

# Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen



**Auftragnehmer:**

**Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann  
IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH**

*Für das Sächsische Landesamt  
für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie*

## Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen

### Abschlussbericht August 2012

Werkvertrag Az. 46-4331/142/4 vom 13.10.2011/18.10.2011



Ausleiter des Bergbaufolgesees Burghammer in die Kleine Spree  
(Foto: Theiss, Juli 2012)

Dresden/Ottendorf-Okrilla, am 30. August 2012

*Für das Sächsische Landesamt  
für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie*

## **Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen**

### **Abschlussbericht August 2012**

**Werkvertrag Az. 46-4331/142/4 vom 13.10.2011/18.10.2011**

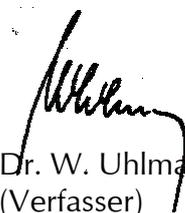
Auftraggeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie  
Zur Wetterwarte 11  
01109 Dresden

Auftragnehmer: Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann  
Lungkwitzer Str. 12  
01259 Dresden

IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH  
Radeberger Str. 1  
01458 Ottendorf-Okrilla

Bearbeiter: Dipl.-Berging. Dr. Wilfried Uhlmann (IWB)  
Dipl.-Ing. Dr. Yvonne Kreuziger (IWB)  
Dipl.-Biol. Rainer Kruspe (IDUS)  
Dipl.-Biol. Jürgen Neumann (IDUS)  
Tine Berg (IDUS)

Dresden/Ottendorf-Okrilla, am 30. August 2012

  
Dr. W. Uhlmann  
(Verfasser)

## Inhaltsverzeichnis

<b>Inhaltsverzeichnis .....</b>	<b>1</b>
<b>Anlagenverzeichnis.....</b>	<b>3</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis .....</b>	<b>4</b>
<b>Glossar (Wörterverzeichnis).....</b>	<b>6</b>
<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>8</b>
<b>1 Veranlassung und Aufgabenstellung.....</b>	<b>16</b>
<b>2 Spezifische Problemstellungen der Bergbauregion Lausitz.....</b>	<b>18</b>
2.1 Folgen des Braunkohlenbergbaus für den Wasserhaushalt und die Beschaffenheit von Grund- und Oberflächenwasser in der Lausitz .....	18
2.2 Auswirkungen der Bergbaufolgeseen auf die Vorflut.....	22
2.3 Einleitbedingungen für Bergbaufolgeseen und Sumpfungswasser in die Vorflut .....	22
2.4 Auswirkungen des Grundwasserwiederanstiegs .....	24
<b>3 Rechtliche Grundlagen.....</b>	<b>25</b>
3.1 EU-Recht und Richtlinien einzelner Staaten.....	25
3.2 Nationale Richtlinien, Gesetze und Verordnungen .....	29
3.3 Richtlinien Bundesländer und untergeordnete Verwaltungsebenen .....	31
<b>4 Mengenpotentiale von Ammonium.....</b>	<b>33</b>
4.1 Einleiter.....	33
4.2 Grundwasser .....	37
4.3 Bergbaufolgeseen.....	42
4.3.1 Allgemeine hydrochemische Kennzeichnung.....	42
4.3.2 Zeitliche Entwicklung und jahreszeitliche Dynamik der Ammoniumkonzentration .....	49
4.3.3 Ammoniumkonzentration und Ammoniakbildung .....	62
4.4 Fließgewässer .....	74
4.4.1 Kleine Spree.....	75
4.4.2 Schwarzer Schöps .....	79
4.4.3 Spree .....	83
4.4.4 Schwarze Elster .....	93
4.5 Anthropogene Ammoniumeinträge .....	95
4.6 Darstellung der Ammoniumpotentiale.....	95
4.6.1 Zustandsformen des Ammoniums im Grundwasser.....	95
4.6.2 Stoffströme.....	99
4.7 Entwicklungsprognose für Ammonium.....	102

