkonzentration von 240 mg/L im Bereich der Großen Tränke mit hoher Wahrscheinlichkeit überschritten. In dem strategischen Wasserversorgungskonzept für Berlin [BWB 2008] wurde bei der Untersuchung von verschiedenen Szenarien des Klimawandels und der Sulfatkonzentration ermittelt, dass bis zu einer Eingangskonzentration von 250 mg/L in den Berliner Wasserwerken keine Überschreitung des TW-Grenzwertes für Sulfat befürchtet werden muss. Für das Szenario mit einer Eingangskonzentration von 300 mg/L wurde für das Wasserwerk Friedrichshagen eine Überschreitung des TW-Grenzwertes für Sulfat berechnet.
- Die höchsten Sulfatkonzentrationen am Pegel Große Tränke treten in der nächsten Dekade auf.
- In der **Variante 1** wurde die Überleitung einer zusätzlichen Wassermenge in Richtung Dahme unterstellt. Im Ergebnis der Berechnungen wurde festgestellt, dass eine Zusatzmenge von 3 m<sup>3</sup>/s nicht ausreicht, um die Zielstellung zu erreichen.
- In der **Variante 2** wurde die Überleitung von Zusatzwasser aus der Oder untersucht. Hier wurde ein maximaler Wert von ca. 3 m<sup>3</sup>/s betrachtet. Auch bei dieser Variante wurden in bestimmten Zeitperioden Sulfatkonzentrationen > 240 mg/L am Pegel große Tränke berechnet.

- Als **Variante 3** wurde deshalb eine Kombination beider Varianten betrachtet, wobei vereinfachend die gleichen Mengen angenommen wurden. Im Ergebnis zeigt sich, dass mit dieser Kombination die Sulfatkonzentrationen nur noch in ganz wenigen Zeitperioden größer als 240 mg/L ansteigt.
- Es kann insgesamt davon ausgegangen werden, dass mit einer Kombination beider Maßnahmen zusammen mit einer operativen Gewässerbewirtschaftung unter spezieller Berücksichtigung der Sulfatkonzentration eine Eingangskonzentration von 240 mg/L in den Berliner Raum am Pegel Große Tränke realisiert werden kann.
- Weitere Möglichkeiten zur Reduktion der Sulfatfrachten, bspw. wasserwirtschaftlich Varianten im Bereich von Sachsen, wurden noch nicht berücksichtigt (z.B. Wasserüberleitungen zum künftigen Hermannsdorfer See).

### 7.2.2 Bewirtschaftungsmaßnahmen im Spreewald

Der Spreewald ist ein vernetztes, staureguliertes Fließgewässersystem. Das Wasserregime wird mit etwa 250 Stauen in zwölf Staugürteln in den entsprechenden Staubereichen des oberen und unteren Spreewaldes gesteuert. Aus der Sicht der Wassergütebewirtschaftung der Spree interessieren die Auswirkungen der Wechselbeziehungen zwischen Oberflächenwasser der Fließe, ihren Sedimenten und dem mitspiegelnden Grundwasser in Infiltrations- und Exfiltrationssituationen. Einige dieser Probleme konnten bereits in der Studie des ZALF Müncheberg [ZALF 2003] geprüft werden, wobei darin ein Schwerpunkt beim Phosphorhaushalt gesetzt wurde.

Die erwünschten Stofffestlegungen sind vorrangig in den Einstauphasen beim Wassereinstau und bei der Infiltration im Zuge der Uferfiltration zu erwarten. Die im internationalen Schrifttum so häufig erwähnten Leistungen der so genannten Constructed Wetlands sind am ehesten dort zu erwarten, wo noch der traditionelle Wintereinstau betrieben wird. Während der Grundwasserflurabstand im gesamten Spreewald bei 0,5 bis 2 m liegt, wird beim Wintereinstau in dafür vorgesehenen Polderflächen des Oberspreewaldes der Wasserstand gegenüber dem Sommerstau um 30 bis 50 cm erhöht. Während die vor allem in den USA gebauten Wetlands in erster Linie der Neutralisierung saurer Minenabwässer dienen und zu diesem Zweck der aus Kalksteinen bestehende Teichboden mit einer Lage organischer Materialien (vorzugsweise verbrauchter Pilzkompost) versehen wird, muss in den Spreewald-Poldern auf die reduktiven Eigenschaften des natürlichen Torfköpers vertraut werden. Dabei ist der reduktive Zustand stets auch ein Zeichen für stattfindende Abbauprozesse, die nur so lange stattfinden können, wie noch Reste des Niedermoortorfes vorhanden sind.

Beim Phosphor ist vor allem die redoxsensitive Fraktion des eisengebundenen Phosphors interessant, die vor allem in den Sedimenten der Kanäle in hohen Konzentrationen gemessen wird. Das bis 279 g/kg TM Fe gemessene Eisen (im Sediment) kann sowohl autochthon vorhanden sein oder aber aus den bergbaulichen Einträgen über Malxe/Großes Fließ zugeführt werden. Wasserstandsschwankungen können über das Redoxpotential zur Rücklösung von P aus den Sedimenten führen. Weiterhin sind Schwefel und Kalzium in die Prozesse der P-Mobilität einbezogen. In einigen Fließsen übertreffen die Sedimente teilweise die Vorsorgewerte der Bundesbodenschutzverordnung für Böden bei Cd, Pb, Zn. Das gute Bindungsvermögen der Sedimente lässt aber die Konzentrationen im freien Wasser der Fließse gering bleiben. Damit wird bezüglich der Schwermetallbelastung zurzeit keinen Handlungsbedarf gesehen.

Dagegen wird das durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie vorgegebene Ziel der Wassergüteklasse II für  $\text{SO}_4$  und TOC an allen Gewässern nicht erreicht. An den meisten Gewässern wird auch die Güteklasse II für  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ , N-Ges. und  $\text{O}_2$  überschritten.

$\text{o-PO}_4\text{-P}$ , Ges.-P, Cl,  $\text{BSB}_5$  und Chlorophyll a liegen dagegen im gesamten Spreegebiet in den Klassen II bis I.

Die hohe Sulfatbelastung durch bergbaubedingte Einträge ist bereits am Gebietseinlass messbar. Eine spreewaldinterne Verbesserung der Güteklasse ist nicht zu verzeichnen, obwohl auch Senken festzustellen sind, die aber jahreszeitlich temporär nur vom Frühling bis zum Herbst) aktiv sind. Mit Beginn des Wintereinstaus erfolgt eine verstärkte Mobilisierung von Nährstoffen und Sulfat, die zu erhöhten Austrägen in der Winterperiode führen.

Dass die Planktonentwicklung hinter den aus den Nährstoffkonzentrationen zu erwartenden Werten zurückbleibt, dürfte drei Gründe haben:

- Erstens handelt es sich um Phytoplankton, das in Fließgewässern heranwächst und häufig schon weitertransportiert wurde, ehe es sich teilen und vermehren konnte.
- Zweitens sind die Fließse fast durchgängig durch hohe Uferbäume beschattet, so dass in der überwiegenden Zeit des Jahres Lichtlimitation vorliegt. Die Maxima des Chlorophylls im April unterstreichen die Wahrscheinlichkeit dieses Postulates, wobei die Parallele zu den Frühblühern des Auenwaldes sich aufdrängt, die sich auch vor dem Schließen des Blätterdaches entfalten.
- Drittens kann schon jetzt vorausgesagt werden, dass mit der Reife der biologischen Entwicklung der neuen Tagebauseen auch die Menge des "Impfplanktons" steigen wird, so dass schon aus diesem Grunde in den kommenden Jahren mit einem stärkeren Planktonwachstum gerechnet werden muss.

Der erwähnte ZALF-Bericht widmet sich ausführlich einer in die Untersuchungszeit Juni/Juli 2000 gefallenen Niedrigwassersituation. Dabei wurden steigende Sauerstoffdefizite bis 6 - 8 mg/L festgestellt, wobei aber 4 mg/L Gelöstsauerstoff nicht unterschritten wurden.

Die Abnahme von  $\text{NO}_3\text{-N}$  und N-ges. mit verringertem Austrag aus den Uferzonen und verringertem Transport in der fließenden Welle wird einer verstärkten Denitrifikation zugeschrieben, was freilich eine ungeprüfte Annahme ist. Bei der Bearbeitung der Schutzzonenstandards für Trinkwassergebiete im Lockergesteinsbereich war ganz klar nachgewiesen, dass die in den Gewässern gemessenen Nitratwerte in der Regel dem nicht durch die Vegetation genutzten Anteil der gut wasserlöslichen Nitrate entsprechen. Deshalb wurde auch der Ausbringetermin der Stickstoff-Grunddüngung auf den phäologischen Frühling festgelegt, d.h. auf die Buschwindröschen- und Forsythien-Vollblüte, wenn also die Vegetation in der Lage ist, den ausgebrachten Stickstoff aufzunehmen und in Biomasse umzuwandeln.

Die Zunahme von  $\text{SO}_4$ , Cl, TOC, DOC wird der fehlenden Verdünnung zugeschrieben, die Zunahme von ortho- $\text{PO}_4$ , P-ges. und Chlorophyll a einer erhöhten P-Mobilisierung aus den Sedimenten infolge von Sauerstoffdefiziten und daraus resultierend mit verstärkter Algenproduktion.

Auch während dieser Niedrigwasserperiode wurde die Güteklasse II von  $>6 \text{ mg/L O}_2$  an allen Stationen nur zeitweise unterschritten. Der Medianwert lag bei  $> 8 \text{ mg/L}$  und die höchsten Defizite wurden in Lübbenau mit seinem Kahnverkehr gemessen. Kritische Werte  $< 4 \text{ mg/L O}_2$  wurden aber in keinem Fall erreicht, deshalb konnte im Gewässer auch keine Desulfurikation erwartet werden.

In zusammenfassenden Jahrgängen der Nährstoffe wird im genannten ZALF-Bericht die Zunahme der Nitrate im Winter auf die bei niedrigen Temperaturen eingeschränkte Denitrifikation und die Zunahme der Nitrite auf verringerte Nitrifikation zurückgeführt. Bei den vergleichbaren Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt der Talsperren Zeulenroda/Weida war dagegen als Ursache der hohen Werte in der kalten Jahreszeit die fehlende Aufnahme durch die Vegetation herausgearbeitet worden [KLA 1976]. Auch für den Gesamt-Phosphor und das Gesamt-Eisen werden die Jahresmaxima im Winter gefunden. Chlorophyll a als Ersatzterminus für das Phytoplankton hat sein Maximum im April vor dem Schließen des Blätterdach.

Die Studie des ZALF (2003) stellt den Eutrophierungsfaktor Phosphor in den Fokus der Untersuchungen und findet vor allem die Folgen der Redoxabhängigkeit des eisengebundenen Phosphors als konzentrationsbestimmende Größe.

Beim **Sulfat müssen über längere Zeiträume im Sediment bzw. im Grundwasserraum** unterhalb der torfhaltigen organischen Böden **negative Redoxbedingungen vorherrschen**, damit das Sulfat durch mikrobielle Reduktion in die Sulfidform überführt und immobilisiert werden kann. Aus anderen Einzugsgebieten (z.B. der Zerbster Nuthe) liegen hierzu detailliertere Untersuchungen vor, die nach langer Niedrigwassersituation und einsetzenden Starkniederschlägen anfangs den erwarteten Verdünnungseffekt, späterhin aber einen starken Konzentrations- und Frachtanstieg ergaben (Spott, pers. Mitt.). So lange der "normale" Grundwasserabfluss überwiegend hypodermisch an der Oberfläche des Grundwasserkörpers erfolgt, wird verdünnt, sobald aber bei intensiver Grundwasser-Neubildung tiefere Schichten mit in Bewegung geraten, kommen auch "alte" Grundwässer zum Abfluss, die sich wegen langer Verweilzeiten aufkonzentrieren oder infolge reduktiver Prozesse von bestimmten Stoffen befreien konnten. Damit sind die Konzentrationen an Inhaltsstoffen vielfältig von der Abfolge des hydrologischen Abflussgeschehens abhängig, was Prognosen erschwert und ähnlich unsicher werden lässt wie Wettervorhersagen.

Für die **praktische Bewirtschaftung** und für die Steuerung von Güteprozessen in gewünschte Richtungen bleiben ganz ähnliche Prinzipien, wie sie in Australien und in Finnland für die "acidic sulfate soils" heraus gearbeitet worden sind: **Erhaltung der anoxischen Bedingungen im Untergrund durch möglichst konstant hohe Grundwasserstände** und bei unvermeidbarer Absenkung des Grundwassers in andauernden Trockenperioden gegebenenfalls chemische Neutralisierung der Dränwässer zum Schutz der aufnehmenden Fließgewässer.

Für den Spreewald konnte in dieser Studie für den Zeitraum von mehreren Jahren kein Rückhalt nachgewiesen werden. Sowohl aus der Analyse der Einzelprozesse (Kapitel 4.4) als auch aus der Auswertung der empirischen Frachtbilanzen auf Basis täglicher Frachten (Kapitel 5.2) geht hervor, dass im Spreewald sowohl Sulfat verbrauchende Prozesse als auch eine Sulfatbildung und -freisetzung stattfinden. Die Dynamik des Sulfatverbrauchs sowie der Sulfatbildung und -freisetzung wird stark durch jahreszeitliche Einflüsse und durch die saisonale Stauhaltung im Spreewald bestimmt. Die in der Spätphase des Wintereinstaus einsetzenden Reduktionsprozesse können nur bei einem konstanten Einstau erhalten bleiben. Dazu müsste der Charakter des Spreewaldes als Niedermoor weitgehend erhalten bzw. wiederhergestellt werden.

Im Gegensatz dazu sind aber schon seit längerer Zeit wesentliche Flächen der Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion zum Opfer gefallen. Um mit modernen Methoden produzieren zu können, wurden wiederholt Oberflächen- und Grundwässer mit Hilfe wasserbaulicher Maßnahmen abgesenkt. Jede Sauerstoffzufuhr in die nun grundwasserfreien Bo-

denhorizonte bedeutet jedoch Torfabbau und Moorsackung (vgl. Kapitel 4.4.1, S. 60). Erhebliche Flächen sind inzwischen weitgehend frei vom ehemals meterdicken Torfkörper. Die Bewirtschaftung als extensives Dauergrasland und die Einbringung der Heuernte per Kahn auf den Kanälen sind überwiegend nur noch aus Berichten bekannt. Heute sind weite Schläge maschinengängig.

An einigen Stellen ist die Torfdecke bereits völlig aufgebraucht und die sandigen Anbauflächen z.B. für Gurken werden ungeachtet der ohnehin hohen Grundwasserstände aus den benachbarten Kanälen beregnet. Damit werden schließlich die letzten Huminstoffe dem mikrobiellen Abbau und dem Austrag aus den Flächen zugänglich.

Aus vielen Ansätzen zur Erhaltung bzw. auch Wiedervernässung von Feuchtgebieten ist heute die Erkenntnis anerkannt, dass **in den Niedermooren betriebener Ackerbau nicht zur Erhaltung beiträgt, sondern Moorsackung und -vernichtung zur Folge hat**. Durch die vorhandenen Staugürtel mit ihren rund 250 Stauen kann ein planmäßiges Grundwasser-Management betrieben werden, wobei die nachhaltigste Form einer landwirtschaftlichen Nutzung die als Dauergrasland bei winterlichem Einstau gelten kann, wie sie im Oberspreewald noch praktiziert wird. In Großbritannien wird für die nachhaltige Nutzung der wenigen noch existierenden Niedermoore der Bewirtschaftungstyp "lowland wet grassland" empfohlen.

Wie aus den weltweit verbreiteten "acid sulfate soils" bekannt (siehe Anlage 10), stellen die in die sulfidische Form überführten Sulfate eine latente Gefahr für den Fall dar, dass Dränungen und Grabenentwässerungen die Grundwasserstände so weit absenken, dass die sulfidischen Depots durch hinzutretenden Luftsauerstoff oxidieren können, und der vom "acid mine drainage" hinlänglich bekannte Prozess der Versauerung mit den dadurch bedingten biologischen Folgen von Fischsterben und Artenverarmung eintritt.

Das Porenwasser der Niedermoorflächen weist nach langen Trockenphasen und darauf folgenden Wiedervernässungen hohe Konzentrationen an Sulfat, zweiwertigem Eisen und gelöstem organischem Kohlenstoff auf, ein Zeichen für das hohe Stoffpotential aus der Oxidation des Torfkörpers.

Der deutliche Rückgang der Sulfat- und Fe(II)-Konzentrationen unter anaeroben Bedingungen deutet auf die sulfidische Festlegung von Eisen als Eisenmonosulfid mit der späteren Umwandlung ins pyritische Eisendisulfid hin. Aerobe Verhältnisse im Torfkörper führen dagegen zur Mineralisation der organischen Substanz und einer Pyritoxidation und somit zu den genannten erhöhten  $\text{SO}_4^-$ - und Fe(II)-Konzentrationen.

Auch wegen der nachhaltigen Wahrung des Stoffbestandes im Spreewald ist es ratsam, die **Grundwasserstände möglichst dauerhaft hoch zu halten** und sie nicht über längere Zeit absinken zu lassen, um die genannte Stoffmobilisierung aus den organischen Böden zu vermeiden.

Aus der Sicht der Nutzung des Spreewaldes ist das steigende Rekreationspotential der einzigartigen Landschaft des Niedermooses mit seinen etwa 1000 km Wasserläufen und 250 Stauen, dem organisierten Kahnverkehr vor allem von Lübbenau, Burg und Lübben aus und den Möglichkeiten des individuellen Kanusportes mit dem Erlebnisbereich der (Selbstbedien)-Schleusen und dem entwickelten Netz der Gastronomie systematisch weiter zu entwickeln. Der wirtschaftliche Wert der hier gewachsenen wassergebundenen Erholung ist geographisch durch die Nähe zur Hauptstadt mit ihrem Erholungsbedarf besonders begünstigt.

Dieser Hinweis auf die Erholungsnutzung soll die dringende Notwendigkeit der Erhaltung und möglichst nachhaltigen Nutzung auch für und durch die kommenden Generationen betonen. Wenn im Interesse der Moorerhaltung an die Vergrößerung der im Winter einzustauenden Polder gedacht wird, so müsste auch an eine finanzielle Stützung dieser aufwendigen Nutzungsform gedacht werden. Zurzeit ist ja auch die Bewirtschaftung der Hochalmen in den Alpen gestützt, damit im Winter hinreichend baumfreie Flächen für den Wintersport verfügbar bleiben. Schließlich kommt es bei der vielfältigen Funktionsüberlagerung auf einen Kompromiss zwischen Wassergütebewirtschaftung, Landwirtschaft, Natur- und Landschaftsschutz sowie der Nutzung des Rekreationspotentials an.

### 7.2.3 Oderwasserüberleitung

An Hand der Ergebnisse der Modellrechnungen wurde erkannt, dass durch eine Oderwasserüberleitung in Kombination mit der Ableitung zusätzlicher Wassermengen in Richtung Dahme eine Milderung der Sulfatproblematik in der Unteren Spree erreicht werden kann.

Die Überleitungsmenge über den Oder-Spree-Kanal ist aber aus technischen Gründen auf maximal 4,5 m<sup>3</sup>/s begrenzt, weil im Kanal Verluste infolge Versickerung, Verdunstung und Spaltwasser auftreten. Außerdem wirkt das mit erhöhten Überleitungsmengen verbundene stärkere Gefälle des Wasserspiegels begrenzend, da eine minimale Durchfahrtshöhe unter den Brücken gewährleistet sein muss.

Von Müller et al. [MÜL 2003] wurde der Einfluss der Oderwasserüberleitung auf die Wassergüte der Berliner Gewässer untersucht. Dabei wurde eine Überleitungsmenge von 3,5 m<sup>3</sup>/s in Betracht gezogen. Diese Menge würde die Einhaltung der Mindestabflüsse in Berlin mengenmäßig verbessern. Allerdings wurde die Oder im Zeitraum 1995 bis 2000 als „*stark eutrophes, kritisch belastetes bis stark verschmutztes Gewässer mit intensiver industrieller*

*Nutzung im Einzugsgebiet*“ eingestuft. Dabei fällt insbesondere die Belastung der Oder mit Schwermetallen (Cd, Zn, Pb, Cu und Hg) auf. Im Rahmen des IKSO-Aktionsprogrammes war der Bau von 52 kommunalen und 31 Industriekläranlagen in Polen vorgesehen. Damit müsste in der Zwischenzeit eine Verbesserung der Wasserbeschaffenheit im Mittellauf der Oder eingetreten sein.

Die Senatsverwaltung von Berlin hat bisher aus Gründen der Wassergüte eine Überleitung von Oderwasser nicht befürwortet. Auf Grund der verbesserten Gütesituation in der Oder und der zunehmenden Sulfatkonzentration in der Spree sollten die Möglichkeiten und Auswirkungen der Oderwasserüberleitung jedoch erneut einer Prüfung unterzogen werden.

## 8 Zusammenfassung

Die Firma G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH wurde mit der Anfertigung der vorliegenden Studie mit dem Thema: „Durchführung von speziellen Untersuchungen bezüglich Sulfat im brandenburgischen Einzugsgebiet der Spree unter den Bedingungen des Sanierungs- und aktiven Braunkohlenbergbaus“ vertraglich durch das LUA Brandenburg gebunden.

Die Zielstellung der Studie besteht in der Abschätzung der prognostischen Entwicklung der Sulfatkonzentration und –fracht in der Spree und in der Bewertung von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen zu einer gezielten Gewässergütesteuerung. Dies gilt insbesondere unter dem Blickwinkel der Entnahme von Rohwasser für die Trinkwasseraufbereitung in Brandenburg (Wasserwerk Briesen).

Der bisherige Kenntnisstand zur Sulfatbelastung der Spree und der diesbezüglichen Prognosen beruht wesentlich auf zwei durch die G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH erarbeiteten Studien, die hauptsächlich Aussagen zum sächsischen Einzugsgebiet der Spree betreffen.

Die Grundlage für die durchgeführten Untersuchungen bildet die detaillierte Analyse und nachvollziehbare Beschreibung der gegenwärtigen Situation anhand der vorliegenden Monitoringergebnisse. Dazu wurde in einem ersten Schritt (Kapitel 2) eine Charakterisierung des Untersuchungsgebietes durchgeführt. Insbesondere wurden dazu die Aspekte Geologie, Bergbau und Hydrographie charakterisiert um schließlich die aktuellen und prognostischen Trends in der Durchflussentwicklung herauszuarbeiten. Diese Darstellung bildet einen wesentlichen Schlüssel zum Verständnis der Entwicklung der Wasserqualität des Flusssystems der Spree.

Im Anschluss an diese Charakterisierung des Untersuchungsgebietes wurde deshalb auf den aktuellen Zustand hinsichtlich des Parameters Sulfat eingegangen (Kapitel 3). Dazu wurden sowohl die Konzentrationen und Frachten entlang der Spree analysiert, als auch die wesentlichen Quellen charakterisiert und die Situation im Wasserwerk Briesen in Brandenburg dargestellt. Über statistische Analysen zu Konzentrations- Abfluss-Beziehungen konnte aus den beobachteten Konzentrationsverläufen auf Frachtverläufe geschlossen werden. Einen Schwerpunkt bei dieser Systemanalyse hat der Spreewald dargestellt. Erstmals wurde eine komplette Bilanzierung der Stofffrachten für Sulfat in den Spreewaldzuflüssen und -abflüssen durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass über einen **Zeitraum von mehreren Jahren betrachtet im Spreewald kein Rückhalt von Sulfat** stattfindet. Sowohl aus der Analyse der Einzelprozesse (Kapitel 4.4) als auch aus der Auswertung der empirischen Frachtbilanzen auf Basis täglicher Frachten (Kapitel 5) geht hervor, dass im Spreewald sowohl Sulfat

verbrauchende Prozesse als auch eine Sulfatbildung und -freisetzung stattfinden. Die Dynamik des Sulfatverbrauchs sowie der Sulfatbildung und -freisetzung wird stark durch jahreszeitliche Einflüsse und durch die saisonale Stauhaltung im Spreewald bestimmt. Während der Vegetationsperiode von Frühjahr bis Herbst überwiegen die Sulfat verbrauchenden Prozesse, so dass der Spreewald in dieser Zeit als Senke fungiert. Kurze Zeit nach Beginn des Wintereinstaus schlägt die Situation aber um und es finden Prozesse der Sulfatfreisetzung statt, die dazu führen, dass der Spreewald sich in eine Sulfatquelle verwandelt.

Dieses generelle von der Stauhaltung und von den Jahreszeiten geprägte Verhalten kann durch besondere Niederschlags- und Abflusssituationen gestört oder überprägt werden.

Die modelltechnische Abbildung des Spreewaldes hat gezeigt, dass die jahreszeitliche Verteilung der Frachten bereits durch die Zu- und Abflussverhältnisse vorgeprägt werden. So ist es mit dem Modell möglich, dass Verhalten der Sulfatfracht im Zu- und Abfluss des Spreewaldes qualitativ entsprechend des jahreszeitlichen Verlaufes wiederzugeben. Dieser Verlauf wird von den oben beschriebenen Stoffwandlungsprozessen noch überlagert.

Durch umfangreiche Meliorationsmaßnahmen haben die Prozesse der Torfsackung und des Torfschwundes im Spreewald ein fortgeschrittenes Stadium erreicht. Das Porenwasser der Niedermoorflächen weist nach langen Trockenphasen und darauf folgenden Wiedervernässungen hohe Konzentrationen an Sulfat, zweiwertigem Eisen und gelöstem organischem Kohlenstoff auf, ein Zeichen für das hohe Stoffpotential aus der Oxidation des Torfkörpers.

Der deutliche Rückgang der Sulfat- und Fe(II)-Konzentrationen unter anaeroben Bedingungen deutet auf die sulfidische Festlegung von Eisen als Eisenmonosulfid hin, allerdings tritt diese Immobilisierung auf Grund der wechselnden Wasserstände nur vorübergehend auf. Aerobe Verhältnisse treten im Torfkörper durch Absenkung des Wasserstandes beim Sommerstau ein und führen zur Mineralisation der organischen Substanz und einer Oxidation der zuvor gebildeten Sulfide.

Zur **nachhaltigen Wahrung des Stoffbestandes im Spreewald** ist es ratsam, die **Grundwasserstände möglichst dauerhaft hoch zu halten** und sie nicht über längere Zeit absinken zu lassen, um die genannte Stoffmobilisierung aus den organischen Böden zu vermeiden.

Trotz des guten qualitativen Verständnisses der Stoffwandlungsprozesse beim Sulfat ist eine belastbare prognostische quantitative Beschreibung dieses Teilaspektes im Spreewald mit dem vorliegenden Kenntnisstand nicht möglich. Deshalb wurde eine Sulfatbilanz auf empirischem Weg aus den Zu- und Abflüssen ermittelt.

Auf der Grundlage der in Kapitel 2 bis 4 dargestellten Untersuchungen sowie der Verwendung der prognostischen Wasserbilanz in Sachsen und Brandenburg auf der Grundlage der Ergebnisse des Modells WBALMO, welche durch das LUA Brandenburg zur Verfügung gestellt wurden, wurde ein Modell für das Einzugsgebiet der Spree aufgebaut. Dieses Modell wurde auf der Grundlage der Software GoldSim implementiert und bildet die Wasser- und Stoffbilanz für das Einzugsgebiet der Spree in Sachsen und Brandenburg ab.

Durch das hierarchische Modellkonzept war die Möglichkeit gegeben, einzelne Prozesse, insbesondere die zeitliche Entwicklung der Tagebaurestgewässer in Brandenburg, als Sulfatquellen zunächst vereinfacht abzubilden. Dies trifft sowohl auf den diffusen Sulfateintrag als auch auf den punktuellen Sulfateintrag zu. Allerdings werden durch die detailliertere Betrachtung nur geringfügige Änderungen der Konzentration erwartet.

Als Referenzzustand wurde die durch WBALMO vorgegebene Zeitreihe für die Durchflüsse in Ansatz gebracht. In diesem Referenzszenario wird deutlich, dass in Brandenburg Sulfatkonzentrationen über 240 mg/L zu erwarten sind.

Zur Vermeidung derartiger Situationen wurden mit dem Modell unterschiedliche wasserwirtschaftliche Maßnahmen geprüft:

Variante 1: Einleitung in den ÜL 750 zur Dahme

Variante 2: Erhöhte Zuführung von Oderwasser

Variante 3: Kombination der Varianten 1 und 2

Die Ergebnisse der Variantenberechnungen wurden jeweils in Form von Konzentrationsentwicklungen am Pegel Große Tränke in Form von Diagrammen dargestellt.

Bei der Bewertung dieser Prognosen muss berücksichtigt werden, dass teilweise nur sehr grobe Parameter zu Verfügung standen und Annahmen getroffen werden mussten. Damit besitzt das Modell zu den berücksichtigten Schwankungsbreiten zusätzliche Unsicherheiten.

In Auswertung der Ergebnisse können die folgenden Feststellungen getroffen werden:

- Die Sulfatfracht in der Spree wird maßgeblich von den GWRA geprägt.
- Ohne weitere technische Maßnahmen wird die Sulfatkonzentration im Bereich der Großen Tränke mit hoher Wahrscheinlichkeit überschritten, was zwangsweise zu einer Einstellung des Wasserwerksbetriebes führen würde.
- Die deutlichsten Überschreitungen treten dabei zwischen 2009 und 2015 auf.

- 
- In der **Variante 1** wurde die Überleitung einer zusätzlichen Wassermenge in Richtung Dahme unterstellt. Im Ergebnis der Berechnungen wurde festgestellt, dass die maximal überleitbare Zusatzmenge von 3 m<sup>3</sup>/s nicht ausreicht, um die Zielstellung zu erreichen.
  - In der **Variante 2** wurde die Überleitung von Zusatzwasser aus der Oder untersucht. Hier hat sich gezeigt, dass diese Maßnahme zwar wirksamer ist, jedoch die Sulfatkonzentration auch bei einer Zusatzmenge von 3 m<sup>3</sup>/s aus der Oder nicht sicher auf 240 mg/l begrenzt werden kann.
  - Da keine der beiden Maßnahmen die Einhaltung einer Konzentration von 240 mg/l im Bereich der Großen Tränke sicherstellen kann, wurde die Kombination aus beiden Maßnahmen als **Variante 3** geprüft. Um die Vielzahl der Kombinationsmöglichkeiten einzuschränken, wurde zunächst vereinfachend angenommen, dass die zusätzliche Überleitungsmenge aus der Oder gleich der zusätzlichen Überleitungsmenge in die Dahme entspricht. Damit bleibt der Durchfluss im Bereich der Großen Tränke konstant. Es wird deutlich, dass mit einer derartigen Kombination die Einhaltung des Zielwertes bei einer jeweiligen Überleitungsmenge von 3 m<sup>3</sup>/s möglich erscheint.
  - Weitere Steuerungsmöglichkeiten, die sich insbesondere durch Maßnahmen im Bereich von Sachsen ergeben, wurden bisher noch nicht einbezogen. Dazu bedarf es entsprechender Abstimmungen.

## 9 Empfehlungen für weitere Arbeiten

Die im Rahmen der vorliegenden Studie durchgeführten Arbeiten haben grundlegende Einsichten und Erkenntnisse zum Gesamtsystem der Spree unter dem Blickwinkel der Sulfatbelastung erbracht. Von herausragender Bedeutung ist u.a. die Einschätzung zum Verhalten des Spreewaldes.

Ungeachtet dessen wurde allerdings ebenfalls deutlich, dass ohne die Realisierung wasserwirtschaftlichen Maßnahmen ein weiteres Ansteigen der Sulfatkonzentrationen bis in den Eingangsbereich der Berliner Gewässer befürchtet werden muss. Zeitlich wird nach dem gegenwärtigen Planungsstand die Sulfatbelastung in den nächsten 10 Jahren am höchsten sein. Danach entspannt sich die Situation durch die geringer werdenden Einleitungen aus dem Bergbaubereich.

Diese Situation erfordert aus der Sicht der Bearbeiter zeitnahe vertiefende Betrachtungen unter Berücksichtigung konkreter wasserwirtschaftlicher Randbedingungen und schließt die folgenden Aspekte mit ein:

- wasserwirtschaftliche Maßnahmen im Bereich von Sachsen
- ganzheitliche Betrachtung unter Einbeziehung von Ersatzwasserbereitstellung oder ähnlichen Maßnahmen
- detaillierte Analyse und ggf. Optimierung der Bewirtschaftung des Spreewaldes unter Verwendung detaillierter Messreihen sowie des vorliegenden Modells

Insgesamt wird bei allen der genannten Aspekte ein deutliches Potenzial zur Verbesserung der erwarteten Entwicklung gesehen. Für die einzelnen Aspekte sind teilweise entsprechende Vorarbeiten vorhanden, teilweise müssen diese erst noch erarbeitet werden. Insgesamt wird empfohlen entsprechende Betrachtungen bis zur Tiefe einer Vorplanung als Basis für Länder übergreifende Abstimmungen und Konsensbildung umzusetzen.

## 10 Literatur- und Quellennachweis

- [AGF 2007] Protokoll der 14. Sitzung "AG Flussgebietsbewirtschaftung" am 28.11.2007 in Cottbus, Regierungspräsidium Dresden, Umweltfachbereich
- [ALL 1995] Allan, J. D. (1995) Stream ecology: Structure and function of running waters, Springer Verlag, 388 S.
- [ARN 1993]: Arnold, I.; Kuhlmann, K.: Über einige Zusammenhänge zwischen Braunkohleförderung und Wasserbilanz in der Niederlausitz. Natur und Landschaft in der Niederlausitz 14(1993), S. 3-16
- [ARN 2008]: Herr Arnold, Vattenfall Europe Mining AG, persönliche Mitteilung, 23.10.2008
- [BER 1980] Berner, R.A., Early diagenesis – part I. Theory, 1. Edition, Princeton University Press, Princeton, 1-241
- [BOR 2006] Borkenstein C.G., Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit von Elementarschwefel und biogenem Schwefel und zur biotechnologischen Sulfidentfernung durch grüne und Purpurschwefelbakterien, Dissertation an der Univ. Bremen, Fachbereich Biologie/Chemie, Oktober 2006
- [BTU 2003] BMBF - Projektverbund Untersuchungen zur Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spree, TP2 Stoffumsatz und Remobilisierung aus dem Sediment im Mittel- und Unterlauf der Spree ab TS Spremberg, Schlussbericht zum TP2.2 Stoffumsetzungen in den Sedimenten der Spree und der durchflossenen Standgewässer unter den gegenwärtigen und zukünftigen Bedingungen. A. Kleeberg, Februar 2003
- [BWB 2008] Möller, K.; Burgschweiger, J. (Hrsg.): Wasserversorgungskonzept für Berlin und für das von den BWB versorgte Umland (Entwicklung bis 2040), UBB Umweltvorhaben Dr. Klaus Möller GmbH, Mai 2008
- [CRA 2005] W. Cramer: Dynamik der Biosphäre, Lehrstuhl "Globale Ökologie" an der Universität Potsdam, Vorlesungsmanuskript.  
URL: <http://www.bio.uni-potsdam.de/professuren/oekosystemmodellierung/lehre/PelagiaIN.pdf>  
[Abgerufen am 09.06.2009]
- [EHR 1996] H. L. Ehrlich Geomicrobiology Marcel Dekker Inc. NY 1996 3.rd Edition ISBN 0-8247-9541-5
- [ENN 2004] Enneking U., „Geschützt Geographische Angaben - Einführung in die Podiumsdiskussion anhand aktueller Marketingergebnisse“, Marktlehre der Agrar – und Ernährungswirtschaft - TU München/Weihenstephan, Präsentation auf der Grünen Woche 20. 01. 2004 Berlin
- [FRI 1990] Fritzsche W. Mikrobiologie, UTB - Uni -Taschenbücher Gustav Fischer Verlag Jena 1990, ISBN 3 - 334 - 00236 - 5
- [GEOS 2002] Abschlussbericht zum BMBF Verbundprojekt "Weiterentwicklung und Optimierung des Prozesses der mikrobiellen Sulfatreduktion zur Behandlung saurer eisenhaltiger Wässer aus dem Braunkohlentagebau"  
Verbundprojekt zwischen der UVR/FIA GmbH Freiberg, G.E.O.S. Freiberg

Ingenieurgesellschaft m. b. H. Aktenkennzeichen WTBR 02005599  
FKZ.:02WB0060 Laufzeit:01. 08. 2000 - 31.07. 2002

- [GEOS 2003] Einfluss des Sulfatgehaltes auf das Flusssystem und die Ökologie der Gewässer in der Lausitzer Region, Studie Auftraggeber StUFA Bautzen Auftrag vom 11. 07. 2003, Bearbeitungszeitraum 01.07. - 30.11.2003
- [GEOS 2007] Janneck, E.; Kahnt, R., Höhn, R., Schreiter, F., Waage, S.: Ermittlung des diffusen Stoffeintrages in die Spree, Bericht, 27.02.2007
- [GER 2008] Gerstgraser, Chr.; Arnold, I.; Dingethal, H.: Umsetzung der Kompensationsmaßnahmen für die Inanspruchnahme eines FFH-Gebietes durch den Braunkohletagebau Cottbus-Nord.- Bergbau (Zeitschrift für Rohstoffgewinnung, Energie, Umwelt), 2008, H. 8, S. 373-377
- [GEOS 2008] Janneck E., Glombitza F., Kahnt, R: Machbarkeitsstudie zur Reduzierung der Sulfateinträge, im Auftrage der Vattenfall Europe Mining AG Bericht 11.02.2008
- [GLO 2001] F. Glombitza, F. Karnatz, E. Janneck, H. Fischer, The treatment of acid lignite mine flooding water by means of microbial sulfate reduction in a fixed bed column reactor system. Proceedings of the IBS 2001, International Biohydrometallurgy Symposium , Process Metallurgy 11 B, Biohydrometallurgy: Fundamentals, Technology and Sustainable Development pp 459 - 467, Eds.: V.S.T. Ciminelli O. ;Garcia Jr. Elsevier 2001 ISBN: 0 444 50 623 3 (A&B)
- [GLO 2003] F. Glombitza, F. Karnatz, H. Fischer, J. Pinka E. Janneck, Fundamentals of the Uranium separation in constructed wetlands, Proceedings of the 15. th international Symposium on Biohydrometallurgy IBS 14. – 19. 09. 2003 Athen Eds.: M.Tsezos, A. Hatzikioseyan, E. Remoundaki , National technical University of Athens, Electronic means of production - pp. 575 - 583 N. J. Zographakis ISBN - 960 - 88415 - 1 - 8
- [GLO 2005] F. Glombitza, S. Kutschke, H. Fischer, J. Pinka, E. Janneck, Microbiological fundamentals of the immobilisation of harmful substances in overburden dumps of lignite open cast mines IBS 2005 Cape Town September 2005 Proceedings of the 16 th international Biohydrometallurgy Symposium Eds.: S.T.L. Harrison, D.E. Rawlings, J. Petersen pp 499 - 508 ISBN 1-920051-17-1
- [GLO 2007] Glombitza F., Kutschke S., Kießig G., Zellmer A. Treatment of Uranium containing Drainage water in a Pilot -Scale Plant by means of Microbial Reduction, Advanced Materials res. Vol. 20 – 21 (2007) 205- 208/Biohydrometallurgy: from the single cell to the environment Proceedings of the 17 th international biohydrometallurgy Symposium 2 – 5 Sept. 2007 Frankfurt/Main Germany Eds: A. Schippers, W. Sand, F. Glombitza, S. Wilscher ISSN 1022-6680
- [GÖD 2004] St. Gödecke, H. Weiß, H.-H. Richnow, H. Borsdorf, R. Trabitsch, M. Dietze, M. Schirmer, Tracertest zur Analyse des reaktiven Transports im Aquifer am Industriestandort Zeitz, Altlastensanierung ? 04/2004 pp181 – 189
- [GRA 2007] Graupner, B.; Koch, C.; Werner, F.: Bericht TL1-B5 – Abschlussbericht Beschaffenheitsprognose; Auftraggeber: Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH; Bericht vom 30.11.2007; Arge GW-Güte Lausitz
- [GS 2006] Golder Associates, GoldSim Manual, Redmond, 2006

- [LUA 2009] Persönliche Mitteilung von Herrn Steyer, Landesumweltamt Brandenburg, 21.01.2009
- [HEI 2001] M. Heidenreich, A. Kleeberg Wasser und Sedimentqualität der Talsperre Spremberg in H. Krumbeck, U. Mischke Eds. Gewässerreport (Nr6) Entwicklungen im Scharmützelseegebiet und angewandte Probleme des Gewässerschutzes BTUC-AR 6/2001:81-90
- [HEI 2007]: H. Heilmeyer: Der globale CO<sub>2</sub>-Kreislauf aus ökologischer Sicht, Zeitschrift für Freunde und Förderer der TU Bergakademie Freiberg, 14. Jahrgang 2007, S.16-22  
URL: [http://tu-freiberg.de/fakult2/bio/ag\\_bio/lehre/zsfreunde2007\\_Heilmeyer.pdf](http://tu-freiberg.de/fakult2/bio/ag_bio/lehre/zsfreunde2007_Heilmeyer.pdf)  
[Abgerufen am 09.06.2009]
- [IGB 2003] Institut für Geoökologie und Binnenfischerei IGB, Endbericht zum Projekt Stofftransport und Stoffumsetzungsprozesse im Mittel - und Unterlauf der Spree: Ist-Zustand und Prognose TP2.1 Untersuchungen der Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spree , BMBF PT WTE (FKZ 02WB0011) Verfasser J. Köhler, M. Hupfer, Bln 15.02.2003
- [IVA 1968] Microbial processes in the formation of sulfur Deposits. Israel Program for scientific translation. U.S. Department of Agriculture and National Science Foundation, Washington DC in [EHR 1996]
- [KAD 2002] S. Kaden, G. Kantelberg, M. Rehfeld- Klein, Ch. Sauer, F. Schumacher, J. Walther, Kap. 3 Hydrologie in: Die Spree- Zustand Probleme Entwicklungsmöglichkeiten , Eds: Köhler J., Gelbrecht J., M. Pusch Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart 37 – 61
- [KLA 1976] Klapper, H. & Krüger, W. 1976: Lösungsvorschläge zur Minderung des Nitratreintrages in Talsperren. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 26, 262 – 264
- [KÖH 2003] Köhler, J.; Hupfer, M. et al. Stofftransport- und Stoffumsetzungsprozesse im Mittel- und Unterlauf der Spree: Ist-Zustand und Prognose, Abschlussbericht zum-Teilprojekt 2.1 innerhalb des Projektverbundes „Untersuchungen zur Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spree“, BMBF-FKZ 02WB0011
- [KÖH 2002] Die Spree – Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten; Hrsg.: KÖHLER, J.; GELBRECHT, J.; PUSCH, M. Erschienen in der Reihe: Limnologie aktuell, Band 10; E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart 2002; ISBN 3-510-53008-X
- [KÖN 2004] J. Köngeter. u.a. Untersuchungen zur Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spree. Abschlussbericht des gleichnamigen Projektverbundes im Auftrag des BMBF (2004)
- [LAU 2002] Launhardt Th., Umweltrelevante Einflüsse bei der thermischen Nutzung fester Brennstoffe in Kleinanlagen, Dissertation, Department für biogene Rohstoffe und Technologie der Landnutzung Lehrstuhl für Landtechnik der technischen Universität München 08.07. 2002
- [LMBV 2008] Flutungsstand der LMBV-Tagebauseen  
<http://www.lmbv.de/pages/layout1sp.php?idpage=65>

- [LUA 2004] Masterplan Spree - Renaturierung der Spree im Land Brandenburg. Überblick - Stand 2004, Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg, Berliner Straße 21-25, 14467 Postdam.
- [MLUV 2006] Faltblatt Wasser im Spreewald, aktualisiert am 15.12.2006, Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (MLUV), Land Brandenburg  
URL: <http://www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.c.385203.de>  
[Abgerufen am 09.06.2009]
- [MÜL 2003] Müller, A.; Steppuhn, G.; Finke, W.; Haunschild, A.: Auswirkungen der Oderwasserüberleitung auf die Wasserbewirtschaftung im Berliner Gewässersystem. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 47(2003)4, S.136-150
- [REI 2005] Rein N. B., Fourie H. J., Gunther P., Nkosi F., Schultz C. E., Sustainable treatment of Acid Mine Drainage at ANGLO COAL'S Landau Colliery, Witbank South Africa using Paques THIOPAQ® technology, Proceedings of the 16 th international Biohydrometallurgy Symposium Eds.: S.T.L. Harrison, D. E. Rawlings, J. Petersen pp 455 - 461 ISBN 1-920051-17-1
- [ROY 1970] Roy A. B., Trudinger P. A. The biochemistry of Inorganic Compounds of Sulfur. Cambridge University Press Cambridge
- [SBB 2009] Solebad Burg – Spreewaldtherme, Die Spreewälder Thermalsole  
URL: <http://www.burg-spreewald-tourismus.de/de/wellness/thermalsole/index.php>  
<http://web56.web01.aod-media.de/de/wellness/thermalsole/index.php>  
[Abgerufen am 09.06.2009]
- [SCHÖ 2001] R. Schöpke, R. Koch, I. Querfelli, A. Striemann, V. Preuß, R. Regel, Anwendungen des Neutralisationspotenzials bei der Bilanzierung von Säure - Base Reaktionen im Umfeld des Braunkohlebergbaues Grundwasser Vol. 6 No 1 pp 23 – 29
- [SCHRÖ 2004] H. Schröder Saisonale Redoxfronten im Kopplungsbereich zwischen Schwefel – Eisen- und Mangankreislauf im System Seewasser – Sediment – Grundwasser des Willersinnweiher, Dissertation math. - nat. Fakultät Ruprecht – Karls – Universität Heidelberg, 2004
- [SON 2007] H. Sonntag, Problem Sulfat in der Spree – Stand der Diskussion und aktuelle Trends, in Wiss. Mitteilungen Institut für Geologie der Bergakademie Freiberg, Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer, Eds.: B. Merkel, H. Schaeben, Chr. Wolkersdorfer, A. Hasche – Berger 35 – 2007 58. Berg- und Hüttenmännischer Tag, pp. 151 – 156 ISSN 1433 - 1284
- [STE 2006] N. Stelzner, A. Fischer, H. H. Richnow, M. Kästner , Analyse des anaeroben Benzolabbaus: Vergleich von in situ Mikrokosmen, Elektronenakzeptorbilanz und Isotopenfraktionierungsprozessen, Grundwasser Berlin Vol 11 No 4 pp 247 – 258
- [STÖ 2002] D. Stöckel, Entwicklung der Sulfatkonzentrationen und -frachten der Spree von der Talsperre Bautzen (Pegel Niedergurig) bis zur Müggelspree (Pegel Rahnsdorf) in den letzten drei Jahrzehnten, BTU Cottbus Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik, Studiengang Umweltingenieurwesen und Verfahrenstechnik 2002
- [STU 1996] W. Stumm, and J.J Morgan (1996): Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, 3rd ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, 1022p