<b>5</b>	<b>Weg des Ammoniums im Gewässer</b> .....	<b>106</b>
5.1	Stellung des Ammoniums im Nährstoffkreislauf.....	106
5.2	Prozesse der Ammoniumumwandlung und –speicherung.....	107
5.2.1	Abiotische Prozesse.....	107
5.2.2	Biologische Prozesse.....	107
5.2.3	Betrachtung der Umwandlungsprozesse im Hinblick auf eine sich etablierende Biozönose unter besonderer Berücksichtigung des Dissoziationsgleichgewichtes zwischen Ammonium und Ammoniak.....	114
<b>6</b>	<b>Auswirkungen bzw. Gefährdungspotentiale von Ammonium</b> .....	<b>117</b>
6.1	Ammonium- und Ammoniak-Toxizität.....	117
6.2	Auswirkungen von Ammonium auf Lebensgemeinschaften und auf Nutzungsanforderungen des Menschen.....	118
6.2.1	Beschreibung der Biozönose in den Bergbaufolgeseen und in den bergbaubeeinflussten Fließgewässern sowie Einfluss von Ammonium und Ammoniak auf die Reproduktion der aquatischen Flora und Fauna.....	118
6.2.2	Besonders anfällige Artengruppen oder Arten (biologische Komponenten nach EG-WRRL).....	122
6.2.3	Konflikte mit Nutzungsansprüchen.....	128
6.3	Ableitung von Schwellenwerten.....	131
6.3.1	Ableitung eines Schwellenwertes für Salmonidengewässer.....	135
6.3.2	Ableitung eines Schwellenwertes für Cyprinidengewässer.....	137
6.3.3	Vergleich der abgeleiteten Schwellenwerte mit vorhandenen Vorgaben.....	139
6.3.4	Bewertung dieser Vorgaben.....	141
6.4	Gefährdungen durch Ammonium bzw. Ammoniak bei Vermischung qualitativ und quantitativ verschiedener Wasserströme.....	143
6.4.1	Beurteilung der ökologischen Folgen punktförmiger Ammoniumeinleitungen in Fließgewässer.....	143
6.4.2	Auswirkungen zeitlich begrenzter Einleitungen von Wässern mit erhöhter Ammoniumkonzentration.....	144
6.4.3	Länge der Fließstrecke mit nachteiligen Auswirkungen.....	144
6.5	Auswirkung der Alkalisierung (Primärneutralisation) der Bergbaufolgeseen auf die Konzentration von Ammonium und Ammoniak und deren Auswirkungen auf die Biozönose.....	145
6.5.1	Allgemeines.....	145
6.5.2	Ergebnisse von Forschungsprojekten der LMBV zu Ammonium ...	146
6.5.3	Betrachtung der Auswirkungen der Nachbehandlung von Bergbaufolgeseen auf die Konzentration von Ammonium und Ammoniak insbesondere auf den Fischbestand.....	147
6.5.4	Erarbeitung einer geeigneten Neutralisationsstrategie für gefährdete Bergbaufolgeseen mit Regulierung des pH-Wertes sowie der Ammonium- und Ammoniakkonzentrationen im Interesse einer vorteilhaften Entwicklung der Biozönose.....	148
6.6	Konkretisierung und Lokalisierung von Gefahrenpotentialen für Oberflächengewässer (vorhandene und zukünftige Standgewässer-Wasserkörper und Fließgewässer-Wasserkörper).....	149

<b>7</b>	<b>Verfahren zur Ammoniumverminderung .....</b>	<b>156</b>
7.1	Übersicht .....	156
7.1.1	Physikalisch-chemische Verfahren .....	156
7.1.2	Biotechnologische Verfahren .....	159
7.1.3	Naturräumliche Verfahren .....	163
7.2	Darstellung von Verbesserungsansätzen oder innovativer noch nicht praxiserprobter Ansätze.....	166
7.3	Bewertung der Verfahren hinsichtlich ihrer Wirkung, Praxistauglichkeit, Effizienz, Genehmigungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit.....	168
7.4	Einsatzmöglichkeit im Rahmen der Braunkohlensanierung und des aktiven Braunkohlenbergbaus .....	176
<b>8</b>	<b>Maßnahmen im Untersuchungsgebiet .....</b>	<b>178</b>
8.1	Maßnahmen zur Vorsorge und Vermeidung sowie Optimierungsmaßnahmen zur Minimierung potentieller Gefährdungen.....	178
8.2	Verortung von Verfahren der Ammoniumverminderung im Untersuchungsgebiet.....	179
8.3	Notwendigkeit zusätzlicher Messstellen .....	180
8.4	Fachliche Diskussion der Forderung weniger strenger Umweltziele oder Änderung der gesetzlich vorgegebenen Grenzwerte.....	180
<b>9</b>	<b>Weiterer Untersuchungs- und Handlungsbedarf .....</b>	<b>184</b>
<b>10</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>185</b>

## Anlagenverzeichnis

<b>Anlage 1</b>	Messstellenübersichten .....	12 Blatt
<b>Anlage 2</b>	Karte der Ammonium-N-Konzentration im Grundwasser.....	1 Blatt
<b>Anlage 3</b>	Zeitreihen der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen und Speichern .....	12 Blatt
<b>Anlage 4</b>	Verortung der Gefahrenpotentiale .....	1 Blatt

## Abkürzungsverzeichnis

### Institutionen

AG	Arbeitsgemeinschaft (Flussgebietsbewirtschaftung)
AK	Arbeitskreis (Wasserbeschaffenheit)
EU	Europäische Union
IDUS	Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH, Ottendorf-Okrilla
IWB	Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Senftenberg
LTV	Landestalsperrenverwaltung Sachsen
VEG	Vattenfall Europe Generation AG, Cottbus
VEM	Vattenfall Europe Mining AG, Cottbus

### Technisch Begriffe

ATH	Allylthioharnstoff (Hemmstoff der Nitrifikation)
ATH-BSB <sub>5</sub>	BSB <sub>5</sub> mit Hemmung der Nitrifikation durch ATH
BSB <sub>5</sub>	Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
CCC	Criterion Continuous Concentration (Kriterium für eine lang andauernde Konzentration)
CMC	Criterion Maximum Concentration (Kriterium für eine Maximalkonzentration)
CMC	Dissolved Organic Carbon (gelöster, organisch gebundener Kohlenstoff)
EC50	Effektive Konzentration für 50 % der Testorganismen bzw. für 50 % Effektwirkung
ELS	Early Life Stage (frühes Lebensstadium)
EPA	Environmental Protection Agency (Umweltschutzagentur der USA)
extrap.	extrapoliert
G	Giftigkeitswert
GMAV	Genus Mean Acute Value (mittlerer Wert der akuten Toxizität für eine Art)
GMCV	Genus Mean Chronic Value (mittlerer Wert der chronischen Toxizität für eine Art)
iLC50	Letale interne Konzentration für 50 % der Testorganismen
JD	Jahresdurchschnitt
LC50	Letale Konzentration für 50 % der Testorganismen
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level (niedrigste Dosis, bei der sich nachteilige Effekte zeigen)
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration (niedrigste Dosis, bei der sich Effekte zeigen)
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level (niedrigste Dosis, bei der sich keine nachteilige Effekte zeigen)

NOEC .....	No Observed Effect Concentration (niedrigste Dosis, bei der sich keine nachteiligen Effekte zeigen)
MATC .....	Maximal Acceptable Toxicant Concentration (geometrisches Mittel zwischen dem NOAEL und dem LOAEL)
MHQ .....	Mittleres Hochwasser
MNQ .....	Mittleres Niedrigwasser
MQ.....	Mittelwasser
N.....	Stickstoff
NH <sub>4</sub> -N .....	Ammonium-Stickstoff
NH <sub>3</sub> -N .....	Ammoniak-Stickstoff (nicht ionisiert)
NEL .....	No Effect Level (maximale Dosis, bei der keine Wirkung erkennbar ist)
NOEC .....	No Observed Effect Concentration (maximale Konzentration, bei der keine Wirkung erkennbar ist)
NO <sub>2</sub> -N .....	Nitrit-Stickstoff
NO <sub>3</sub> -N .....	Nitrat-Stickstoff
Perz .....	Perzentilwert
PNEC .....	Predicted No Effect Concentration (vorausgesagte Konzentration eines Stoffes, bis zu der sich keine Auswirkungen auf den Organismus zeigen)
TAN .....	Total Ammonia Nitrogen (Gesamtstickstoff NH <sub>4</sub> + NH <sub>3</sub> )
TGD .....	Technical Guidance Document
TGK .....	Toxische Grenzkonzentration
UQN .....	Umweltqualitätsnorm
vgl.....	vergleiche
WRRL.....	Wasserrahmenrichtlinie
ZHK .....	zulässige Höchstkonzentration
ZV .....	Zielvorgabe