- [UBA 2001] B. Nixdorf, M. Hemm, A. Schlundt; M. Kapfer, H. Krumbeck: Tagebauseen in Deutschland – ein Überblick. UBA-Texte 35/01, Hrsg.: Umweltbundesamt, Berlin 2001, ISSN 0722-186X
- [UHL 2002] UHLMANN, D.; LANGE, K.-P.; KRUSPE, R.; GROSSE, N.; HESSE, N.; KRONICH, J.: Gutachten zur Bewirtschaftung der Weißen Elster im Bereich von Zeitz bis zur Mündung, AG: Ecosystem Saxonia, Sächs. Akademie der Wissenschaften, Arbeitsstation „Limnologie von Talsperren“ und IDUS Biologisch-analytisches Labor, Gutachten im Auftrag des Staatlichen Umweltfachamtes Leipzig, 31.01.2002
- [VEL 2005]: Velty, S. Einfluss von Wiedervernässungsmaßnahmen auf den Stoffhaushalt degradierter Niedermoore, Dissertation an der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin, 16.12.2005
- [VEM 2007] Wassermengen und Sulfatkonzentrationen GWRA Kringelsdorf, Schwarze Pumpe und Tschelln sowie Daten zum „Wasserknoten“ Schwarze Pumpe, Herr Wolf, VEM, E-Mail vom
- [VEM 2008] Wassermengen und Sulfatkonzentrationen GWRA Jänschwalde; Herr Lehmann VEG, E-Mail vom 07.11.2008
- [VÖT 2000]: Ökosystemveränderungen im Unterspreewald durch Bergbau und Meliorationsverfahren - Ergebnisse einer angewandten ökosystemaren Umweltbeobachtung, Marburger Geographischen Schriften, Bd. 136, Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Geographie, 2000;  
[https://www.uni-marburg.de/fb19/einrichtung/mgg/publikationen/mgg\\_schriften/band\\_136\\_andreas\\_v\\_ouml\\_tt](https://www.uni-marburg.de/fb19/einrichtung/mgg/publikationen/mgg_schriften/band_136_andreas_v_ouml_tt)
- [WAS 1992] Analyse des wasserwirtschaftlichen Systems im Einzugsgebiet der Spree bis Neuhaus und der Dahme bis Neue Mühle – WASY GmbH im Auftrage der Bundesanstalt für Gewässerkunde , unveröffentlicht Zitiert in Limnologie aktuell Band 10 die Spree , Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten, Kapitel 3 Hydrologie Eds: J. Köhler, J. Gelbrecht, M. Pusch Eds. Limnologie Aktuell Bd 10 Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart 2002
- [ZALF 2003] Untersuchung zur Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spree, Teilprojekt 4: Stoffumsatz im Spreewald, Schlussbericht zum BMBF Forschungsprojekt Projektverbund Spree FKZ 02WB9973/0, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V. Müncheberg 2003

## **Verzeichnis der Anlagen**

- Anlage 1: Ergebnisse der statistischen Auswertung der Sulfatkonzentrationen in der Spree sowie Ergebnisse der Frachtberechnungen
- Anlage 2: Konzentrations-Abflussbeziehungen (Q-C-Diagramme) Hauptspree und Zuflüsse
- Anlage 3: Jahresgänge der Sulfatgehalte und Sulfatfrachten an ausgewählten Messstellen in der Spree für die Jahre 2000 - 2007
- Anlage 4: Ergebnisse der statistischen Auswertung der Sulfatkonzentrationen und Ergebnisse der Frachtberechnungen in den Spreewaldzuflüssen in den Jahren 2000 bis 2007
- Anlage 5: Ausgewählte Ergebnisse des Sulfatmonitorings und Prognose der Sulfatfrachten aus Punkteinleitungen und diffusen Einträgen
- Anlage 6: Vergleich der Spreewaldzu- und -abflüsse sowie der daran gekoppelten Sulfatfrachten
- Anlage 7: Lagepläne
- 7.1: Übersichtskarte M 1:1.000.000
  - 7.2: Lageplan Südteil des Untersuchungsgebietes M 1:100.000
  - 7.3: Lageplan Nordteil des Untersuchungsgebietes M 1:100.000
- Anlage 8: Fließschema Flussgebiet Spree
- Anlage 9: Oberste Ebene der Modellstruktur für die Teilbereiche Brandenburg und Sachsen
- Anlage 10: Wissenschaftliche Recherche: Sulfathaushalt, biologischer Schwefelkreislauf und Bedeutung mikrobiologischer Prozesse für unterschiedliche Schwefelbindungsformen
- Anlage 11: Staugürtel im Unter- und Oberspreewald

# Anlage 1

Ergebnisse der statistischen Auswertung der  
Sulfatkonzentrationen der Spree im Zeitraum von  
2000 bis 2007

**Datenbasis Sulfatanalysen Spree**  
**Anzahl der verfügbaren Sulfatanalysen pro Mess-Stelle und pro Jahr**

Messstelle / Jahr	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	Summe
Niedergurig	21	13	11	12	11	13			<b>81</b>
Halbendorf		13	11						<b>24</b>
Lieske			11	12	12	13	22	12	<b>82</b>
Uhyst oh. Wehr (F1.011)	4	12	13	13	13	13	12	13	<b>93</b>
Uhyst (F2110)		7							<b>7</b>
Tzschelln		13	6	12	24	13	11	12	<b>91</b>
Spreewitz	13	13	11	12	12		12	12	<b>85</b>
Zerre	23	22	21	38	36	24	34	30	<b>228</b>
Spremberg Süd	10	11	13	26	12	13	12	13	<b>110</b>
Spremberg Wilhelmsthal	1	12	13	26	12	13	12	13	<b>102</b>
uh. Vorsperre Bühlow	1	12	6	26	12	13	12	13	<b>95</b>
Bräsinchen	1	12	13	25	12	13	12	13	<b>101</b>
Cottbus Sandower Brücke	24	25	26	26	10	25	13	13	<b>162</b>
Saspow uh. Cottbus	12	12	13	26	12	13	12	13	<b>113</b>
Fehrow	1	12	13	26	12	13	11	13	<b>101</b>
Burg Mühle	1	12	5	26	11	13	11	13	<b>92</b>
Lübbenau uh. Südumfluter	1	10	11	21	10	13	11	13	<b>90</b>
Lübben	12	12	13	26	12	13	11	13	<b>112</b>
Hartmannsdorf	11	12	6	26	11	13	11	13	<b>103</b>
Leibsch	13	24	25	26	11	13	12	13	<b>137</b>
Alt Schadow	13	13	13	0	0	13	12	13	<b>77</b>
Trebatsch		13	13	13	12	13	12	13	<b>89</b>
Beeskow	13	13	13	13	13	13	12	13	<b>103</b>
Raßmannsdorf		13	6	0	0	13	12	13	<b>57</b>
Neubrück		13	13	13	12	13	12	13	<b>89</b>
uh. Dehmsee		13	12	0	0	13	12	13	<b>63</b>
uh. Fürstenwalde	13	12	13	13	13	13	12	13	<b>102</b>
Spreeau	13	13	13	12	13	13	11	12	<b>100</b>
Neuzittau	13	13	13	13	13	13	12	12	<b>102</b>
Dämmeritzsee	13	9	11						<b>33</b>
Rahnsdorf	13	13	13						<b>39</b>
<b>Summe</b>	<b>240</b>	<b>397</b>	<b>374</b>	<b>482</b>	<b>321</b>	<b>361</b>	<b>338</b>	<b>350</b>	<b>2.863</b>

Sulfatkonzentrationen in der Spree (alle Angaben in mg/L)

Messstelle \ Jahr	Median						90-Perz.					
	2000 bis 2002	2003	2004	2005	2006	2007	2000 bis 2002	2003	2004	2005	2006	2007
Niedergurig	80						95					
Halbendorf	97						120					
Lieske	88	100	100	93	85	90	94	110	110	108	100	109
Uhyst (F2110 und F1.011)	109	89	100	98	82	81	120	116	127	112	115	90
Tzschelln	140	150	170	180	180	150	164	188	200	216	220	227
Spreewitz	140	145	170		380	420	169	169	209		450	544
Zerre	140	150	170	197	350	385	171	173	200	381	421	511
Spremberg Süd	260	325	379	370	346	392	340	385	456	430	397	454
Spremberg Wilhelmsthal	255	310	373	351	349	387	335	370	424	449	401	472
uh. Vorsperre Bühlow	260	310	374	341	352	374	322	360	394	420	388	440
Bräsinchen	235	300	371	340	341	367	295	340	417	385	370	422
Cottbus Sandower Brücke	240	300	366	327	333	362	309	330	414	388	369	417
Saspow uh. Cottbus	240	300	358	332	327	358	297	330	407	377	365	409
Fehrow	240	290	348	328	324	344	295	320	402	374	368	398
Burg Mühle	240	290	343	327	324	352	313	320	405	374	369	401
Lübbenau uh. Südumfluter	225	260	304	283	308	299	259	290	335	313	351	351
Lübben	228	250	284	284	293	297	270	280	324	309	346	327
Hartmannsdorf	220	240	264	258	271	273	250	275	309	280	312	303
Leibsch	210	235	256	260	265	264	240	260	288	275	309	289
Alt Schadow	210			244	245	262	240			268	276	288
Trebatsch	200	221	260	238	222	247	220	289	303	263	273	254
Beeskow	160	173	209	191	193	205	190	216	242	218	214	214
Raßmannsdorf	160			190	190	200	182			216	207	213
Neubrück	160	168	202	187	188	203	185	212	234	213	207	215
uh. Dehmsee	160			176	175	195	180			206	202	210
uh. Fürstenwalde	160	156	193	176	171	196	180	199	223	209	195	217
Spreeau	159	150	184	181	175	198	182	183	208	205	185	211
Neuzittau	163	152	182	180	172	193	179	183	207	198	202	205
Dämmeritzsee	161						179					
Triglawbrücke												
Rahnsdorf	165						179					

Sulfatkonzentrationen in der Spree (alle Angaben in mg/L)

		95-Perz.					
Messstelle	Jahr	2000 bis	2003	2004	2005	2006	2007
		2002					
Niedergurig		99					
Halbendorf		122					
Lieske		95	115	119	110	105	110
Uhyst (F2110 und F1.011)		121	120	132	114	120	91
Tzschelln		171	195	217	228	225	244
Spreewitz		181	184	215		477	568
Zerre		176	190	210	398	453	559
Spremberg Süd		343	390	497	456	408	473
Spremberg Wilhelmsthal		340	378	439	466	407	488
uh. Vorsperre Bühlow		332	370	426	442	397	461
Bräsinchen		310	356	421	389	373	436
Cottbus Sandower Brücke		314	338	417	399	371	429
Saspow uh. Cottbus		314	330	411	383	368	421
Fehrow		310	320	405	379	370	414
Burg Mühle		320	328	408	380	370	415
Lübbenau uh. Südumfluter		279	290	346	322	352	361
Lübben		276	288	328	313	347	331
Hartmannsdorf		251	280	311	282	325	306
Leibsch		250	268	299	277	313	294
Alt Schadow		240			269	292	293
Trebatsch		228	319	309	266	284	262
Beeskow		200	223	245	220	223	216
Raßmannsdorf		191			218	211	213
Neubrück		198	221	241	214	212	216
uh. Dehmsee		196			207	203	212
uh. Fürstenwalde		190	212	230	215	197	234
Spreeau		191	197	221	210	200	217
Neuzittau		179	196	219	202	206	210
Dämmeritzsee		185					
Triglawbrücke							
Rahnsdorf		180					

Jahr	Median der Sulfatkonzentrationen in mg/L										
	Niedergurig	Lieske	Spreewitz	Zerre	Spremberg Süd	Bräsinchen	Cottbus Sandower Br.	Hartmannsdorf	Leibsch	Beeskow	Neuzittau
1970		101		195	185	193	175	155	160		
1971		99		180	190	180	183	180	172		
1972		105		200	210	190	188	173	165		
1973		98		200	220	208	205	165	175		
1974				213	220	203	205	175	160		
1975				229	201	195	221	171	166		
1976				281	259	251	273	189	190		
1977				211	185	198	220	180	170		
1978				165	185	165	165	143	160		
1979	92			184	187	182	185	163	160		
1980	81			200	178	179	175	140	142		
1981	86			210	192	175	175	136	143		
1982	79			200	220	210	225	183	146		
1983	89			220	220	215	215	180	160		
1984							185		160		
1985				155	185	185	170	150	144		137
1986				153	195	173	170	135	145		137
1987				157	210	150	154	149	151		139
1988				140	165	145	149	129	157		139
1989			150	192	205	168	167	150	158		139
1990				159	166	142	163	162	168		144
1991			133	165	153	147	125	148	153		137
1992			150	160	181	144	144	158	125		142
1993	86			220	216	218	221	174	178	164	136
1994	84	105	135	185	187	187	200	174	168	233	134
1995	83			226	231	239	240	204	192	173	159
1996	77			192	209	212	210	195	186	161	173
1997	73		125	163	182	183	182	177	176	149	158
1998	82	96	131	135	211	197	206	210	202	163	157
1999	71			137	176	200	197	199	193	160	145
2000	86		146	144	301	229	251	229	228	159	155
2001	85		139	148	280	250	250	220	210	170	164
2002	68	88	140	140	240	210	210	200	190	160	163
2003		100	145	150	325	300	300	240	235	173	152
2004		100	170	170	379	371	366	264	256	209	182
2005		93		197	370	340	327	258	260	191	180
2006		85	380	350	346	341	333	271	265	193	172
2007		90	420	385	392	367	362	273	264	205	193

Jahr	90-Perzentil der Sulfatkonzentrationen in mg/L										
	Niedergurig	Lieske	Spreewitz	Zerre	Spremberg Süd	Bräsinchen	Cottbus Sandower Br.	Hartmannsdorf	Leibsch	Beeskow	Neuzittau
1970		110		228	239	247	179	211	190		
1971		112		222	224	211	233	218	200		
1972		125		220	240	220	221	209	189		
1973		125		282	250	254	234	197	192		
1974				263	250	215	215	204	202		
1975				303	240	265	269	182	182		
1976				439	288	278	299	207	211		
1977				274	233	252	236	216	207		
1978				280	240	205	197	165	189		
1979	98			313	288	258	250	190	185		
1980	99			237	218	261	207	162	163		
1981	101			295	218	209	211	159	169		
1982	99			290	290	290	255	225	233		
1983	98			264	280	274	266	203	190		
1984							240		188		
1985				196	222	229	205	162	180		144
1986				155	211	185	188	152	170		147
1987				203	225	186	236	160	174		144
1988				173	190	173	217	160	189		144
1989			185	240	226	205	264	209	206		148
1990				182	211	175	184	185	185		168
1991			149	188	168	172	155	168	178		144
1992			164	199	205	165	180	174	170		156
1993	94			280	270	250	259	225	202	184	164
1994	98	121	159	259	238	265	253	202	199	285	139
1995	94			261	283	282	270	231	231	192	185
1996	86			260	276	251	250	222	209	191	202
1997	78		146	216	213	227	224	191	202	166	186
1998	87	115	141	170	287	265	266	256	247	187	172
1999	81			177	300	223	243	248	239	185	160
2000	92		182	176	342	229	302	246	242	190	175
2001	102		168	170	340	307	310	250	240	190	179
2002	71	94	150	160	314	266	270	235	230	188	179
2003		110	169	173	385	340	330	275	260	216	183
2004		110	209	200	456	417	414	309	288	242	207
2005		108		381	430	385	388	280	275	218	198
2006		100	450	421	397	370	369	312	309	214	202
2007		109	544	511	454	422	417	303	291	214	205

Jahr	mittlerer Abfluss im Kalenderjahr MQ in m³/s										
	Niedergurig	Lieske	Spreewitz	Zerre	Spremberg Süd	Bräsinchen	Cottbus Sandower Br.	Hartmannsdorf	Leibsch	Beeskow	Neuzittau
1970		5,19	14,8	14,8	17,4	17,2	18,7		22,3	27,6	
1971		3,60	12,9	12,9	14,4	13,5	13,8		18,4	23,3	
1972		2,75	11,9	11,9	14,1	14,3	15,3		16,8	21,8	
1973		2,66	12,1	12,1	14,0	13,8	14,7		16,3	19,6	
1974	8,56	6,17	18,6	18,6	20,6	19,8	21,5		22,5	27,5	
1975	2,23	3,79	14,0	14,0	16,0	15,8	16,5		21,9	27,4	
1976	2,66	2,77	10,5	10,5	13,4	13,4	13,5		17,6	20,0	
1977	2,82	5,03	14,9	14,9	18,0	17,5	17,7		22,9	25,6	
1978	3,78	6,05	17,9	17,9	21,7	20,7	20,8		25,6	31,7	
1979	4,27	7,72	19,3	19,3	22,9	22,0	24,0		25,5	33,3	
1980	4,33	7,41	20,6	20,6	21,5	22,8	24,8		26,6	34,3	19,2
1981	6,02	11,91	32,2	32,2	31,2	36,5	39,0		33,3	39,6	20,3
1982	3,16	5,22	19,7	19,7	22,7	22,0	20,5		23,2	28,3	17,6
1983	2,39	2,88	16,2	16,2	18,9	18,6	18,4		23,0	28,0	13,8
1984	2,25	2,74	14,8	14,8	17,2	17,8	20,6		25,2	31,6	16,2
1985	3,28	3,76	14,9	14,9	16,9	18,2	18,3		22,7	26,2	15,6
1986	3,09	4,96	17,2	17,2	18,2	20,3	20,7		23,5	27,5	15,7
1987	5,24	8,30	24,0	24,0	25,8	26,0	28,6		29,5	37,1	19,7
1988	3,56	5,64	20,1	20,1	21,7	21,1	21,8		24,5	30,2	17,0
1989	2,71	2,90	13,1	13,1	15,2	17,0	16,1		18,9	22,3	14,5
1990	2,09	2,03	12,5	12,5	14,4	15,4	15,1	21,3	19,5	22,6	14,5
1991	1,47	1,81	11,4	11,4	12,8	14,2	13,8	17,6	16,9	20,4	16,9
1992	2,54	3,09	12,6	12,6	13,4	14,1	13,6	18,0	16,8	18,1	13,1
1993	2,66	4,29	15,1	15,1	14,8	13,3	13,9	18,6	17,5	20,2	14,5
1994	4,15	6,19	20,4	20,4	18,5	18,3	18,5	27,5	21,2	23,9	17,4
1995	3,90	6,27	19,5	19,5	18,4	16,9	17,5	26,0	19,5	22,1	15,3
1996	3,09	4,80	15,1	15,1	14,6	13,7	14,3	18,8	14,7	18,7	13,0
1997	2,87	4,21	11,6	11,6	11,5	10,7	10,6	13,1	11,5	14,0	11,7
1998	2,14	4,05	10,7	10,7	11,7	10,6	10,4	15,2	11,8	15,5	12,8
1999	3,52	5,05	12,0	12,0	12,4	10,9	11,0	14,1	10,8	14,2	11,0
2000	2,68	3,88	10,6	10,6	10,7	9,9	9,9	13,2	8,8	12,0	9,6
2001	1,39	3,02	9,6	9,6	9,5	8,6	8,8	12,0	10,5	13,9	10,8
2002	3,39	5,49	12,6	12,6	12,1	11,3	11,6	17,7	14,5	19,8	14,9
2003		3,75	9,3	9,3	10,3	10,3	10,3	13,0	10,0	13,7	11,2
2004		2,03	4,6	4,6	6,9	6,8	6,6	10,5	7,6	10,2	11,0
2005		3,92	6,5	6,5	8,7	7,9	7,7	10,7	7,9	11,2	11,3
2006		3,55	7,0	7,0	9,3	9,2	9,0	10,9	7,3	9,5	8,5
2007		2,41	4,7	4,7	7,5	7,1	6,8	10,1	8,1	10,3	10,3

2007 Daten bis zum 31.10.2007 berücksichtigt

Jahr	Sulfatfracht in 10 <sup>3</sup> t/a										
	Niedergurig	Lieske	Spreewitz	Zerre	Spremberg Süd	Bräsinchen	Cottbus Sandower Br.	Hartmannsdorf	Leibsch	Beeskow	Neuzittau
1970				76,5	95,8	95,4			108,8		
1971		11,6		71,2	79,6	77,5	79,3		89,5		
1972		9,2		69,6	84,7		89,9		89,2		
1973		8,8		73,2	91,2	91,5	93,7		88,5		
1974				115,8	124,2	116,0	124,2		114,2		
1975				99,9	97,5	100,2	109,5		102,4		
1976				86,8	100,9	96,2	105,4		101,6		
1977				76,2	102,0				124,0		
1978				93,5	124,3	89,5	92,4		118,4		
1979	12,3			123,9	141,8	116,7	135,3		101,7		
1980	11,2			130,7	115,3	123,4	131,3		113,7		
1981	17,2			178,2	161,5		175,6		146,1		
1982	7,5			114,4	153,7	130,8	124,6		104,5		
1983	6,5			110,1	125,0	126,4	120,7		113,0		
1984							105,8		114,6		
1985				67,2	93,6		93,2		99,7		66,0
1986				80,8	0,0		106,8		99,3		68,3
1987				107,9	0,0				127,4		84,8
1988				92,4	121,8	89,4	119,3		124,7		70,1
1989			64,1	77,9	92,1	84,3	85,9		87,0		63,6
1990				57,3	71,7	68,6	74,0	99,8	89,5		66,5
1991			46,9	53,4	61,4	63,8	49,7	79,9	78,6		72,6
1992				62,3	67,7	58,2	61,3	76,0	63,6		59,7
1993	6,1			90,4	87,9	89,6	88,6	98,3	89,9	100,2	57,3
1994	11,4	20,0		110,7	97,6	105,4	101,9	142,0	114,5		71,8
1995	10,3			125,4	121,4	114,1	119,2	160,7	118,2	116,7	75,2
1996	7,4			88,0	91,2	89,1	95,3	114,1	82,8	93,3	70,2
1997	6,6		44,3	57,2	63,2	62,6	60,5	71,5	61,7	65,3	59,1
1998	5,2	12,2	40,6	43,2	71,7	63,5	62,6	92,1	72,3	79,8	64,3
1999	8,0			51,1	68,0	63,8	63,9	83,4	65,1	72,3	50,8
2000	7,0		45,9	44,1	79,4		69,7	89,0	59,5	66,6	46,8
2001	3,5		39,1	41,7	73,7	66,0	67,1	80,0	67,2	74,0	57,2
2002		13,9	51,1	50,6	81,1	73,8	74,9	109,0	86,7	103,7	77,4
2003		9,0	35,0	36,2	82,8	78,1	75,5	85,5	65,0	76,7	57,1
2004		6,0	24,4	24,1	82,5	80,3	79,7	86,7	61,2	64,6	67,2
2005		10,7	0,0	39,6	89,1	76,5	74,2	84,7	62,3	71,2	64,5
2006		7,6	61,4	58,6	89,8	86,6	83,7	87,5	56,8	57,5	47,7
2007		6,4	54,9	53,4	88,5	84,3	80,1	84,1	66,9	66,7	62,1

2007 Daten bis zum 31.10.2007 berücksichtigt

Jahr	Niedergurig							Lieske							Sprewitz							Zerre							
	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht	
1970					0			98	101	83	110	4	5,19					0	14,8		182	195	141	228	13	14,8	76,5		
1971					0			98	99	82	112	12	3,60	11,6					0	12,9		189	180	160	222	13	12,9	71,2	
1972					0			105	105	94	125	12	2,75	9,2					0	11,9		195	200	165	220	11	11,9	69,6	
1973					0			101	98	81	125	9	2,66	8,8					0	12,1		210	200	170	282	13	12,1	73,2	
1974					0	8,56						0	6,17						0	18,6		213	213	170	263	12	18,6	115,8	
1975					0	2,23						0	3,79						0	14,0		236	229	187	303	10	14,0	99,9	
1976					0	2,66						0	2,77						0	10,5		303	281	221	439	12	10,5	86,8	
1977					0	2,82						0	5,03						0	14,9		202	211	94	274	10	14,9	76,2	
1978					0	3,78						0	6,05						0	17,9		181	165	130	280	11	17,9	93,5	
1979	93	92	89	98	11	4,27	12,3					0	7,72						0	19,3		213	184	151	313	12	19,3	123,9	
1980	83	81	70	99	12	4,33	11,2					0	7,41						0	20,6		210	200	189	237	8	20,6	130,7	
1981	86	86	72	101	10	6,02	17,2					0	11,91						0	32,2		228	210	145	295	9	32,2	178,2	
1982	79	79	99	99	15	3,16	7,5					0	5,22						0	19,7		207	200	290	290	17	19,7	114,4	
1983	88	89	74	98	10	2,39	6,5					0	2,88						0	16,2		222	220	187	264	17	16,2	110,1	
1984					0	2,25						0	2,74						0	14,8						0	14,8		
1985					0	3,28						0	3,76						0	14,9		155	155	113	196	5	14,9	67,2	
1986					0	3,09						0	4,96						0	17,2		149	153	140	155	4	17,2	80,8	
1987					0	5,24						0	8,30						0	24,0		158	157	123	203	8	24,0	107,9	
1988					0	3,56						0	5,64						0	20,1		149	140	120	173	11	20,1	92,4	
1989					0	2,71						0	2,90		172	150	106	185	11	13,1	64,1	192	192	144	240	11	13,1	77,9	
1990					0	2,09						0	2,03						0	12,5		150	159	102	182	12	12,5	57,3	
1991					0	1,47						0	1,81		133	133	120	149	12	11,4	46,9	155	165	107	188	24	11,4	53,4	
1992					0	2,54						0	3,09		148	150	130	164	4	12,6		163	160	142	199	25	12,6	62,3	
1993	82	86	71	94	13	2,66	6,1					0	4,29						0	15,1		218	220	164	280	33	15,1	90,4	
1994	88	84	82	98	13	4,15	11,4	105	105	95	121	10	6,19	20,0	136	135	109	159	9	20,4		194	185	129	259	24	20,4	110,7	
1995	84	83	75	94	13	3,90	10,3					0	6,27						0	19,5		226	226	176	261	35	19,5	125,4	
1996	78	77	71	86	13	3,09	7,4					0	4,80						0	15,1		198	192	140	260	32	15,1	88,0	
1997	73	73	68	78	11	2,87	6,6					0	4,21		127	125	103	146	11	11,6	44,3	166	163	126	216	30	11,6	57,2	
1998	80	82	72	87	13	2,14	5,2	98	96	87	115	13	4,05	12,2	125	131	107	141	13	10,7	40,6	139	135	106	170	36	10,7	43,2	
1999	73	71	67	81	13	3,52	8,0					0	5,05						0	12,0		142	137	111	177	22	12,0	51,1	
2000	83	86	74	92	21	2,68	7,0					0	3,88		147	146	108	182	13	10,6	45,9	144	144	107	176	23	10,6	44,1	
2001	85	85	72	102	13	1,39	3,5					0	3,02		142	139	114	168	13	9,6	39,1	146	148	120	170	22	9,6	41,7	
2002	66	68	62	71	11	3,39		85	88	67	94	11	5,49	13,9	132	140	110	150	11	12,6	51,1	134	140	110	160	21	12,6	50,6	
2003								93	100	76	110	12	3,75	9,0	145	145	130	169	12	9,3	35,0	143	150	107	173	38	9,3	36,2	
2004								99	100	78	110	12	2,03	6,0	174	170	150	209	12	4,6	24,4	168	170	140	200	36	4,6	24,1	
2005								91	93	78	108	13	3,92	10,7					0	6,5		238	197	130	381	25	6,5	39,6	
2006								83	85	66	100	22	3,55	7,6	344	380	172	450	12	7,0	61,4	334	350	203	421	34	7,0	58,6	
2007								90	90	72	109	12	2,41	6,4	415	420	285	544	12	4,7	54,9	401	385	290	511	30	4,7	53,4	
<b>Summe:</b>					192							142							145							709			

Alle Konzentrationen in mg/L  
 MW Mittelwert Sulfatkonzentration  
 Median Median der Sulfatkonzentration  
 10-P. 10-Perzentil der Sulfatkonzentration  
 90-P. 90-Perzentil der Sulfatkonzentration  
 N Anzahl der Sulfatanalysen im betreffenden Jahr  
 MQ mittlerer Abfluss im Kalenderjahr in m³/s  
 Fracht Sulfatfracht in 10³ t/a  
 MQ und Fracht 2007: Daten nur bis 31.10.2007 verfügbar.

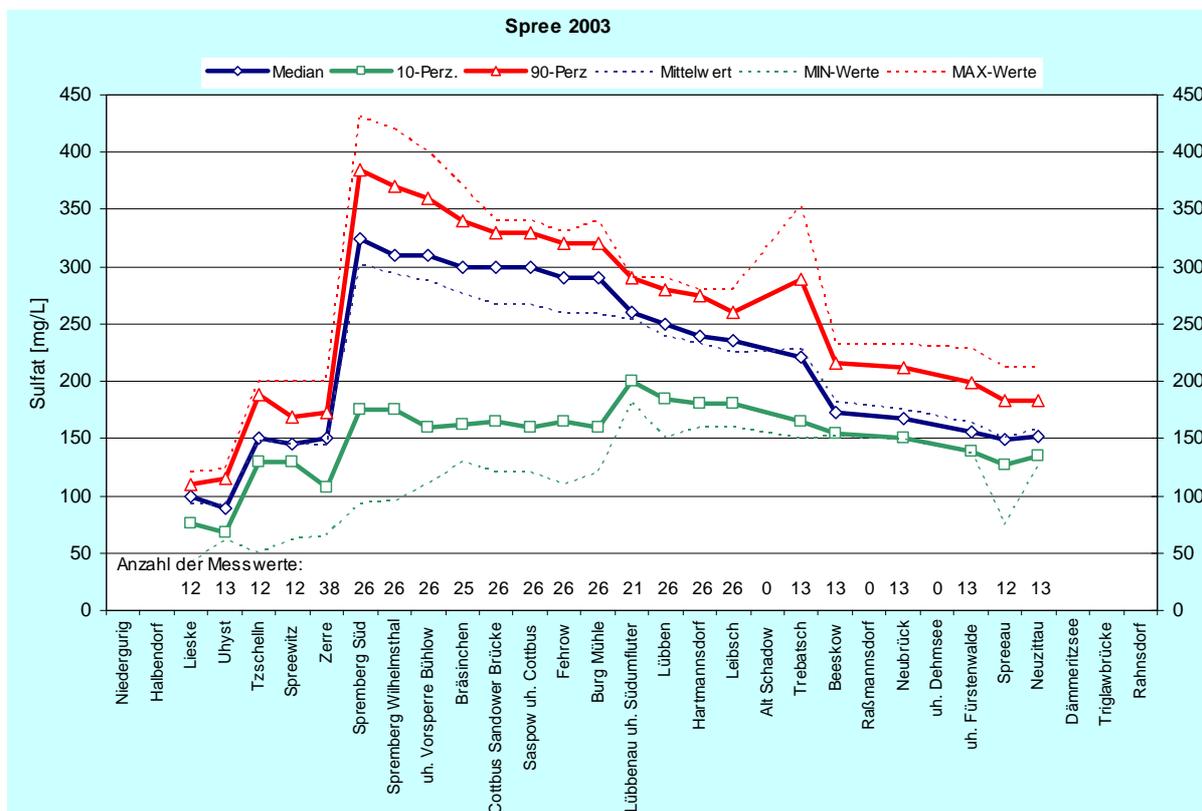
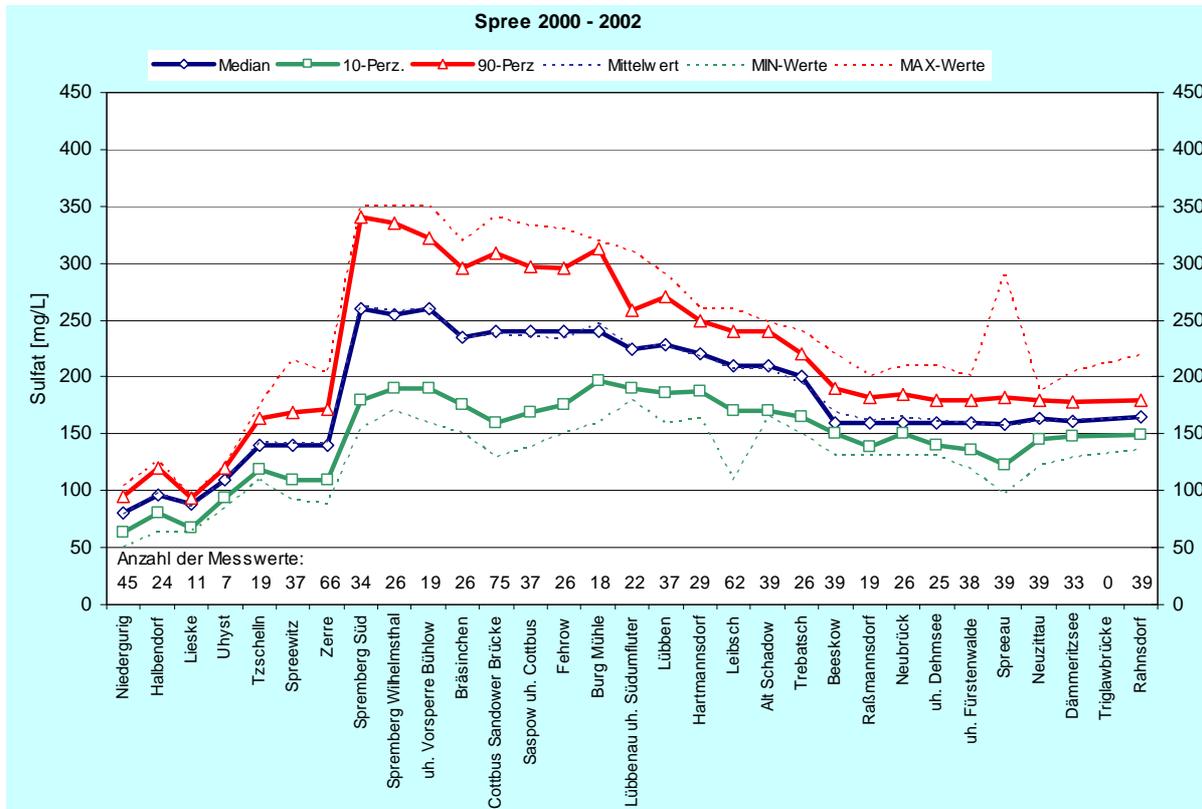
Jahr	Spreberg Süd							Bräsinchen							Cottbus Sandower Brücke							Hartmannsdorf							
	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht	
1970	190	185	147	239	12	17,4	95,8	195	193	161	247	12	17,20	95,4	173	175	167	179	3	18,73		167,3	155,0	144,5	211,0	10,0			
1971	190	190	158	224	13	14,4	79,6	184	180	161	211	13	13,50	77,5	190	183	163	233	16	13,83	79,3	178,0	180,0	146,0	218,0	17,0			
1972	202	210	155	240	11	14,1	84,7	179	190	144	220	9	14,27		191	188	174	221	10	15,25	89,9	177,5	172,5	151,0	208,5	12,0			
1973	219	220	183	250	14	14,0	91,2	215	208	187	254	14	13,78	91,5	207	205	174	234	15	14,67	93,7	167,6	165,0	146,5	197,0	14,0			
1974	216	220	170	250	11	20,6	124,2	195	203	162	215	12	19,84	116,0	197	205	151	215	13	21,55	124,2	175,5	175,0	144,5	203,5	10,0			
1975	201	201	155	240	11	16,0	97,5	207	195	175	265	11	15,81	100,2	216	221	159	269	9	16,54	109,5	160,4	171,0	125,0	182,0	11,0			
1976	249	259	201	288	11	13,4	100,9	237	251	187	278	11	13,45	96,2	258	273	222	299	12	13,53	105,4	186,7	188,5	158,0	207,4	10,0			
1977	187	185	143	233	9	18,0	102,0	204	198	164	252	8	17,52		207	220	175	236	7	17,69		179,9	180,0	153,0	216,2	9,0			
1978	188	185	155	240	11	21,7	124,3	154	165	91	205	11	20,68	89,5	153	165	110	197	11	20,81	92,4	140,2	142,5	113,0	165,0	6,0			
1979	204	187	140	288	12	22,9	141,8	192	182	108	258	13	22,04	116,7	191	185	145	250	31	24,04	135,3	160,4	162,5	140,0	190,0	14,0			
1980	184	178	150	218	8	21,5	115,3	187	179	153	261	10	22,78	123,4	178	175	132	207	27	24,80	131,3	136,3	140,0	107,0	162,0	15,0			
1981	186	192	151	218	9	31,2	161,5	180	175	160	209	9	36,45		166	175	96	211	21	39,02	175,6	139,7	135,5	109,5	158,5	14,0			
1982	228	220	290	290	17	22,7	153,7	217	210	290	290	19	21,98	130,8	212	225	255	255	21	20,53	124,6	176,6	182,5	225,0	225,0	16,0			
1983	220	220	173	280	16	18,9	125,0	219	215	175	274	15	18,60	126,4	214	215	158	266	15	18,38	120,7	174,1	180,0	142,5	202,5	16,0			
1984					0	17,2						0	17,79		179	185	123	240	20	20,56	105,8					0,0			
1985	185	185	145	222	5	16,9	93,6	189	185	158	229	7	18,24		165	170	108	205	22	18,27	93,2	135,3	150,0	96,8	162,0	7,0			
1986	198	195	187	211	4	18,2		169	173	150	185	4	20,31		166	170	130	188	20	20,65	106,8	125,4	135,0	91,2	152,0	5,0			
1987	189	210	139	225	7	25,8		147	150	107	186	8	25,97		165	154	109	236	7	28,59		147,0	149,0	130,0	160,0	11,0			
1988	165	165	138	190	11	21,7	121,8	146	145	104	173	12	21,08	89,4	163	149	120	217	19	21,82	119,3	128,3	128,5	98,3	159,8	12,0			
1989	199	205	150	226	11	15,2	92,1	163	168	134	205	11	16,98	84,3	177	167	134	264	20	16,12	85,9	161,1	149,5	134,1	208,7	12,0			
1990	164	166	122	211	12	14,4	71,7	143	142	113	175	10	15,44	68,6	158	163	112	184	14	15,11	74,0	158,3	162,0	109,3	185,0	12,0	21,29	99,8	
1991	152	153	140	168	12	12,8	61,4	145	147	130	172	12	14,15	63,8	118	125	82	155	12	13,77	49,7	147,3	147,5	125,5	167,7	12,0	17,55	79,9	
1992	175	181	146	205	12	13,4	67,7	140	144	103	165	12	14,12	58,2	144	144	120	180	11	13,58	61,3	148,1	158,0	115,0	174,3	12,0	18,02	76,0	
1993	215	216	144	270	21	14,8	87,9	222	218	193	250	22	13,33	89,6	217	221	182	259	22	13,92	88,6	180,6	174,0	139,5	225,4	22,0	18,60	98,3	
1994	183	187	135	238	13	18,5	97,6	197	187	136	265	13	18,35	105,4	191	200	134	253	22	18,45	101,9	172,9	174,0	135,9	201,5	12,0	27,52	142,0	
1995	230	231	166	283	24	18,4	121,4	226	239	150	282	24	16,95	114,1	226	240	167	270	25	17,51	119,2	201,7	204,0	163,2	230,7	24,0	26,02	160,7	
1996	209	209	151	276	19	14,6	91,2	211	212	172	251	20	13,70	89,1	215	210	184	250	22	14,35	95,3	196,1	194,5	171,2	221,6	18,0	18,76	114,1	
1997	182	182	145	213	20	11,5	63,2	190	183	168	227	20	10,66	62,6	188	182	166	224	21	10,55	60,5	175,6	177,0	152,2	191,0	19,0	13,12	71,5	
1998	219	211	149	287	25	11,7	71,7	213	197	161	265	25	10,59	63,5	209	206	161	266	26	10,45	62,6	212,2	209,5	172,6	256,4	24,0	15,17	92,1	
1999	206	176	161	300	11	12,4	68,0	197	200	167	223	11	10,94	63,8	200	197	157	243	23	11,00	63,9	206,9	199,0	174,0	248,0	11,0	14,09	83,4	
2000	283	301	205	342	10	10,7	79,4	229	229	229	229	1	9,87		242	251	164	302	24	9,95	69,7	220,1	229,0	195,0	246,0	11,0	13,17	89,0	
2001	272	280	190	340	11	9,5	73,7	253	250	201	307	12	8,61	66,0	255	250	190	310	25	8,81	67,1	223,3	220,0	200,0	250,0	12,0	12,04	80,0	
2002	240	240	172	314	13	12,1	81,1	216	210	150	266	13	11,33	73,8	217	210	150	270	26	11,57	74,9	205,0	200,0	180,0	235,0	6,0	17,73	109,0	
2003	303	325	175	385	26	10,3	82,8	276	300	162	340	25	10,34	78,1	267	300	165	330	26	10,25	75,5	232,3	240,0	180,0	275,0	26,0	13,00	85,5	
2004	381	379	287	456	12	6,9	82,5	360	371	315	417	12	6,76	80,3	368	366	328	414	10	6,57	79,7	270,8	264,0	243,0	309,0	11,0	10,52	86,7	
2005	358	370	289	430	13	8,7	89,1	322	340	253	385	13	7,93	76,5	330	327	250	388	25	7,67	74,2	258,1	258,0	233,0	280,0	13,0	10,70	84,7	
2006	334	346	294	397	12	9,3	89,8	316	341	215	370	12	9,18	86,6	315	333	225	369	13	9,00	83,7	269,3	271,0	209,0	312,0	11,0	10,93	87,5	
2007	376	392	306	454	13	7,5	88,5	368	367	303	422	13	7,14	84,3	365	362	299	417	13	6,83	80,1	271,1	273,0	236,4	303,2	13,0	10,11	84,1	
<b>Summe:</b>					482							479							679							490			

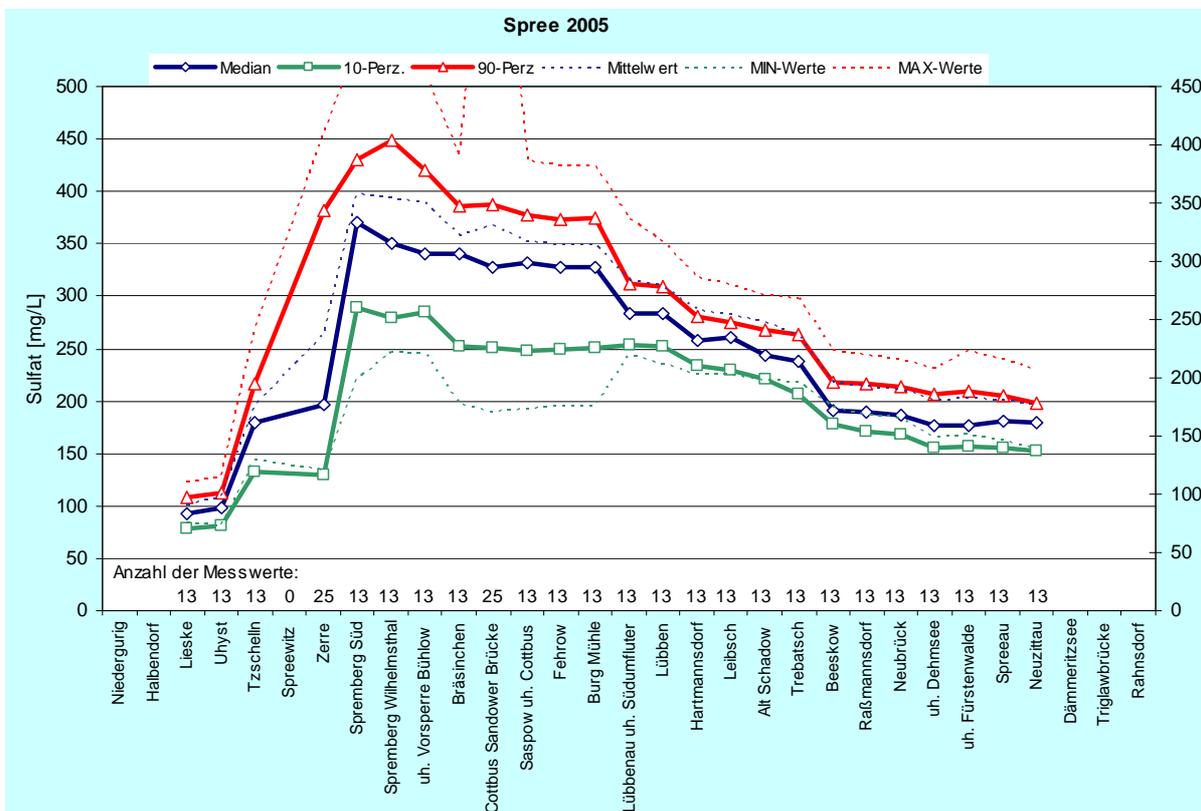
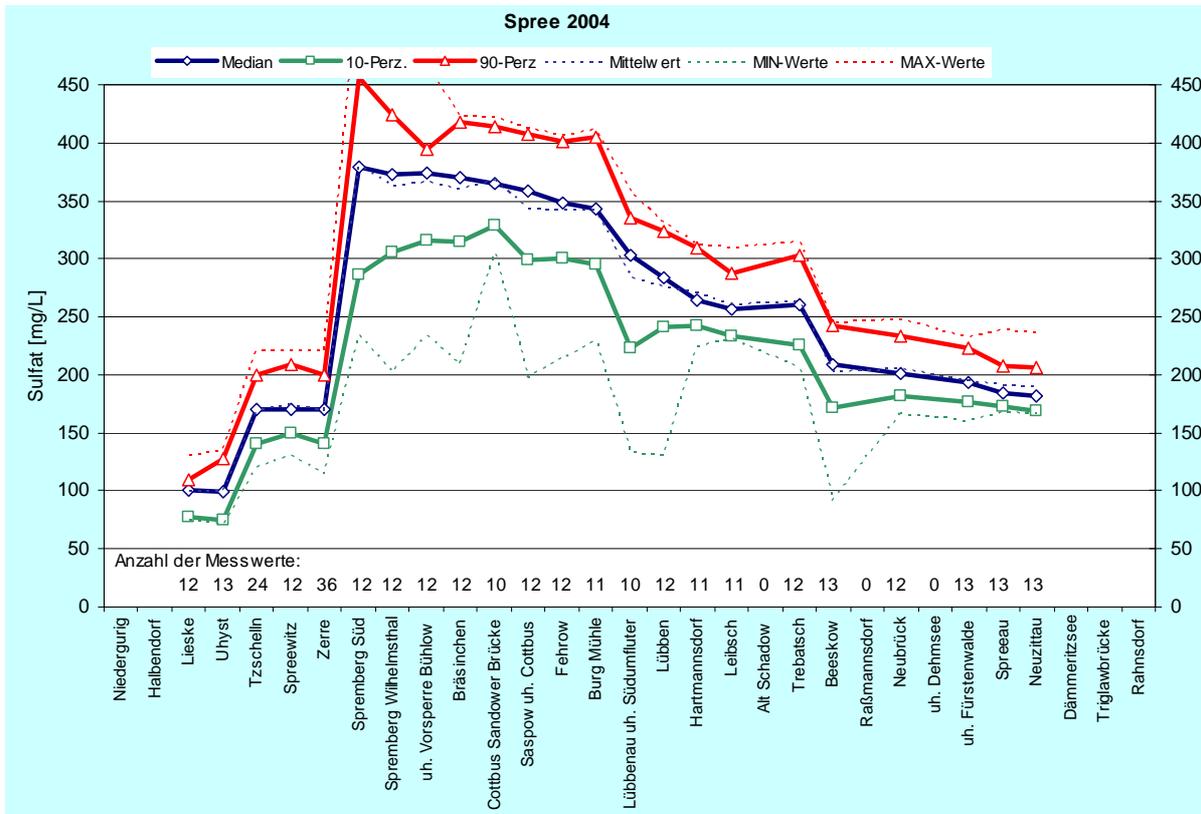
Alle Konzentrationen in mg/L  
 MW Mittelwert Sulfatkonzentration  
 Median Median der Sulfatkonzentration  
 10-P. 10-Perzentil der Sulfatkonzentration  
 90-P. 90-Perzentil der Sulfatkonzentration  
 N Anzahl der Sulfatanalysen im betreffenden Jahr  
 MQ mittlerer Abfluss im Kalenderjahr in m³/s  
 Fracht Sulfatfracht in 10³ t/a  
 MQ und Fracht 2007: Daten nur bis 31.10.2007 verfügbar.

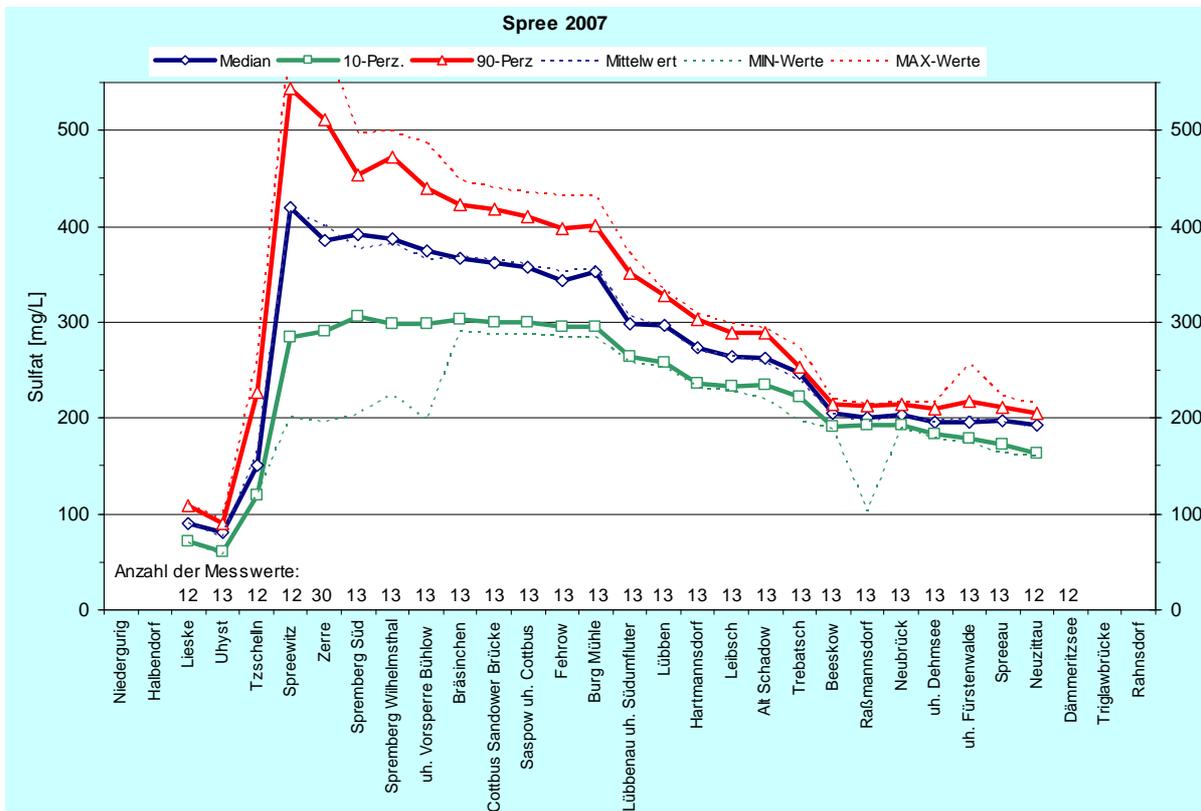
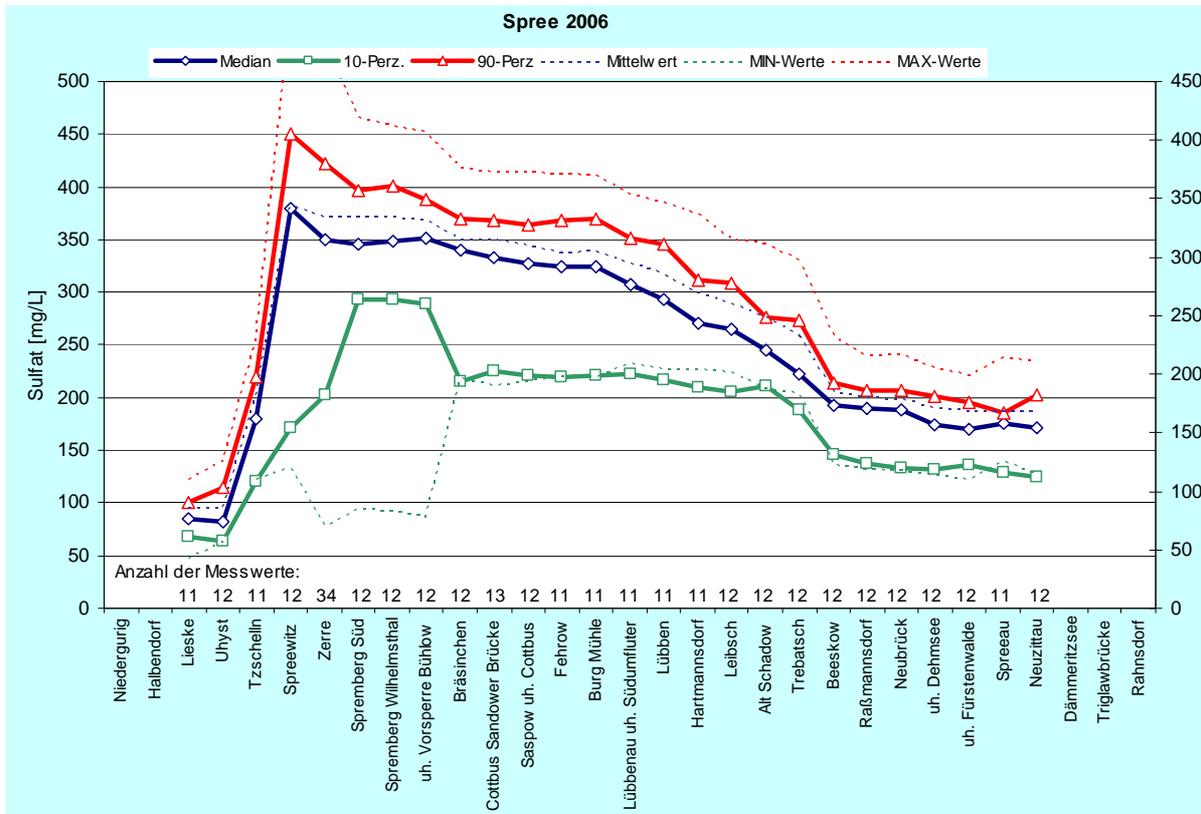
Jahr	Leibsch							Beeskow							uh. Fürstenwalde							Neuzittau								
	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht		
1970	162	160	140	190	11	22,3	108,8					0	27,6					0	0,00					0						
1971	171	172	150	200	12	18,4	89,5					0	23,3					0	0,00					0						
1972	169	165	155	189	12	16,8	89,2					0	21,8					0	0,00					0						
1973	174	175	155	192	15	16,3	88,5					0	19,6					0	21,8					0						
1974	169	160	155	202	13	22,5	114,2					0	27,5					0	28,2					0						
1975	154	166	112	182	12	21,9	102,4					0	27,4					0	30,7					0						
1976	189	190	168	211	11	17,6	101,6					0	20,0					0	21,7					0						
1977	171	170	138	207	8	22,9	124,0					0	25,6					0	26,2					0						
1978	155	160	110	189	10	25,6	118,4					0	31,7					0	32,6					0						
1979	147	160	71	185	11	25,5	101,7					0	33,3					0	33,5					0						
1980	138	142	111	163	55	26,6	113,7					0	34,3					0	33,3					0	19,2					
1981	144	143	117	169	54	33,3	146,1					0	39,6					0	40,0					0	20,3					
1982	149	146	233	233	62	23,2	104,5					0	28,3					0	30,3					0	17,6					
1983	160	160	134	190	15	23,0	113,0					0	28,0					0	26,3					0	13,8					
1984	152	160	107	188	45	25,2	114,6					0	31,6					0	31,9					0	16,2					
1985	141	144	102	180	43	22,7	99,7					0	26,2					0	26,8	135	137	122	144	27	15,6	66,0				
1986	143	145	98	170	43	23,5	99,3					0	27,5					0	29,7	139	137	132	147	25	15,7	68,3				
1987	143	151	101	174	24	29,5	127,4					0	37,1					0	41,1	136	139	124	144	21	19,7	84,8				
1988	163	157	136	189	18	24,5	124,7					0	30,2					0	31,6	132	139	108	144	23	17,0	70,1				
1989	156	158	113	206	18	18,9	87,0					0	22,3					0	23,2	139	139	128	148	23	14,5	63,6				
1990	153	168	99	185	13	19,5	89,5					0	22,6					0	24,3	148	144	130	168	23	14,5	66,5				
1991	149	153	97	178	12	16,9	78,6					0	20,4					0	21,4	137	137	122	144	12	16,9	72,6				
1992	130	125	91	170	11	16,8	63,6					0	18,1					0		144	142	134	156	13	13,1	59,7				
1993	171	178	130	202	21	17,5	89,9	162	164	151	184	14	20,2	100,2	150	155	124	172	15				130	136	93	164	20	14,5	57,3	
1994	176	168	145	199	13	21,2	114,5	233	233	181	285	2	23,9		163	144	90	244	3				132	134	119	139	24	17,4	71,8	
1995	200	192	168	231	21	19,5	118,2	171	173	145	192	21	22,1	116,7	159	163	139	175	21				158	159	129	185	20	15,3	75,2	
1996	181	186	144	209	20	14,7	82,8	159	161	137	191	20	18,7	93,3	147	138	130	173	17				175	173	149	202	12	13,0	70,2	
1997	176	176	158	202	17	11,5	61,7	149	149	130	166	18	14,0	65,3					0	17,0			161	158	138	186	14	11,7	59,1	
1998	207	202	184	247	21	11,8	72,3	166	163	152	187	21	15,5	79,8	154	152	136	168	21	19,7	94,6		157	157	134	172	13	12,8	64,3	
1999	204	193	175	239	11	10,8	65,1	160	160	132	185	11	14,2	72,3	154	158	124	179	11				147	145	135	160	13	11,0	50,8	
2000	220	228	192	242	13	8,8	59,5	168	159	150	190	13	12,0	66,6	151	153	121	176	13				155	155	137	175	13	9,6	46,8	
2001	211	210	176	240	24	10,5	67,2	169	170	150	190	13	13,9	74,0	163	160	150	180	12				166	164	155	179	13	10,8	57,2	
2002	196	190	170	230	25	14,5	86,7	169	160	152	188	13	19,8	103,7	163	160	140	190	13				162	163	145	179	13	14,9	77,4	
2003	225	235	180	260	26	10,0	65,0	182	173	154	216	13	13,7	76,7									158	152	135	183	13	11,2	57,1	
2004	261	256	234	288	11	7,6	61,2	202	209	171	242	13	10,2	64,6									190	182	169	207	13	11,0	67,2	
2005	254	260	229	275	13	7,9	62,3	196	191	178	218	13	11,2	71,2									176	180	152	198	13	11,3	64,5	
2006	260	265	206	309	12	7,3	56,8	184	193	146	214	12	9,5	57,5									168	172	124	202	12	8,5	47,7	
2007	268	264	243	291	11	8,1	66,9	203	205	191	214	13	10,3	66,7									189	193	163	205	12	10,3	62,1	
<b>Summe:</b>					787							210							126								385			

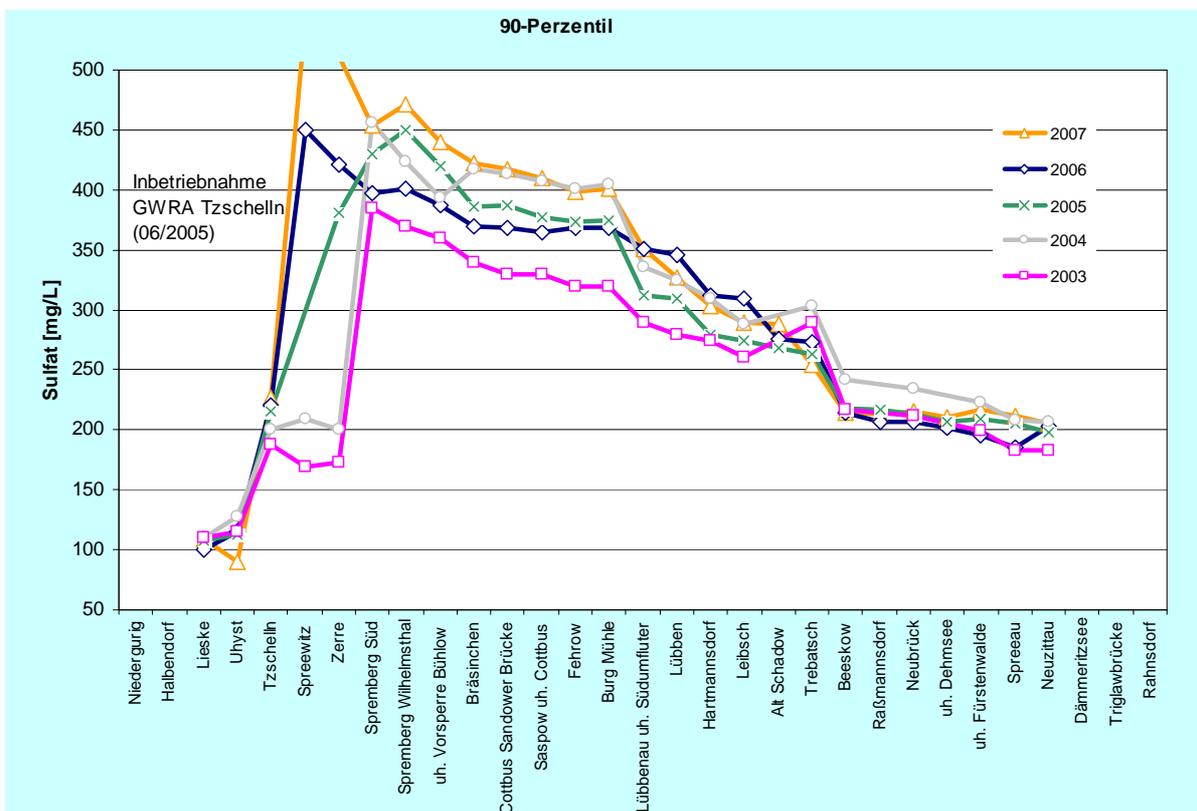
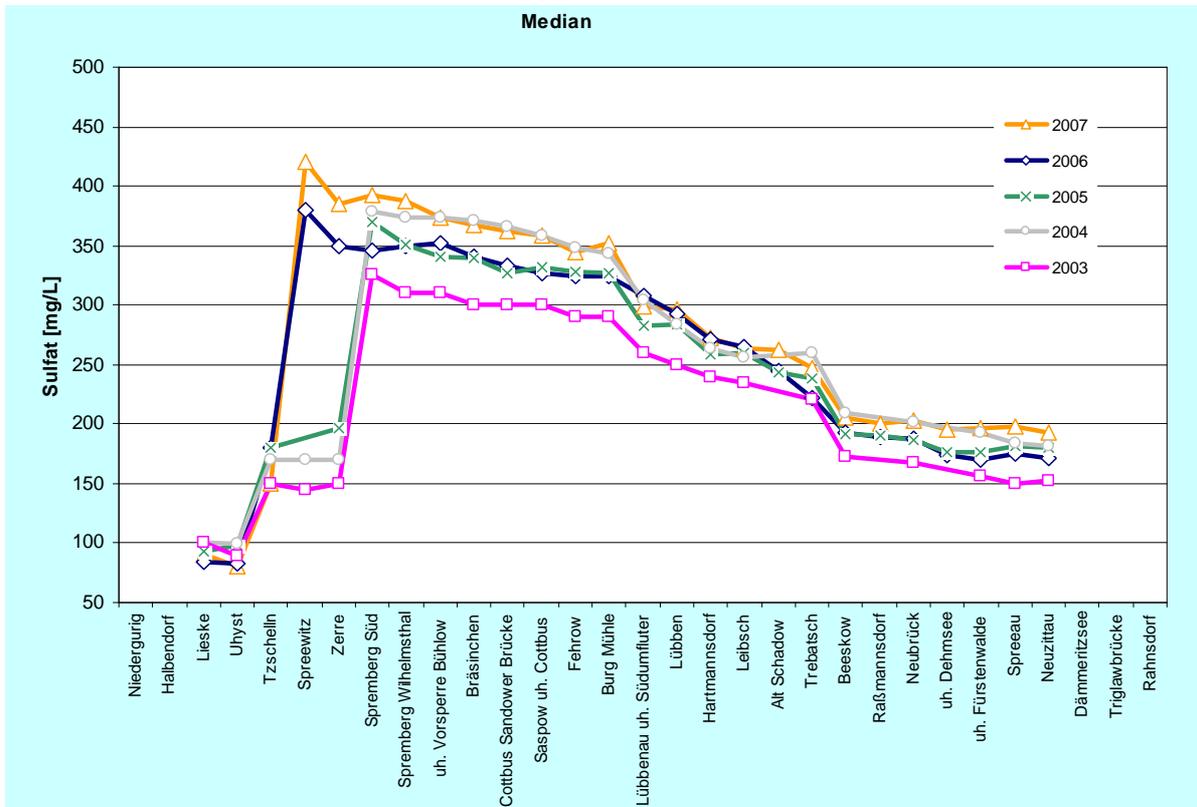
Alle Konzentrationen in mg/L  
 MW Mittelwert Sulfatkonzentration  
 Median Median der Sulfatkonzentration  
 10-P. 10-Perzentil der Sulfatkonzentration  
 90-P. 90-Perzentil der Sulfatkonzentration  
 N Anzahl der Sulfatanalysen im betreffenden Jahr  
 MQ mittlerer Abfluss im Kalenderjahr in m³/s  
 Fracht Sulfatfracht in 10³ t/a  
 MQ und Fracht 2007: Daten nur bis 31.10.2007 verfügbar.

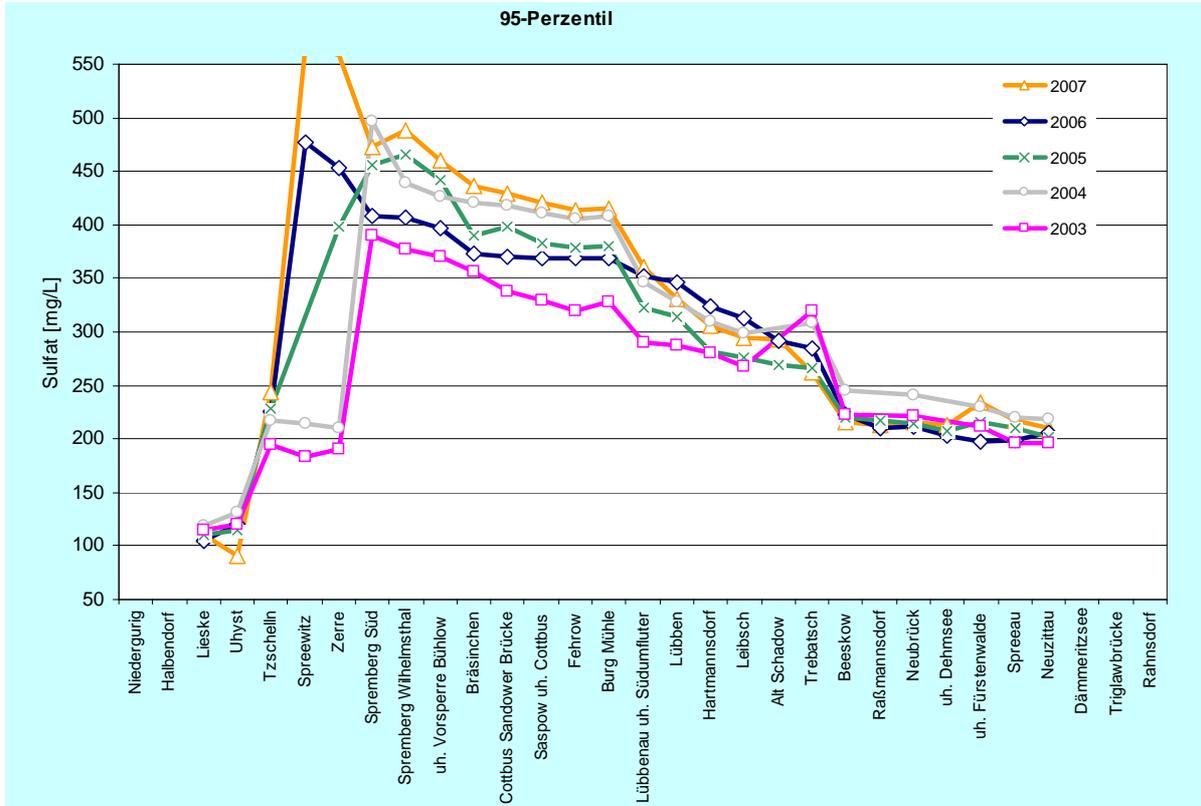
**Sulfatkonzentrationen im Längsschnitt der Spree**



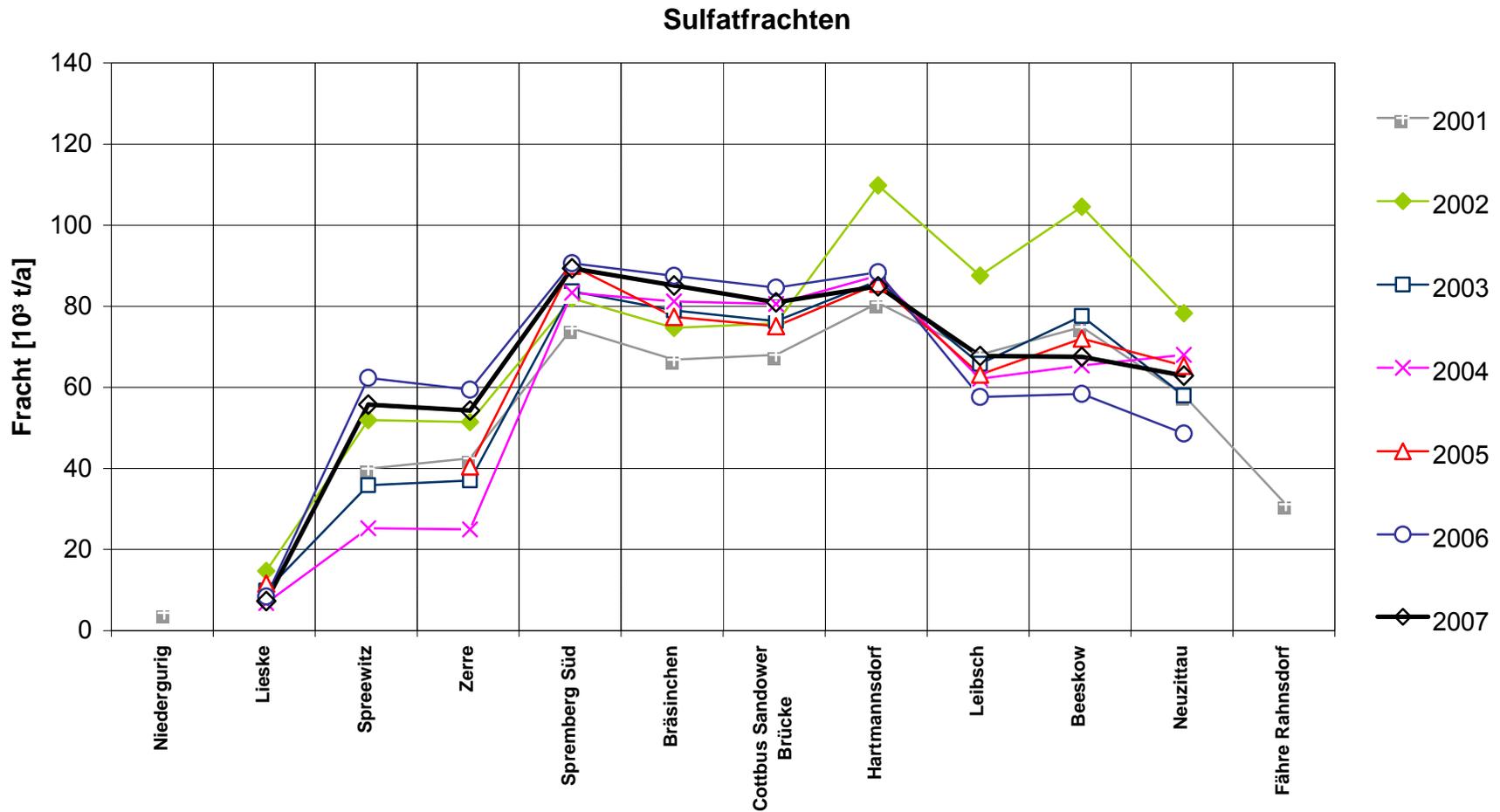




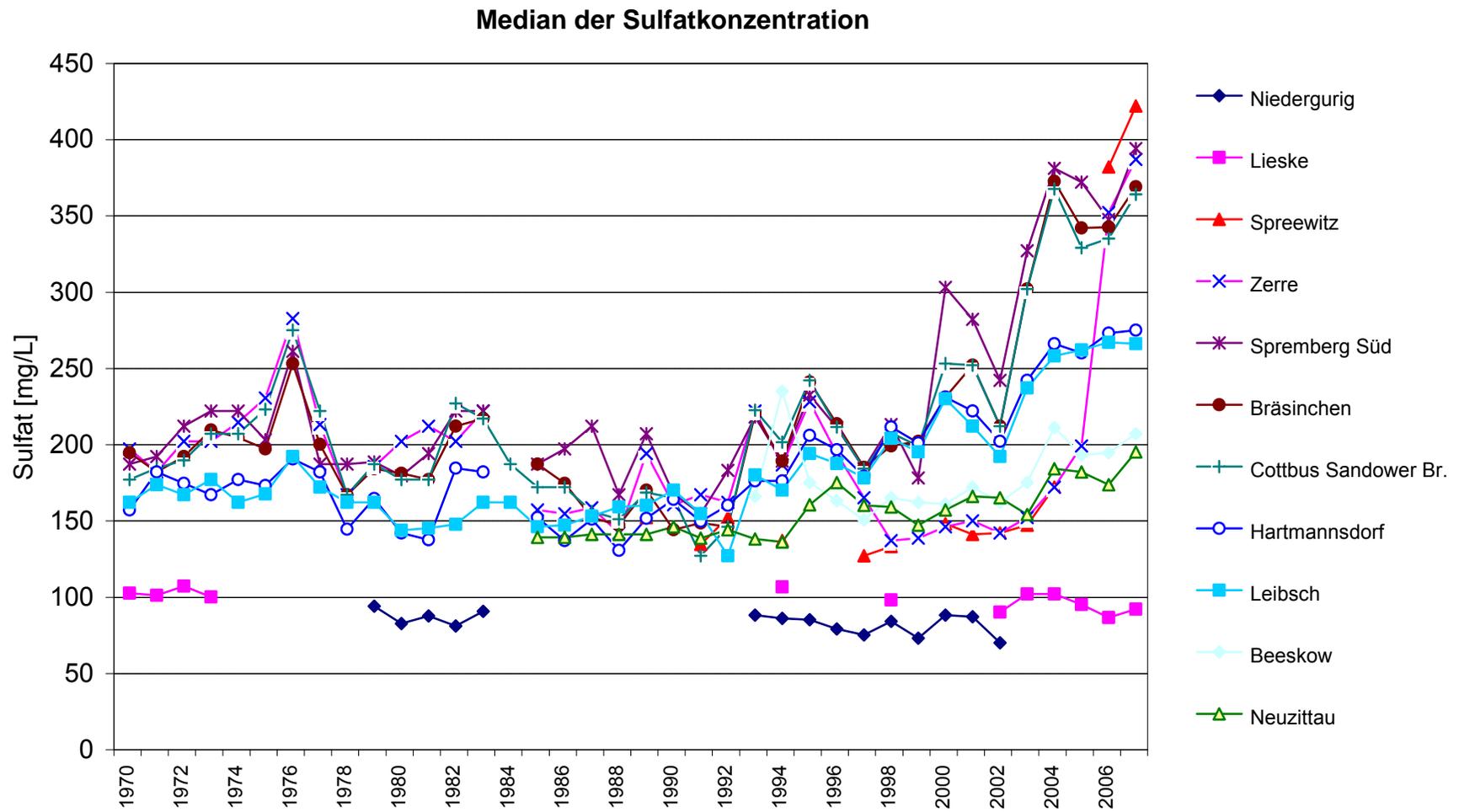




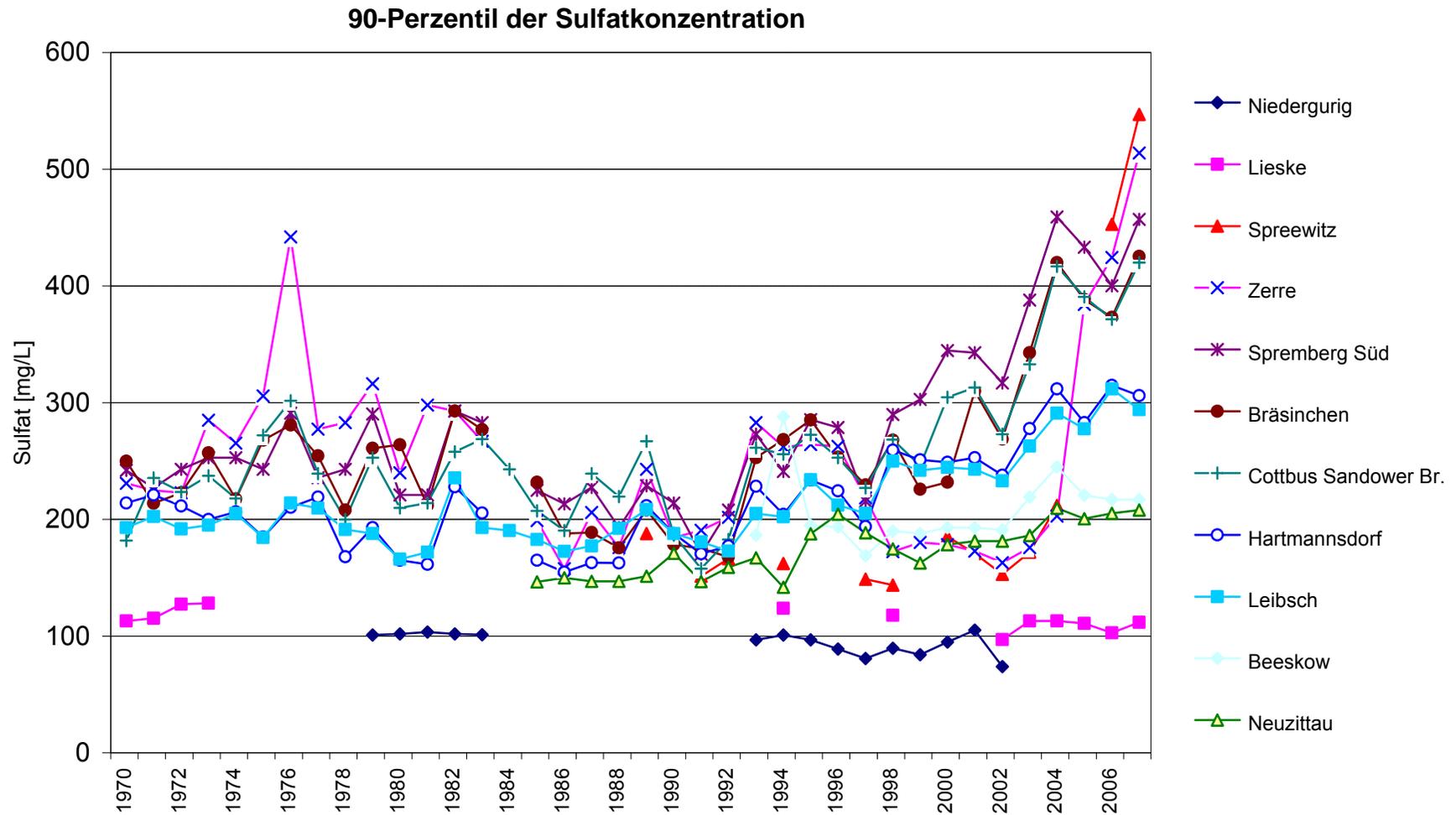
Sulfatfrachten im Längsprofil der Spree für die Jahre 2001 bis 2007



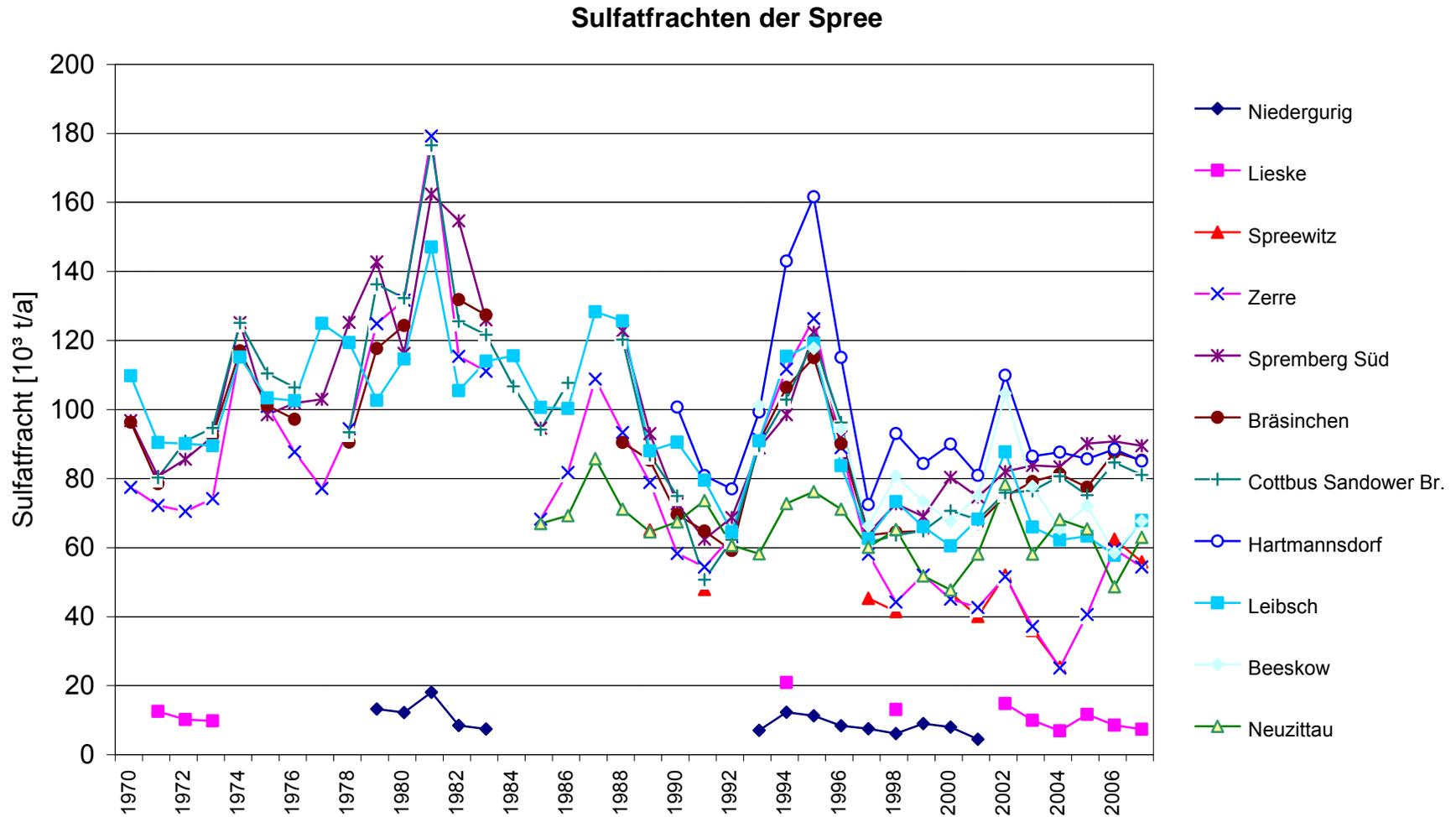
Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentrationen (Median) in der Spree im Zeitraum 1970 bis 2007



Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentrationen (90-Perzentil) in der Spree im Zeitraum 1970 bis 2007



Zeitliche Entwicklung der Sulfatfrachten in der Spree im Zeitraum 1970 bis 2007



## **Anlage 2**

### **Konzentrations-Abflussbeziehungen (Q-C-Diagramme)**

#### **Hauptspree**

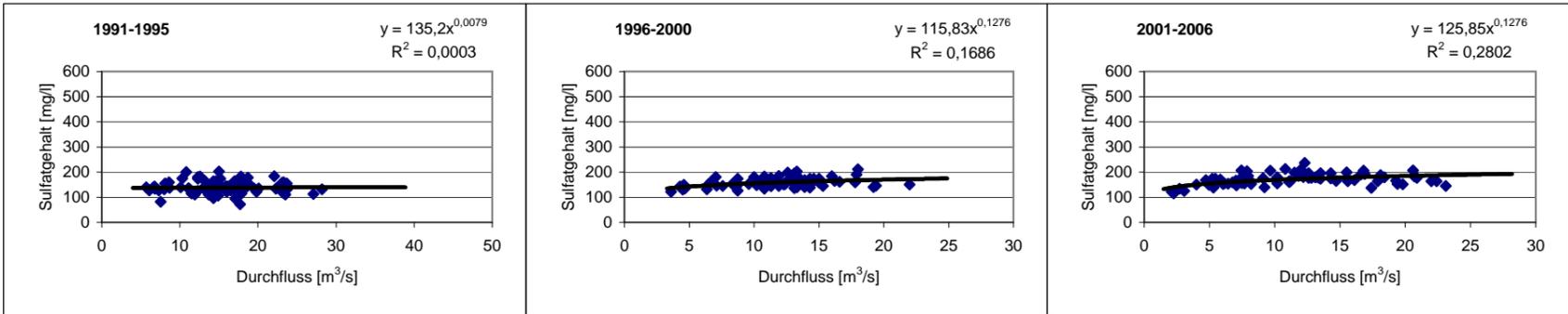
Pegel  
Spremberg Süd, Bräsinchen, Cottbus Sandower Brücke  
Leibsch, Beeskow, Neuzittau

#### **Zuflüsse**

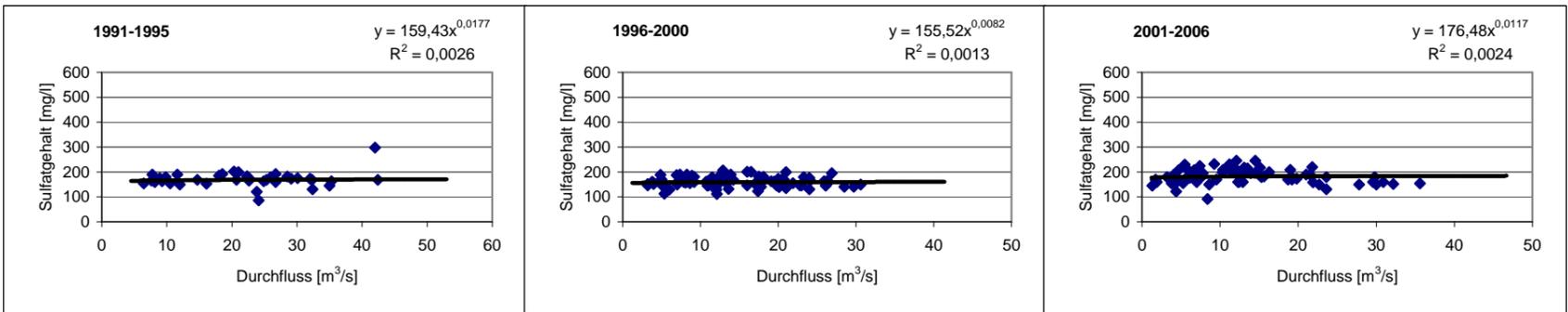
Großes Fließ, Vetschauer Fließ, Südumfluter, Greifenhainer Fließ, Dobra, Wudritz,  
Nordumfluter, Berste

Beziehung Durchfluss-Sulfatgehalt (Q-C-Diagramme), Hauptspre für 5-Jahreszeiträume 1991 - 1995, 1996 - 2000, 2001 - 2006

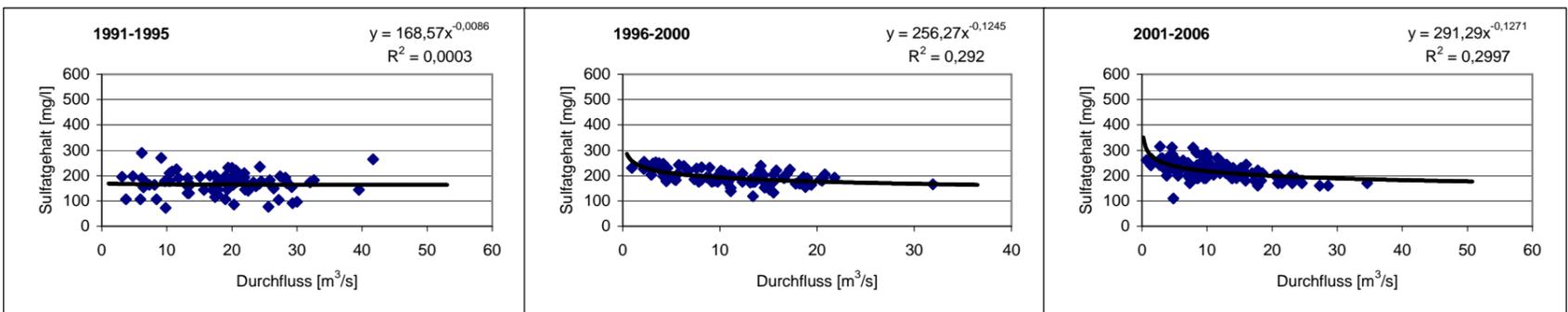
Neuzittau



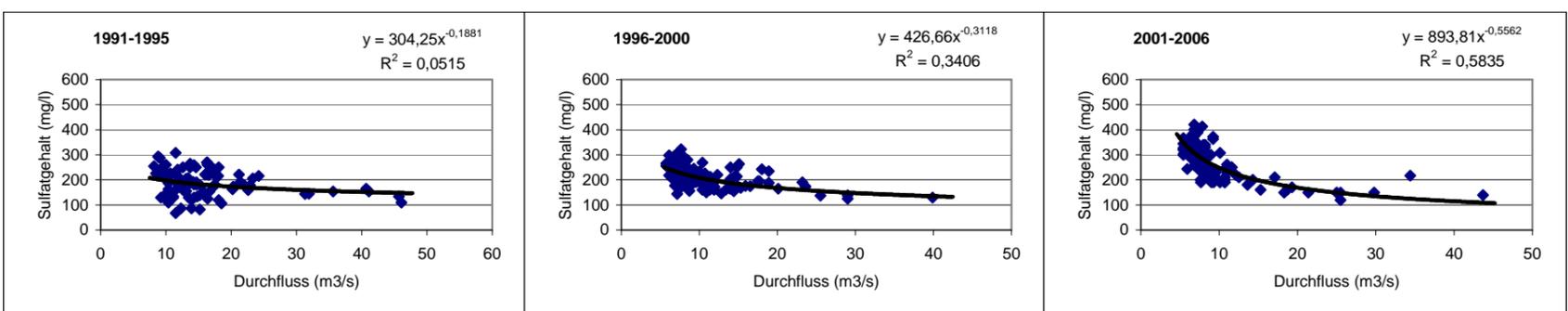
Beeskow



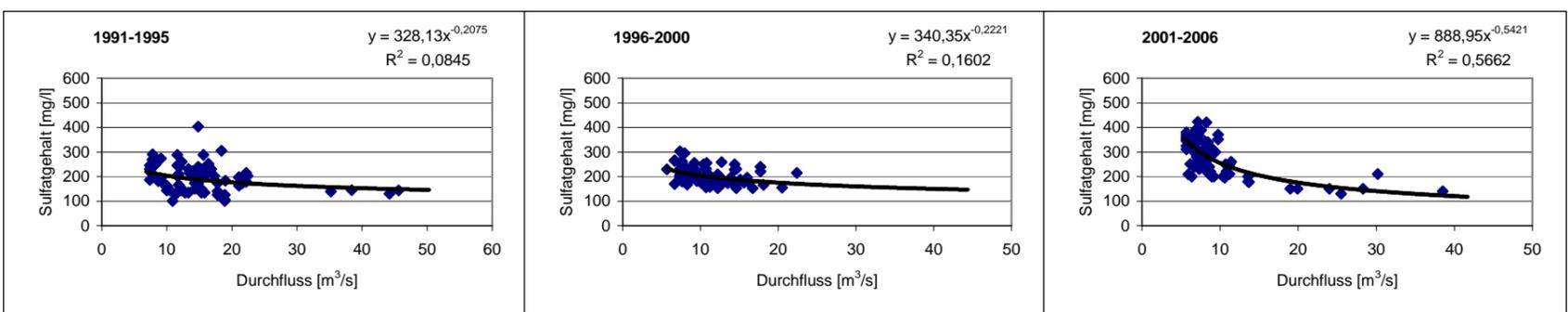
Leibsch



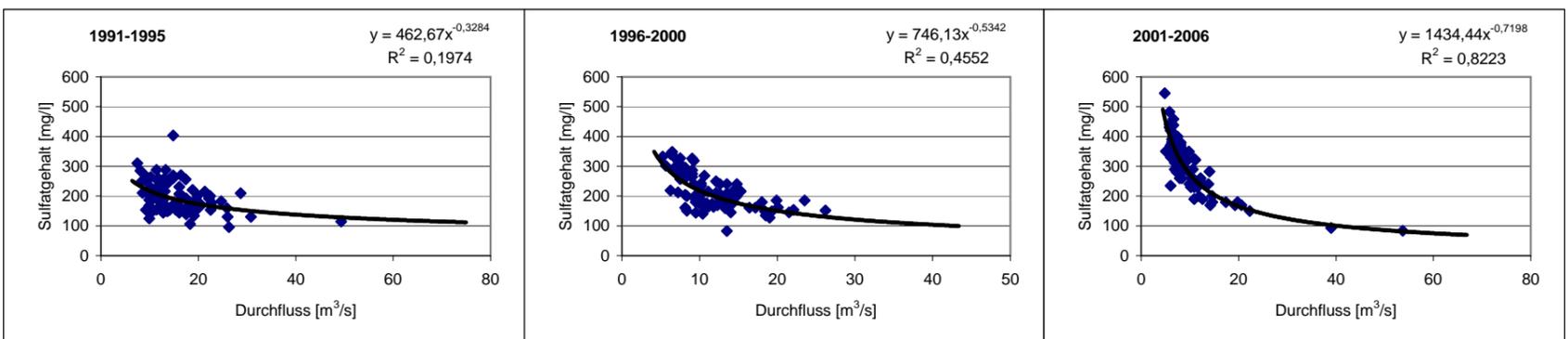
Cottbus, Sandower Brücke



Bräsinchen

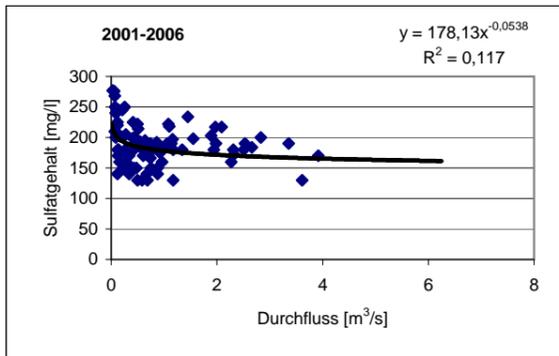


Spremberg Süd

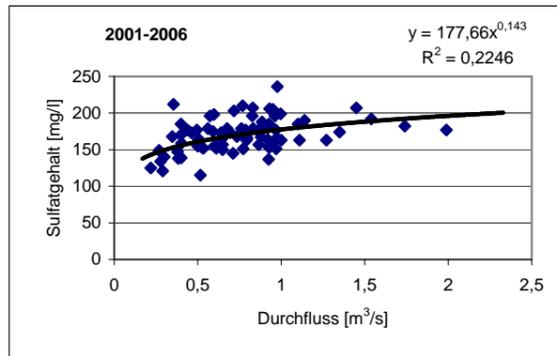


Beziehung Durchfluss-Sulfatgehalt (Q-C-Diagramme), Spreezuflüsse für den 5-Jahreszeitraum 2001 - 2006