## Glossar (Wörterverzeichnis)

abiotisch .....	ohne Beteiligung von Lebenwesen
adsorbiert.....	Bindung eines Stoffes an der Oberfläche einer anderen Phase
adult.....	erwachsen; Adulte = Erwachsene
aerob .....	bei Anwesenheit von molekularem Sauerstoff
Ammonifikation .....	Umwandlung von Nitrat zu Ammonium
Amphibien.....	Lurche
anaerob .....	sauerstofffrei (ohne gebundenen z. B. Nitrat, Sulfat und molekularen Sauerstoff)
Anneliden.....	Gliederwürmer
anoxisch .....	Abwesenheit von molekularem Sauerstoff (O <sub>2</sub> )
anthropogen .....	durch Menschen verursacht
akut.....	nach kurzer Zeit eintretend
adult.....	erwachsen
aquatisch .....	wasserlebend
autotroph .....	Organismus kann aus anorganischen Stoffen selbst organische Verbindungen herstellen („Pflanzen“)
Biozönose.....	Lebensgemeinschaft innerhalb eines abgegrenzten Gebietes
chemo-lithotroph.....	Gewinnung von Energie durch Lebenwesen ausschließlich mittels chemischer Umsetzung von anorganischen Stoffen
chronisch .....	sich langsam aufbauend bzw. entwickelnd
circumneutral .....	um den Neutralpunkt (pH ≈ 7) herum, nur schwach sauer oder schwach alkalisch
Crustaceen .....	Krebstiere
Cypriniden .....	Weißfische
Degeneration .....	Rückbildung oder Zerfall
Denitrifikation.....	Umwandlung von Nitrat in molekularen Stickstoff
Denitritation .....	Umwandlung von Nitrit in molekularen Stickstoff
Diatomeen .....	Kieselalgen
Diffusion.....	physikalischer Prozess, der durch die thermische Eigenbewegung der Teilchen zur Ausbreitung und Durchmischung führt
emers .....	ganz oder teilweise über die Wasseroberfläche hinauswachsend
Epilimnion.....	Wasserschicht in geschichteten Seen oberhalb der Temperatursprungschicht
Ephemeropteren.....	Eintagsfliegen
eutroph .....	nährstoffreich (bei Gewässern)
Exposition .....	Kontakt mit einem Umweltkompartiment oder Stoff
fertil.....	befruchtet
heterotroph .....	Organismen müssen energiereiche organische Stoffe aufnehmen („Tiere“)
humantoxisch .....	giftig für Menschen
Hypolimnion.....	Wasserschicht in geschichteten Seen unterhalb der Temperatursprungschicht
Initialphase .....	Startphase

Invertebraten .....	wirbellose Tiere
juvenil .....	jungendlich, Jugendstadium
letal .....	tödlich
Makroinvertebraten.....	mit dem bloßen Auge erkennbare „Nichtwirbeltiere“
Makrophyten.....	mit dem bloßen Auge erkennbare Pflanzen
Makrozoobenthos .....	mit dem bloßen Auge erkennbare, bodenlebende, wirbellose Tiere
Mesokosmen .....	Modell-Ökosysteme
Metabolismus .....	Stoffwechsel
mikrobiell .....	von Mikroorganismen verursacht
Mollusken .....	Weichtiere
Mortalität.....	Sterblichkeit
Nitrataion .....	Umwandlung von Nitrit in Nitrat
Nitrifikation.....	Umwandlung von Ammonium in Nitrat
Nitritation .....	Umwandlung von Ammonium in Nitrit
obligat.....	strikt
Ökotoxizität.....	Giftigkeit für Tiere, Pflanzen und Bakterien
Oligochaeta .....	Wenigborster (Gliederwürmer)
phosphorlimitiert .....	durch die Menge an verfügbarem Phosphor begrenzt
Phytobenthos.....	am Gewässergrund siedelnde Klein- und Fadenalgen
Phytoplankton.....	im Wasser schwebende Kleinalgen
Planarien .....	Strudelwürmer
Plecopteren .....	Steinfliegen
Reproduktion .....	Fortpflanzung, Vermehrung
Rotatoria.....	Rädertierchen
Salmoniden.....	lachsartige Fische
Stagnationsphase.....	Zeitraum in dem ein Standgewässer aufgrund der thermisch bedingten Dichteunterschiede stabil geschichtet ist
subakut.....	unterhalb akuter Effekte (z. B. chronische Effekte)
subletal .....	unterhalb der tödlichen Schwelle
submers.....	unterhalb der Wasseroberfläche vorkommend
Taxon (PI. Taxa) .....	Gruppe von Organismen, die als formale Einheit auf irgendeiner Stufe der hierarchischen Klassifikation der Organismen gewertet wird
Salmoniden.....	lachsartige Fische
Stagnationsphase.....	Zeitraum in dem ein Standgewässer aufgrund der thermisch bedingten Dichteunterschiede stabil geschichtet ist
Zoobenthos.....	tierische, bodenlebende Organismen in Seen und Fließgewässern
Zooplankton.....	im Wasser schwebend lebende Tiere