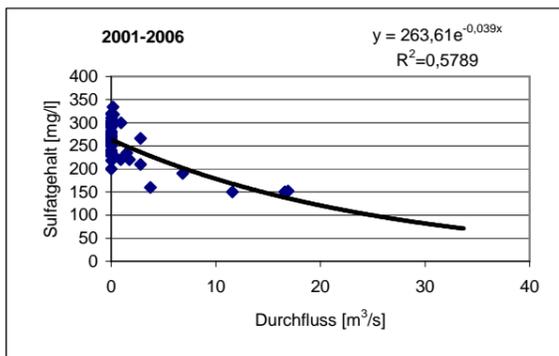
Berste



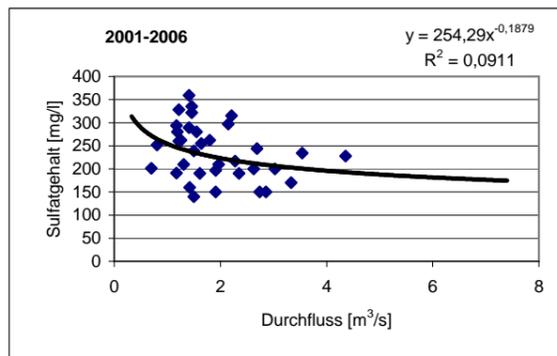
Greifenhainer Fließ



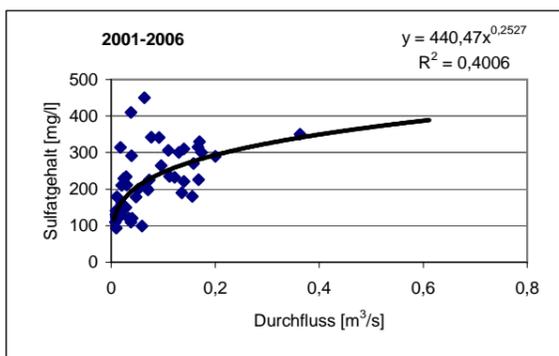
Nordumfluter



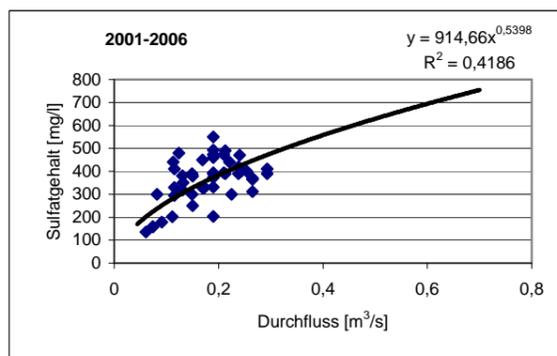
Südumfluter



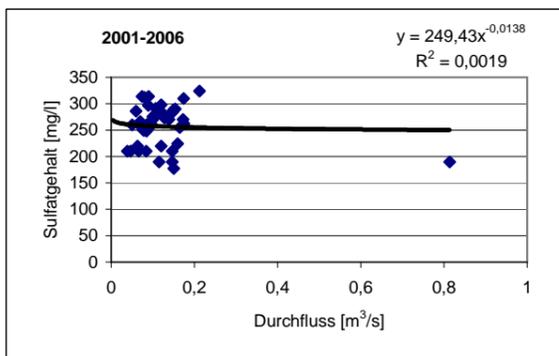
Wudritz



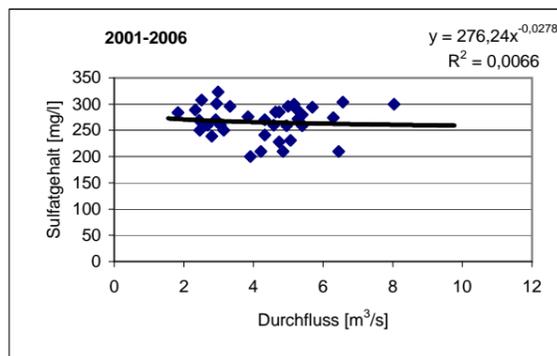
Vetschauer Fließ



Dobra



Großes Fließ



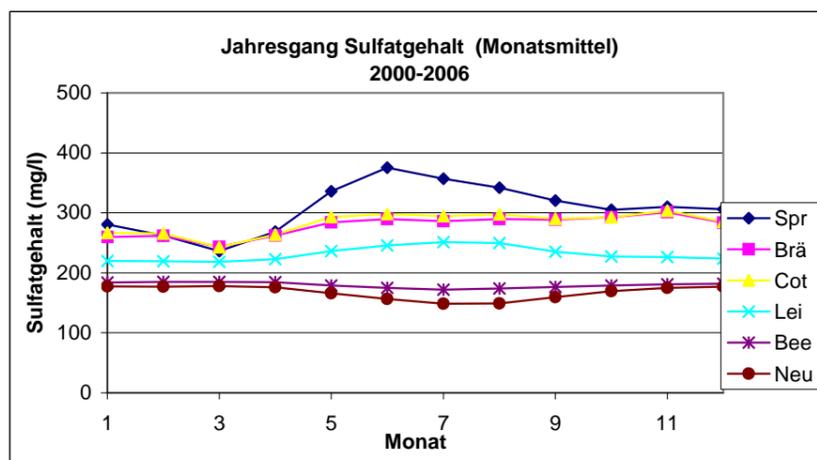
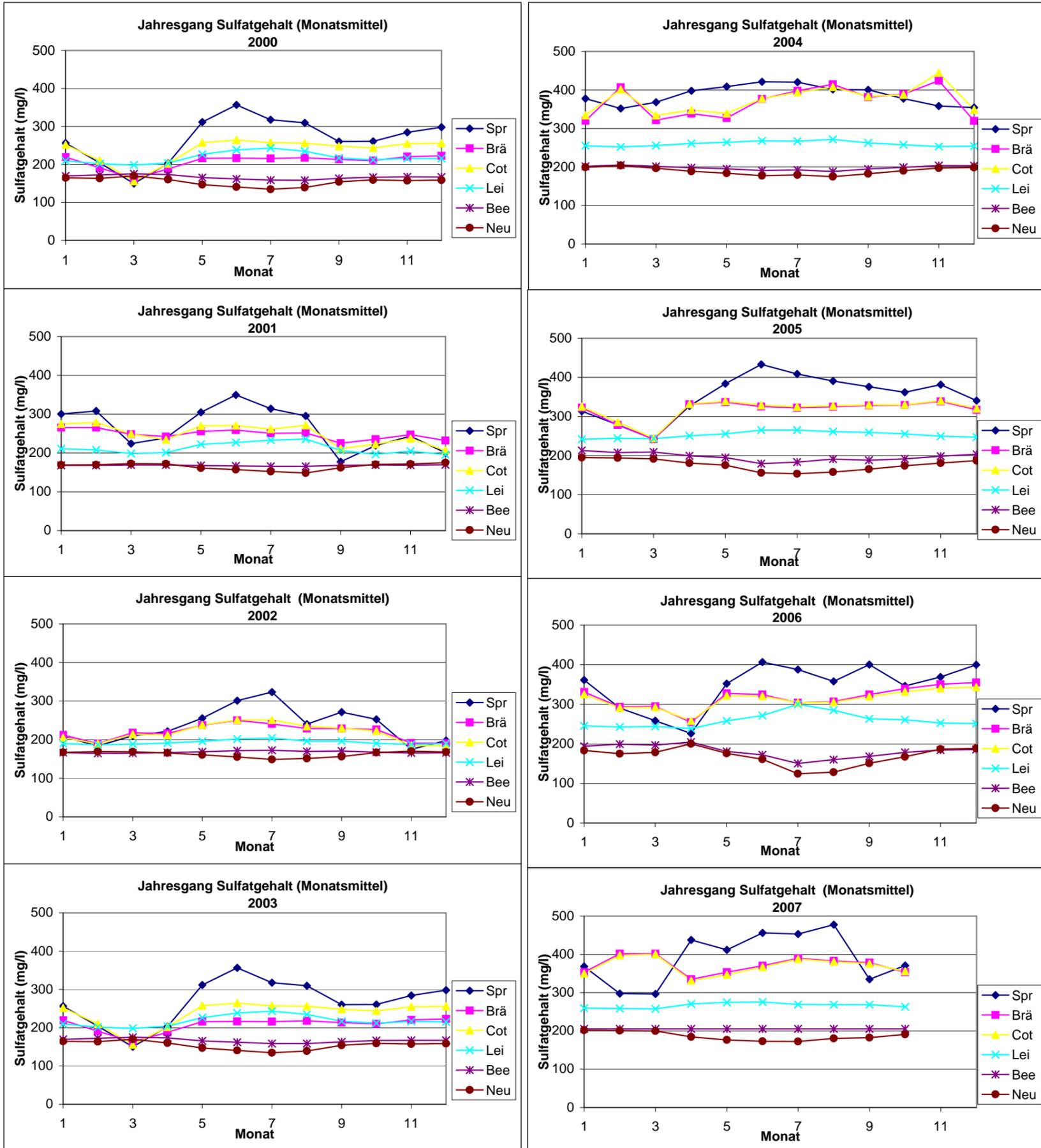
## **Anlage 3**

### Jahresgänge der Sulfatgehalte und Sulfatfrachten

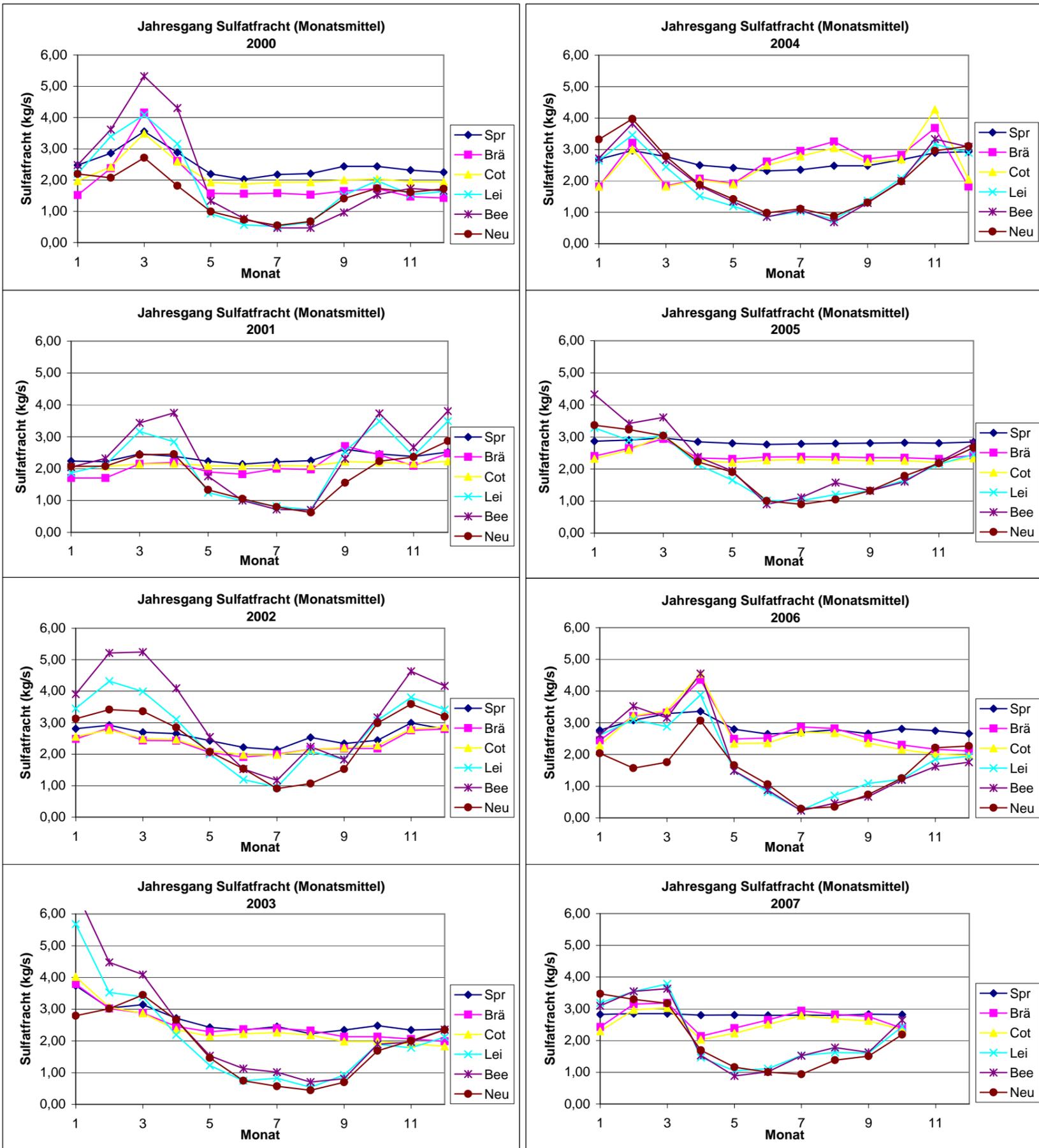
#### (Hauptspree)

Pegel  
Spremberg Süd, Bräsinchen, Cottbus Sandower Brücke  
Leibsch, Beeskow, Neuzittau

Jahresgänge Sulfatgehalt in der Hauptspreewald 2000 - 2007 und zusammengefasst 2001-2006 auf Basis der Monatsmittel (berechnet)  
(Spr - Spremberg Süd, Brä - Bräsinchen, Cot - Cottbus Sandower Brücke, Lei - Leibsch, Bee - Beeskow, Neu - Neuzittau)



Jahresgänge Sulfatfracht in der Hauptspre 2000 - 2007 und zusammengefasst 2001-2006 auf Basis der Monatsmittel (berechnet)  
(Spr -Spremsberg Süd, Brä - Bräsinchen, Cot - Cottbus Sandower Brücke, Lei - Leibsch, Bee - Beeskow, Neu - Neuzittau)



## **Anlage 4**

Ergebnisse der statistischen Auswertung der  
Sulfatkonzentrationen und Ergebnisse der  
Frachtberechnungen in den Spreewaldzuflüssen  
für die Jahre 2000 bis 2007

### Sulfatkonzentrationen und -frachten der wichtigsten Spreewaldzuflüsse

Alle Konzentrationen in mg/L.

MW Mittelwert Sulfatkonzentration

Median Median der Sulfatkonzentration

10-P. 10-Perzentil der Sulfatkonzentration

90-P. 90-Perzentil der Sulfatkonzentration

N Anzahl der Sulfatanalysen im betreffenden Jahr

MQ mittlerer Abfluss im Kalenderjahr in m<sup>3</sup>/s

Fracht Sulfatfracht in 10<sup>3</sup> t/a

MQ und Fracht 2007: Daten nur bis 31.10.2007 verfügbar.

Jahr	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht
<b>Greifenhainer Fließ, Mst. Naundorf</b>							
2000	155	155	137	175	13	0,70	3,18
2001	166	164	155	179	13	0,77	4,01
2002	162	163	145	179	13	0,85	4,51
2003	158	152	135	183	13	0,58	2,88
2004	190	182	169	207	13	0,79	4,79
2005	176	180	152	198	13	0,86	4,87
2006	168	172	124	202	12	0,76	4,11
2007	186	191	161	199	10	0,80	4,68
<b>Vetschauer Mühlenfließ, Mst. Vetschau</b>							
2000					0	0,13	
2001	397	390	330	480	11	0,18	2,24
2002					0	0,23	
2003	402	415	303	459	12	0,18	2,35
2004					0	0,17	
2005	400	391	335	473	12	0,19	2,56
2006	253	249	158	361	12	0,14	1,26
2007	314	288	272	371	13	0,14	1,42
<b>Dobra, Mst. Boblitz</b>							
2000					0	0,09	
2001	235	220	210	280	10	0,08	0,64
2002					0	0,13	
2003	242	260	190	270	12	0,13	0,94
2004					0	0,13	
2005	284	284	273	296	12	0,12	1,03
2006	275	288	226	314	12	0,12	1,03
2007	299	293	284	315	13	0,16	1,46
<b>Wudritz / Ottergraben, Mst. Ragow</b>							
2000					0	0,09	
2001	143	150	99	190	11	0,06	0,28
2002					0	0,09	
2003	258	300	120	410	11	0,07	0,65
2004					0	0,05	
2005	236	226	199	298	13	0,09	0,65
2006	244	270	139	315	13	0,08	0,73
2007	283	283	234	334	12	0,08	0,67

Alle Konzentrationen in mg/L.

MW Mittelwert Sulfatkonzentration  
 Median Median der Sulfatkonzentration  
 10-P. 10-Perzentil der Sulfatkonzentration  
 90-P. 90-Perzentil der Sulfatkonzentration  
 N Anzahl der Sulfatanalysen im betreffenden Jahr  
 MQ mittlerer Abfluss im Kalenderjahr in m³/s  
 Fracht Sulfatfracht in 10³ t/a  
 MQ und Fracht 2007: Daten nur bis 31.10.2007 verfügbar.

Jahr	MW	Median	10-P.	90-P.	N	MQ	Fracht
<b>Berste, Mst. Lübben Brücke B115</b>							
2000	166	167	135	196	12	0,83	4,61
2001	149	140	130	180	11	0,85	3,98
2002	165	170	140	190	11	1,52	7,92
2003	187	180	155	230	26	0,79	4,34
2004	201	201	177	225	11	0,68	4,21
2005	200	203	175	221	13	1,06	6,76
2006	218	199	180	274	13	0,71	4,06
2007	199	189	161	256	12	0,59	3,54
<b>Großes Fließ, Mst. Fehrow</b>							
2000					0	4,07	
2001					0	4,05	
2002					0	5,19	
2003	243	250	210	270	11	4,17	30,9
2004					0	3,90	
2005	286	292	259	307	13	4,57	40,6
2006	270	276	233	299	13	4,30	36,4
2007	270	268	252	295	12	4,36	36,9

## **Anlage 5**

Ausgewählte Ergebnisse des Sulfatmonitorings  
und Prognose der Sulfatfrachten aus  
Punkteinleitungen und diffusen Einträgen

## Inhaltsverzeichnis

	Seite
Ergebnisse des Sulfat-Monitorings Industriekomplex Schwarze Pumpe, Abwasserkanal Einlauf Spree und Abwassergraben SVZ / SUSTEC .....	2
Ergebnisse des Sulfat-Monitorings GWRA Schwarze Pumpe und GWRA Kringelsdorf .....	3
Ergebnisse der Eigenüberwachung des Abwassers der Papierfabrik Hamburger- Spremberg im Jahre 2006 .....	4
Ergebnisse des Sulfat-Monitorings LMBV: Weißacker Moor, Ausguss Moorgraben, Berste und Grundwasseraufbereitungsanlage (GWAB) Großteich Görlsdorf .....	5
Wassermengen und durchschnittliche Sulfatgehalte in den Jahren 2000 bis 2006: GWRA Kringeldorf, GWRA Tzschelln und ausgewählte Wasserströme im Industriegelände Schwarze Pumpe .....	6
Prognostische Sulfatfrachten GWRA Kringelsdorf und GWRA Tzschelln sowie im Industriegelände Schwarze Pumpe .....	7
Übersicht Tagebaurestseen Sachsen (Einzugsgebiet Spree) .....	9
Übersicht Tagebaurestseen Brandenburg (Einzugsgebiet Spree) .....	10
Qualitätsparameter Restseen .....	11
Grundwasserdaten der Kippen für die Ermittlung des diffusen Sulfateintrages .....	12
Sulfatfrachten aus Einleitungen der GWRA (aktiver Bergbau), aus dem Sanierungsbergbau sowie diffuse Einträge .....	14
Quellenverzeichnis für Anlage 5 .....	16

**Ergebnisse des Sulfat-Monitorings Industriekomplex Schwarze Pumpe**  
**Abwasserkanal Einlauf Spree**  
**Abwassergraben SVZ / SUSTEC**

	Abwasserkanal Einlauf Spree			Abwassergraben SVZ		
	Q	C	Fracht	Q	C	Fracht
	[m³/s]	[mg/L]	[ t ]	[m³/s]	[mg/L]	[ t ]
Jan. 05						
Feb. 05	1,94	754	3.537	0,091	593	131
Mrz. 05	1,68	834	3.759	0,092	690	170
Apr. 05	2,15	840	4.677	0,091	571	135
Mai. 05	1,61	875	3.780	0,129	634	219
Jun. 05	2,07	800	4.296	0,095	722	178
Jul. 05	2,25	501	3.019	0,110	671	198
Aug. 05	2,53	393	2.663	0,109	463	135
Sep. 05	2,20	405	2.309	0,105	513	140
Okt. 05	1,83	374	1.833	0,090	481	116
Nov. 05	2,40	394	2.451	0,090	339	79
Dez. 05	2,13	336	1.917	0,097	437	114
<b>Jahr 2005 <sup>1)</sup></b>			<b>37.356</b>			<b>1.760</b>
Jan. 06	2,17	390	2.047	0,091	366	81
Feb. 06	2,08	394	1.983	0,098	396	94
Mrz. 06	2,30	338	2.082	0,094	418	105
Apr. 06	2,38	369	2.276	0,087	396	89
Mai. 06	2,28	423	2.583	0,096	307	79
Jun. 06	2,32	349	2.099	0,088	390	89
Jul. 06	2,51	547	3.677	0,095	384	98
Aug. 06	2,52	343	2.315	0,096	459	118
Sep. 06	2,49	301	1.942	0,084	463	101
Okt. 06	2,30	340	2.095	0,054	254	37
Nov. 06	2,41	332	2.074	0,099	333	85
Dez. 06	keine Werte			keine Werte		
<b>Jahr 2006 <sup>1)</sup></b>			<b>27.462</b>			<b>1.063</b>
Jan. 07				0,1	295	71
Feb. 07	Keine Datenerhebung wegen In-			0,100	317	77
Mrz. 07	solvenz SUSTEC			0,100	276	74
Apr. 07				0,100	249	65
Mai. 07				0,100	390	104
Jun. 07				0,110	355	101
Jul. 07				0,090	436	105
Aug. 07				0,075	318	64
Sep. 07				0,056	290	42
Okt. 07				0,056	287	43
Nov. 07				0,060	255	40
Dez. 07				0,050	217	28
<b>Jahr 2007</b>						<b>814</b>

<sup>1)</sup> Bei fehlenden Messwerten wurde der Monatsmittelwert der vorhandenen Daten als Fracht angesetzt.

**Ergebnisse des Sulfat-Monitorings GWRA Schwarze Pumpe und GWRA  
Kringelsdorf**

	GWRA Schw. Pumpe, Abl.Überlaufgefluder			GWRA Kringelsdorf Ablauf		
	Q	C	Fracht	Q	C	Fracht
	[m <sup>3</sup> /s]	[mg/L]	[ t ]	[m <sup>3</sup> /s]	[mg/L]	[ t ]
Jan. 05	2,19	652	3.821	3,228	200	1.729
Feb. 05	1,80	663	2.887	3,073	204	1.517
Mrz. 05	1,55	692	2.864	3,016	198	1.599
Apr. 05	1,79	694	3.211	2,982	227	1.755
Mai. 05	1,68	750	3.379	2,935	218	1.714
Jun. 05	1,80	686	3.201	2,839	228	1.678
Jul. 05	1,99	721	3.835	2,857	225	1.722
Aug. 05	2,34	307	1.922	2,806	246	1.849
Sep. 05	2,38	384	2.365	2,806	216	1.571
Okt. 05	2,29	309	1.897	2,891	244	1.889
Nov. 05	2,51	312	2.032	2,623	267	1.815
Dez. 05	2,49	283	1.887	2,684	247	1.776
<b>Jahr 2005</b>			<b>33.301</b>	2,895		<b>20.613</b>

Die Daten wurden von der Vattenfall Europe Mining AG und dem LUA Brandenburg zur Verfügung gestellt.

**Ergebnisse der Eigenüberwachung des Abwassers der Papierfabrik Hamburger-Spremborg im Jahre 2006**

Monat	Datum	Q	Sulfatkonzentration	Sulfatfracht
		[m <sup>3</sup> /d]	[mg/L]	[kg/d]
Jan. 06	27.01.2006	4.924	100	492
Feb. 06	02.02.2006	2.490	169	421
	06.02.2006	3.451	81	280
	21.02.2006	5.232	69	361
	27.02.2006	4.602	121	557
Mrz. 06	01.03.2006	1.656	121	200
	07.03.2006	4.124	278	1146
	15.03.2006	5.313	168	893
	20.03.2006	2.945	190	560
	27.03.2006	5.330	233	1242
Apr. 06	03.04.2006	3.607	127	458
	10.04.2006	5.227	155	810
	18.04.2006	2.596	189	491
	25.04.2006	4.649	140	651
Mai. 06	03.05.2006	3.309	173	572
	10.05.2006	5.607	167	936
	17.05.2006	4.259	202	860
	23.05.2006	4.547	159	723
	29.05.2006	1.994	214	427
Jun. 06	06.06.2006	5.556	222	1233
	12.06.2006	4.484	178	798
	19.06.2006	4.797	149	715
	28.06.2006	5.900	180	1062
Jul. 06	04.07.2006	3.665	201	737
Aug. 06	14.08.2006	5.186	177	918
Sep. 06	04.09.2006	2.180	165	360
Okt. 06	09.10.2006	3.308	163	539
Nov. 06	13.11.2006	5.317	214	1138
Dez. 06	04.12.2006	5.182	194	1005

**Abgeleitete Jahresfracht 2006:****259 t/a**

**Ergebnisse des Sulfat-Monitorings LMBV**

Weißacker Moor, Ausguss Moorgr. LMBV Mst. 10.147  
 Berste, Str.-br. Goßmar/Beesdau LMBV Mst. 10.149  
 GWAB Großteich Görtsdorf Ausl. LMBV Mst. 10.151

	Weißacker Moor, Mst. 10.147			Berste Mst. 10.149			Ausl. Großteich Mst. 10.151		
	Q	C	Fracht	Q	C	Fracht	Q	C	Fracht
	[m³/s]	[mg/L]	[ t ]	[m³/s]	[mg/L]	[ t ]	[m³/s]	[mg/L]	[ t ]
Jan. 05	0,03	113	8,2	0,10	615	149	0,07	233	39,5
Feb. 05	0,04	117	11,3	0,11	555	148	0,07	264	44,7
Mrz. 05	0,04	119	12,7	0,13	565	197	0,09	273	65,8
Apr. 05	kein Wasser		0,0	0,08	402	83,4	0,08	276	57,2
Mai. 05	0,04	117	12,5	0,12	335	108	0,08	265	56,8
Jun. 05	0,04	108	11,2	0,12	358	111	0,08	258	53,5
Jul. 05	0,03	107	8,6	kein Wasser		0	0,07	249	46,7
Aug. 05	0,03	97	7,8	keine Werte		99,4	0,07	244	45,7
Sep. 05	0,03	105	8,2	keine Werte		99,4	0,07	245	44,5
Okt. 05	0,03	103	8,3	keine Werte		99,4	0,08	334	71,6
Nov. 05	0,03	113	8,8	kein Wasser		0	0,08	238	49,4
Dez. 05	0,03	122	9,8	keine Werte		99,4	0,08	244	52,3
<b>Jahr 2005 <sup>1)</sup></b>			<b>107</b>			<b>1.193</b>			<b>628</b>
Jan. 06	0,03	108	7,8	0,11	598	159	0,08	231	44,7
Feb. 06	0,03	111	8,1	0,11	487	130	0,08	229	44,3
Mrz. 06	0,03	92	7,4	0,11	506	149	0,08	244	52,3
Apr. 06	0,03	125	9,7	0,11	500	143	0,08	235	48,7
Mai. 06	0,03	113	9,1	0,11	503	148	0,08	325	69,6
Jun. 06	0,03	116	9,0	0,11	606	173	0,08	237	49,1
Jul. 06	0,03	128	10,3	0,11	641	189	0,08	255	54,6
Aug. 06	0,04	119	12,7	0,12	247	79,4	0,08	247	52,9
Sep. 06	0,04	139	14,4	0,12	253	78,7	0,08	253	52,5
Okt. 06	0,04	152	16,3	0,12	656	211	0,08	271	58,1
Nov. 06	0,04	138	14,3	0,12	639	199	0,08	251	52,0
Dez. 06	keine Werte		10,8	keine Werte		151	keine Werte		52,6
<b>Jahr 2006 <sup>1)</sup></b>			<b>130</b>			<b>1.809</b>			<b>632</b>
Jan. 07	0,04	135	13,1	0,12	610	177	0,08	224	43,4
Feb. 07	0,04	133	12,9	0,12	487	141	0,08	215	41,6
Mrz. 07	0,04	132	14,1	0,12	553	178	0,08	243	52,1
Apr. 07	0,04	140	14,5	0,12	549	171	0,08	258	53,5
Mai. 07	0,04	126	13,5	0,12	501	161	0,08	239	51,2
Jun. 07	0,04	129	13,4	0,12	559	174	0,08	253	52,5
Jul. 07	0,04	137	14,7	0,12	530	170	0,08	263	56,4
Aug. 07	0,04	149	16,0	0,12	532	171	0,08	274	58,7
Sep. 07	0,04	133	13,8	0,12	643	200	0,08	266	55,2
Okt. 07	0,03	142	11,4	0,11	464	137	0,08	290	62,1
Nov. 07	0,03	141	11,0	0,11	499	142	0,08	306	63,5
Dez. 07	keine Werte		13,5	keine Werte		166	keine Werte		53,6
<b>Jahr 2007 <sup>1)</sup></b>			<b>162</b>			<b>1.988</b>			<b>644</b>

<sup>1)</sup> Bei fehlenden Messwerten wurde der Monatsmittelwert der vorhandenen Daten als Fracht angesetzt.

**Wassermengen und durchschnittliche Sulfatgehalte in den Jahren 2000 bis 2006**  
**GWRA Kringeldorf, GWRA Tzschellin und ausgewählte Wasserströme im Industriegelände Schwarze Pumpe [VEM 2007]**

Jährliche Ableitungsmengen	2000 Tm <sup>3</sup>	2001 Tm <sup>3</sup>	2002 Tm <sup>3</sup>	2003 Tm <sup>3</sup>	2004 Tm <sup>3</sup>	2005 Tm <sup>3</sup>	2006 Tm <sup>3</sup>
Kringeldorf	38.221,05	38.517,78	39.507,36	40.703,54	42.736,91	41.789,31	43.363,64
Tzschellin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6.222,73	16.641,43

Durchschnittliche Sulfatgehalte	2000 mg/l	2001 mg/l	2002 mg/l	2003 mg/l	2004 mg/l	2005 mg/l	2006 mg/l
Kringeldorf	220	194	222	200	219	227	265
Tzschellin	0	0	0	0	0	1.905	1.898

**Wasserknoten Schwarze Pumpe**

Jährliche Zuleitungsmengen	2000 Tm <sup>3</sup>	2001 Tm <sup>3</sup>	2002 Tm <sup>3</sup>	2003 Tm <sup>3</sup>	2004 Tm <sup>3</sup>	2005 Tm <sup>3</sup>	2006 Tm <sup>3</sup>
Sammelzubringer Ost (SZO)	43.505,12	47.079,80	46.519,97	44.165,85	46.665,01	47.513,01	45.889,28
Sammelzubringer West (SZW)	13.776,34	15.871,97	17.642,14	22.256,32	31.390,30	36.544,41	42.881,39
SZW - Wolkenberg	17.631,14	18.657,28	20.324,96	21.070,20	20.087,39	21.915,66	21.124,56

Durchschnittliche Sulfatgehalte	2000 mg/l	2001 mg/l	2002 mg/l	2003 mg/l	2004 mg/l	2005 mg/l	2006 mg/l
Sammelzubringer Ost (SZO)	828	745	834	923	1000	684	249
Sammelzubringer West (SZW)	548	480	550	477	396	374	355
SZW - Wolkenberg	100	99	88	79	63	87	90

Jährliche Ableitungsmengen	2000 Tm <sup>3</sup>	2001 Tm <sup>3</sup>	2002 Tm <sup>3</sup>	2003 Tm <sup>3</sup>	2004 Tm <sup>3</sup>	2005 Tm <sup>3</sup>	2006 Tm <sup>3</sup>
Ableitung von AEW nach SNO	1.106,30	1.120,05	1.728,47	1.849,88	1.950,80	1.933,66	1.940,19
Entnahme LMBV nach SNO	3.627,26	0,00	6.848,17	823,46	1.195,11	9.066,70	7.048,17
Ableitung GW Überlaufgefluder	33.420,73	46.698,39	41.301,89	51.724,01	59.892,44	60.566,20	67.234,34
Ableitung Kühlwasser KWHS	7.605,55	6.460,47	7.043,58	6.246,39	7.825,40	6.601,34	5.881,68

Durchschnittliche Sulfatgehalte	2000 mg/l	2001 mg/l	2002 mg/l	2003 mg/l	2004 mg/l	2005 mg/l	2006 mg/l
Ableitung von AEW nach SNO	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	291
Entnahme LMBV nach SNO	k.A.						
Ableitung GW Überlaufgefluder	757	663	740	745	764	538	270
Ableitung Kühlwasser KWHS	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	1289	1126	605

## Prognostische Sulfatfrachten GWRA Kringeldorf und GWRA Tzschelln sowie im Industriegelände Schwarze Pumpe

Jahr	GWRA Kringeldorf			GWRA Tzschelln			Tgb. Welzow <sup>1)</sup>			Tgb. Nochten <sup>2)</sup>			AEW-Ableitung Spreetal			Industrie SP Fracht <sup>3)</sup> [10 <sup>3</sup> t/a]
	Q [m <sup>3</sup> /min]	Sulfat [mg/L]	Fracht [10 <sup>3</sup> t/a]	Q [m <sup>3</sup> /min]	Sulfat [mg/L]	Fracht [10 <sup>3</sup> t/a]	Q [m <sup>3</sup> /min]	Sulfat [mg/L]	Fracht [10 <sup>3</sup> t/a]	Q [m <sup>3</sup> /min]	Sulfat [mg/L]	Fracht [10 <sup>3</sup> t/a]	Q [m <sup>3</sup> /min]	Sulfat [mg/L]	Fracht [10 <sup>3</sup> t/a]	
2007	108	301	17,1	38	1900	37,7	130	396	27,1	65,9	324	11,2	3,68	372	0,72	37,6
2008	112	288	16,9	38	1900	38,0	130	451	30,9	68,2	330	11,8	3,69	409	0,79	41,9
2009	135	309	21,9	39	1900	38,8	124	500	32,6	66,2	337	11,7	3,69	443	0,86	43,4
2010	142	301	22,5	41	1900	41,1	126	560	37,1	71,2	356	13,3	3,69	486	0,94	49,5
2011	144	300	22,7	46	1900	45,5	114	545	32,7	60,8	385	12,3	3,69	489	0,95	44,1
2012	142	290	21,7	47	1900	47,1	115	541	32,8	70,8	408	15,2	3,69	490	0,95	47,0
2013	164	280	24,2	49	1900	48,5	105	540	29,8	70,6	379	14,1	3,69	475	0,92	43,0
2014	172	275	24,8	50	1900	49,6	98	540	27,8	70,6	367	13,6	3,69	468	0,91	40,5
2015	166	275	23,9	49	1900	48,5	93	540	26,4	70,6	380	14,1	3,69	471	0,91	39,6
2016	161	275	23,2	47	1900	47,0	97	540	27,6	70,8	380	14,1	3,69	473	0,92	40,8
2017	145	275	20,9	45	1900	45,4	99	540	28,1	70,6	380	14,1	3,69	473	0,92	41,3
2018	114	275	16,4	32	1900	31,9	99	540	28,1	70,6	380	14,1	3,69	473	0,92	41,3
2019	116	275	16,8	32	1900	31,8	97	540	27,5	70,6	380	14,1	3,69	473	0,92	40,7
2020	117	275	16,9	33	1900	33,4	85	540	24,2	70,8	380	14,1	3,69	467	0,91	37,4
2021	107	275	15,5	30	1900	30,0	66	540	18,7	50	380	10,0				28,7
2022	133	275	19,2	28	1900	28,0	61	540	17,3	54	380	10,8		keine		28,1
2023	139	275	20,1	26	1900	26,0	59	540	16,7	55	380	11,0		weiteren		27,7
2024	149	275	21,5	26	1900	26,0	58	540	16,5	50	380	10,0		Daten		26,5
2025	159	275	23,0	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0		verfügbar		25,2
2026	199	275	28,8	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2027	224	275	32,4	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2028	222	275	32,1	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2029	199	275	28,8	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2030	177	275	25,6	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2031	179	275	25,9	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2032	145	275	21,0	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2033	125	275	18,1	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2034	108	275	15,6	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2035	87	275	12,6	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2036	89	275	12,9	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2037	88	275	12,7	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2038	87	275	12,6	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2039	103	275	14,9	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2

## Prognostische Sulfatfrachten GWRA Kringeldorf und GWRA Tzschelln sowie im Industriegelände Schwarze Pumpe

Jahr	GWRA Kringeldorf			GWRA Tzschelln			Tgb. Welzow <sup>1)</sup>			Tgb. Nochten <sup>2)</sup>			AEW-Ableitung Spreetal			Industrie SP
	Q [m <sup>3</sup> /min]	Sulfat [mg/L]	Fracht [10 <sup>3</sup> t/a]	Q [m <sup>3</sup> /min]	Sulfat [mg/L]	Fracht [10 <sup>3</sup> t/a]	Q [m <sup>3</sup> /min]	Sulfat [mg/L]	Fracht [10 <sup>3</sup> t/a]	Q [m <sup>3</sup> /min]	Sulfat [mg/L]	Fracht [10 <sup>3</sup> t/a]	Q [m <sup>3</sup> /min]	Sulfat [mg/L]	Fracht [10 <sup>3</sup> t/a]	Fracht <sup>3)</sup> [10 <sup>3</sup> t/a]
2040	101	275	14,6	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2041	96	275	13,9	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2042	93	275	13,4	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2043	90	275	13,0	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2044	87	275	12,6	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2045	84	275	12,1	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2046	82	275	11,9	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2047	78	275	11,3	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2
2048	71	275	10,3	26	1900	26,0	58	500	15,2	50	380	10,0				25,2

blau: aktualisierte Daten 2007 (Herr Wolf, Vattenfall Europe Mining AG) [VEM 2007]

Alle anderen Daten wurden aus [GEOS 2007] übernommen.

<sup>1)</sup> Zulauf zur GWRA Schwarze Pumpe aus dem SZW

<sup>2)</sup> Zulauf zur GWRA Schwarze Pumpe aus dem SZO

<sup>3)</sup> Berechnete Fracht für den Gesamtablauf aus dem Industriegebiet Schwarze Pumpe

## Übersicht Tagebaurestseen Sachsen (Einzugsgebiet Spree)

Tgb. / RL	nachbergbauliche Bezeichnung	Zieldaten Endzustand			Daten Ist-Zustand		Stand Daten	Flutungs- zeitraum	Vorflut- anbindung	Lit.
		Wsp. m NN	Fläche ha	Vol 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	Wsp. m NN	Vol 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>				
<i>Restseen mit Speicherfunktion:</i>										
Bärwalde	Speicherbecken Bärwalde	min 123,0 max 125,0 Nutzraum:	1248 1299	147,6 173,1 25,5	123,4	128,1	Sep 08	11/1997-2010	Spree / Schöps	[2];[4]
Dreiweibern	Speicherbecken Dreiweibern	min max 118,0 Nutzraum:	286,0	35,0 5,0	117,9	34,0	Sep 08	08/1997-2002	Kleine Spree	[2]
Lohsa II	Speicherbecken Lohsa	min 109,5 max 116,4 Nutzraum:	688 1081	44,3 97,3 53,0	110,6	24,4	Sep 08	08/1997-2012	Spree	[6];[2] [7]
Burghammer	Bernsteinsee	min 107,5 max 109,0 Nutzraum:	445	30,0 36,0 6,0	108,3	33,5	Sep 08	07/1997-2008	Kleine Spree	[2] [7]
<i>Restseen ohne Speicherfunktion:</i>										
RL Scheibe	Scheibe-See	111,5	684	109,7	109,0	93,2	Sep 08	08/2002-2012	Kleine Spree	[2]
Tgb. Nochten	Hermannsdorfer See	128,0 - 128,5	243	37	-	-	Sep 07	2013 - 2019	Floßgraben / Rothwasser- graben	[3]
Tgb. Nochten		118	1799	keine weiteren Daten verfügbar				nach 2055		[1]

## Übersicht Tagebaurestseen Brandenburg (Einzugsgebiet Spree)

Tgb. / RL	nachbergbauliche Bezeichnung	Zieldaten Endzustand			Daten Ist-Zustand		Stand Daten	Flutungs- zeitraum	Vorflut- anbindung	Lit.
		Wsp.	Fläche	Vol	Wsp.	Vol				
		m NN	ha	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	m NN	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>				
<i>Restseen mit Speicherfunktion:</i>										
Cottbus-Nord	Cottbuser Ostsee (Speicherbecken Cottbus)	min 62,0 max 63,5	1800 1900	119,3 139,0				2020 - 2030	Hammergraben	[5]
<i>Restseen ohne Speicherfunktion:</i>										
Tgb. Jänschwalde	Klinger See	71,5	320	100,0	38,9	24,0	Sep 08	11/2000-2021		[2]
Tgb. Greifenhain	Altdöberner See	83,4	927	302,6	63,8	157,4	Sep 08	05/1998-2017		[2]
Tgb. Gräbendorf	Gräbendorfer See	67,5	457	93,1	67,4	92,2	Sep 08	03/1996-2007	Greifenhainer Fließ	[2]
RL 12	Drehnaer See	71,0	227	13,0	70,3	11,4	Sep 08	10/1999-2008	Schrake	[2]
RL 13	Stiebsdorfer See	72,8	51	5,6	68,3	3,1	Sep 08	Grundwasser- wiederanstieg		[2]
RL 14/15	Schlabendorfer See	60,3	556	46,3	56,4	27,3	Sep 08	06/2002-2012	Lorenzgraben / Wudritz	[2]
RL F	Lichtennauer See	54,5	326	22,6	53,1	43,0	Sep 08	2010-2015	Beuchower Graben	[2]
RL 4	Schönfelder See	53,0	140	8,1	53,0	8,1	Sep 08	12/1997-2008	Dobra	[2]
RL 23	Bischdorfer See	57,3	255	18,5	55,5	14,2	Sep 08	11/2000-2012		[2]
RL 24	Kahnsdorfer See	57,2	70	2,1	51,8	0,1	Sep 08	2010-2015		[2]

## Qualitätsparameter Restseen

Tgb. / RL	nachbergbauliche Bezeichnung	Mst.	pH	KB8,2 [mmol/L]	KS4,3 [mmol/L]	Fe-ges [mg/L]	Sulfat [mg/L]	Stand Daten	Lit.
Bärwalde	Bärwalder See	RBWG 1.065	3,18	3,47	< 0,05	4,7	357	2005	[8]
		RBWG 1.071	3,20	4,99	< 0,05	4,2	351		
		RBWG 1.075	3,20	1,52	< 0,05	4,9	360		
		RBWG 1.081	3,19	5,57	< 0,05	5,2	352		
Lohsa II	Speicherbecken Lohsa	RLOG 1.171	3,54	15,89	< 0,05	88,8	887	2005	[8]
		RLOG 1.181	2,93	2,55	< 0,05	23,7	596		
		RLOG 1.191	2,89	3,03	< 0,05	18,7	578		
		RLOG 1.192	2,89	3,16	< 0,05	19,1	619		
Burghammer	Bernsteinsee	RBHG 1.221	3,01	4,39	< 0,05	14,7	1120	2005	[8]
RL Scheibe	Scheibe-See	RSHG 2.081	2,79	10,57	< 0,05	39,7	750	2005	[8]
		RSHG 2.091	2,80	8,94	< 0,05	39,7	739		
Tgb. Nochten <sup>1)</sup>	Hermannsdorfer See	keine Daten verfügbar (Flutung 2013 bis 2019)					(1200)	2007	[3]
Tgb. Nochten <sup>1)</sup>	Restsee bei Trebendorf	keine Daten verfügbar (Flutung nach 2070)					(1000)	2008	[1]
Tgb. Cottbus Nord	Speicherbecken Cottbus	keine Daten verfügbar (Flutung 2020 bis 2030)					(800)	2008	[5]
Tgb. Jänschwalde (Südrandschlauch)	Klinger See		4-4,5	0,33-0,44		≈ 1	560-630	2007	[13]
Tgb. Jänschwalde (Nordrandschlauch) <sup>1)</sup>	Taubendorfer See	keine Daten verfügbar (Tagebaubetrieb bis 2019, Flutung ab 2030?)					(550)		[14]
Tgb. Greifenhain	Altdöberner See		7-8	0,06-0,65	1,4-1,9	< 1	1000	2006/2007	[9,10]
Tgb. Gräbendorf	Gräbendorfer See		5-6	0,15	0,13-0,27	< 1	400-450	2006/2007	[9,10]
RL 12	Drehnaer See		3,4-4,2	0,5-1,6	< 0,05	2-5	409-435	2004/2007	[11,12]
RL 13	Stiebsdorfer See		≈ 3	2,4-2,6	< 0,05	≈ 10	330	2004/2007	[11,12]
RL 14	Schlabendorfer See		≈ 3	4,4-6,7	< 0,05	> 50	1850-2000	2004/2007	[11,12]
RL 15	Schlabendorfer See		3,2-3,4	0,43-2,1		≈ 10	820-930	2004/2007	[11,12]
RL F	Lichtennauer See		3,1	3,9-4,2		≈ 15	2000	2004/2007	[11,12]
RL 4	Schönfelder See		7,9	0,07-0,2	1,4-1,7	< 1	250-270	2004/2007	[11,12]
RL 23	Bischdorfer See		3,8-4,5	0,12-0,6	≈ 0,3	1-2	440-540	2004/2007	[11,12]
RL 24	Kahnsdorfer See		≈ 7	0,2-0,7	2,2-3,8	< 1	680-730	2004/2007	[11,12]

<sup>1)</sup> zukünftige Tagebauseen, bisher keine Daten verfügbar, Sulfatgehalte in Klammern: geschätzt

Grundwasserdaten der Kippen für die Ermittlung des diffusen Sulfateintrages

Tgb. / Kippe	Bereich	Mst.	GWL	Datum	pH-Wert	Fe <sub>gel</sub> mg/L	Sulfat mg/L	Lit.
<b>Schlabendorf-Süd</b>	Drehnaer See	537	111	11.09.2006	4,28	455	1380	[11]
		536	111	11.09.2006	6,06	73,8	1230	[11]
	Stiebsdorfer See	000550	111	28.09.2006	6,03	146	441	[11]
		000551	111	28.09.2006	4,16	348	1040	[11]
	Schlabendorfer See	000548	111	29.09.2006	4,87	449	2290	[11]
		000537	111	11.05.2006	3,87	2260	6190	[11]
		000543	111	24.08.2006	5,86	750	4240	[11]
		000539	111	25.08.2006	4,95	1600	5840	[11]
		000523	111	11.05.2006	3,89	1240	3760	[11]
		0001067	111	25.08.2006	5,23	1050	4760	[11]
		410003	111	07.06.2006	6,18	378	2180	[11]
	420003	111	07.06.2006	6,26	295	2100	[11]	
	000528	111	11.05.2006	6,29	214	1330	[11]	
<b>Mittelwert:</b>							<b>2829</b>	
<b>Schlabendorf-Nord</b>	Lichtenauer See	001074	111	07.09.2006	4,96	908	3150	[11]
		001075	111	07.09.2006	6,44	663	2720	[11]
		001069	111	07.09.2006	3,89	505	2390	[11]
	Hindenberger See	000451	111	08.09.2006	6,56	63,9	2090	[11]
		000449	111	08.06.2006	6,34	146	1930	[11]
	<b>Mittelwert:</b>							<b>2456</b>
<b>Seese</b>	Schönfelder See	001076	111	06.09.2006	6,62	28,8	1510	[11]
		000947	111	08.06.2006	6,80	65,2	1430	[11]
	Seese-West	000939	111	21.03.2006	3,69	461	2720	[11]
		000535	111	08.09.2006	6,78	39,7	953	[11]
		000237	111	21.03.2006	5,19	240	1700	[11]
	Kittlitzer See	000238	111	21.03.2006	6,5	35,2	1220	[11]
		000948	111	08.06.2006	7,07	19,9	1360	[11]
	Bischdorfer See (Seese-Ost)	000949	111	17.10.2006	4,61	2490	5130	[11]
		000951	111	17.10.2006	5,02	997	3260	[11]
	000954	111	17.10.2006	6,48	42	1390	[11]	
<b>Mittelwert:</b>							<b>2067</b>	
<b>Greifenhain</b>	Greifenhainer See	10763	111	23.10.2006	6,47	17,9	1463	[9]
		1604	111	06.10.2006	6,36	146	2060	[9]
		796	111	21.03.2006	4,75	639	2380	[9]
		800	111	24.04.2006	6,35	24,4	1340	[9]
		241	111	20.03.2006	6,36	185	1960	[9]
		244	111	06.10.2006	5,87	767	3840	[9]
	Gräbendorfer See	505	100	25.09.2006	6,69	21	478	[9]
		503	100	25.09.2006	5,81	253	2280	[9]
		504	100	28.09.2006	4,44	181	856	[9]
		<b>Mittelwert:</b>						

Tgb. / Kippe	Bereich	Mst.	GWL	Datum	pH-Wert	Fe <sub>gel</sub> mg/L	Sulfat mg/L	Lit.
<b>Jänschwalde</b>	Klinger See (Südrandschlauch)	7413	100	18.07.2006	6,60	34	363	[13]
		7414	100	18.07.2006	7,03	21	271	[13]
		1400	100	14.11.2006	5,77	223	1960	[13]
	Bereich nördlich Klinger See	1339	111	05.05.2008	3,49	896	3320	[15]
		1338	111	29.04.2008	5,69	138	1810	[15]
	Zentraler Bereich	1340	111	05.05.2008	6,37	52,1	1020	[15]
		1363	111	18.03.1998			2441	[15]
		4563	111	29.04.2008	6,36	10,1	548	[15]
		6208	111	29.04.2008	6,95	2,5	105	[15]
<b>Mittelwert:</b>							<b>1315</b>	
<b>Tgb. Cottbus-Nord</b>	Kippe zentraler Bereich (Cottbuser Ostsee)	9732	111	17.04.2008	5,52	1680	5060	[15]
		9611	111	16.04.2008	5,86	389	2420	[15]
		9874	111	16.04.2008	4,88	2080	6900	[15]
		9875	111	16.04.2008	5,11	1350	3640	[15]
		9776	111	17.04.2008	6,19	1130	3600	[15]
		1341	111	17.04.2008	6,16	502	2580	[15]
	Außenhalde Bärenbrück	9665	111	30.03.2006			1920	[15]
		3401	150	16.04.2008	7,08	30	649	[15]
		<b>Mittelwert:</b>						
<b>Tgb. Welzow-Süd</b>	Altkippe Proschim	41	111	18.04.2002			245	[15]
		20012	111	19.05.2008	3,38	431	2330	[15]
		7164	310	07.05.2008	5,24	79,3	362	[15]
	Kippe	8466	310	07.05.2008	5,74	167	1600	[15]
		8490	111	22.05.2008	6,49	13,9	1100	[15]
		5831	111	22.05.2008	6,65	10,4	444	[15]
		6627	111	08.05.2008	6,46	41,6	838	[15]
<b>Mittelwert:</b>							<b>988</b>	
<p>Tagebau Welzow-Süd: Laut Braunkohlenplan [16] kein Restsee geplant, Laufzeit (incl. Teilabschnitt II) bis 2050 danach geschätzte Dauer Grundwasserwiederanstieg: 20 Jahre. Diffuser Stoffaustrag aus Kippenbereich frühestens ab 2070 möglich.</p>								

## Sulfatfrachten aus Einleitungen der GWRA (aktiver Bergbau), aus dem Sanierungsbergbau sowie diffuse Einträge

Jahr	Sulfatquellen Sachsen					Sulfatquellen Brandenburg			
	GWRA Kringelsdorf	GWRA Tzschelln	Industiekompl. Schw. Pumpe	Speicher BW, BH, Lohsa II	diffus (Sachsen)	KW/Tgb. Jänschwalde Tgb. Cb-Nord	Cottbuser Ostsee	Spreewald-zuflüsse	diffus (Brandenburg)
	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]
	1)	1)	2)	3)	3)	1) 5)	3)	4)	3)
2000	8,4	0	43,6		0,01	24,2		21,0	
2001	7,5	0	42,7		0,01	21,5		23,8	
2002	8,8	0	48,5		0,02	19,0		41,9	
2003	8,1	0	51,4		0,08	20,0		26,1	
2004	9,4	0	59,1		0,39	22,3		23,1	
2005	9,5	15,2	46,2	0,1	1,45	22,2		31,7	
2006	11,5	30,7	26,6	0,1	3,56	22,5		25,0	
2007	17,1	37,7	37,6	0,5	7,88	22,0		18,2	
2008	16,9	38	41,9	2,8	11,4	22,3			0,010
2009	21,9	38,8	43,4	26,1	11,9	20,5			0,166
2010	22,5	41,1	49,5	20,5	12,8	20,4			0,749
2011	22,7	45,5	44,1	16,6	12,9	20,5			1,92
2012	21,7	47,1	47,0	16,0	13,0	20,7			3,70
2013	24,2	48,5	43,0	17,5	13,0	20,7			5,57
2014	24,8	49,6	40,5	19,5	13,0	20,7			7,12
2015	23,9	48,5	39,6	19,1	13,0	20,8			8,42
2016	23,2	47	40,8	17,9	13,8	20,0			9,49
2017	20,9	45,4	41,3	17,4	14,3				10,3
2018	16,4	31,9	41,3	16,2	14,3				10,8
2019	16,8	31,8	40,7	15,7	14,3				11,2
2020	16,9	33,4	37,4	15,9	14,3				11,5
2021	15,5	30	28,7	16,0	14,3				11,6
2022	19,2	28	28,1	15,9	14,2				11,7
2023	20,1	26	27,7	16,0	14,1				11,8
2024	21,5	26	26,5	15,9	14,0		0,2		11,9
2025	23,0	26	25,2	15,4	13,9		0,2		11,9
2026	28,8	26	25,2	15,9	13,8		0,9		11,9
2027	32,4	26	25,2	15,9	13,7		1,9		12,0

## Sulfatfrachten aus Einleitungen der GWRA (aktiver Bergbau), aus dem Sanierungsbergbau sowie diffuse Einträge

Jahr	Sulfatquellen Sachsen					Sulfatquellen Brandenburg			
	GWRA Kringelsdorf	GWRA Tzschelln	Industiekompl. Schw. Pumpe	Speicher BW, BH, Lohsa II	diffus (Sachsen)	KW/Tgb. Jänschwalde Tgb. Cb-Nord	Cottbuser Ostsee	Spreewald-zuflüsse	diffus (Brandenburg)
	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]	[10 <sup>3</sup> t/a]
	1)	1)	2)	3)	3)	1) 5)	3)	4)	3)
2028	32,1	26	25,2	15,2	13,5		1,9		12,0
2029	28,8	26	25,2	16,4	13,3		2,4		12,0
2030	25,6	26	25,2	15,9	13,1		2,4		12,0
2031	25,9	26	25,2	16,3	12,9		2,1		12,0
2032	21,0	26	25,2	15,9	12,7		2,1		11,9
2033	18,1	26	25,2	15,1	12,4		3,1		11,9
2034	15,6	26	25,2	15,6	12,2		2,4		11,9
2035	12,6	26	25,2	15,6	11,9		2,4		11,9
2036	12,9	26	25,2	15,0	11,5		5,1		11,8
2037	12,7	26	25,2	15,3	11,2		2,5		11,8
2038	12,6	26	25,2	14,5	10,8		3,1		11,7
2039	14,9	26	25,2	15,1	10,5		6,1		11,7
2040	14,6	26	25,2	15,3	10,2		8,9		11,7
2041	13,9	26	25,2	15,5	9,84		2,9		11,6
2042	13,4	26	25,2	15,1	9,53		2,9		11,6
2043	13,0	26	25,2	14,8	9,24		3,1		11,5
2044	12,6	26	25,2	15,1	8,96		3,1		11,5
2045	12,1	26	25,2	15,0	8,70		3,7		11,4
2046	11,9	26	25,2	15,4	8,44		3,1		11,3
2047	11,3	26	25,2	15,0	8,20		3,3		11,3
2048	10,3	26	25,2	15,3	7,97		3,0		11,2

- 1) Prognosedaten Vattenfall Europe Mining (VEM)
- 2) Prognosedaten VEM: GWRA Schwarze Pumpe und KW Schwarze Pumpe
- 3) Ergebnisse GoldSim-Modellierung G.E.O.S.
- 4) 2000-2007 Messwerte und Frachtberechnungen aus der Gewässerüberwachung (Greifenhainer Fließ, Vetschauer Mühelndfließ, Dobra, Wudritz, Beste und Großes Fließ-Fehrow; siehe Anlage 4, S. 1-2)
- 5) Ab 2017 sind bei Vattenfall keine weiteren Daten verfügbar. Für die Prognoserechnung wurden konstante Mengen bis 2048 angenommen.

## Quellenverzeichnis für Anlage 5

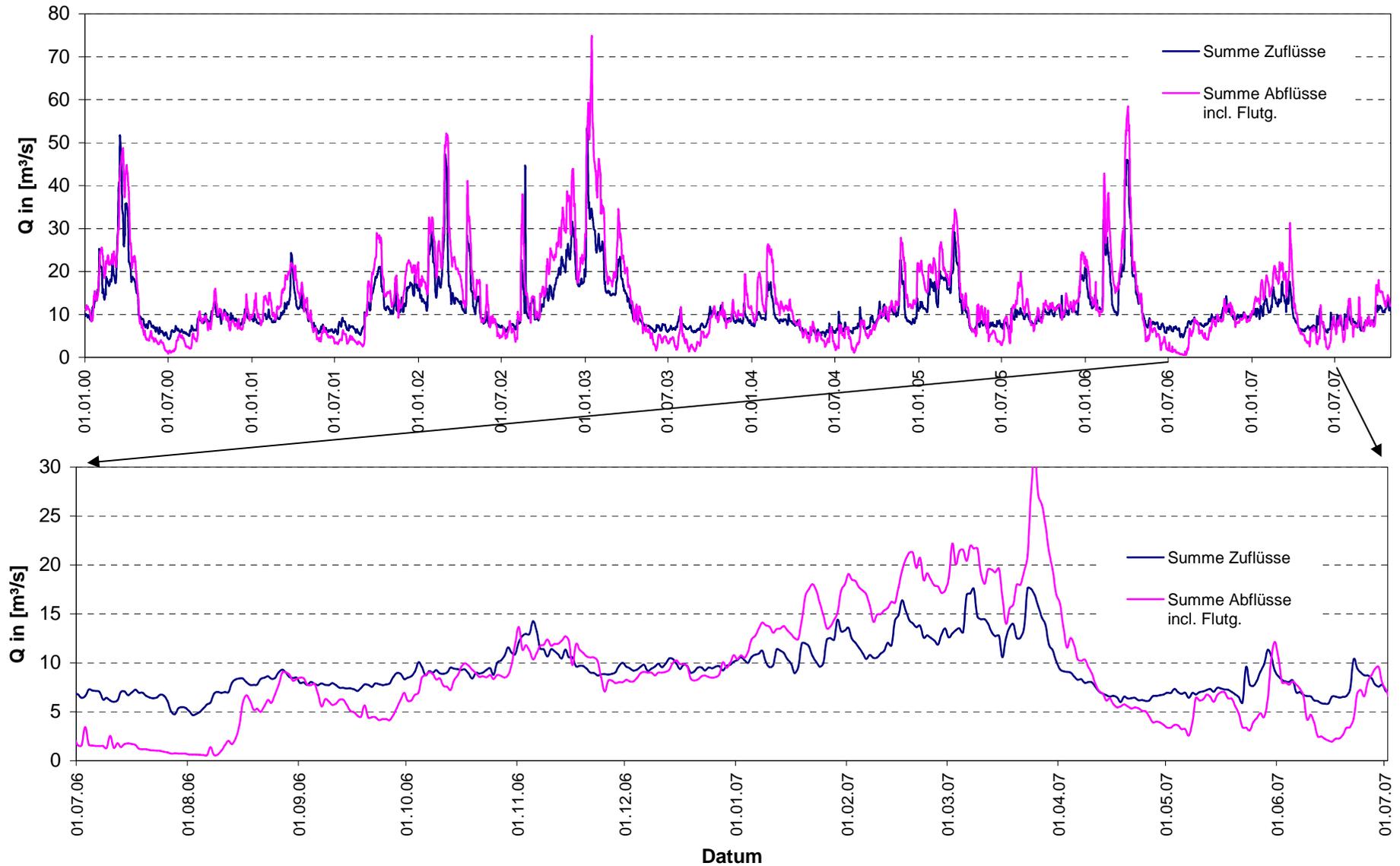
- [1] Teilfortschreibung des Braunkohlenplanes Tagebau Nochten, Regionaler Planungsverband Oberlausitz-Niederschlesien, Bautzen  
URL: <http://www.rpvols.homepage.t-online.de/frame1.htm>  
[Abgerufen am 07.05.2009]
- [2] Flutungsstand der Tagebauseen der LMBV 30.09.2008;  
URL: <http://www.lmbv.de/pages/layout1sp.php?idpage=65>;  
[Abgerufen am 31.10.2008]
- [3] Mitteilung Dr. Rechenberger, Vattenfall Europe Mining AG, 17.08.2007
- [4] Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Speicher Bärwalde, BTU Cottbus, 30.09.2005
- [5] Nutzungskonzept Cottbuser See, Gutachten zur Notwendigkeit und zu den Auswirkungen einer speicherwirtschaftlichen Nachnutzung, Abschlussbericht, WASY GmbH, Juli 1998
- [6] B. Nixdorf et al. (2001): Tagebauseen in Deutschland - ein Überblick, UBA-Texte 35/01; UBA-FB 000146
- [7] Bergbau- und speicherbedingte Stoffumsatz- und Stofftransportprozesse im Speichersystem Lohsa II, BTU Cottbus, März 2003
- [8] Grund- und Oberflächenwassermonitoring Bereiche O1, O2 und O3, Jahresberichte 2005, LMBV
- [9] Jahresbericht 2006 zum Sonderbetriebsplan „Überwachung der bergbaubedingten Entwicklung des Grundwassers und der oberirdischen Gewässer“ für den Monitoringbereich B2, LMBV 27.08.2007
- [10] Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen Gräbendorf und Greifenhain, Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte in den Tagebauseen der Lausitz, Sanierungsbereich Brandenburg, BTU Cottbus, 31.08.2007
- [11] Jahresbericht 2006 zum Sonderbetriebsplan „Überwachung der bergbaubedingten Entwicklung des Grundwassers und der oberirdischen Gewässer“ für den Monitoringbereich B1, LMBV 31.05.2007
- [12] Aktualisierung des Gutachtens zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen der Schlabendorfer Felder (Drehnaer See, Stiebsdorfer See, Schlabendorfer See und Lichtenauer See) Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte in den Tagebauseen der Lausitz, Sanierungsbereich Brandenburg, BTU Cottbus, 15.03.2004
- [13] Jahresbericht 2006 zum Sonderbetriebsplan „Überwachung der bergbaubedingten Entwicklung des Grundwassers und der oberirdischen Gewässer“ für den Monitoringbereich B5, LMBV 25.06.2007

- [14] Verordnung über den Braunkohlenplan Tagebau Jänschwalde, Vom 05. Dezember 2002, (GVBl.II/02, [Nr. 32], S.690)
- [15] Grundwassermonitoring im Bereich aktiver Tagebaue der Vattenfall Europe Mining AG, Grundwassergütebericht 2008, IWB Dresden, 30.06.2008
- [16] Verordnung über den Braunkohlenplan Tagebau Welzow-Süd, räumlicher Teilabschnitt I, Vom 21. Juni 2004, (GVBl.II/04, [Nr. 24], S.614)

## **Anlage 6**

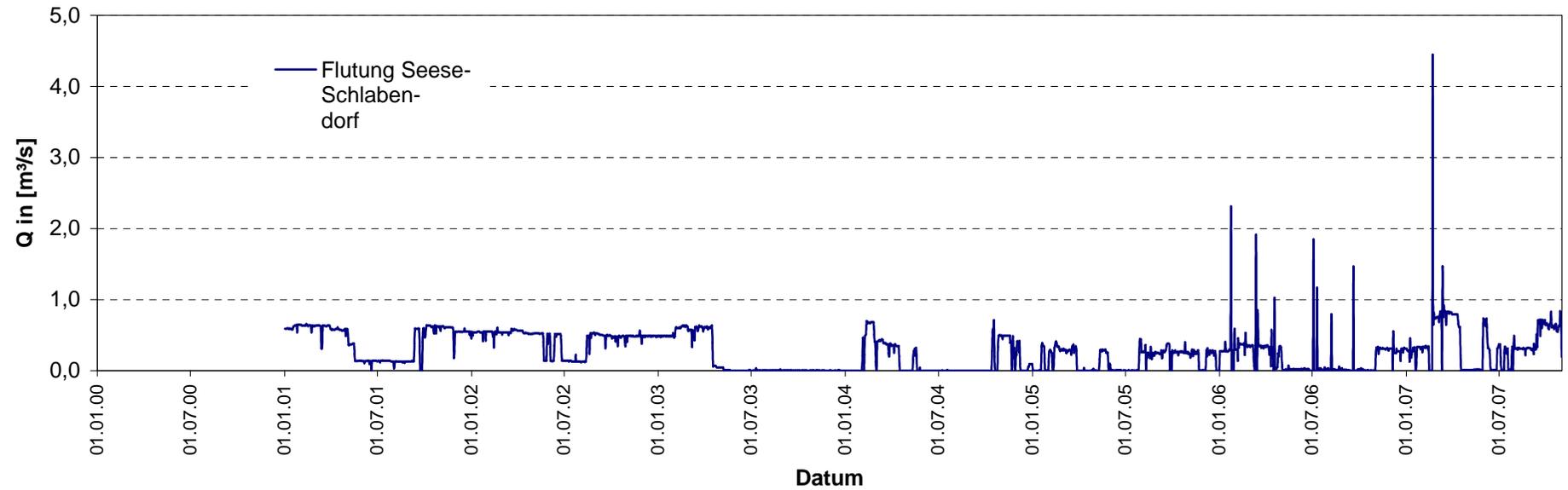
Vergleich der Spreewaldzu- und -abflüsse sowie  
der daran gekoppelten Sulfatfrachten

Gegenüberstellung der Spreewaldzuflüsse und -abflüsse im Zeitraum 01.01.2000 bis 31.12.2007



## Flutungsmengen Seese/Schlabendorf

Zeitraum 01.01.2000 bis 31.12.2007

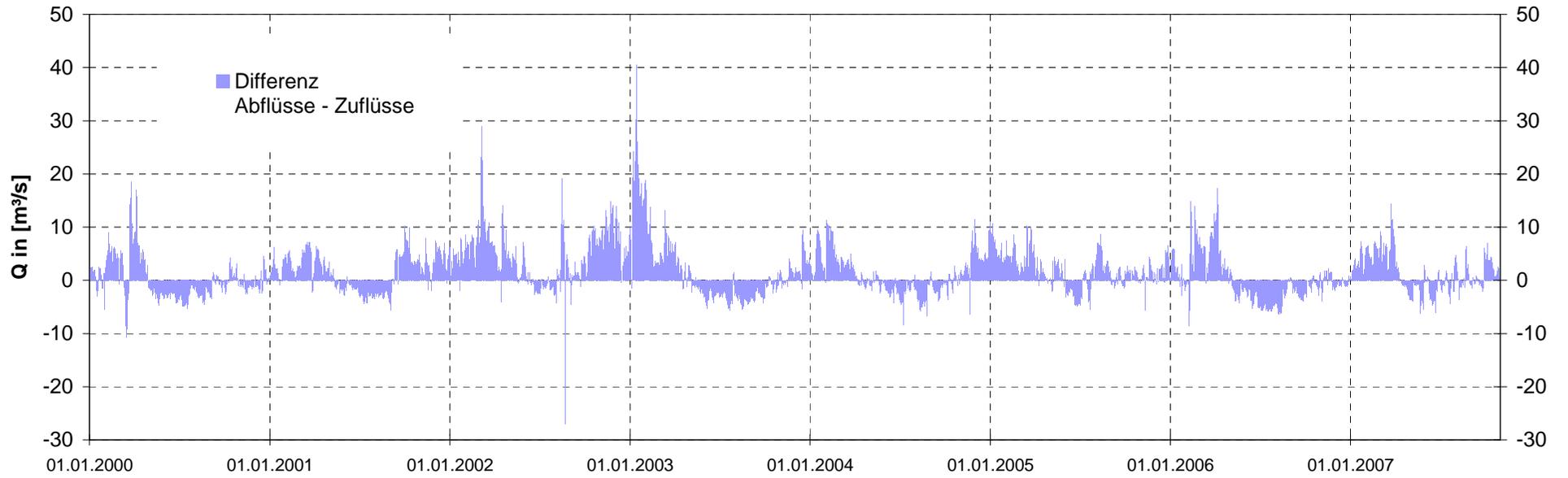


Berücksichtigte Wasserentnahmen der LMBV aus dem Südumfluter (Pumpstation Boblitz) für die Flutung folgender Restseen:

- Drehnaer See
- Schönfelder See
- Schlabendorfer See
- Lichtenauer See
- Bischdorfer See

Die Berechnung der Wassermengen erfolgte aus der Differenz  
Gesamtmenge Pumpstation - Öko-Wassereinleitungen

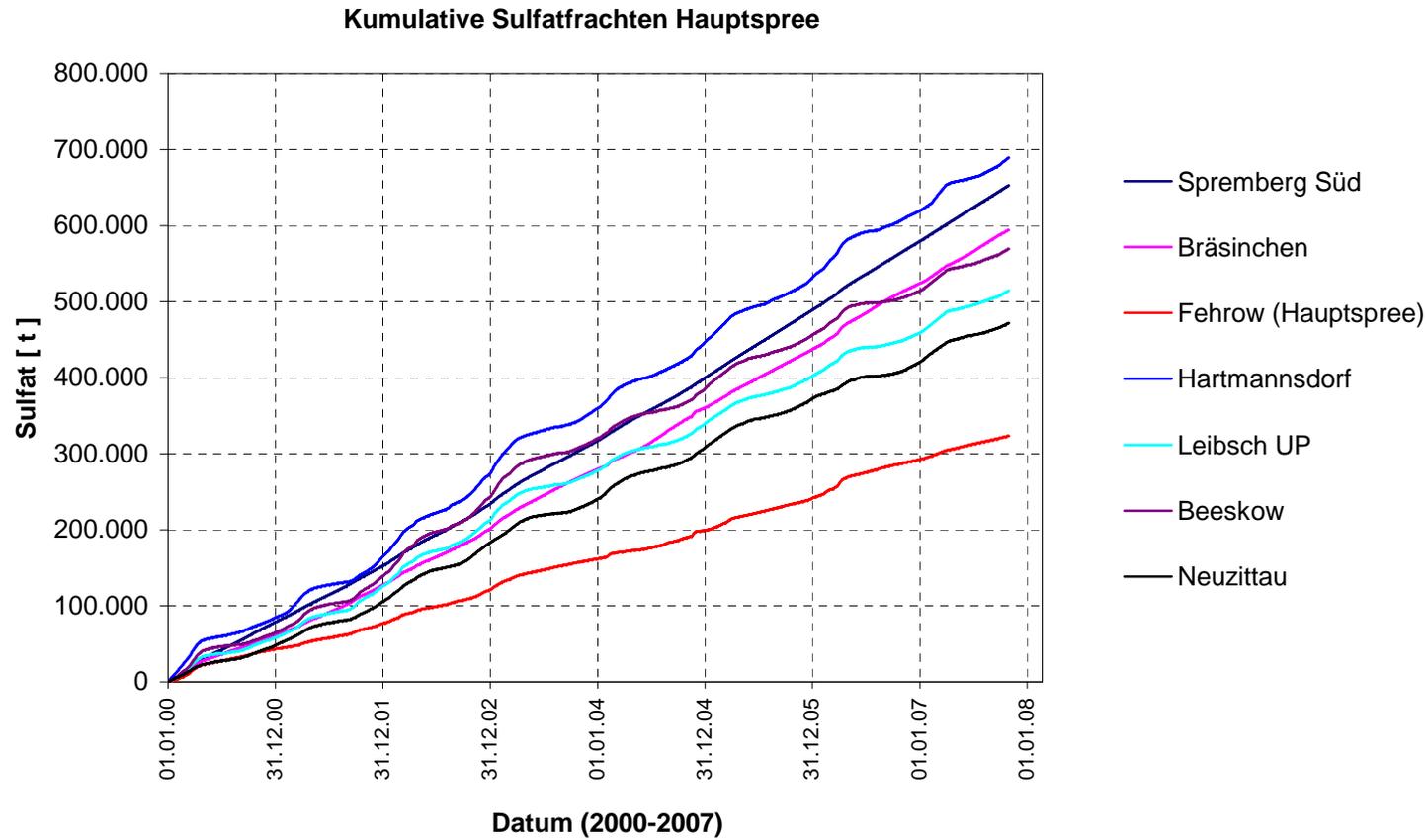
Differenz Abflüsse [m³/s] - Zuflüsse [m³/s] Spreewald gesamt Zeitraum 01.01.2000 bis 31.12.2007

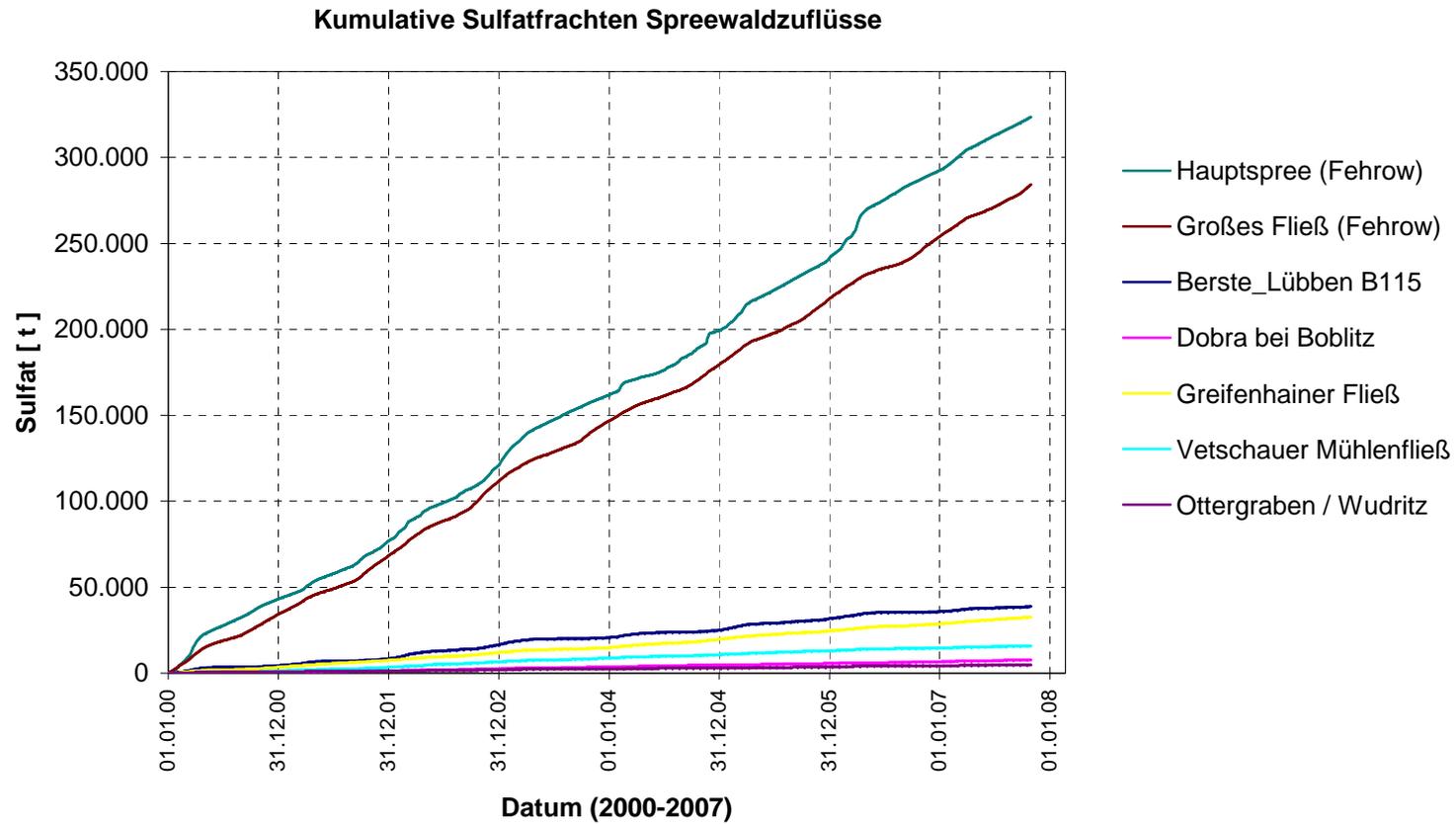


Folgende Pegel und Güte-Mst. wurden für die Berechnung der Sulfatfrachten in den Spreewaldzu- und -abflüssen herangezogen:

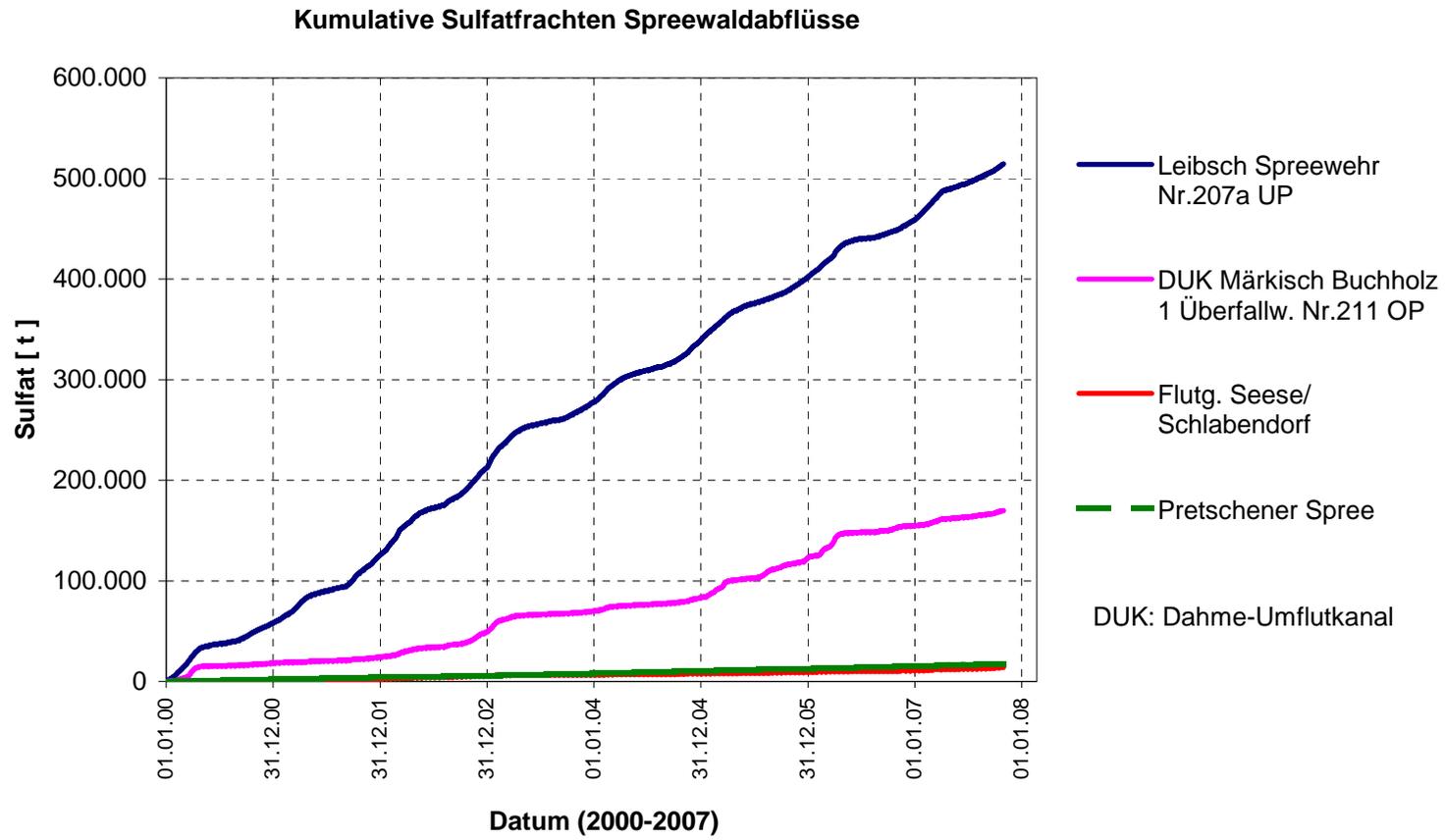
	Bezugspegel		Gütemessstelle	
	Nr.	Bezeichnung	Nr.	Bezeichnung
<b>Spreewaldzuflüsse</b>				
Hauptspree	5821300	Schmogrow Spreewehr Nr.VII	20931 [SP_0080]	Fehrow (Hauptspree)
	5850100	Schmogrow Einlasswehr Nr.VI		
Berste	5844300	Treppendorf	20844 [BE_0060]	Lübben, B115
Dobra	5838700	Boblitz	20861 [DOBRA_0050]	Dobra bei Boblitz
Greifenhainer Fließ	5836000	Müschchen Paulicks Mühle Nr. 191	20880 [GRHFL_0050]	Nauendorf
Vetschauer Mühlenfließ	5836900	Vetschau	20949 [VEMFL_0030]	uh. Vetschau
Wudritz / Ottergraben	5841810	Ragow 2	20915 [OTGR_0030]	Ragow
Großes Fließ	5845200	Fehrow	20875 [GRFL_0010]	Fehrow (Großes Fließ)
<b>Spreewaldabflüsse</b>				
Hauptspree	5824700	Leibsch Spreewehr Nr.207a UP	20936 (SP 0130)	Leibsch
DUK und Randkanal	5856400	Märkisch Buchholz 1 Überfallw. Nr.211 OP	20936 (SP 0130)	Leibsch
Pretschener Spree	Keine Daten verfügbar. In Abstimmung mit dem AG konstante Abflussmenge von 0,3 m³/s im gesamten Bilanzzeitraum angesetzt.		20936 (SP 0130)	Leibsch
Flutung TRG Seese / Schlabendorf	Pumpstation Boblitz, Gesamtmenge - Öko-Wasser; Daten von LMBV Flutungszentrale		20944 (SÜUM_0030)	Lübbenau Südumfluter

Kumulative Stofffrachten der Hauptspreee und der Spreewaldzuflüsse im Zeitraum 01.01.2000 bis 31.12.2007

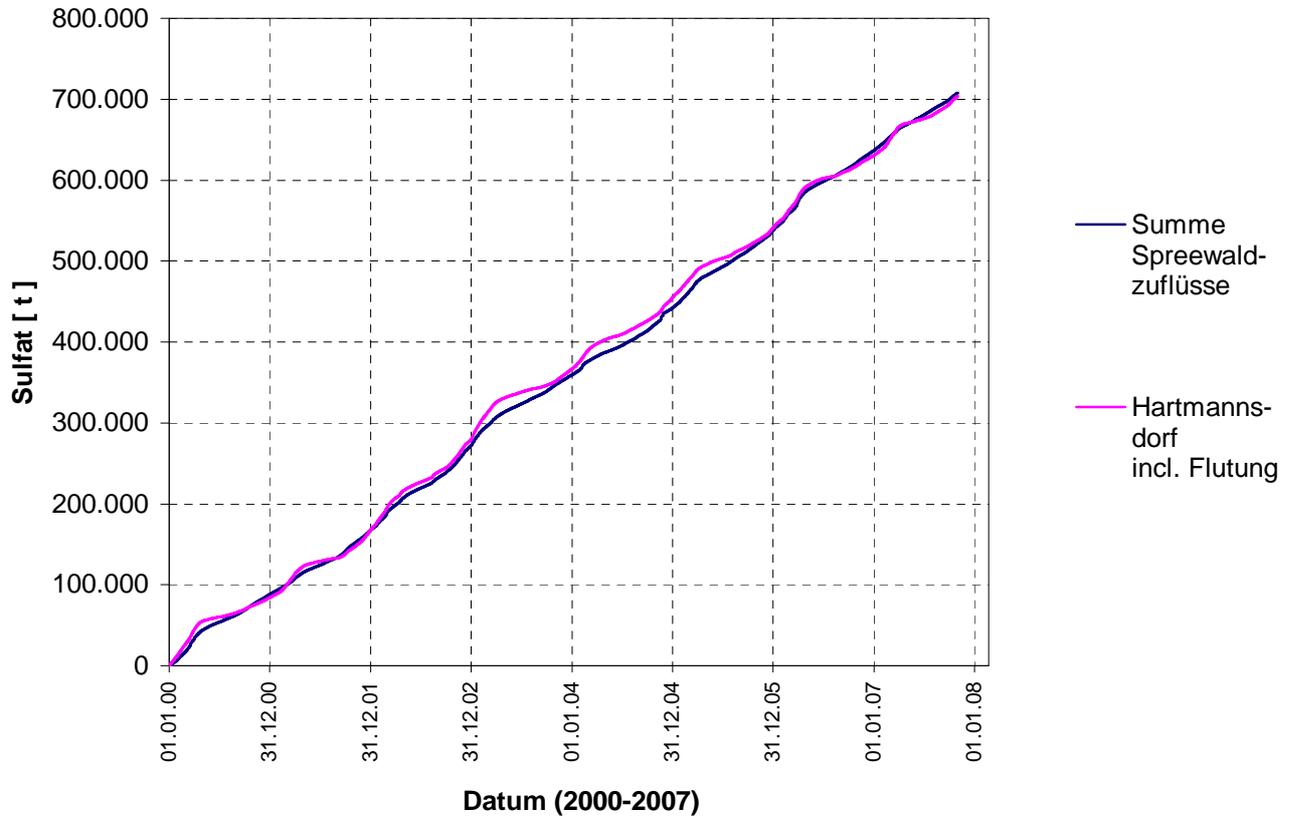




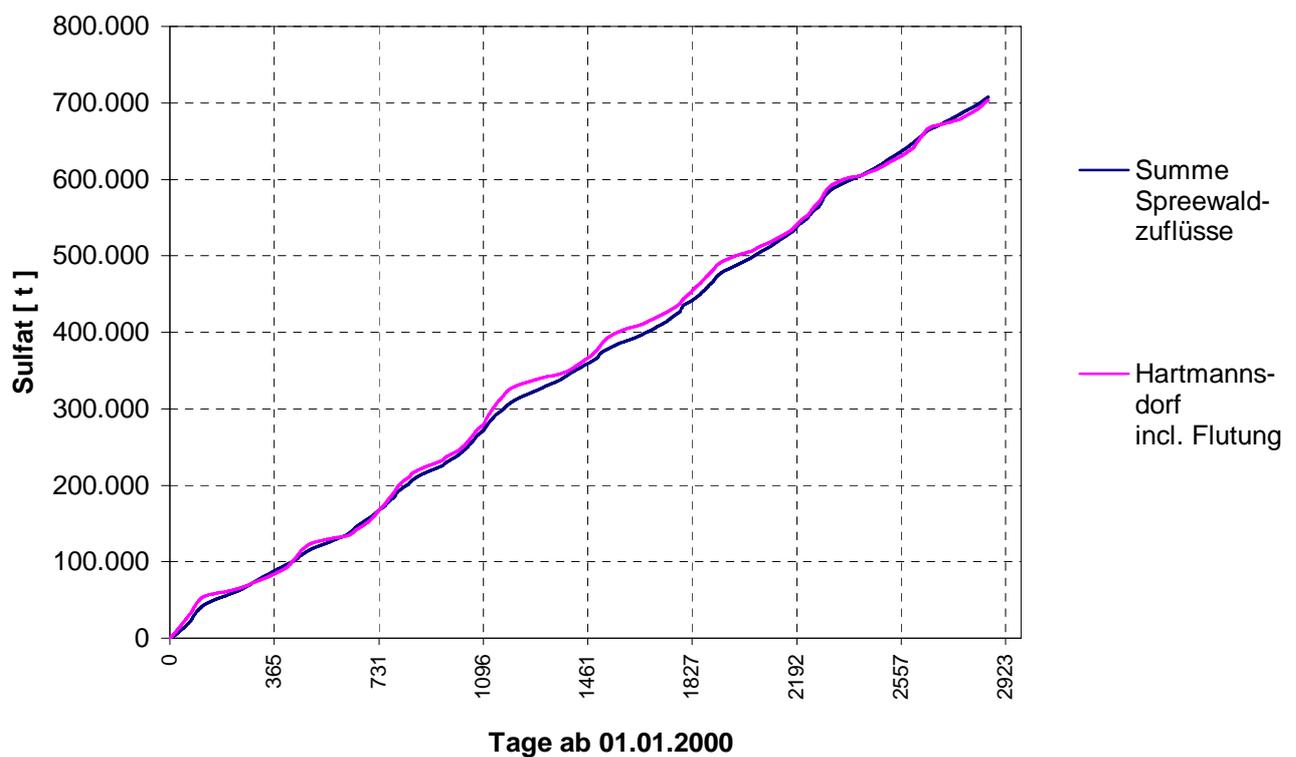
Spreewaldzuflüsse:  
Frachten von Berste, Dobra, Greifenhainer Fließ, Vetschauer Mühlenfließ, Ottergraben/Wudritz und Großes Fließ (Fehrow) und Hauptspree (Fehrow) mit Bezugspegel Schmogrow



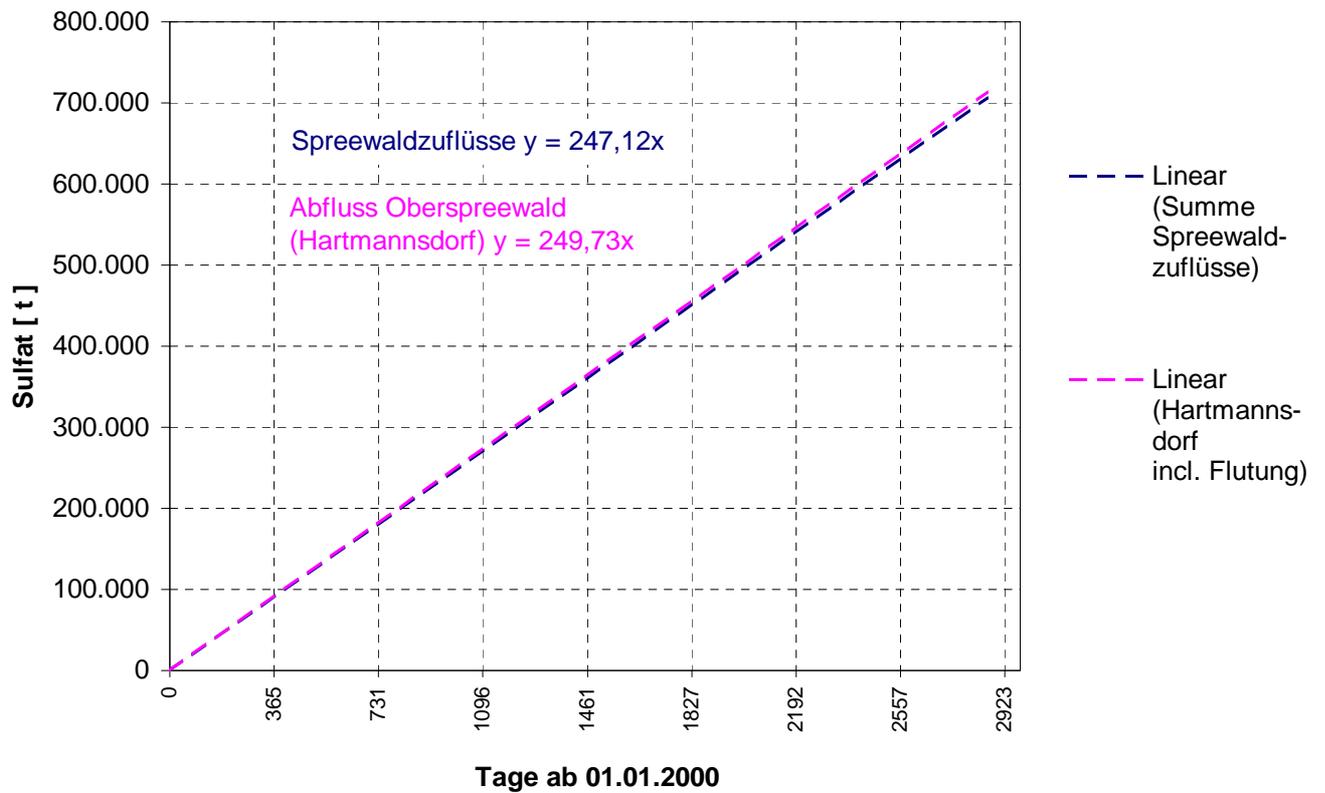
Kumulative Sulfatfrachten - Bilanz Oberspreewald



Kumulative Sulfatfrachten - Bilanz Oberspreewald



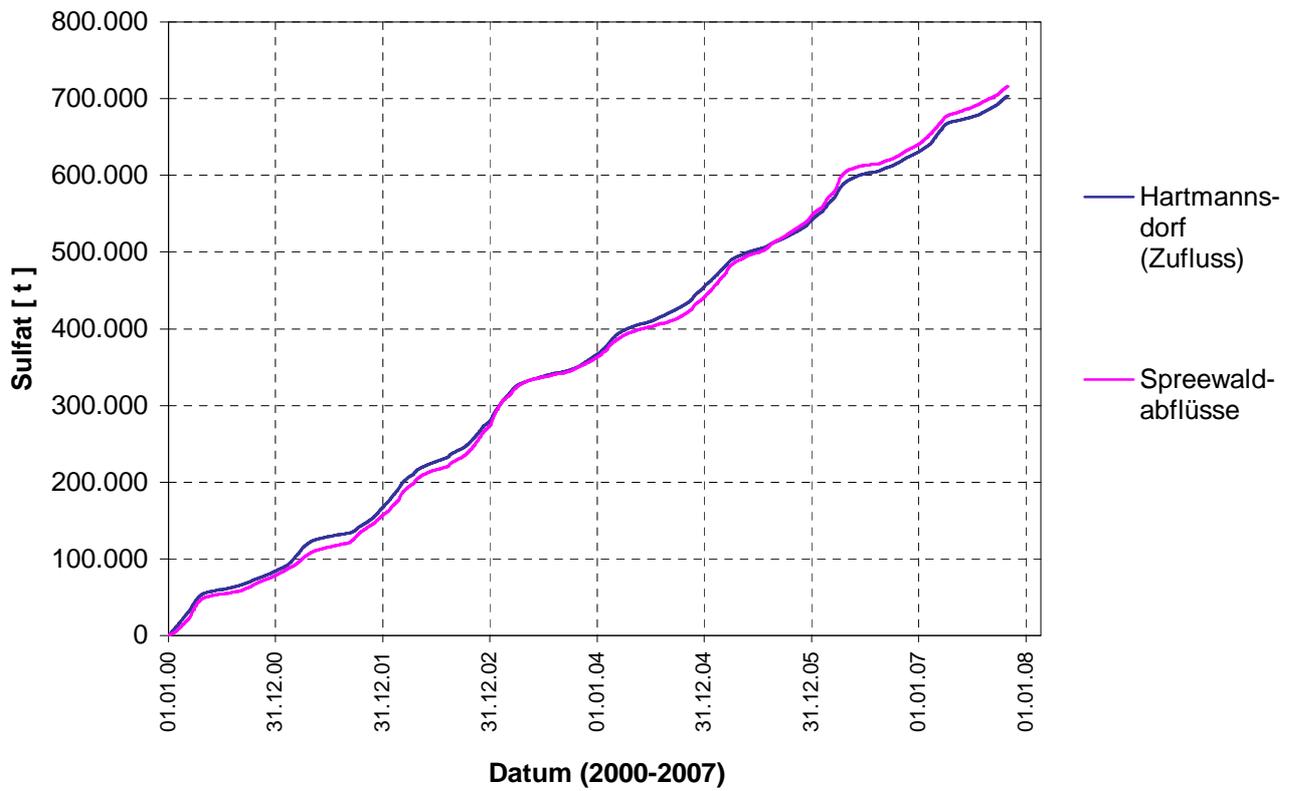
**Kumulative Sulfatfrachten - Bilanz Oberspreewald**



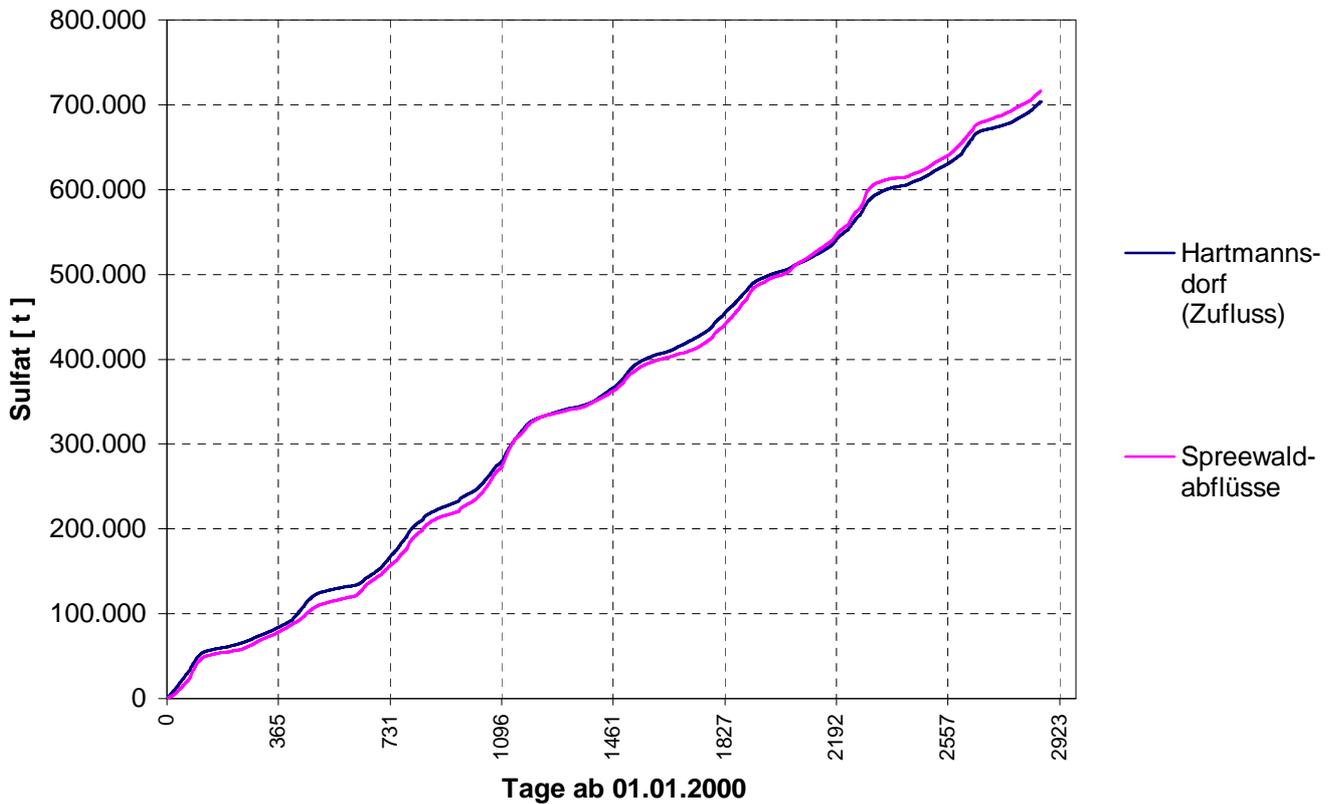
**Bilanz Oberspreewald:**

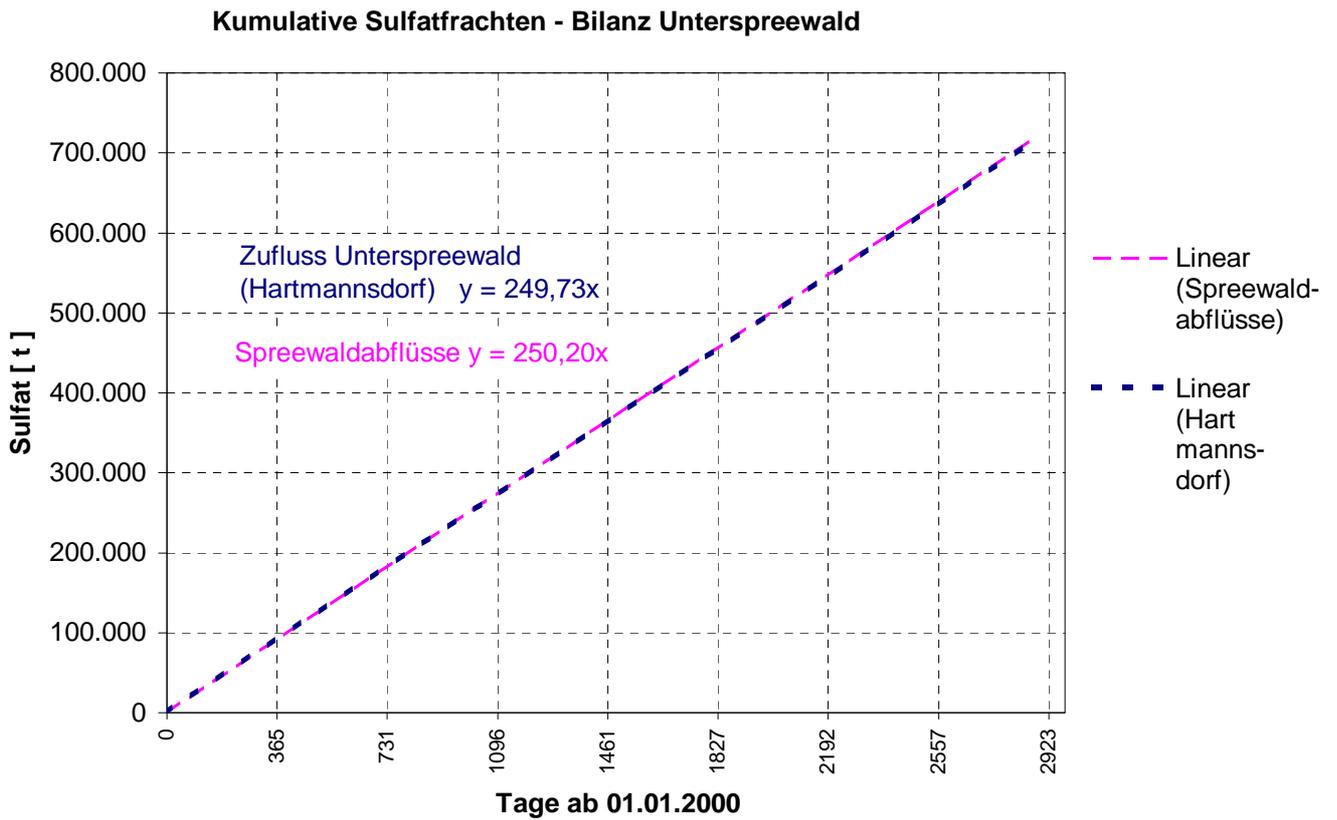
	Sulfatfrachten	
Zuflüsse	247,12 t/d	100,0%
Abflüsse	249,73 t/d	101,1%
Zufluss - Abfluss	-2,61 t/d	-1,1%
	-953 t/a	

Kumulative Sulfatfrachten - Bilanz Unterspreewald



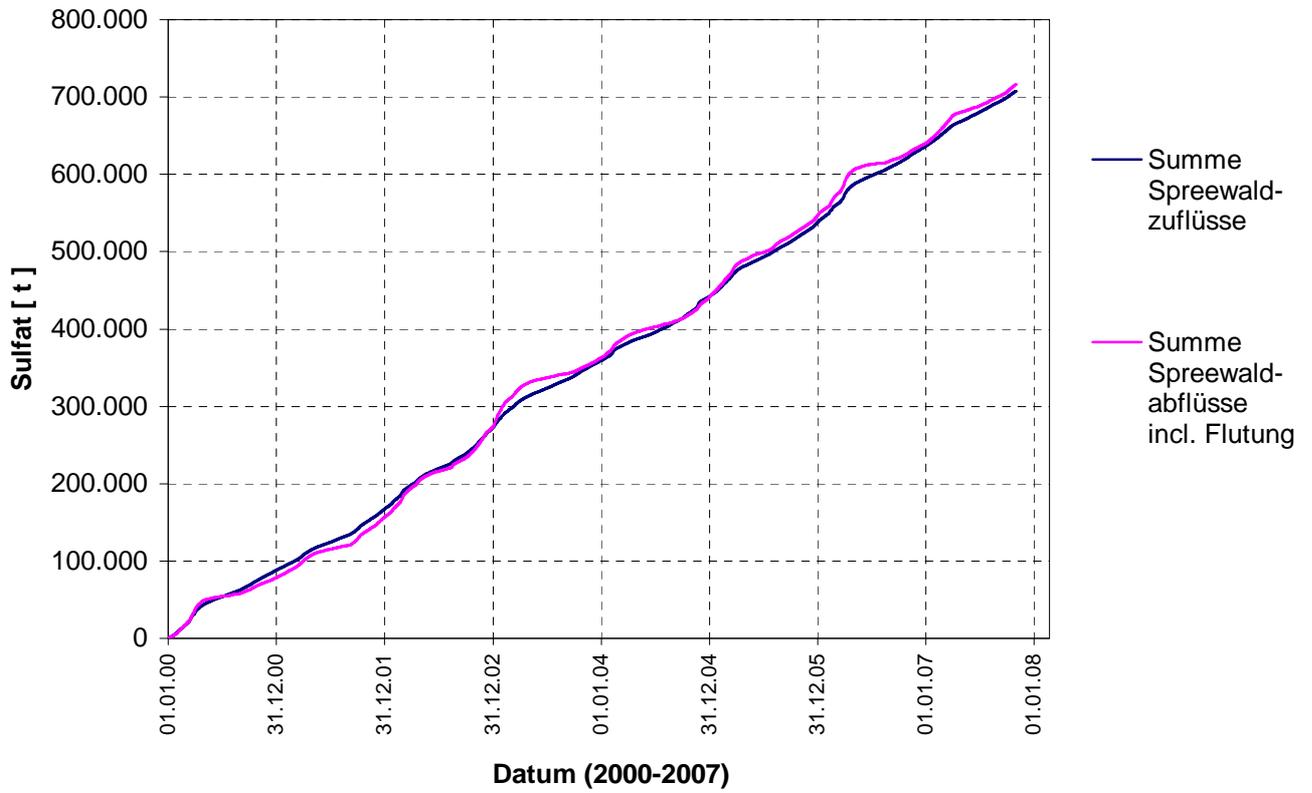
Kumulative Sulfatfrachten - Bilanz Unterspreewald



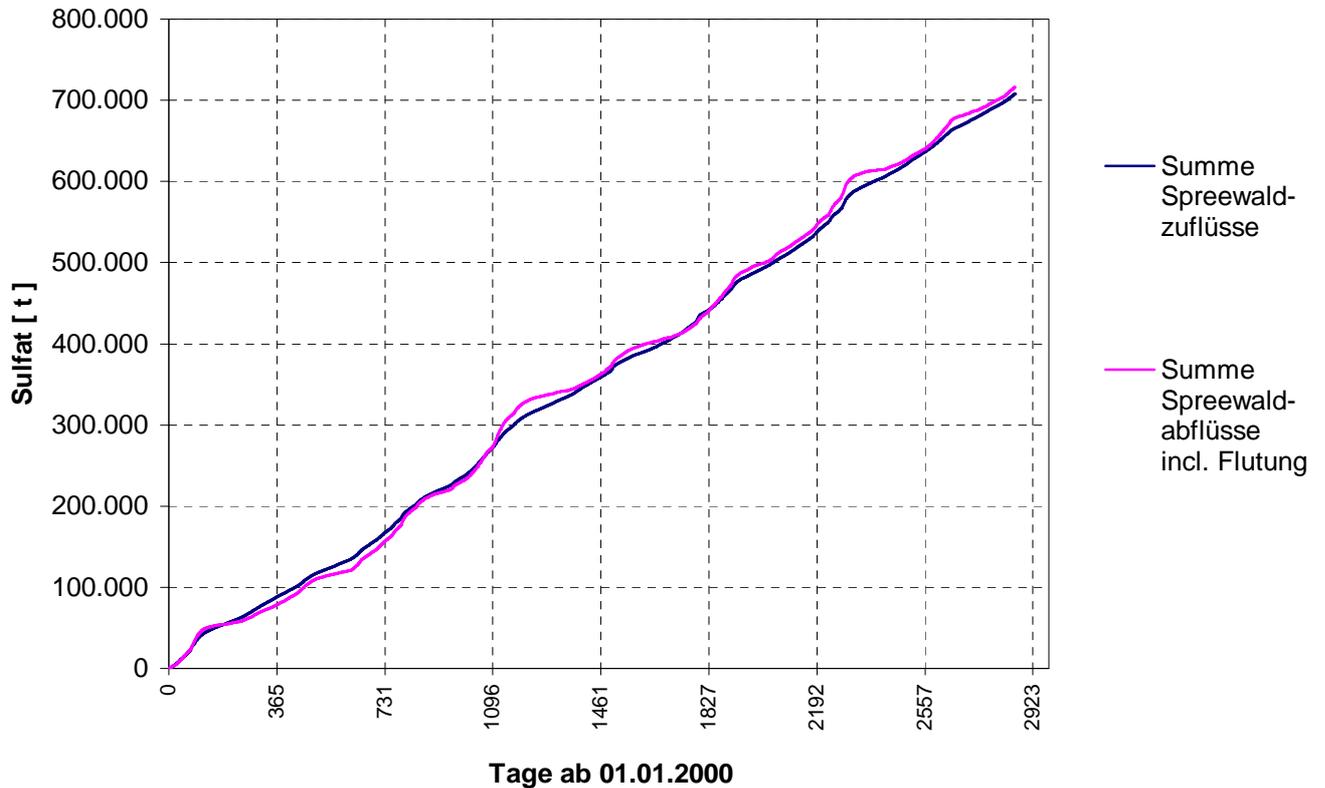


<b>Bilanz Unterspreewald:</b>	<b>Sulfatfrachten</b>	
Zufluss (Hartmannsdorf)	249,73 t/d	100,0%
Abflüsse	250,20 t/d	100,2%
Zufluss - Abfluss	-0,47 t/d	-0,2%
	-172 t/a	

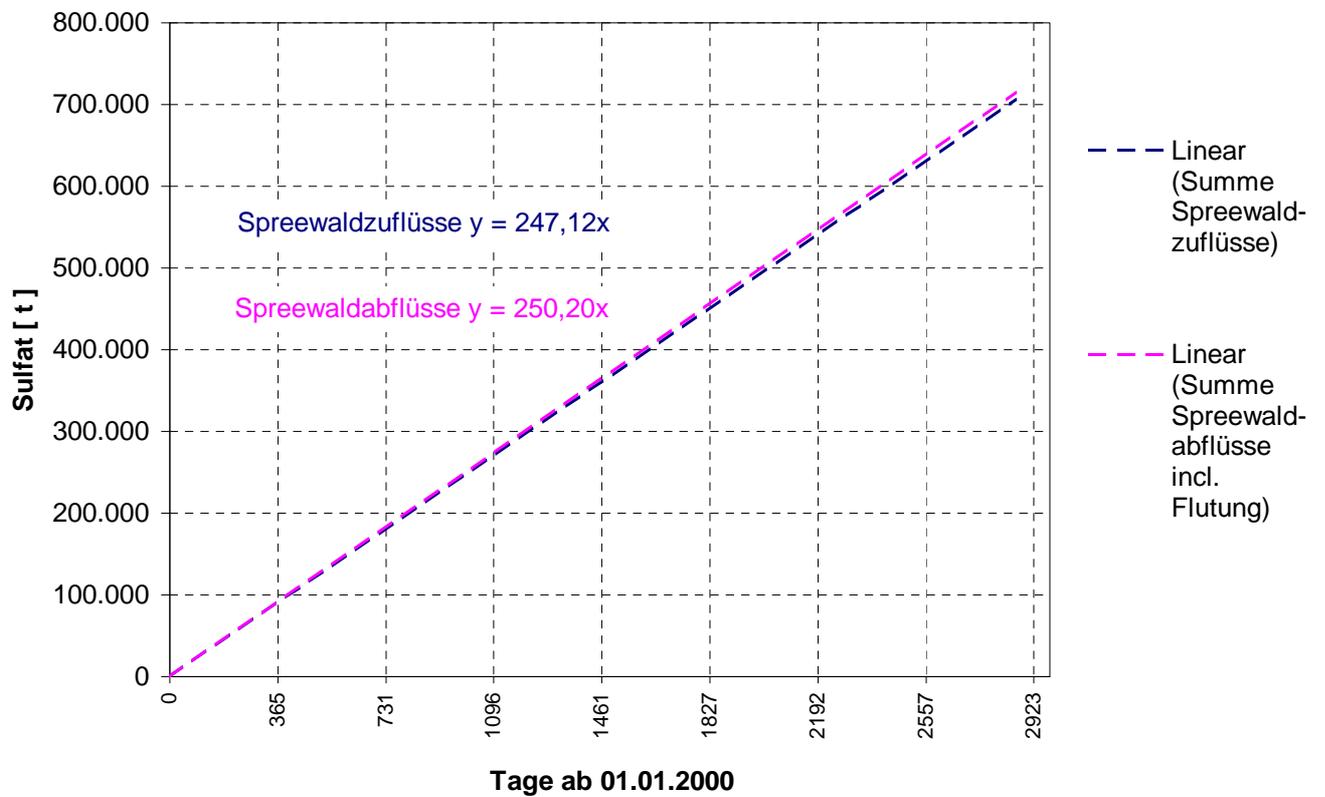
**Kumulative Sulfatfrachten - Bilanz Spreewald**



**Kumulative Sulfatfrachten - Bilanz Spreewald**



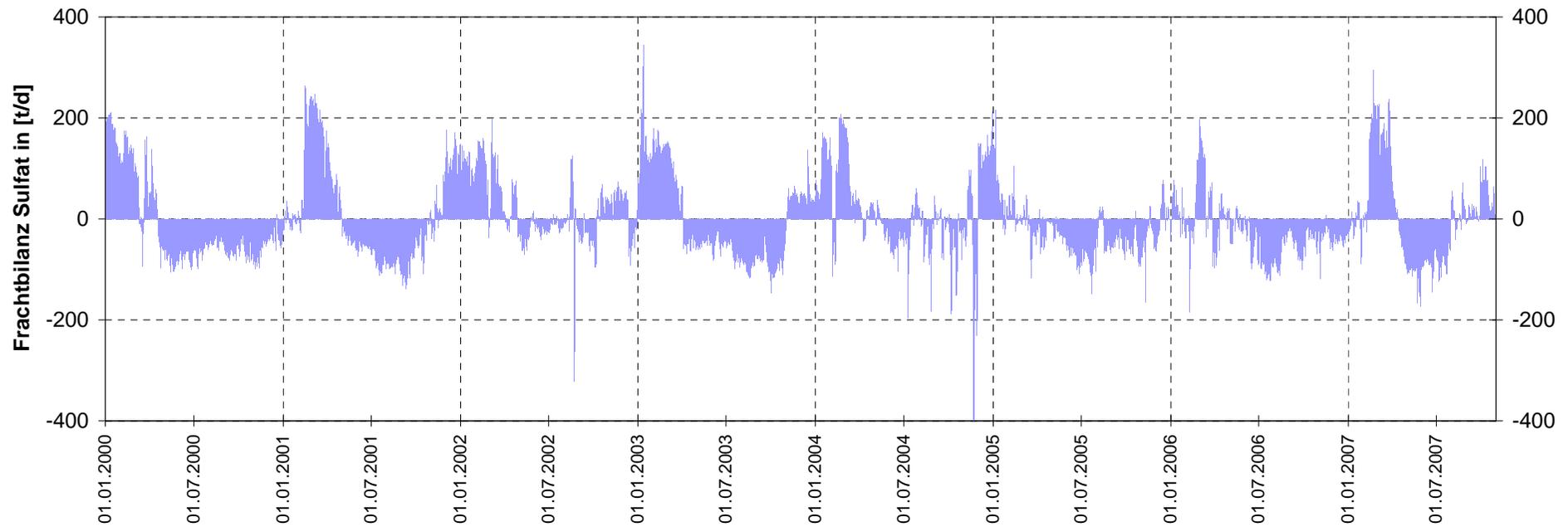
**Kumulative Sulfatfrachten - Bilanz Spreewald**



**Bilanz Spreewald:**

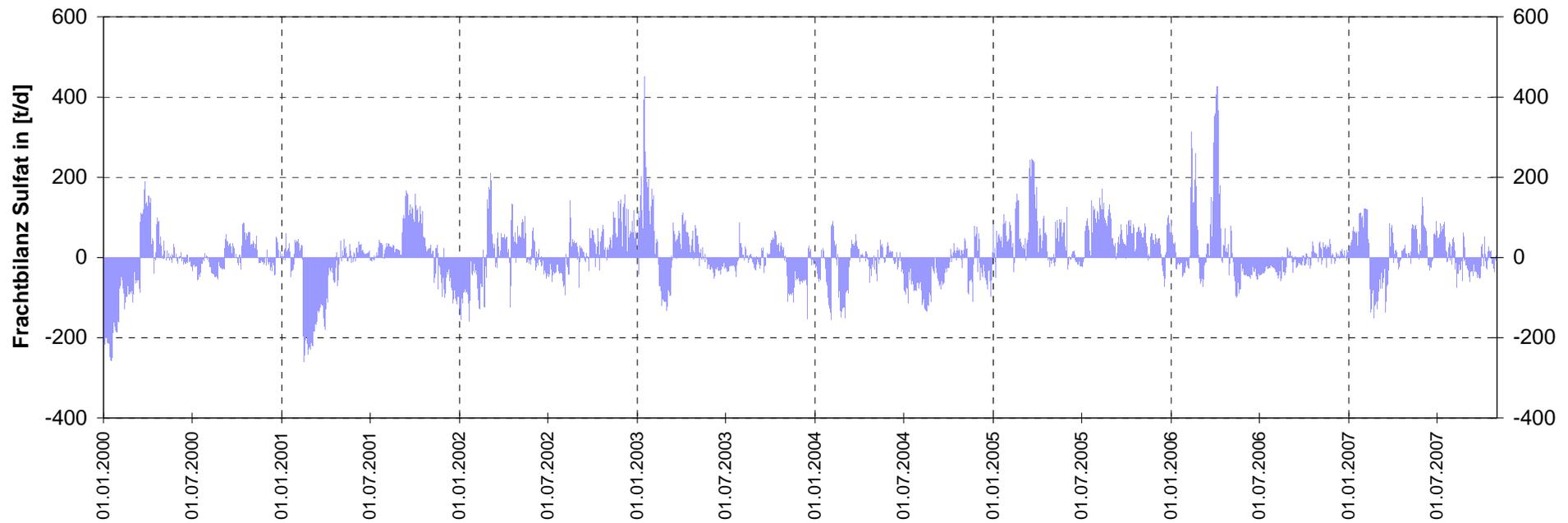
	Sulfatfrachten	
Zufluss	247,12 t/d	100,0%
Abfluss	250,20 t/d	101,2%
Zufluss - Abfluss	-3,08 t/d	-1,2%
	-1.124 t/a	

Oberspreewald - Frachtbilanz Sulfat - Tageswerte (Abflussfracht - Zuflussfracht)



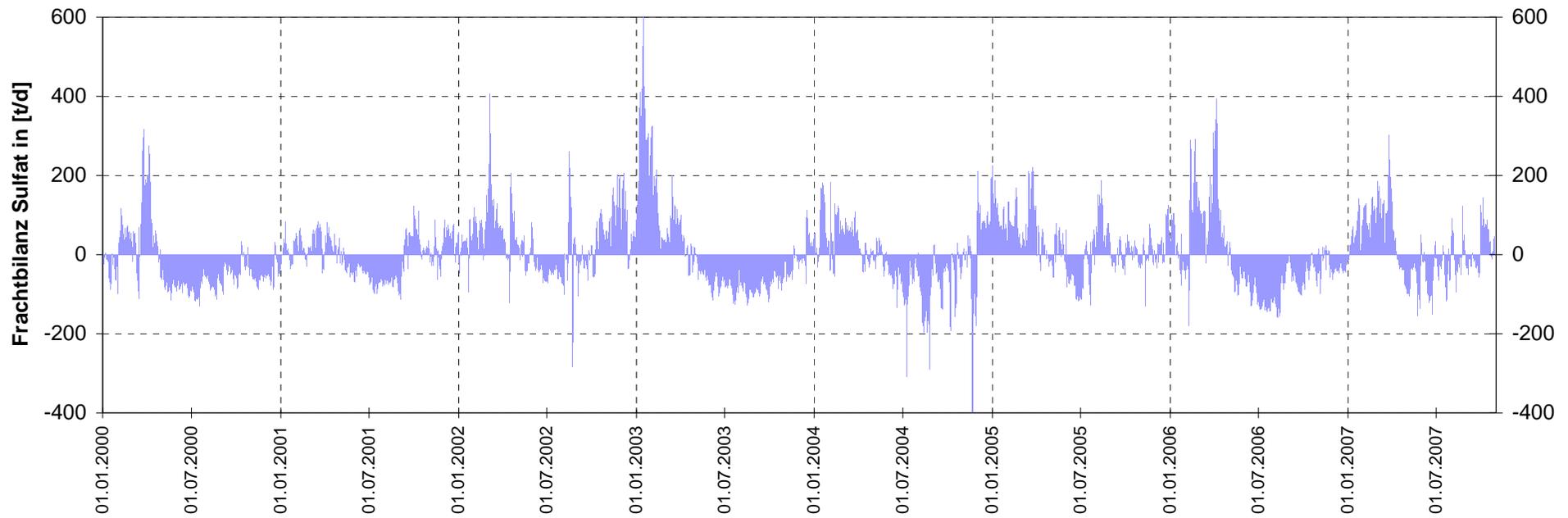
Frachtbilanz < 0 → Sulfatsenke  
Frachtbilanz > 0 → Sulfatquelle

Unterspreewald - Frachtbilanz Sulfat - Tageswerte (Abflussfracht - Zuflussfracht)



Frachtbilanz < 0 → Sulfatsenke  
Frachtbilanz > 0 → Sulfatquelle

**Spreewald (gesamt) - Frachtbilanz Sulfat - Tageswerte (Abflussfracht - Zuflussfracht)**

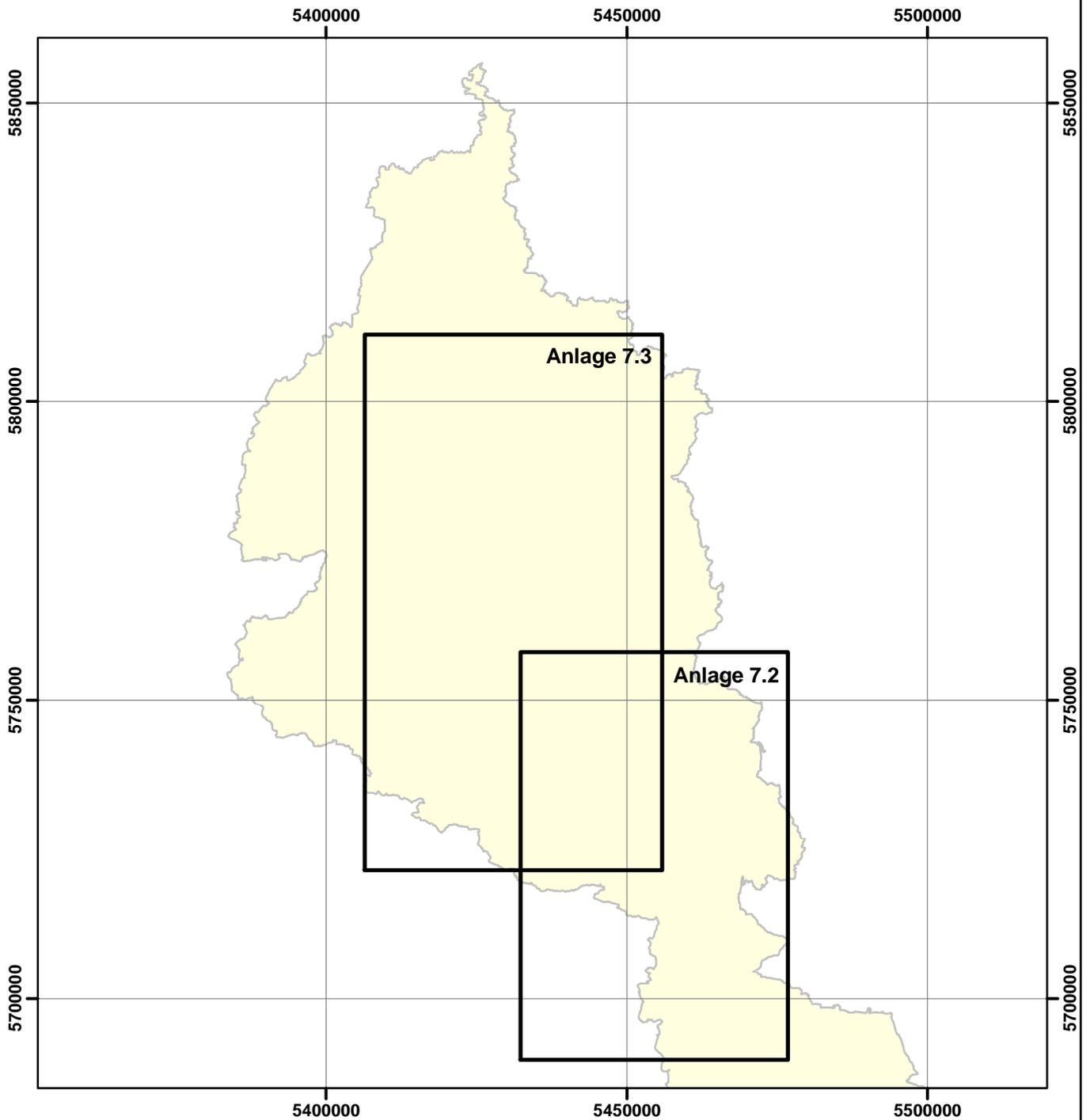


Frachtbilanz < 0 → Sulfatsenke  
Frachtbilanz > 0 → Sulfatquelle

# Anlage 7

## Lagepläne vom Untersuchungsgebiet

- Anlage 7.1: Übersichtskarte M 1 : 1.000.000
- Anlage 7.2: Übersichtskarte Südteil M 1 : 100.000
- Anlage 7.3: Übersichtskarte Nordteil M 1 : 100.000



Maßstab: 1 : 1 000 000

### Legende



Einzugsgebietsgrenze der Spree

 <b>GE.O.S. Freiberg</b> Ingenieurgesellschaft mbH		Auftraggeber <b>Landesumweltamt          Brandenburg</b>		
Projekt <b>Sulfatstudie Brandenburg</b>				
Bezeichnung <b>Übersichtskarte</b>				Anlage 7.1
Maßstab	1 : 1000 000	bearbeitet	11/08	S. Renker
Projekt-Nr.	50080032	gezeichnet	11/08	S. Renker
Datei/Plan-Nr.	Übersicht.mxd	geprüft	11/08	E. Janneck

Die Anlagen 7.2 und 7.3 befinden sich in separaten Dateien:

[zur Anlage 7.2](#)

[zur Anlage 7.3](#)

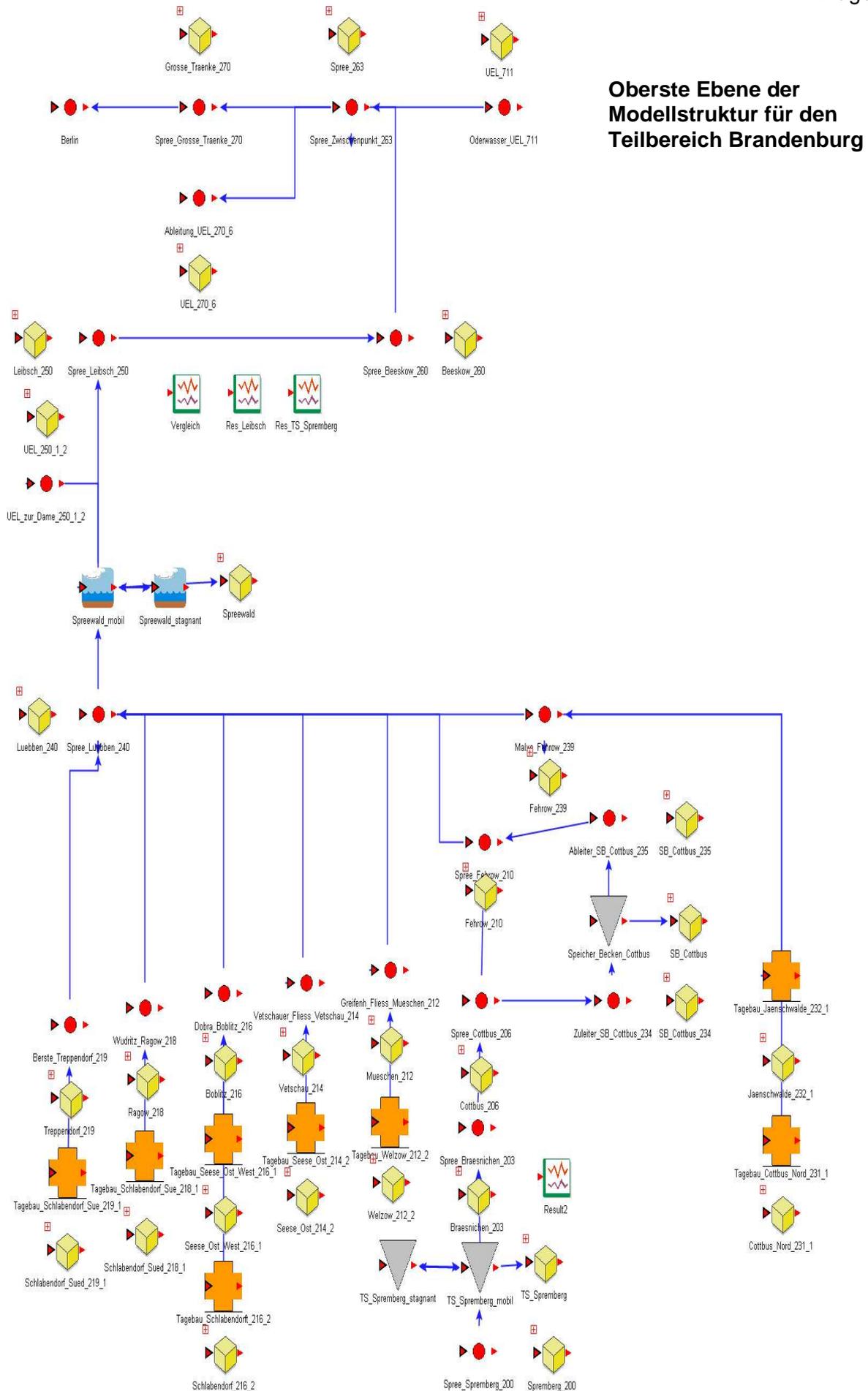
# Anlage 8

## Fließschema Flussgebiet Spree

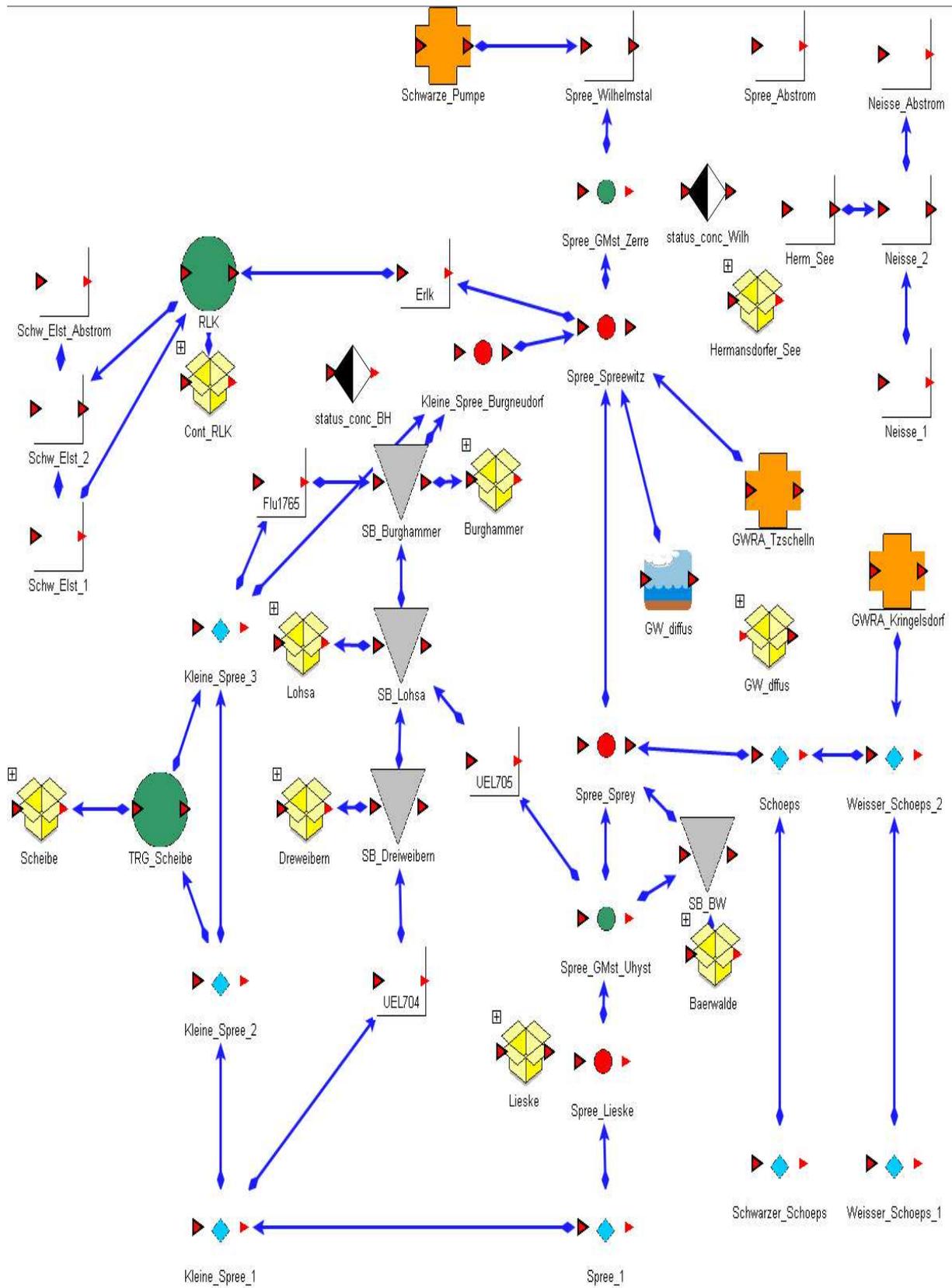


# **Anlage 9**

Oberste Ebene der Modellstruktur  
für die Teilbereiche  
Brandenburg und Sachsen



Oberste Ebene der Modellstruktur für den Teilbereich Sachsen



# Anlage 10

## Wissenschaftliche Recherche

### Sulfathaushalt, biologischer Schwefelkreislauf und Bedeutung mikrobiologischer Prozesse für unterschiedliche Schwefelbindungsformen

Bearbeiter des Teilbeitrages: Helmut Klapper<sup>1</sup>, Franz Glombitza<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Prof. Dr. habil. i. R., z. Z. Gastwissenschaftler im HELMHOLTZ-ZENTRUM FÜR  
UMWELTFORSCHUNG - UFZ, Department Seenforschung  
Brückstraße 3a, D-39114 Magdeburg

<sup>2</sup> Dr. rer. nat. habil. ; G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH

**Inhalt:**

	Seite
<b>1 Aufgabenstellung .....</b>	<b>5</b>
<b>2 Schwerpunkte im Sulfathaushalt der Erde .....</b>	<b>5</b>
2.1 Der saure Regen .....	6
2.2 Saure Sulfatböden .....	9
2.3 Saure Abläufe aus dem Bergbau .....	14
<b>3 Probleme der Versauerung bei der Rekultivierung und bei der     Wiederherstellung eines natürlichen Wasserhaushaltes .....</b>	<b>18</b>
3.1 Rekultivierung der für den Bergbau in Anspruch genommenen Flächen.....	18
3.2 In-lake-Maßnahmen zur Bekämpfung der geogenen Versauerung .....	19
3.3 Behandlung saurer Abläufe .....	23
<b>4 Biologischer Schwefelkreislauf und Bedeutung mikrobiologischer Prozesse .....</b>	<b>25</b>
<b>5 Gewässerökologische Bedeutung hoher Sulfatgehalte .....</b>	<b>30</b>
<b>6 Literaturverzeichnis .....</b>	<b>32</b>

## 1 Aufgabenstellung

Zum besseren Verständnis und zur Darstellung des Einflusses von Sulfat freisetzenden und verbrauchenden Prozessen auf die Qualität von Oberflächengewässern werden zunächst die drei weltweit wichtigsten Sulfatbelastungen mit gravierenden wirtschaftlichen Folgen dargestellt:

- Saurer Regen (acid rain)
- Saure Sulfatböden (acid sulfate soils)
- Saure Minenausläufe (acid mine drainage)

Ansätze zu einer ökologischen/ökotoxikologischen Bewertung hoher Sulfatgehalte werden mitgeteilt und deren Niveau mit dem in der Spree verglichen.

Außerdem werden die wichtigsten mikrobiologischen Prozesse, die im biologischen Schwefelkreislauf von Bedeutung sind dargestellt.

Insgesamt soll mit dieser wissenschaftlichen Recherche eine Einführung in die Themen Sulfathaushalt der Erde, Versauerung, biologischer Schwefelkreislauf sowie natürliche Sulfatquellen und Senken gegeben werden, um das Verständnis der im Untersuchungsgebiet Spreewald ablaufenden Prozesse besser zu verstehen. Dazu wird auch auf die zu diesem Problemkreis verfügbare Fachliteratur ausgewertet.

## 2 Schwerpunkte im Sulfathaushalt der Erde

Aus globaler Sicht sind hohe Sulfatgehalte in erster Linie dann ein ökologisches Problem, wenn diese zur Versauerung der Gewässer führen, wodurch eine Vielzahl von Pflanzen und Tieren in diesen nicht überleben können. Zum besseren Verstehen werden die drei wesentlichen Problemkreise der Versauerung benannt:

- das Problem des sauren Regens (acid rain)
- die durch saure Grundwässer beeinträchtigten Böden (acid sulfate soils)
- saure Abläufe aus Bergbaugebieten (acid mine drainage), wo immer sulfidische Mineralien oder Begleitgesteine mit Sauerstoff in Kontakt kamen, die pyritischen Bestandteile oxidieren und Schwefelsäure entstehen ließen.

Nicht als direkter Schadprozess wird die Aufkonzentrierung durch Verdunstung in den Seen der ariden Gebiete ohne Abfluss ins Meer, den sogenannten athalassischen oder

endorheischen Einzugsgebieten, genannt. Je nach den Zuflüssen kann es die unterschiedlichsten Ionenzusammensetzungen geben und die Salzseen werden je nach dominierenden Anionen in Karbonat-, Chlorid- oder Sulfatseen unterschieden.

## **2.1 Der saure Regen**

Erst nach dem zweiten Weltkrieg mehrten sich in den fünfziger Jahren Beobachtungen von Fischsterben an Gewässern in den Oststaaten von Nordamerika und Kanada, in Skandinavien bis nach Sibirien, die ohne direkte Einleitungen aus der Industrie sauer geworden waren. Es waren die Niederschläge, die vor allem die aus den umfangreichen Industriegebieten in Nordamerika, Europa und zunehmend auch in Asien emittierten  $\text{SO}_2$ - und  $\text{NO}_x$ -Mengen als sauren Regen zur Erde zurück beförderten. Die Industrie baute immer höhere Schornsteine, um die ausgestoßenen Emissionen möglichst weit vom eigenen Standort zu entfernen. Der Ferntransport von  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_x$  betrug nachweislich hunderte, teilweise tausende von Kilometern und machte naturgemäß an den politischen Grenzen nicht halt. Die vom sauren Regen besonders betroffenen Länder und Landschaftsteile sind geologisch den Urgebirgen zuzuordnen, deren Gesteine besonders langsam verwittern und deren Gewässer nur gering gepuffert sind, demzufolge auch sensibel gegenüber den auf dem Luftwege heran transportierten Säuren reagieren. Ein typisches Beispiel lieferten die Länder des fennoskandischen Schildes, aus deren Gewässern die Fische verschwanden, die Produzenten der Säure jedoch in England, Deutschland, Frankreich oder Polen zu suchen waren. Schweden beziffert den Import an Säure auf etwa 90% (Swedish NGO Secretariat on Acid Rain 2007). Neben den genannten Industrieländern wird auch die internationale Schifffahrt als Emittent von zunehmender Relevanz benannt. Für das Jahr 2005 wird die Zahl der in Schweden und Norwegen von der Versauerung betroffenen Seen auf etwa 14000 angegeben, in denen verschiedenste Versauerungsschäden an Pflanzen und Tieren auftreten. Als besonders sensitive Gruppen gelten Fische, Flechten, Moose, bestimmte Pilze und Mikroben. Während Versauerungsschäden in Skandinavien bei Flüssen und Seen großflächig auftreten, sind sie in Großbritannien oder Deutschland meist auf die geologisch bekannten Urgebirgsbereiche von Harz, Erzgebirge, Schwarzwald und Alpen relativ lokal begrenzt. Nach den jährlichen Forstschadensberichten wird derzeit jeder vierte Baum als geschädigt eingestuft, d.h., der über das normale Maß hinausgehende Verlust an Blättern oder Nadeln übersteigt bei ihnen 25%.

Die Wirtschaft wird von Korrosionsschäden durch Schwefeldioxyde und Stickoxide betroffen, gleich, ob es sich um alte oder neue Bauten, Brücken oder Denkmale einschließlich deren Armierungen, Dachrinnen, Balkone usw. handelt. Am auffälligsten korrodieren die Strukturen

aus leicht verwitterndem Material, wie Kalkstein oder Sandstein. Viele Kathedralen müssen deshalb durch Dauerbaustellen instand gehalten werden.

In Karten wurden die Sensitivitätsbereiche ausgewiesen, im Monitoring die nasse und trockene Deposition der am sauren Regen beteiligten Stoffe gemessen und schließlich Übereinkunft erzielt, dass das Problem nur durch gemeinsame internationale Anstrengungen zur Verminderung der Emissionen zu lösen sei.

Bis in die späten achtziger Jahre sind global die anthropogenen Schwefelemissionen angestiegen (Stern, 2006). Vorliegende Schätzungen zeigen eine leichte Verminderung von 1990 bis 1995 und bis 2000 eine relative Stabilität. In der Dekade 1990 bis 2000 wird eine Verringerung um 22% festgestellt, einem Wert, wie er seit Mitte der 1960er Jahre nicht beobachtet wurde. Die Senkung wurde nachgewiesen für die USA, West- und Osteuropa und in den letzten wenigen Jahren in Ost- und Süd-Asien. Wenn der Trend sich fortsetzt, können die lokalen Probleme der Versauerung gemildert werden, aber die globale Erwärmung dürfte sich eher verschlimmern.

Driscoll et al. (2001) haben das für den Nordosten der USA vorliegende Datenmaterial zur Säuredeposition aufbereitet und dabei festgestellt, dass die Verringerung der  $\text{SO}_2$ -Emissionen seit 1970 zu signifikant verminderten  $\text{SO}_4^{2-}$ -Nass- und Gesamtdepositionen und sinkenden Sulfatgehalten in den Oberflächengewässern geführt haben. Die  $\text{NO}_x$ -Emissionen und -Konzentrationen haben sich seit den 80er Jahren weder vergrößert noch haben sie abgenommen. Die sauren Niederschläge haben die Auslaugung basischer Kationen aus den Böden gesteigert, demzufolge verringert sich die Säure-Neutralisationskapazität auch in den Gewässern, so dass diese verzögert auf die verringerten  $\text{SO}_2$ -Emissionen reagieren. Der verfügbare Ca-Pool scheint sich in den vergangenen 50 Jahren um ca. 50% verringert zu haben. Auch die S- und N-Mengen, die sich in den Böden angereichert haben, und deren langsame Abgabe haben die Genesung der Seen nach der Emissionssenkung verzögert. Die saure Deposition hat die Konzentration von toxischen Al-Formen in Böden, Seen und Flüssen erhöht.

Die sauren Niederschläge haben zelluläres Kalzium aus den Fichtennadeln gelöst, so dass die Bäume frostempfindlicher wurden, was im Nordosten in den New England-Staaten der USA zu Ausfällen bis 50% geführt hat. Das Fehlen von  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  hat zu Mortalitäten beim Zuckerahorn in Pennsylvanien geführt. Die Böden sind daran verarmt, so dass vorerst kein Ende der Schadwirkung abzusehen ist. Die Wiedergenesung der versauerten Landschaften benötigt auch nach der Emissionssenkung Zeit. Der chemischen Genesung wird schließlich die biologische folgen, lediglich mit weiteren drei bis zehn Jahren

Verzögerung. Wälder reagieren erst nach Jahrzehnten, wenn nicht dem einseitigen Kationenentzug durch die Monokulturen Einhalt geboten bzw. alternativ durch Kalkungen dagegen gesteuert wird.

Clair et al. (2007) untersuchten die Seenversauerung im Süden von Kanada mit Hilfe von mathematischen Modellen. 400 säuresensitive Seen in einer 3000 km West-Ost-Erstreckung von der ELA, dem kanadischen Experimentalgebiet für Seenforschung, bis Neufundland wurden in die Untersuchung einbezogen. Zeitlich wurde in den Jahren vor der Versauerung begonnen, Mitte der 70er Jahre wurden die worst-case-Bedingungen untersucht und die weitere Entwicklung bis 2030 geschätzt. Bis 2007 waren die Versauerungswerte um mehr als 20%, d.h. auf Werte aus den 20er Jahren zurückgegangen. Aber auch nach diesem Rückgang gab es nur eine geringe Verbesserung in der Azidität und Säure-Neutralisations-Kapazität (ANC). Mit der Verringerung der Säuredeposition gab es zeitgleich eine Verminderung der basischen Kationen ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ). Zunehmend von West nach Ost spielen auch die organischen Säuren der Huminstoffe eine zunehmende Rolle bei der Senkung der pH-Werte und als pH-Puffer.

Über die Verhältnisse in den versauerten Talsperren von Sachsen berichten Ulrich, Meybohm & Paul (2006). Die versauerten Talsperren-Ökosysteme und ihre Zuläufe im Südosten von Deutschland zeigten in der vergangenen Dekade geradezu eine Umkehr in der Entwicklung ihrer Wasserbeschaffenheit. Dieser neue Trend beruht auf einer 99 %igen Verminderung der  $\text{SO}_4$ -Emissionen von zuvor sehr hohen Werten und daraufhin verringerter Deposition von Protonen und Sulfat. Signifikant fallende Trends von Nitrat in den Oberflächengewässern trotz nahezu unveränderter N-Deposition werden mit erhöhter Stickstoffaufnahme durch die Vegetation erklärt.

Die wiederholte Forstkalkung mit gemahlenem Dolomit bis zu einer kumulativen Dosis von  $>7$  t/ha hat die Nitratauswaschung nicht erhöht, lediglich die Wasserhärte und der pH-Wert sind angestiegen. Das trifft für fast 20 % der Untersuchungsflächen zu. Steigende pH-Trends sind mit substanziell fallenden Konzentrationen von gelöstem Aluminium gekoppelt. Das Fehlen von toxischen Al-Ionen ist die Basis für das Wiederaufkommen von Wasserorganismen wie den Fischen. Vorerst bleiben jedoch weitere episodische Säureschübe und stark unausgeglichene Nahrungsnetz-Strukturen ein Grund für ausbleibende bzw. zumindest unausgewogene Wiederherstellung der Ökosystem-Strukturen in den Talsperren und ihren Zuläufen.

Zusammenfassend kann das Problem des sauren Regens auch für das hier interessierende Spreegebiet, das ja nicht als geologisch sensitiv einzustufen ist, als theoretisch "gelöst"

angesehen werden. Als Gründe für noch zu beobachtende Nachwirkungen wurden u.a. der langfristige Verlust an Basenkapazität der Böden durch die sauren Niederschläge und die forstwirtschaftlichen Monokulturen mit Kationenverlusten über die Holzernte genannt. Eine strenge Überwachung der Rauchgas-Entschwefelung vor allem bei den Wärmekraftwerken bleibt eine ständige Aufgabe auch in der nächsten Zukunft.

## **2.2 Saure Sulfatböden**

Bei der Sichtung der Literatur zum Umweltproblem der Versauerung trifft man immer häufiger auf das Problem der sauren Sulfatböden vor allem in Küstennähe. Nun liegt das Spreengebiet nicht an der Küste. Trotzdem sollen die Erscheinungen und ihre einschneidenden Auswirkungen vor allem für die landwirtschaftliche Nutzung beschrieben werden, damit nicht in der Phase der Rückführung des großräumigen Bergbaugebietes zum neuen "natürlichen" Wasserhaushalt ähnliche Folgen für die Landnutzung eintreten, wie an den inzwischen gut untersuchten Sulfatböden etwa in Finnland, Australien, Neuseeland, den Mangroven der Karibik und Brasiliens sowie teilweise auch im Landesinneren im Zusammenhang mit athalassischen Einzugsgebieten.

Der Streifen an der Ostseeküste im Westen und Süden Finnlands beträgt etwa 1000 km<sup>2</sup> kultivierter saurer Böden (ASS = acidic sulphate soils). Weitere 2000 km<sup>2</sup> haben sulfidische Schichten tiefer 1,50 m unter der Oberfläche. Bei künstlicher Dränung können in Trockenperioden auch diese Flächen Säure abgeben. Um überhaupt das Pflanzenwachstum zu ermöglichen, werden die obersten 30 cm durch ausgiebige Kalkung im pH angehoben. In Nassperioden tragen Dränrohre und Gräben so viel Säure in die Flüsse ein, dass die Laichgründe zerstört und Fischsterben in den Flüssen und ihren Ästuarien ausgelöst werden. Das erste dokumentierte Fischsterben war 1834, das vorerst letzte 1996 (Sundström & Aström 2006).

Die weltweite Verbreitung der ASS wird auf über 240000 km<sup>2</sup> geschätzt, u. a. in Schweden (1400 km<sup>2</sup>), Australien, Südostasien usw.

Die europäische Wasserrahmenrichtlinie fordert für alle Gewässer bis zum Jahr 2015 die Erreichung eines guten ökologischen und chemischen Zustandes. In der Liste der 33 prioritären Substanzen (Annex X der WRR) sind u. a. Cadmium und Nickel aufgeführt, deren Einleitung unterbunden werden soll, die aber in den Dränabläufen der ASS regelmäßig angetroffen werden. Zwar sind die einzelnen Gräben und Dräns "Punktquellen", bei der Zahl von hunderttausenden aber praktisch als diffuse Quellen anzusprechen.

Das Problem der ASS ähnelt dem der sauren Minen-Abläufe (acid mine drainage), wie es in ganz Europa z.B. in Deutschland, Spanien, Portugal, England und Polen verbreitet ist. Beide

sind sauer und reich an Metallen und die Quelle sind oxidierende Sulfide in geologischen Schichten. Aber die ASS sind wegen ihres großflächigen Auftretens besonders schwer zu managen.

Kalkungsversuche hatten trotz eines Aufwandes von 6 Millionen Euro keine befriedigende Wirkung gezeigt. Gegenwärtig wird die kontrollierte Dränung angestrebt, bei der der Grundwasserspiegel so hoch wie technisch machbar gehalten wird, um die Belüftung und damit die Sulfidoxidation zu vermeiden (Sundström & Aström).

Die Größe des diffusen Austrages von Metallen aus den finnischen sauren Sulfatböden wurde bereits in einer früheren Arbeit publiziert (Sundström et al. 2002). In makrophytenreichen Flachwasserbereichen der Ostsee hatten sich nach der Eiszeit organische Sedimente gebildet, die durch die Sauerstoffzehrung in die sulfidische Form übergegangen waren. Durch die postglaziale Landhebung fielen die Sedimente trocken und stehen nun in geringer Tiefe als Unterboden an. Schäden in den Gewässern wurden aber erst sichtbar, als diese Feuchtgebiete im Interesse der Landwirtschaft gedränt oder durch Gräben entwässert wurden. Sulfide werden dabei oxidiert, es entsteht u. a. Schwefelsäure, die die im Untergrund vorhandenen Metalle löst und zusammen mit hohen Sulfatgehalten in die Gewässer einträgt (Sterholm et al. 2005).

Der diffuse Austrag von Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V und Zn wurde gemessen und dann mit den Metalleinleitungen der übrigen Wirtschaft verglichen. Der diffuse Austrag wurde als Median der Metallkonzentrationen von 30 Entwässerungsgräben im ASS-Gebiet bestimmt und auf Jahresabflüsse bezogen. Die Metallkonzentrationen wurden mit jenen aus 1162 Flusswasserproben des staatlichen Messnetzes verglichen. Die medianen Konzentrationen von Al, Cd, Co, Mn, Ni und Zn in den 30 Entwässerungsgräben der ASS sind danach 135 bis 1044 mal höher als die der staatlichen Flussmessstellen (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Konzentrationen von 12 Metallen ( $\mu\text{g/L}$ ) und pH in 30 Gräben zur Entwässerung der sauren Sulfatböden und der Spearman's Korrelationskoeffizient zwischen Metallen und pH ( $r_{s, \text{pH}}$ ), aus Sundström et al. 2002

	ASS	ASS	ASS		FHS	ASS <sub>soil</sub> /FHS
Element	median	max	min	$r_{s, \text{pH}}$	median	med./med
Al	40553	275619	3900	-0,77	95	427
As	1,5	9,1	0,15	-0,15	0,36	4,2
Cd	2,7	25	1,0	-0,48	<0,02	>135
Co	177	718	74	-0,35	0,17	1044

	ASS	ASS	ASS		FHS	ASS <sub>soil</sub> /FHS
Element	median	max	min	r <sub>s</sub> (pH)	median	med./med
Cr	6,5	121	1,3	-0,82	0,50	13
Cu	49	584	13	-0,62	0,64	77
Fe	2886	251000	300	-0,89	680	4,2
Mn	6490	121400	2600	-0,61	29	224
Ni	338	1217	134	-0,37	0,52	650
Pb	0,60	6,6	0,10	-0,39	0,23	2,6
V	0,79	38	0,20	-0,47	0,53	1,5
Zn	710	2500	321	-0,47	3,6	197
pH	3,8	4,7	2,9		5,9	

FHS: Konzentration von 1162 finnischen Fließgewässern

Auch Australien ist vom Problem der Acid Sulphate Soils betroffen. Da das Landesinnere durch unfruchtbare Wüsten dominiert wird, konzentriert sich die Landwirtschaft an den Küsten und den Aestuarien der Flussmündungen. Allein in New-South-Wales gibt es schätzungsweise 150000 ha gedränter, stark saurer Sulfat-Böden. Die Remediation erfordert das Verstehen des Versauerungsprozesses und der Wege zur effektiven Bewirtschaftung und Vermeidung von Gewässerschäden. Entsprechende Untersuchungen berücksichtigen die Geomorphologie, Chemie, Hydrologie und ingenieurtechnische Probleme. Um die weitere Pyritoxidation in den gedrännten Feldern zu vermeiden, sind die Zeiten der Wassersättigung zu maximieren. Der Grundwasserspiegel sollte über den Pyritschichten bleiben und durch organischen Kohlenstoff sind reduzierende Verhältnisse zu erzeugen. Sulfatreduzierende Bakterien überführen dann die Säure in die weniger wasserlösliche, sulfidische Form.

Die Steuerung der hydrologischen Verhältnisse hat jedoch in Australien enge Grenzen durch die monatelangen Trocken- und Regenzeiten, durch die die Grundwasserstände von Natur aus außerordentlich stark schwanken. Deshalb werden konkrete Vorschläge für den Grundwassereinstau, die Minimierung des Grundwassertransportes mit seinen sauren Produkten (Eisen-, Aluminium-, Wasserstoff-Ionen) gemacht. Es sollen weniger Dräns in der Fläche bei geringerer Verlegetiefe eingesetzt werden (Slavich 1999).

Entsprechend dem Henryschen Gesetz ist die Sauerstoffmenge, die sich in Wasser lösen kann, etwa 10<sup>5</sup> mal geringer als in Luft. Der Bau von Wehren erhöht den Grundwasserstand und verringert damit den Einfluss der Grundwasserabsenkung durch die Dränung. Der geringere hydraulische Gradient durch den erhöhten Grundwasserspiegel vermindert die

Abflussrate von sauren Oxidationsprodukten aus dem Grundwasser in die Dräns und die Entwässerungsgräben.

Der Bau von Wehren ist auch in dem Sinne vorteilhaft, dass die erneute Säurebildung aus der Pyritoxidation in den sulfidischen Boden gedrosselt wird (Blunden et al. 1999).

Für ganz Australien wird die Fläche mit den sauren Sulfatböden auf 30000 km<sup>2</sup> geschätzt. Die sauren Abflüsse daraus beeinträchtigen die Umwelt, zerstören das Leben in den Aestuarien und die Biodiversität in den betroffenen Feuchtgebieten. Um die Beeinträchtigungen zu minimieren, muss Aufwand betrieben werden, allein um die Verluste in der Fischerei und in der landwirtschaftlichen Produktion zu senken. Vielfach muss die gesellschaftliche Infrastruktur wegen der Säurekorrosion früher als üblich erneuert werden. Die Umweltschäden in den Gewässern umfassen u.a. Fisch- und Austernsterben, Zerstörung der Laichgründe. In den zugehörigen Feuchtgebieten nimmt die Biodiversität ab. Selbst nach der Oxidation aller Pyritminerale kann der Säureaustrag noch Jahrzehnte andauern.

Die Pyritoxidation kann nur gestoppt werden, indem die Sauerstoffzufuhr entweder durch Flutung oder durch Capping unterbunden wird. Die Pyritoxidation kann auch dadurch gedrosselt werden, dass die Fe-III-produzierenden Thiobacilli durch Bakterizide bekämpft werden.

Auch durch Kalkung ist eine Neutralisierung möglich, so wie es die Natur an der Küste mit Hilfe der Zerreibsel von Molluskenschalen vormacht (Hicks et al. 1999).

In einem Strategiepapier des Australischen und Neuseeländischen Umweltrates (2000) wird ein größeres Hochwasser von 1994 am Richmond-River im nördlichen New South Wales ausgewertet. Bei diesem wurden über 1000 t Schwefelsäure, 450 t Aluminium und 300 t Eisen aus einem 4000 ha großen Einzugsgebiet ausgetragen. Ein Flussabschnitt von 90 km wurde sieben Wochen lang versauert, wobei die pH-Werte auf 2,6 fielen.

Im genannten Paper werden die in Australien und Neuseeland durch ASS beeinträchtigten Küstenflächen auf 40000 km<sup>2</sup> geschätzt auf bzw. unter denen über 1 Milliarde t Eisensulfidminerale (Pyrit) lagern, die bei voller Oxidation je t 1,6 t Schwefelsäure hervorbringen. Staatlich gestützte Entwässerungsmaßnahmen haben das Problem oft sogar noch verschärft.

Die ASS-Flächen wurden kartiert und die Besitzverhältnisse festgestellt. Ungestörte ASS bereiten relativ wenige Umweltprobleme, erst die Entwässerung und dadurch mögliche Belüftung setzen Säure frei. Pflanzentoxisch wirken vor allem erhöhte Gehalte an Aluminium-Ionen, wobei Trockengebiete stärker gefährdet sind als Feuchtgebiete. Die

Korrosionsprobleme gehen von der Schwefelsäure aus, die mit Kalziumkarbonat und Kalziumhydroxid reagiert und dabei Gips bildet. Gips reagiert mit Kalziumaluminat im Beton und bildet Ettringit. Gips und besonders Ettringit sind voluminöser und lassen den Beton abblättern und zerstören das Gefüge. Verstopfungen der Grundwasserleiter treten auf, wenn Eisenhydroxidflocken ausfallen, weil neutrale Wässer mit den eisenreichen, sauren Wässern zusammentreffen (Austr. & New Zealand Envir. and Conserv. Council 2000).

In Malaysia werden wegen des Landdruckes zunehmend Torfmoore für die landwirtschaftliche Nutzung herangezogen. Sobald die Moore gedränt werden, beginnt der Humusabbau und damit der irreversible Prozess der Sackung, der nur durch Wiedervernässung angehalten werden kann. Die Sackungsgeschwindigkeit ist in den äquatornahen Ländern Südostasiens mit 2 cm pro Jahr sehr hoch. Dadurch können saure Sulfatböden, die häufig unter den Mooren liegen, in den Stoffhaushalt der Oberflächengewässer einbezogen werden. Mit dem Moorabbau ist auch eine zusätzliche CO<sub>2</sub>-Belastung der Luft in Höhe von 27 t/ha\*a verbunden. Die Verfasser empfehlen den Wechsel von der Entwässerung zur kombinierten Dränung und Einstaubewässerung mit möglichst konstantem Grundwasserspiegel, um weitere Sackung zu vermeiden (Sten et al. 1997).

Acidic Sulphate Soils sind auch in der Karibik weit verbreitet, so im Orinoco-Delta, an den Küsten von Guyana, Surinam und Trinidad. Überwiegend handelt es sich um torfige Böden mit eingelagerten organischen Schichten, die bei Entwässerungsmaßnahmen schnell versauern (Ahmad & Wilson 1992). In Kuba ist die Halbinsel Zapata weitgehend mit Feuchtgebieten und insbesondere mit Mangroven bedeckt, so dass eine landwirtschaftliche Nutzung ausgeschlossen ist. Die Halbinsel wurde großräumig unter Naturschutz gestellt und hat sich zu einem Rückzugsgebiet für viele bedrohte Tier- und Pflanzenarten entwickelt.

Die sulfidischen Ablagerungen in den Unterböden wurden lange Zeit als ein vorrangiges Umweltproblem entlang der australischen Küstenlinie angesehen. Neuerdings wird festgestellt, dass sich ähnliche sulfidische Materialien auch im Inland entwickeln können, z.B. in Gebieten, die von der Trockengebietsversalzung betroffen sind. Versuche, die Versalzung durch Dränung zu bekämpfen, führten in Westaustralien zu sehr niedrigen pH-Werten.

Risiken mit sulfidischen Materialien entstehen sowohl bei ihrer Bildung als auch bei Versuchen zu ihrer Beseitigung. Sobald die sulfidischen Schichten gedränt und gegen Luft exponiert werden, oxidieren sie und geben Schwefelsäure ab (Lamontagne et al. 2004).

Die künstliche Drainage und die darauf folgende Oxidation der sulfidhaltigen Sedimente führen zu starker Herauslösung von Co, Mn und Ni, mäßiger von Cu und begrenzter von Cr

und V in die Dräns. Die Hauptelemente Fe und Al haben das Potential, in großer Menge mobilisiert und herausgelöst zu werden (Astrom 1998).

Im Süden von Australien, in Tasmanien und Neuseeland ist die Versalzung von Trockengebieten ein wachsendes Problem für das Land und die Gewässer. Auf der Suche nach dem richtigen Management für die landwirtschaftliche Nutzung, die Be- und Entwässerung usw. werden Anleitungen für die Analyse der jeweiligen Versalzungsformen gegeben. Neben den häufigeren NaCl-Anreicherungen gibt es auch die Sulfatböden:

- Halitisch - Natriumchlorid dominant
- Gipsisch - Gips bzw. Kalziumsulfat dominant
- Sulfurisch - Schwefelsäure dominant
- Sodareich - hoher Anteil an austauschbarer Soda auf Lehmfleichen.

Sulfidische und schwefelsauer dominierte Böden sind schwer zu behandeln und am besten versalzen zu belassen, nicht zu dränen, um möglichst die sulfidische Form zu erhalten. Bei hohem Grundwasserstand sind salztolerante, immergrüne Pflanzen anzubauen. Wenn der Grundwasserstand absinkt, wird Kalkung erforderlich, um dem Säureaustritt zu begegnen (Fizpatrick et al. 2003).

Wesentlich einfacher verhält es sich, wenn es nicht zur Reduktion der Sulfate gekommen ist. In Südafrika wurde jahrelang mit gipshaltigem Minenwasser beregnet. Dabei wirkten die Böden als Senke, aus der auch nach Beendigung der Beregnung kaum etwas an die Gewässer abgegeben wird. In 30 Jahren wurden 340 - 404 Mg/ha als Kalziumsulfat ausgefällt und die anschließende Remobilisierung war vernachlässigbar gering. Etwa 40% der mit der Beregnung zugeführten Salze konnten im Bodenprofil dauerhaft immobilisiert werden (Annandale et al. 1999). (Die Dimension Mg/ha steht offenbar für Megagramm pro Hektar und wäre in Deutschland besser in t/ha geschrieben worden).

Ähnliche Erfahrungen gibt es aus dem Gebiet der Magdeburger Börde mit seinen gipsreichen Lößböden und entsprechend sulfatreichen Gewässern. Obwohl auf Grund der hohen Sulfatgehalte für Trinkwasserzwecke nicht mehr verwendbar, gibt es keine Beschränkungen bezüglich der Verwendung als Beregnungswässer.

### **2.3 Saure Abläufe aus dem Bergbau**

Weltweit beachtet und Gegenstand der angewandten Forschung sind saure Abläufe aus dem Abbau sulfidischer Erze, sulfidhaltiger Kohle bzw. Kohle mit Sulfiden im Begleitgestein, dem Abraum oder aus den Tailings der Erzaufbereitung. Entsprechend dem Hauptanliegen

dieser Übersicht, der Gestaltung einer volkswirtschaftlich vertretbaren Regeneration des Wasserhaushaltes im Gebiet der Spree, werden hier vorrangig die Verhältnisse im Braunkohlenrevier der Lausitz betrachtet. Auf ausführlichere Abhandlungen in Buchform bzw. als Beitrag im Handbuch für Angewandte Limnologie wird hier verwiesen (Geller, Klapper & Salomons ed.1998, Pflug ed. 1998, Stottmeister ed. 1999, Ascue ed. 1999, Klapper et al. 2001, Mudroch et al. ed. 2002).

Die überwiegend im warmen Tertiär entstandenen Braunkohlen sind aus üppiger Vegetation meist in Küstennähe oder in der Nähe von binnenländischen Mooren oder Gewässern hervorgegangen. Der nasse Untergrund führte zu unvollständigem biologischen Abbau abgestorbener Biomasse unter Sauerstoffmangel. Neben dem Gelöstsauerstoff wird auch der an Stickstoff oder Schwefel gebundene Sauerstoff für die Abbauprozesse verbraucht. Der Inkohlungsprozess führt einerseits zur C-Anreicherung in der Kohle, andererseits zur Einlagerung von Schwefel aus der mikrobiellen Sulfatreduktion. In der am stärksten reduzierten Form als Pyrit oder Markasit, d.h. Eisendisulfid  $\text{FeS}_2$ , bleibt dieser Schwefel immobilisiert, so lange die Umwelt frei von Sauerstoff bleibt. Unter den landschaftlichen Verhältnissen der Lausitz mit ihren Feuchtgebieten und Fischteichen sind die anaeroben Bedingungen im Untergrund weitgehend erhalten geblieben. Die Braunkohle und der Abraum sind bekanntlich schwefelreich, woraus typische Probleme bei der Verbrennung der Kohlen in den Kraftwerken und bei sonstigen Nutzern sowie bei der Behandlung von Restseen mit ihrer Neigung zur Schwefel-Versauerung resultieren.

Welcher Teil des vorhandenen Pyrits aus den Abbaugebieten tatsächlich oxidiert und damit versauerungswirksam wird, ist sehr weitgehend von der verwendeten Abbau-Technologie bestimmt. Die ersten Tagebaue waren klein und umfassten nur den von der Oberfläche zugänglichen Teil der Kohle. Im Muskauer Faltenbogen mit seinen aufgedrückten Kohleflözen sind etliche dieser kleinen, generell mit Grundwasser angefüllten Restseen anzutreffen. Obwohl nahezu hundert Jahre alt, sind viele noch heute sauer, zum Teil meromiktisch, wie der bei Döbern gelegene Waldsee (Grube Richard). Auch auf der heute polnischen Seite gibt es etwa noch einhundert saure Kleinseen (Sanecki 1999).

Die nächste technologische Stufe waren die **unter Tage** betriebenen **Abbaustollen**. Über Entwässerungstollen wurden die Kohleflöze vorgetrocknet und der Abbau betraf nur die Kohleschichten selbst. Die Landschaft wurde während des Abbaubetriebes wenig beeinträchtigt, denn die Deckschichten wurden im Naturverbund belassen und auch die Wasserentnahmen waren im Vergleich zu den späteren Tagebauen gering. Aufwendig waren die notwendigen Abstützung durch Grubenhölzer. Gefahren für die unter Tage arbeitenden Bergleute bedeuteten die gefürchteten Bergrutschungen durch in die Stollen

eindringende Fließsande. Menschen und Zugmaschinen benötigten Sauerstoff, der durch eigene Wetterschächte zugeführt wurde. Dabei kam es auch zu Oxidationsprozessen. Versauerung der Grubenwässer trat aber in der Regel nur örtlich begrenzt dort auf, wo das Entwässerungswasser die Oberfläche erreichte. Nach einigen Jahrzehnten sind die Grubenhölzer so weit verrottet, dass die unterirdischen Hohlräume einstürzen und an der Oberfläche genutzte Böden nachsinken und die entstehenden Hohlformen sich mit Wasser füllen. Diese auf den Tiefbau zurückzuführenden Bergbauseen sind in der Regel nicht sauer. Im Gegenteil, da ihr Gewässerboden ja aus landwirtschaftlichen Nutzflächen hervorgegangen ist, sind sie von Beginn an durch den nährstoffreichen Boden hocheutroph, bei ihrer geringen Tiefe reichlich mit Licht versorgt und neigen eher zu alkalischen pH-Werten, bedingt durch den CO<sub>2</sub>-Verbrauch für die Photosynthese von Phytoplankton und Makrophyten.

Geradezu prädestiniert für die geogene Versauerung ist die **Technologie des Tagebaues** und insbesondere die mit den großen Abraumbrieken. Rund um das Abbaugbiet werden Galerien von Tiefbrunnen gesetzt, wobei das abgepumpte Grundwasser durch Luft ersetzt wird. Der erste Abraum wird meist neben dem Abbaufeld als Hochhalde gesetzt, die langfristig belüftet bleibt und darin enthaltener Pyrit oxidiert und Schwefelsäure entstehen kann. Für die Freilegung der Kohle wird der Abraum auf der einen Seite mit dem Eimerkettenbagger entnommen, mit dem Förderband der Brücke über den Tagebau transportiert und auf der bereits ausgekohlten Seite abgeworfen. Auch hierbei findet eine intensive Belüftung statt.

Dennoch gibt es selbst beim Einrichten eines Tagebaues einige Regeln zur Begrenzung der Versauerung. Die Vorentwässerung sollte in Raum und Zeit so knapp bemessen werden, wie die Technologie dies gestattet. Das betrifft die Entwässerung des Liegenden ebenso wie die in das Umland in der künftigen Abbaurichtung. Wo dies aus ökologischen oder auch aus politischen Gründen geboten ist, kann der Umfang der Grundwasserabsenkung dadurch verringert werden, dass durch gedichtete Schlitzwände bis auf den Grundwasserstauer der Absenkungstrichter begrenzt wird. Die derzeit größte Dichtwand mit mehr als 7 km Länge und Tiefen bis zu 85 m befindet sich am Ostrand des Tagebaues Jänschwalde und sichert den natürlichen Grundwasserstand in der Republik Polen und in der Neißeaue (Meinhardt 1997). Auch bei den prognostischen Abbaufeldern in der Lausitz (Bagenz und Spremberg Ost) ist der Einsatz der Dichtwandtechnik vorgesehen (Arnold, 2008).

Bei differenzierter Abbaufolge, wie sie beim Vorliegen von mehreren Flözen ohnehin erforderlich ist, sollte der pyritreichste Abraum im Tagebautiefsten verkippt werden. Dort

kommt er am ehesten wieder unter Wasser, und zwar unter das spätere Tiefengrundwasser, das den geringsten Anteil am großräumigen Abflussgeschehen hat.

Bei der Abbauplanung ist darauf zu achten, dass die Endposition des Tagebaues, an der sich schließlich das Restloch mit Wasser füllt und zum See wird, im Grundwasserfeld so liegt, dass seine unterirdischen Zuflüsse aus dem unverritzten Gestein mit seinem neutralen Wasser kommen.

Bei der Förderbrückentechnologie sollte beachtet werden, dass nicht kilometerlange, ununterbrochene "Randschläuche" entstehen. Im übrigen Grundwassergefälle stellen diese eine waagerechte Treppenstufe dar, die dazu führt, dass das oberstromig höher gelegene Grundwasser in den See gezogen und nach unterstromig in den dort niedriger gelegenen Grundwasserraum abgegeben wird. Die Abflusssdynamik wird durch eine solche "Grundwasserpumpe" erhöht und mit ihr die Mobilisierung und der Transport der in den Kippen gebildeten Säure. Diese den Abfluss beschleunigende Wirkung ist auch von den flussbegleitenden Kiesecken bekannt. Je größer die zusammenhängende, ausgespiegelte Seefläche, desto größer ist in der Regel der Absenkungsbeitrag oberhalb des Sees.

Im Rheinischen Revier werden seit 1998 im Tagebau Garzweiler zum Abraum vor dessen Verkippung alkalisch wirkende Zuschlagstoffe auf die Förderbänder zugegeben. Mit gemahlenem Kalkstein und Braunkohlenflugasche soll die bei der Pyritoxidation freigesetzte Gesamtazidität neutralisiert und das freigesetzte Eisen durch Bildung von eisendominierten Karbonaten aus dem Wasser entfernt werden. Gleichzeitig soll gelöstes Sulfat zum Teil durch Gipsfällung dem späteren Kippengrundwasser entzogen werden. Insgesamt soll ein pH-neutrales, eisen- und spurenmittellarmes Kippengrundwasser gewährleistet werden, das im Lösungsgleichgewicht mit der Mineralphase Gips steht (Wisotzki 2000).

### **3 Probleme der Versauerung bei der Rekultivierung und bei der Wiederherstellung eines natürlichen Wasserhaushaltes**

#### **3.1 Rekultivierung der für den Bergbau in Anspruch genommenen Flächen**

Bei der Rekultivierung der für den Bergbau in Anspruch genommenen Flächen sollte auf die Entdynamisierung des Grundwasserfließens geachtet werden. Damit kann zugleich das Vehikel für den Säuretransport "aus dem Verkehr gezogen" werden. Ferner soll im Untergrund möglichst schnell wieder der Sauerstoff der Bodenluft aufgebraucht und bezüglich des Pyrits die Verhältnisse wie vor dem Bergbau geschaffen werden. Bei forstwirtschaftlicher Nachnutzung wird auf Mischwald orientiert, der schnell mit verrottendem Laub und Nadeln eine Bodengare bildet, aus der auch Huminstoffe an den Untergrund abgegeben werden. Die bisherigen Kiefern-Monokulturen bilden dagegen einen kaum belebten Rohhumus über den darunter befindlichen Bleicherden und häufigem Ortstein. Unter solchen Bedingungen wäre eine Fortsetzung der Pyritoxidation und Versauerung zu erwarten. Ein hohes Niveau an organischer Düngung im Falle einer landwirtschaftlichen Nachnutzung ist also vom Gesichtspunkt des Versauerungsgeschehens ausdrücklich erwünscht.

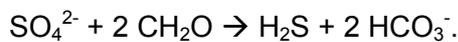
Die Gewässerversauerung durch die Oxidation von Sulfiden kann am besten unterbunden werden, wenn die für die vorbergbauliche Lausitz so typischen Nassgebiete und Fischteiche auf größeren Flächen wieder etabliert werden.

Während Mischwald, intensive Landwirtschaft und Feuchtgebiete den Oxidationsprozess im Untergrund beenden, gibt es gewisse Differenzen zum Naturschutz mit seinem Ansinnen, die noch nicht begrünten Rohkippenböden im Umfeld ehemaliger Tagebaue unter Schutz zu stellen. Damit werden freilich zugleich die Randbedingungen unter Schutz gestellt, die zu der starken Versauerung führen, d.h. weitere Oxidation vorhandener Pyrite und Bildung von Schwefelsäure. Das Offenhalten der Rohkippen ohne die sonst fast allgegenwärtigen Gräser soll die große Artenmannigfaltigkeit auf den sich stark aufwärmenden Flächen mit dem bemerkenswert hohen Anteil an pontischen Tierarten, Trockenpflanzen und vielen sonstigen Raritäten in Fauna und Flora erhalten. Naturgemäß muss man sich aber darauf einstellen, dass die natürliche Sukzession zu der hier üblichen grünen Pflanzendecke zwar hinausgezögert, aber letztlich nicht verhindert werden kann. Der im gleichen Gebiet mit geschützte Bergbausee wird entsprechend den Bedingungen für die Fortsetzung der Pyritoxidation länger mit Schwefelsäure versorgt werden, als es bei den oben genannten Nutzungsformen im Einzugsgebiet erfolgen würde. Diesen Umstand zu bedauern, ist freilich

nur vom Gesichtspunkt der Nutzbarkeit berechtigt. Die sauren Seen mit pH-Werten zwischen 2 und 3 lassen kein Fischleben zu und ihr Wasser ist korrosiv gegenüber Beton und Metallen.

### **3.2 In-lake-Maßnahmen zur Bekämpfung der geogenen Versauerung**

In-lake-Maßnahmen zur Bekämpfung der geogenen Versauerung sind erwähnenswert, obwohl generelle, überall einsetzbare Technologien noch fehlen. Von Natur aus findet eine In-situ-Entsauerung allenfalls in Restseen statt, die sehr stabil schichten, d.h. möglichst sogar meromiktisch sind. Die Abbauprozesse im nicht mit zirkulierenden Monimolimnion verbrauchen nach dem Gelöstsauerstoff den Nitrat- und schließlich den Sulfatsauerstoff, stark vereinfacht wie folgt:



Die von der Pyritoxidation herrührenden hohen Sulfatwerte von 1000 bis 4000 mg/L  $\text{SO}_4^{2-}$  und ebenso ungewöhnlich hohen Eisengehalte von 10 bis 10000 mg/L im Sauren führen im streng anoxischen Milieu zur Ausfällung von Eisensulfid:

Das FeS wird über mehrere Diagenesestufen schwefelreicher, bis es schließlich zum  $\text{FeS}_2$ , dem Ausgangsmaterial des Versauerungsgeschehens zurückgekehrt ist und auch die gleiche Menge an Säureäquivalenten gebunden wurden, die bei der Oxidation freigesetzt worden waren.

Untersuchungen in der kanadischen Experimental Lake Area (ELA) mit Zugabe von Schwefel- und Salpetersäure hatten ergeben, dass die Nitrat- und Sulfateliminierung mit der Konzentration von  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  im Seewasser ansteigt, so dass mit steigender Säuredeposition auch die Kapazität der Säureneutralisation steigt. Als vorrangige alkalinitätserzeugende Prozesse werden die Nitrat- und Sulfatreduktion sowie der Kalziumaustausch mit den Sedimenten heraus gestellt. Die Prozesse wurden auch in Sedimenten festgestellt, die von oxischem Wasser überschichtet waren. Die Raten scheinen primär durch die Diffusion bestimmt zu sein (Schindler 1986).

Der oben genannte Eisen-meromiktische Waldsee bei Döbern besitzt ein biologisch durch Desulfurikation entsauertes Monimolimnion.

Die ehemalige Flusskläranlage Laubusch, ein 11 km langer Randschlauch eines ehemaligen Tagebaues, wird im Hypolimnion anaerob und neutral, weil hier mit kommunalen Abwässern Organisches und Pflanzennährstoffe zugeführt wurden, wodurch dieser Restsee jeweils während der Stagnation im Hypolimnion zwar anoxisch, dabei aber neutral wird. Die stark entwickelten Röhrichte sind offenbar weitere epilimnische Entsauerungsorte, ansonsten wäre

der gute Fischbestand in einem See mit zwar neutralem, aber anaerobem Hypolimnion und sauerstoffreichem, aber saurem Epilimnion nicht zu erklären. Die biologische Entsauerung durch Desulfurikation benötigt Orte ohne oder mit geringem Sauerstoffzutritt. Im See finden diese sich in den Sedimenten, sofern genügend Organisches mit aussinkt, seien es im See autochthon erzeugte Algenbiomassen oder aber allochthon eingeleitete organische Laststoffe. Beides trifft für die Seen mit Grundwasserfüllung nicht zu. Um das Sediment für eine beschleunigte Entsauerung mit nutzen zu können, wurden bislang noch keine bezahlbaren

Ökotechnologien entwickelt.

Nixdorf und Schöpke (1996) haben zu einem Sedimenttausch geraten. Ein eutropher Natursee besitzt Tiefensedimente mit Organischem in Form der Algenytta und Alkalität aus der biogenen Entkalkung, womit im Bergbaurestsee die Neutralisierung befördert werden könnte. Umgekehrt wäre der eisenreiche Mineralschlamm eines geogen sauren Sees auf Grund des hohen P-Bindevermögens zur Sedimentkonditionierung im Kampf gegen die Eutrophierung in Naturseen geeignet. Machbar dürfte das aber allenfalls bei zufälliger Nähe der Objekte sein. Einige Prozesse in den natürlichen Seen liefern Hinweise, wie die Naturpotentiale zur biologischen Entsauerung zum Ausgangspunkt von Ökotechnologien gemacht werden können.

Die Milieubedingungen für das Funktionieren der mikrobiellen Sulfatatmung sind vor allem:

- Fernhalten von Gelöst- (und Nitrat-) sauerstoff,
- Vorhandensein von abbaubarer organischer Substanz,
- inerte oder abbaubare Materialien als Aufwuchsträger für das Periphyton (Biofilmträger),
- hohe Sulfat- und Eisenkonzentrationen,
- Start-Mikrohabitate möglichst mit pH-Werten  $>4$  für sulfatreduzierende Bakterien.

Wenn die Anaerobstufen der Desulfurikation abgeschlossen sind, muss das neutralisierte Wasser wieder belüftet werden, um es z.B. als Wohnhabitat für Fische nutzen zu können. Im Maßstab von Naturgewässern sind diese Anaerobtechnologien nur schwer zu realisieren. In den Behältern der Fermentationsindustrie und in den Anaerobstufen der Abwasser- und Schlamm-Behandlung sind sie dagegen weit verbreitet. Eine solche Anlage zur mikrobiellen Entsauerung durch Desulfurikation wurde im Pilotmaßstab erfolgreich getestet (Glombitza et al. 1996). Der Aufwand zur Erzeugung anaerober Verhältnisse ist erheblich, der Durchsatz angesichts der Größe der Restseen noch zu gering. Die organischen Substrate sollen möglichst quantitativ aufgebraucht werden, damit der Ablauf "vorflutfähig" ist. Die treibende

Kraft für den physikalischen Sauerstoffeintrag ins Gewässer ist stets das Sauerstoffdefizit. Besonders schwierig ist die Beseitigung der letzten Sauerstoffspuren, um den obligat anaeroben Desulfurikanten die Leistung der Säurebindung zu ermöglichen. Dass die Denitrifikanten und Desulfurikanten in der Natur besser funktionieren als im Labor, liegt offensichtlich an den variablen  $O_2$ - und pH-Bedingungen in den Mikrohabitaten natürlicher Biofilme. In neuester Zeit wird von Fortschritten auf dem Gebiet der Kultivierung von acidotoleranten Sulfatreduzierern berichtet (Koschorrek 2008). Die Isolierung von acidophilen Sulfatreduzierern bleibt ein interessantes und auf Grund der neuerlichen Fortschritte viel versprechendes Forschungsfeld. Es wird für sehr wahrscheinlich gehalten, dass azidophile oder zumindest azidotolerante Bakterien auch für die biologische Sanierung eingesetzt werden können (Koschorrek 2008).

Ganze Seen anoxisch zu machen, ist nahezu unmöglich und auch aus ökologischen Gründen unerwünscht. In Naturseen sind anoxische Tiefenwässer und Sedimente, in denen eine Desulfurikation stattfindet, gar nicht so selten. In den jungen Bergbauseen ist jedoch die Bioproduktion noch so niedrig, dass von den stark sauren nur wenige im Tiefenwasser voll auszehren. Es gibt erste Vorstellungen, dies zu verändern. Die Strategien sind in mancher Hinsicht denjenigen konträr entgegengesetzt, die zur Bekämpfung der Eutrophierung herausgearbeitet worden sind.

Bei polymiktischen Seen kann durch schwimmende und untergetauchte Schikanen die Streichlänge des freien Windzutrittes so weit verkürzt werden, dass die betreffenden Gewässer mindestens dimiktisch, wenn nicht gar meromiktisch werden. Neben den hydrodynamischen Voraussetzungen für die Säure bindenden Prozesse gibt es eine ganze Palette an chemischen Ansätzen, entweder durch düngende Medien die Biologie des Gewässers zu stimulieren, mehr Sauerstoff zehrende Vorgänge im Tiefenwasser anzuregen. Die Zugabe von Phosphordünger in einen Weichwasser-Gebirgssee in England führte zur Neutralisation durch die genannte Anregung der Bioproduktion. Insgesamt hatten  $5,9 \text{ m}^3$  der Phosphatlösung den gleichen Neutralisierungseffekt wie 34 Tonnen Kalziumkarbonat (Davison et al. 1995; George & Davison 1997). Auch zur Restauration des pelagischen Nahrungsnetzes in regensauren, mit Kalk neutralisierten Seen kann eine sanfte Düngung nützlich sein (Olofsson et al. 1998).

Totsche (2000) untersuchte den möglichen Einfluss des anorganischen Stickstoffs bei der Eutrophierung und auf den Säurestatus des betreffenden Restsees. Die Assimilation von einem Mol Ammonium setzt ein Mol Säure (als  $H^+$ -Ion) frei. Bei der Assimilation von einem Mol Nitrat wird dagegen ein Mol Lauge (als  $OH^-$ -Ion) gebildet. Im Vergleich mit dem

Neutralisationspotential durch Eisen- und Sulfatreduktion ist der Effekt vernachlässigbar gering und eine Therapie auf dieser Basis weitgehend unwirksam.

Dass für die Bekämpfung der durch den sauren Regen geschädigten Seen auch direkt alkalische Stoffe tausendfach in betroffene Seen und Flüsse mit den geeigneten Technologien aus der Luft, vom Ufer oder per Schiff eingebracht worden sind, wurde bereits erwähnt. Der Erfolg war aber nur deshalb so gut, da die behandelten sensiblen Gebiete grundsätzlich aus gering gepufferten Weichwasserseen bestanden.

Bei direkter Applikation auf einem regenversauerten See mit etwa einem Jahr Verweilzeit wird empirisch von einer erforderlichen Menge von 0,5 bis 2 t  $\text{CaCO}_3/\text{ha} \cdot \text{a}$  ausgegangen. Nach der Kalkung steigen der pH-Wert, die Säure-Neutralisierungs-Kapazität, die DIC- und die Ca-Gehalte an. Kurz nach der Kalkung kann der pH-Wert z.B. 9 erreichen, da die Gleichgewichtskohlensäure nicht schnell genug eingetragen wird. Toxische Metalle, speziell Al, Fe, Pb und Zn, sind auf Grund von Fällungen, Oxidation, Adsorption und Ionenaustausch im gekalkten Wasser erniedrigt. Die Primärproduktion vor allem des Phytoplanktons steigt. Die Makroinvertebratenfauna kann sich entscheidend ändern, vor allem als Folge der Wiederkehr der Fische, vor denen sich die Fischnährtiere nun wieder verstecken müssen (Olem 1991).

Die Situation in den Hartwasserseen des Bergbaues ist um ein Vielfaches komplizierter als die in den regensauren Weichwasserseen. Die Lausitzseen sind auf wesentlich niedrigerem pH-Niveau durch Eisen gepuffert und für eine chemische Neutralisation ist der Basenbedarf etwa zehnmal höher. Im Lausitzer Revier existieren noch einige Grundwasserbehandlungsanlagen, die in der jetzigen Auslaufphase auch zur Füllwasserneutralisierung mitgenutzt werden. Wegen der hohen Kosten der chemischen Neutralisierung ist die Forschung auf dem Gebiet der Restaurierung vorrangig auf den Naturprozess der Alkalisierung durch mikrobielle Desulfurikation ausgerichtet. In einer diesbezüglichen Literaturstudie haben Totsche und Steinberg (2003) nicht weniger als 43 verschiedene technologische Ansätze zur Gewässerneutralisierung mit den wichtigsten Versuchsparametern zusammengestellt, dazu jeweils den Kurznamen der Methode, dessen Grundprinzip, Objektbeschreibung und Experimentalbedingungen, die verwendeten Stoffe, Verfahrensbeschreibung und Neutralisationsparameter.

Als organische Substrate, mit denen der mikrobielle Prozess der Desulfurikation eingeleitet werden kann, wurde z.B. die Zugabe von Kartoffelstücken im Versuch erprobt (Fyson et al. 1998; Fyson & Steinberg 1998). Frömmichen (2001) untersuchte die Wirkung organischer Lösungen gemeinsam mit Stroh als Aufwuchsträger sowie den als ein Abprodukt bei der

Zuckerherstellung anfallenden Carbokalk, der vor allem die Nichtzuckerstoffe der Rübe enthält. Die Überführung in den Ganzsee-Maßstab am Restsee 111 ist noch nicht abgeschlossen. Selbst Fehlchargen aus einer Nudelfabrik wurden als organisches Substrat erprobt (Kalin, pers. Mitt). Als weitere mögliche Substrate bieten sich die hygienisch unbedenklichen Molkereiprodukte Trockenmilch und Trockenmolke an (Wendt-Potthoff et al. 2008).

### **3.3 Behandlung saurer Abläufe**

Die Behandlung saurer Abläufe aus den Tagebaurestseen wurde seit einigen Jahren im Zusammenhang mit der Wiedereingliederung von AMD-beeinflussten Abflüssen in den natürlichen hydrologischen Kreislauf erprobt. Da so manche Aerobtechnologie etwa mit Kalksteinen versagte, da diese sich mit Schwermetallhydroxiden belegten, wurden auch für die Ex-situ-Technologien ganz oder teilweise anaerob arbeitende Verfahren entwickelt. Beispielsweise finden anoxische Kalksteindräns (Anoxic Limestone Drains - ALD) in den USA breite Anwendung, um den Basenbedarf der sauren, metallhaltigen Minenabläufe zu befriedigen. Durch die anaerobe Fahrweise wird die Verstopfung durch ausgefällte Eisen- und Mangan- Hydroxide vermieden. Für aluminiumreiche Abläufe sind ALD nicht geeignet, da Aluminium bei pH-Werten zwischen 4,5 und 8,5 unlöslich wird und die Anlage verstopft (Hedin & Watzlaf 1994). Für den Bau der ALD wird ein Graben ausgehoben, mit Plastikfolie ausgelegt und mit Kalksteinen gefüllt. Die Folie wird darüber zusammengelegt und mit Erde abgedeckt. Zu- und Ablaufrohre müssen durch Trapse gegen das Eindringen von Luftsauerstoff geschützt werden. Die typische Verweilzeit des Wassers im ALD sollte mehr als 15 Stunden betragen. Die Standzeit des ALD wird mit 25 bis 30 Jahren angegeben (Watzlaf et al. 2000; Hedin et al. 1994).

Auch ständig Alkalität produzierende Systeme (Successive Alkalinity Producing Systems SAPS) sind vielfach in Anwendung. Dabei handelt es sich um Infiltrationsteiche mit einer gedränten Kalksteinlage, die mit organischem Material abgedeckt ist. Die z.B. aus verbrauchtem Pilzkompost bestehende Deckschicht soll den Gelöstsauerstoff des infiltrierenden Wassers aufbrauchen und damit das Milieu für die Sulfatreduzierer bereiten. Bei der Versickerung wird der Gelöstsauerstoff aufgebraucht und dreiwertiges in zweiwertiges Eisen umgewandelt. Dann passiert das Wasser die 0,6 bis 1,2 m dicke Kalksteinschicht, die durch Calcitauflösung zusätzliche Alkalität zufügt. Diese Systeme produzieren 30 bis 60 g/m<sup>2</sup> und Tag Alkalität. Durchflussprobleme entstehen gelegentlich dadurch, dass sich der Teichboden durch mikrobielle Biofilme selbst abdichtet. Die in Großbritannien und Kanada noch immer gebräuchliche Abkürzung SAPS wurde für das

gleiche System in den USA etwas präzisiert in RAPS: Reducing and Alkalinity Producing Systems (Younger 2000).

Bei geringerem Anfall von saurem Wasser kann auch mit anoxischen Biofilmkammern gearbeitet werden. Dabei handelt es sich um relativ kleine, tiefe Teiche, die mit organischen Substraten und horizontalem Durchfluss, also ohne Infiltration arbeiten. Die bei schlecht arbeitenden Schlammfaulanlagen unerwünschte Schwimmschlammdecke ist hier ein wesentlicher Bestandteil der Technologie. Sie unterbindet den Zutritt des Luftsauerstoffes. Silagefutter hat sich als das brauchbarste organische Material erwiesen (Kalin pers. Mitt.). Als wesentliche Störfaktoren haben sich Starkniederschläge herausgestellt, deren Sauerstoffzufuhr nicht schnell genug abgebaut werden kann. Dafür müssen Regenwasserspeicher oder zumindest Bypässe vorgehalten werden. Bei der Bemessung ist ferner zu berücksichtigen, dass die Desulfurikation im Winter etwa die doppelte Zeit wie im Sommer benötigt.

Die noch immer nicht zur Einleitung in Oberflächengewässer geeigneten Abläufe aus den anaerob arbeitenden Desulfurikationsanlagen werden vielfach zur Schönung und Feinreinigung in Oxidationsteiche, bzw. die so genannten Constructed Wetlands geleitet. Diese können mit Makrophyten (in den USA vorrangig "Cattails, d. h. Typha-Arten) bepflanzt sein oder nur aus Stauhaltungen im Abflussgerinne bestehen, wobei im Falle von genügendem Gelände weitere Teiche nachgeschaltet werden, bis der geforderte Grad der Klarheit erreicht ist. Dass gelegentlich Probleme durch Mückenplagen auftreten, macht weitere Ideen zur "Ökologisierung" des Systems erforderlich. In einem entsprechenden Exkursionsziel in Alabama wurden die Maßnahmen zur Förderung der Libellen betont, deren Larven sich ja vorrangig von Mückenlarven ernähren.

#### 4 Biologischer Schwefelkreislauf und Bedeutung mikrobiologischer Prozesse

Biologische Prozesse zur Freisetzung und Bindung von Schwefel besitzen für die Ernährung von Lebewesen eine große Bedeutung, da Schwefel bedingt durch seine Verwendung in schwefelhaltigen Aminosäuren und Enzymen ein essentielles Element ist. Je nach den bezüglich des pH-Wertes und der Redoxpotenziale herrschenden Bedingungen wird Schwefel bis zum Sulfat oxidiert oder zum Sulfid reduziert, in einer Biomasse gespeichert oder assimiliert. Abbildung 1 zeigt die schematische Darstellung der unterschiedlichen Oxidations- und Reduktionsprozesse und die dabei entstehenden Endprodukte Sulfat, organisch gebundenes Sulfat, Sulfid bzw.  $H_2S$ , organisch gebundene Sulfide und Schwefel.

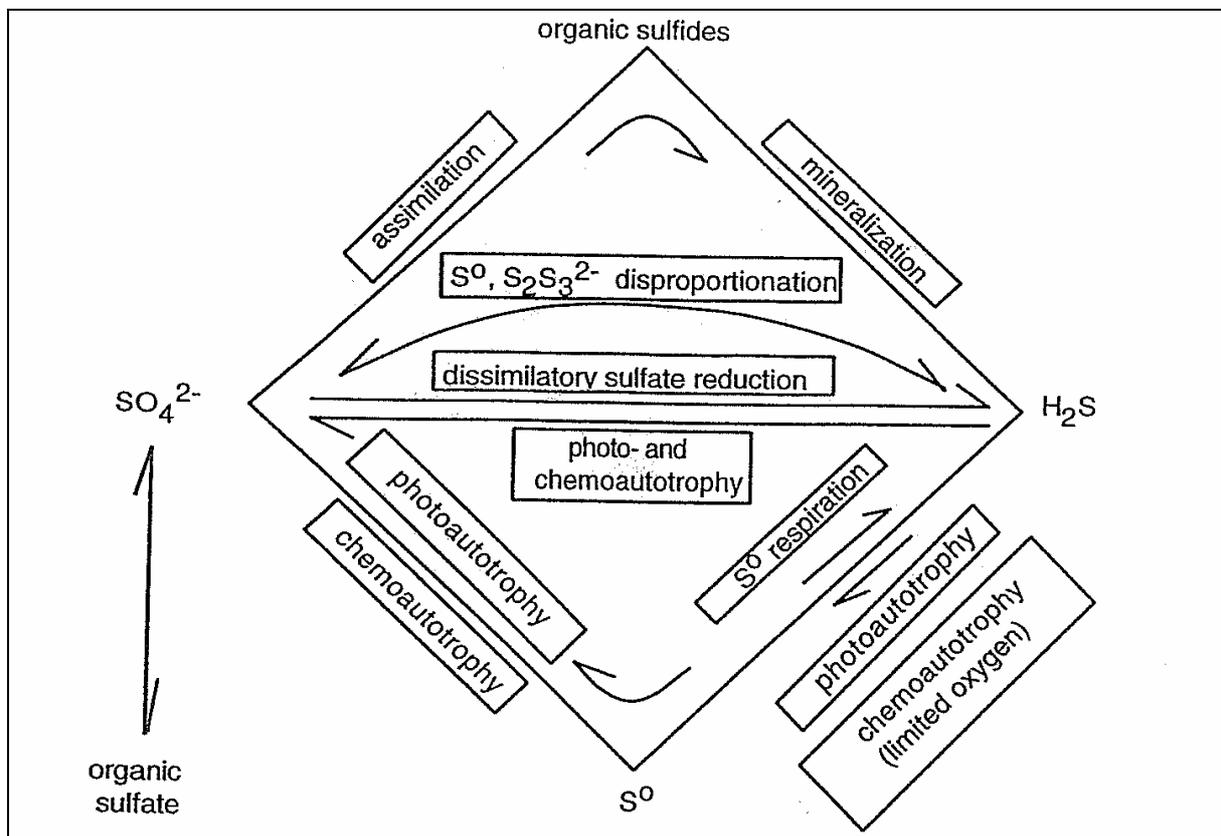


Abbildung 1: Schematische Darstellung der mikrobiologisch induzierten Schwefeloxida- und Reduktionsprozesse in Böden, Sedimenten und aquatischen Umwelten (Ehrlich, 1996)

Da neben den mikrobiologischen Reaktionen ebenfalls rein chemische Oxidationen und Reduktionen mit den Produkten stattfinden sind diese ebenfalls zu berücksichtigen. Beispiele sind die von Ivanov (1968) dargestellten Veränderungen in einem See oder die Kreisläufe des Schwefels von Stumm & Morgan (1996), die sowohl die chemischen als auch die

mikrobiologischen Prozesse enthalten und in der Abbildung 2 sowie der Abbildung 3 dargestellt sind.

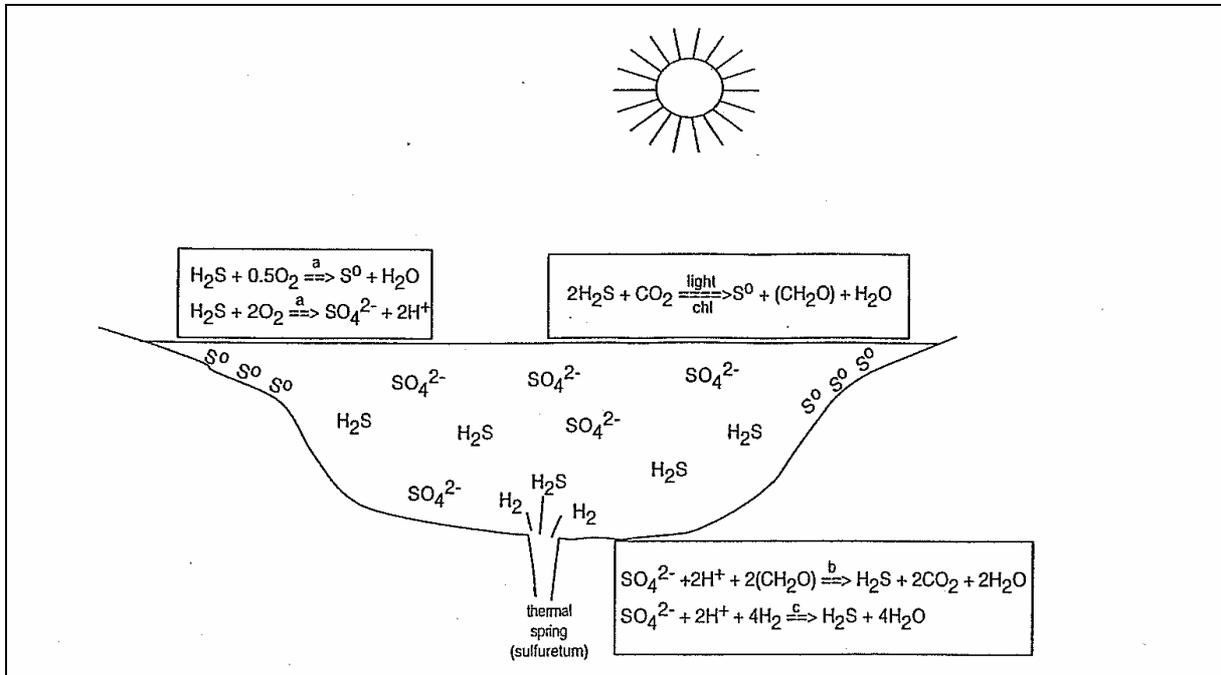


Abbildung 2: Schwefeloxidations- und -reduktionsprozesse in einem See (Beispiel Zyrenaika See (Lybien) nach Ivanov (1968))

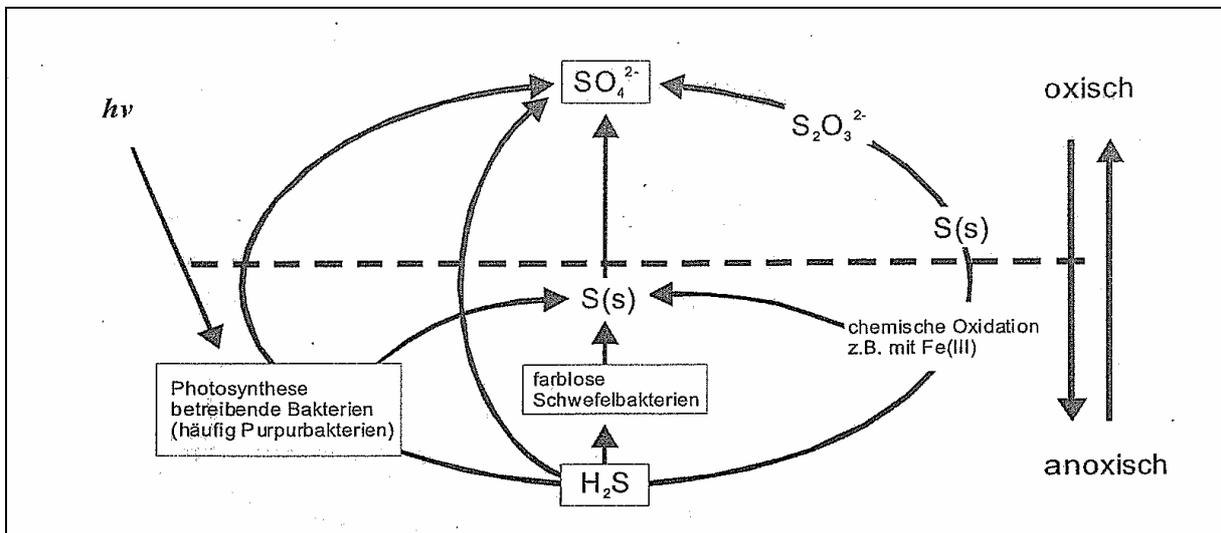


Abbildung 3: Chemische und mikrobiologische Oxidationsprozesse reduzierter Schwefelverbindungen nach Stumm und Morgan (1996)

In der Abbildung 4 wurde versucht eine Zusammenfassung aller in Betracht zu ziehenden Prozesse, die zu einer Konzentrationsänderung durch Oxidation, Reduktion, Assimilation oder Dissimilation führen können, darzustellen. In dieser Darstellung sind die

Wechselwirkungen zwischen dem Phosphat und dem Eisen, die zu einer Veränderung der Wassergüte durch die Veränderung der Phosphatkonzentration führen aber als Sekundärprozess mit der Sulfatsenkung oder Freisetzung anzusehen sind, nicht berücksichtigt.

Da diese schwefeltransformierenden mikrobiologischen Prozesse von einer großen Vielfalt und unterschiedlicher Bedeutung sind, sollen die Wichtigsten zusammengestellt und erläutert werden.

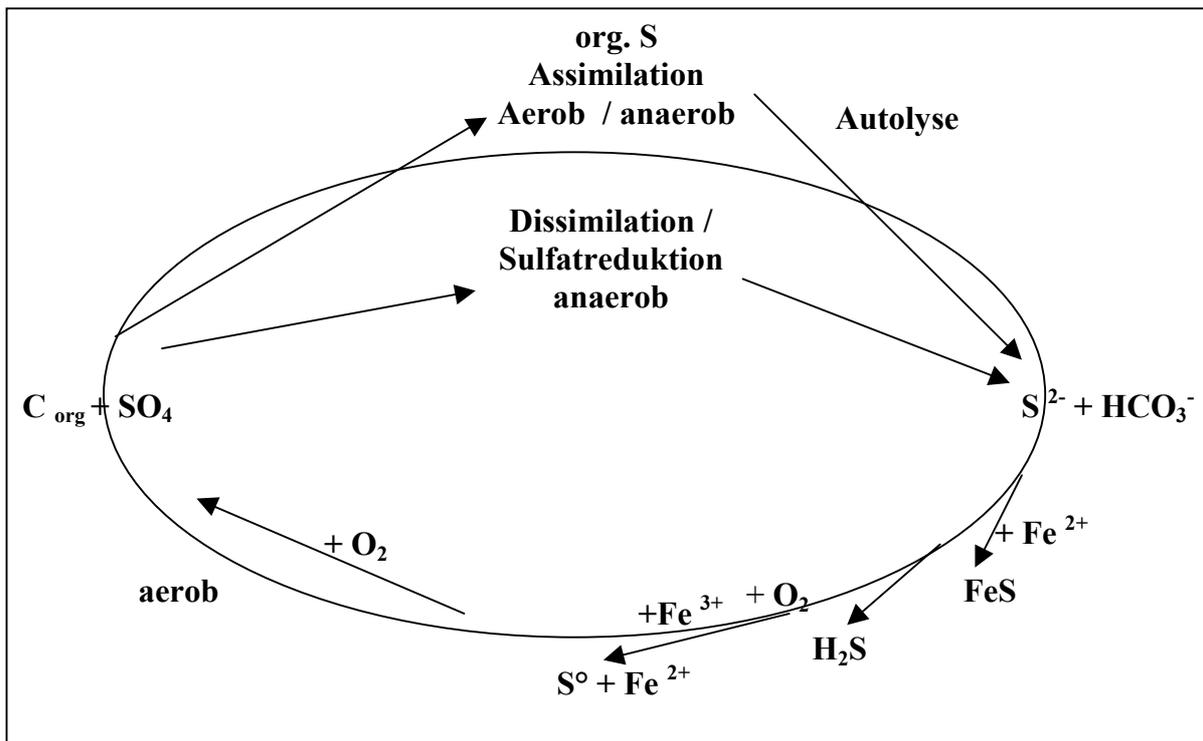


Abbildung 4: Zusammenstellung aller Schwefeltransformationsreaktionen

### Mineralisation von organischen Schwefelverbindungen:

Mikroorganismen degradieren organische Schwefelverbindungen wie Aminosäuren, Schwefelsäureester und Tyrosinsulfate entweder unter anaeroben Bedingungen und bilden Sulfid oder unter aeroben Bedingungen, wobei Sulfat entsteht.

### Schwefelassimilation:

Schwefel wird als Sulfat von nahezu allen Pflanzen und Mikroorganismen assimiliert und zum Aufbau der organischen Zellsubstanz verwendet. Dabei wird das Sulfat sehr oft zu Sulfid reduziert.

### **Oxidation von Schwefelverbindungen:**

Reduzierte Schwefelverbindungen wie Sulfid oder elementarer Schwefel werden von aeroben chemolithoautotrophen Mikroorganismen bis zum Sulfat oxidiert. Als Zwischenformen können Sulfit, elementarer Schwefel und Dithionite auftreten. Dieser Prozess ist besonders wichtig und bedeutsam, da er bei tiefen pH-Werten stattfindet und die Grundlage für die Bildung saurer Wässer und die damit verbundene Freisetzung von Schwermetallen und Arsen ist.

Als Sonderform existiert ebenfalls eine Sulfidoxidation durch heterotroph wachsende Mikroorganismen sowie bei alkalischen pH-Werten.

### **Reduktion von oxidierten Schwefelverbindungen, Dissimilation:**

Unter anaeroben Bedingungen wird Sulfat bis zum Sulfid reduziert. Dabei wirkt das Sulfat als Elektronenakzeptor in der Kette der elektronenübertragenden Energie liefernden Systeme. Dieser Prozess ist wegen der Immobilisierung von Schwermetallen als Sulfide wichtig. Er wird vorzugsweise von chemoorganoheterotrophen anaeroben Mikroorganismen unter neutralen Bedingungen ausgeführt. Seit Kurzem ist jedoch auch eine Sulfatreduktion unter sauren Bedingungen bekannt. Ebenso ist eine Sulfatreduktion unter anaeroben chemolithoautorophen Bedingungen in Gegenwart von Wasserstoff und CO<sub>2</sub> möglich.

Besonders die letzten beiden Prozesse der Oxidation und Reduktion haben für die Wasserqualität eine große Bedeutung. Sie beeinflussen einmal den pH-Wert, die Sulfatkonzentration und die Schwermetallkonzentration im Wasser.

Ein Auszug aus den vielfältigen sich daraus ergebenden Wechselbeziehungen ist am Beispiel der Schwefellagerstätte Shor-Su gezeigt (Abbildung 5). *Desulfovibrio* Mikroorganismen reduzieren Sulfat zu Sulfid, das durch *Thiobazillus thioparus* unter alkalischen Bedingungen wieder zu Schwefel oxidiert wird.

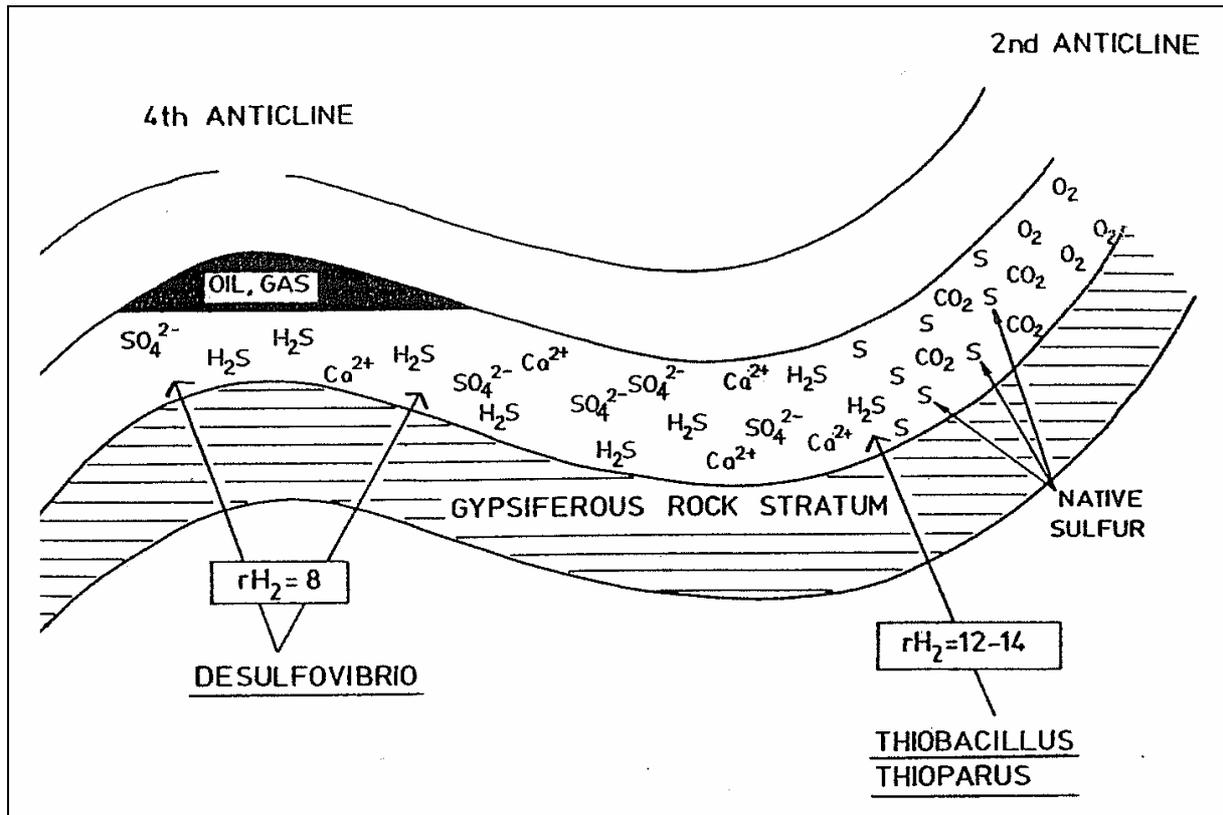


Abbildung 5: Schematische Darstellung der Schwefeloxidations- und Reduktionsprozesse einer Lagerstätte (Shor-Su Lagerstätte Altai nach Ivanov (1968))

## **5 Gewässerökologische Bedeutung hoher Sulfatgehalte**

Wesentliche Gesichtspunkte zur Ökotoxikologie des Sulfates wurden bereits in der für das Land Sachsen angefertigten Studie zum diffusen Stoffeintrag Spree (Klapper 2007) zusammengetragen. Die in der Spree anzutreffenden Werte sind danach als relativ moderat anzusprechen, verglichen z.B. mit den gipsgeprägten Lößgebieten der Börden. Bedenklich ist aber die steigende Tendenz auf Grund der zunehmenden Anteile überhöhter Werte aus den in Füllung befindlichen Restgewässern. Bei diesen stellen aber meist die mit den hohen Sulfatgehalten gekoppelten erhöhten Eisengehalte und erniedrigten pH-Werte das eigentliche ökologische Problem dar. In der genannten Studie wurden die sehr hohen Versalzungen vieler Sulfatseen ohne Abfluss zum Meer genannt, bei denen immer wieder besonders anpassungsfähige Organismen angetroffen werden, die noch mit den lebensfeindlichen Bedingungen der extrem hohen osmotischen Drücke im Lebensraum nicht nur überleben können, sondern wegen fehlender Konkurrenz sogar zu ausgesprochenen Massenentfaltungen gelangen können. Erinnerung sei an die Salinenkrebse im Great Salt Lake im Staate Utah. Andererseits können ökotoxikologische Beziehungen schon in relativ harmlosen Konzentrationsbereichen ausgewiesen werden, wie dies von Carmienke (2007) in ihrem Vortrag getan wurde. Sie verwies darauf, dass die Bach- oder Flussgebiete, die durch die erhöhten Eisengehalte nun keine Großmuscheln mehr aufweisen, folgerichtig auch frei sind von den Bitterlingen. Dieser wegen seiner Kleinheit fischereilich unbedeutende Fisch zeichnet sich dadurch aus, dass er seine Eier in den Kiemenraum von Großmuscheln ablaicht, wo sie garantiert gut mit Sauerstoff versorgt werden. Diese besondere Konstellation berechtigt aber wohl nicht zu der ökotoxikologischen Zuordnung der fehlenden Bitterlinge zu erhöhten Sulfatgehalten (Carmienke, 2007)! In Flüssen mit Ockerausfällungen würden die Großmuscheln sicher vergeblich nach Algen-Biofilmen, ihrem Vorzugsfutter, suchen! In diesem Zusammenhang sei nochmals darauf verwiesen, dass man als Sporttaucher in der Ostsee den Süßwasserfischen Hecht, Zander, Barsch, Plötze, Blei, Stichling u.a. begegnet, und dass auch die Forellenmast in Netzcontainern z.B. in der Wismarer Bucht bei Sulfatgehalten um 900 mg/L durchaus gängige Praxis ist.

Tabelle 2: Einfluss der Wasserhärte auf die Toxizität von Sulfat auf *Ceriodaphnia dubia* (Auszug aus Tabelle 4 in Soucek & Kennedy 2005)

Härte Nominal (aktuell)	n Messungen	Mittl. LC <sub>50</sub> mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /L
90 (89)	3	2 050
200 (194)	3	3 000
300 (288)	4	2 946
400 (390)	3	3 174
500 (484)	3	3 516
600 (578)	3	3 288

Soucek & Kennedy (2005) untersuchten die Effekte der Härte, des Chlorids und die Akklimatisation an die akute Toxizität von Sulfaten gegenüber Süßwasser-Invertebraten (Tabelle 2). Die akute Toxizität von Sulfaten auf *Ceriodaphnia dubia*, *Chironomus tentans*, *Hyalella azteca* und *Sphaerium simile* wurde bestimmt, um die erforderlichen Aktualisierungen der für Illinois geltenden Kriterien zum Schutz des Wasserlebens zu präzisieren. Die LC<sub>50</sub> als mg/L SO<sub>4</sub> in mittelharterm, aufbereitetem Wasser ergibt sich zu: 512 mg/L für *H. azteca*, 2050 mg/L für *S. simile* und 14134 für *C. tentans*. Bei konstanten Sulfatgehalten (ca. 2800 mg/L) und Härten (106 mg/L) war das Überleben von *H. azteca* positiv korreliert mit der Chloridkonzentration. Auch die Härte mäßigte die Natriumsulfat-Toxizität gegenüber *C. dubia* und *H. azteca*, wobei die LC<sub>50</sub> für *C. dubia* von 2050 mg/L Sulfat bei 90 mg/L Härte auf 3 516 mg/L SO<sub>4</sub> bei 484 mg/L steigt. *C. dubia* kann über mehrere Generationen an höhere Sulfatgehalte akklimatisiert werden. Eisen kann in sauren Minenwässern gesättigt ausfallen, entweder als Ferrihydroxid (Fe(OH)<sub>3</sub>) oder als Mineral Jarosit (KFe(SO<sub>4</sub>)(OH)<sub>6</sub>). Beide Minerale wurden selbst in sauren Fließgewässern bestimmt.

Mount et al. (1997) haben umfangreiche Toxizitätsuntersuchungen zu den Hauptionen in unterschiedlichen Gemischen durchgeführt. Für die Tests wurden die zwei Krebsarten *Ceriodaphnia dubia* und *Daphnia magna* und der Fisch *Pimephales promelas* (Dickkopf-Elritze) bei regelmäßiger Fütterung bis zur LC<sub>50</sub> geprüft. Bei den Sulfaten sind nur in Kombination mit dem Kation Kalium Toxizitäten aufgetreten, die unter 1000 mg/L lagen (bei K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 770 mg/L). In Kombination mit Mg und Ca lagen die Toxizitätswerte weit über 1000 mg/L. Die mehr als 2900 Ionenlösungen wurden modelltechnisch verallgemeinert. Die Toxizität folgte der Reihe K<sup>+</sup> > HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> ≈ Mg<sup>2+</sup> > Cl > SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Na<sup>+</sup> und Ca<sup>2+</sup> waren in den Regressionen keine signifikanten Variablen. Das weist darauf hin, dass die Toxizitäten von Na<sup>+</sup> und Ca<sup>2+</sup> nur in Verbindung mit dem korrespondierenden Anion bedeutsam sind.

## 6 Literaturverzeichnis

- Ahmad, N. & Wilson, H.W. 1992: Acid sulfate soils of the Caribbean region – their occurrence, reclamation and use. *Soil Science* 153, 154 – 164
- Annandale, J. G., Jovanovic, N. Z., Benade, N. & Tanner, P. D. 1999: Modelling the long-term effect of irrigation with gypsumiferous water on soil and water resources. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 76, 109 - 119
- Arnold, Ingolf 2008: Vattenfall Europe Mining AG, persönliche Mitteilung, 23.10.2008
- Ascue, J. M. (ed.) 1999: Environmental impacts of mining activities. Springer Berlin, Heidelberg, New York, 300 pp.
- Astrom, M. 1998: Mobility of Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, and V in sulphide-bearing fine grained sediments exposed to atmospheric O<sub>2</sub>: an experimental study. *Environmental Geology* 36, 219 - 226
- Australian and New Zealand Environmental and Conservation Council 2000: National strategy for the management of coastal acid sulfate soils. Selfedited brochure 40 pp
- Blunden, B., Indraratna, B. & Morrison, J. 1999: Management of acid generation in sulfidic soils by drain manipulation: a case study. In: Slavich, P.G.(ed.) Proc. Workshop on Remediation & Assessment of Broadacre Acid Sulfate Soils. Acid Sulfate Soil Management 59 - 69. Advis. Org. Committee, Australia
- Carmienke, I. 2007: Auswirkungen der Ablaufbeschaffenheit der Seen auf die Fließgewässer. Versauerung der Seen im Südraum von Leipzig. Fachgespräch im RP Leipzig am 13. 6. 2007, Handouts zum Vortrag  
URL:  
[http://www.rpl.sachsen.de/de/Internet/service/umweltinfos/versauerung\\_der\\_seen\\_im\\_suedraum.htm](http://www.rpl.sachsen.de/de/Internet/service/umweltinfos/versauerung_der_seen_im_suedraum.htm)  
<http://www.idl.sachsen.de/de/internet/service/umweltinfos/files/carmienke.pdf>  
[Abgerufen am 15.10.2008]
- Clair, T. A. et al. 2007: Past and future changes to acidified eastern Canadian lakes: a geochemical modeling approach. *Applied Geochemistry* 22, 1189- 1195
- Davison, W., George D. G. & Edwards, N. J. A. 1995: Controlled reversal of lake acidification by treatment with phosphate fertilizer. *Nature* 377, 504 - 507
- Driscoll, C. T. et al. 2001: Acidic deposition in the northeastern United States: sources and inputs, ecosystem effects, and management strategies. *BioScience* 51, 180 - 198
- Ehrlich, H. L. 1996: Geomicrobiology Marcel Dekker Inc. NY 1996 3.rd Edition ISBN 0-8247-9541-5
- Fitzpatrick, R. W., Merry, R. H., Rengasamy, P. & Davies, P. J. 2003: Assessment of physico-chemical changes in dryland saline soils when drained or disturbed for developing management options. CSIRO Land and water technical report, 58 pp.

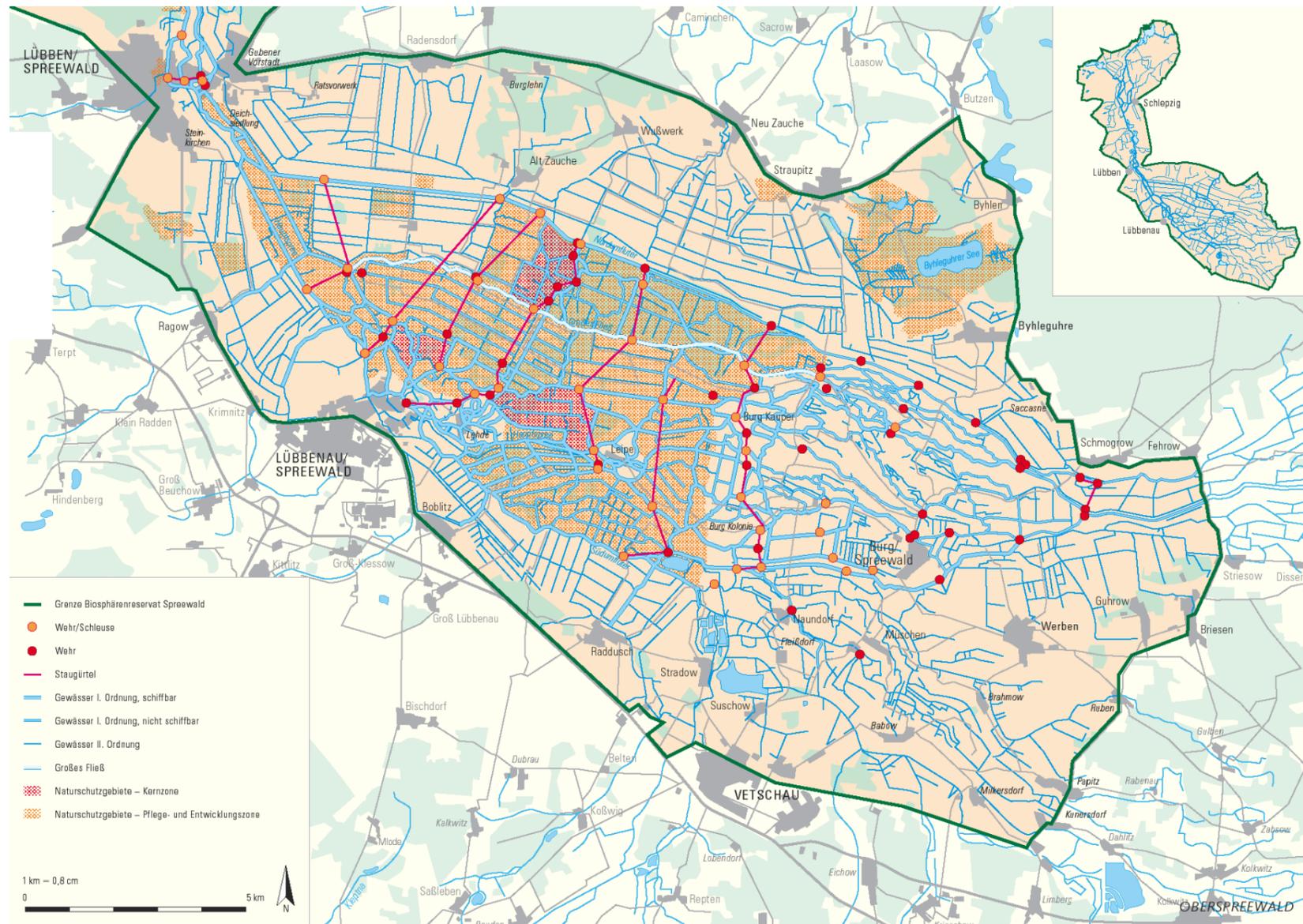
- Frömmichen, R. 2001: In-situ-Sanierungsstrategie zur Förderung der mikrobiellen Entsauerung von geogen schwefelsauren Bergbaurestseen - Mesokosmosstudien. Diss. Techn. Univ. Dresden, gedruckt als UFZ-Bericht Nr. 12/2001, 155 S.
- Fyson, A. & Steinberg, C. E. W. 1999: Sustainable acidity removal from Lusatian mining lakes through temporary eutrophication. Berichte des 1GB, H. 8/99, 133 - 142
- Fyson, A., Nixdorf, B. & Steinberg, C. E. W. 1998: Manipulation of the sediment-water interface of extremely acidic mining lakes with potatoes: Laboratory studies with intact sediment cores. Water, Air and Soil Pollution, 353 - 363
- Geller, W., Klapper, H. & Salomons, W. (Herausg.) 1998: Acidic mining lakes. Acid mine drainage, limnology and reclamation. Springer Berlin, Heidelberg, New York 435 pp.
- George, D.G. & Davison, W. 1998: Managing the pH of an acid lake by adding phosphate fertilizer. S. 365 - 384 in Geller, W., Klapper, H. & Salomons, W. (eds.) 1998: Acidic mining lakes, Springer Berlin, Heidelberg, New York
- Glombitza, F. & Madai, E. 1996: Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Behandlung saurer, sulfatreicher eisenhaltiger Wasser aus dem Braunkohlenbergbau. 1. Statusseminar zur BMBF-Fördermaßnahme "Sanierung und ökologische Gestaltung der Landschaften des Braunkohlenbergbaues in den neuen Bundesländern". Cottbus, Tagungsband 68 -70
- Hedin, R. S. & Watzlaf, G. R. 1994: The effects of anoxic limestone drains on mine water chemistry. 3rd Intern Conf. on the abatement of acid drainage. Vol. 1: Mine drainage. Bureau of mines, Special Publication SP 06A-94, 185 - 194
- Hedin, R. S., Nairn, R. W. & Kleinmann, R. L. P. 1994: Passive treatment of coal mine drainage. U.S. Bureau of Mines 1C9389, 35 pp.
- Hicks, W. S., Bowman, G. M. & Fitzpatrick, R. W. 1999: East trinity acid sulfate soils. Part 1, Environmental hazards. Techn. Report 14/99 CSIRO Land and Water, 77 pp.
- Ivanov 1968: Microbial processes in the formation of sulfur Deposits. Israel Program for scientific translation. U.S. Department of Agriculture and National Science Foundation, Washington DC. In: Ehrlich 1996
- Klapper, H. & Krüger, W. 1976: Lösungsvorschläge zur Minderung des Nitrateintrages in Talsperren. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 26, 262 - 264
- Klapper, H. 1991: Control of eutrophication in inland waters. Ellis Horwood London, Chichester 337 pp.
- Klapper, H. 2007: Wirkung von Sulfat in Ökosystemen - wissenschaftliche Recherche. Anlage 4 zur G.E.O.S.- Studie: Ermittlung des diffusen Stoffeintrages in die Spree. Im Auftrag des RP Dresden, 42 S.
- Klapper, H. 2007: Wirkung von Sulfat in Ökosystemen – wissenschaftliche Recherche.- In: Studie zur Ermittlung des diffusen Stoffeintrages in die Spree, G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH, Auftraggeber: RP Dresden, Umweltfachbereich

- Klapper, H., Boehrer, B., Packroff, G., Schultze, M., Tittel, J. & Wendt-Potthoff, K. 2001: Bergbaufolgegewässer - Limnologie - Wassergütebewirtschaftung. Handbuch angewandte Limnologie, 13. Erg.Lfg. 11/01, 1 -63
- Koschorreck, M. 2008: Microbial sulphate reduction at a low pH. Minireview. FEMS Microbiol. Ecol. 1 - 14
- Lamontagne, S., Hicks, W. S., Fitzpatrick, R.W. & Rogers, S. 2004: CSIRO Land and Water Techn. Report 28/04
- Meinhardt, C. 1997: Landschaften nach dem Tagebau. Berichte aus der ökologischen Forschung. Herausg. u. Auftrag. BMBF Bonn, 64 S.
- Mount, D. R., Gulley, D. D., Hockett, J. R., Garrison, T. D. & Evans, J. M. 1997: Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (Fathead Minnows). *Envir. Toxic. and Chemistry* 16, 2009 - 2016
- Nixdorf, B. & Schöpke, R. 1996: Remediation concept of eutrophicated lakes in East Brandenburg and acidic lakes resulting from the former lignite opencast mining in Lusatia. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.) Abstracts der Jahrestagung 9/96 in Schwedt/Oder (Deutsch)
- Olem, H. 1991: Liming acidic surface waters. Lewis Publishers 331 pp
- Olofsson, H., Blomquist, P., Olsson, H. & Broberg, O. 1988: Restoration of the pelagic food web in acidified and limed lakes by gentle fertilization. *Limnologica* 19, 27 – 35
- Pflug, W. (Herausg.) 1998: Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer Berlin, Heidelberg, New York, 1068 S.
- Sanecki, J. 1999: The mining lakes of western Poland. Pp. 20 - 24 in Stottmeister (ed.) Remediation of abandoned surface coal mining sites. UFZ-Bericht 11/99 154 S. Eigenverl. Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle
- Schindler, D. W. 1986: The significance of in-lake-production of alkalinity. *Water, Air and Soil Pollut.* 30, 931 – 944
- Slavich, P. G. (ed.) 1999: Proceedings of Workshop on Remediation and Assessment of Broadacre Acid Sulfate Soils, Lismore 31. 8. -2. 9. 1999
- Soucek, J. & Kennedy, A. D. 2005: Effects of hardness, chloride, and acclimation on the acute toxicity of sulfate to freshwater invertebrates. *Envir. Toxic. and Chemistry* 24, 1204 -1210
- Sten, J. H. M., Ismail, A. B. & VanWijk, A. L. M. 1997: Peat subsidence and its practical implications. A case study in Malaysia. *Geoderma* 78, 25 - 36
- Sterholm, P., Astrom, M. & Sundstrom, R. 2005: Assessment of aquatic pollution, remedial measures and juridical obligations of an acid sulphate soil area in western Finland. *Agricultural and Food Science* 14, 44 - 56
- Stern, D. 1. 2006: Reversal of the trend in global anthropogenic sulfur emissions. *Global Environmental Change*, online at [www.science direct com](http://www.science direct com)

- Stottmeister, U. (Herausg.), Weissbrodt, E., Strauch, G., Eccarius, B., Kowski, P., Tittel, J., Kiwel, U. & Wiesner, A. 1999: Untersuchungen zur Sanierung des Tagebaurestloches Vollert Sud (Schwelvollert) Jahresbericht 1999, m. Anhang, Eigenverl. UFZ Leipzig-Halle, 76 S.
- Sundström, R. & Aström, M. 2006: Characterisation of the metal leakage from Finnish agricultural acid sulphate soils in the light of the European water framework directive. *Boreal Env. Res.* 11, 275 -281
- Sundström, R., Aström, M. & Österholm, P. 2002: Comparison of the metal content in acid sulfate soil runoff and industrial effluents in Finland. *Envir. Sei. Technol.* 36, 4269 - 4272
- Totsche, O. & Steinberg, C. 2003: Suche nach Neutralisationsstrategien für extrem saure Tagebauseen - eine Literaturstudie. *Vom Wasser*, 100, 111 - 140
- Totsche, O. 2000: Gezielte Eutrophierung als Therapie extrem saurer Tagebauseen – Einfluss anorganischer Stickstoffquellen auf den Säurestatus. Diplomarbeit, FH Weihenstephan FB Landwirtschaft und Umweltsicherung, 56 S.
- Ulrich, K.-U., Meybohm, A. & Paul, L. 2006: Chemical reversal of acidic reservoir ecosystems in SE Germany. *DGL Tagungsber.* 2006, 281 – 285
- W. Stumm, W. & Morgan J.J 1996: *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3rd ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, 1022p
- Wendt-Potthoff, K., Schuitze, M., Boehrer, B., Koschorreck, M. & Geller, W. 2008: Nutzung von Molke zur Sauerstoffzehrung und Eisenreduktion in einem Feldversuch zur biologischen Neutralisierung. 59. Berg- und Hüttenmännischer Tag Freiberg, S. 1 - 8
- Wisotzki, F. 2000: Technikumsversuche zur Bestimmung der zukünftigen Grundwasserqualität in Braunkohleabraumkippen mit und ohne Zusatz von alkalisch wirkenden Zuschlagstoffen. Workshop "Geochemische und mikrobiologische Vorgänge in Sedimenten und an der Sediment-Wasser-Grenzschicht in Restseen von Bergbaufolgelandschaften" UFZ-Ber. Nr. 6/2000, 37 - 41
- Younger, P. L. 2000: The adoption and adaptation of passive treatment technologies for mine waters in the United Kingdom. *Mine Water and the Environment* 19, 84 - 97

## **Anlage 11**

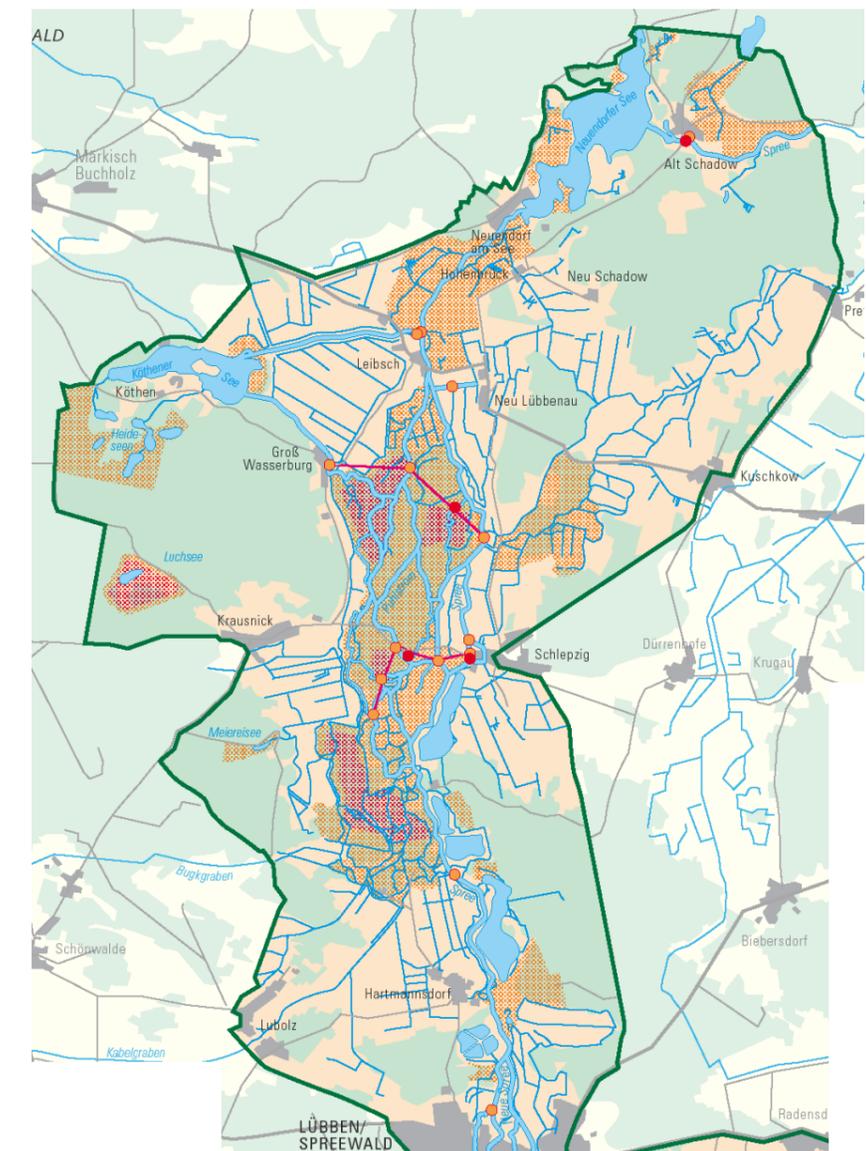
### Übersichtslageplan Spreewald und Staugürtel im Ober- und Unterspreewald



Oberspreewald

Quelle:  
Faltblatt Wasser im Spreewald, aktualisiert am 15.12.2006,  
Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz  
(MLUV), Land Brandenburg

URL: <http://www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.c.385203.de>  
[Abgerufen am 09.06.2009]



Unterspreewald