## Zusammenfassung

- (1) Mit dem Fortschritt der wasserwirtschaftlichen Sanierung stillgelegter Braunkohlentagebaue und ihrer Umwidmung in Bergbaufolgeseen steht die Ausleitung des Überschusses ihrer Grundwasserbilanz in die regionalen Fließgewässer unmittelbar bevor bzw. wurde in Einzelfällen (Burghammer, Bärwalde) bereits erforderlich. In den sauren Bergbaufolgeseen werden überwiegend auch hohe Ammonium-Konzentrationen gemessen. Daraus ergibt sich die Fragestellung, inwieweit die Ausleitung aus den Bergbaufolgeseen die Fließgewässer zusätzlich mit Ammonium und ggf. Ammoniak belastet.
- (2) Die Analyse der hydrochemischen Situation der Gewässer im ostsächsischen Lausitzer Braunkohlenrevier zeigt, dass neben der vorhandenen nutzungsbedingten Ammonium-Belastung der Fließgewässer (kommunale Abwasserbehandlung, Flächenausträge aus der Landwirtschaft, Fischwirtschaft) als bergbaubürtige Quellen die Einleitung behandelter Sumpfungswässer des aktiven Braunkohlenbergbaus, die Ausleitungen aus den Bergbaufolgeseen des Sanierungsbergbaus und diffuse Grundwasserzutritte in den Gebieten des ehemaligen Absenkungstrichters in Frage kommen.
- (3) Im Grundwasser der Lausitzer Bergbauregion sind erhöhte Ammoniumkonzentrationen nachweisbar. Sie ist sowohl in den Braunkohleabraumkippen als auch in den von der bergbaulichen Absenkung betroffenen Grundwasserleitern im Vergleich zum natürlichen Zustand erhöht. Im Kippenwasser des Lausitzer Braunkohlenreviers wurden im Mittel etwa 3 mg/L Ammonium-N mit einer Spanne von 1 bis 6 mg/L als 10- und 90-Perzentile nachgewiesen. Im Grundwasser pleistozäner Grundwasserleiter, die von der Absenkung der Tagebaue betroffen waren bzw. sind, werden im Mittel 1,7 mg/L Ammonium-N mit einer Spanne von 0,4 bis 4 mg/L als 10- und 90-Perzentile gefunden. Im Vergleich dazu sind für die bergbaulich unbeeinflussten pleistozänen Grundwasserleiter im Mittel etwa 0,3 mg/L Ammonium-N bei einer Spanne von 0,03 (Nachweisgrenze) bis 0,9 mg/L als 10- und 90-Perzentile belegt.
- (4) Das Ammonium im Grundwasser stammt aus dem Abbau der organischen Substanz in den geologischen Substraten. Durch die zeitweilige Belüftung der Sedimente wurden die organischen Inhaltsstoffe aeroben Abbauprozessen durch Bakterien und Pilze zugänglich. Die Dispergierung der organischen Bestandteile in den Braunkohleabraumkippen hat diesen Prozess durch die Vergrößerung der Partikeloberflächen zusätzlich befördert.
- (5) Die stärksten Eintragsquellen für Ammonium-Stickstoff in die Fließgewässer des Untersuchungsgebietes sind die Grubenwasserbehandlungsanlagen Kringelsdorf und Tzschelln der Vattenfall Europe Mining AG. Je größer der Anteil des Kippenwassers am Aufkommen des Sumpfungswassers der jeweiligen Grubenwasserbehandlungsanlage ist, desto höher ist die Ammoniumkonzentration. Im Reinwasser der GWBA Tzschelln werden im Mittel 3,0 mg/L und im Reinwasser der GWBA Kringelsdorf im Mittel 0,7 mg/L Ammonium-N gemessen. Die mittleren Einleitmengen der Grubenwasserbehandlungsanlagen lagen im Mittel des Jahres 2011 bei 0,9 bzw. 3,0 m<sup>3</sup>/s.

- (6) Für die Bergbaufolgeseen läßt sich ein Zusammenhang zwischen dem Säure-Base-Zustand und der Ammoniumkonzentration nachweisen. In langfristig neutralen Bergbaufolgeseen liegt die mittlere Ammonium-N-Konzentration häufig unter 0,1 mg/L, überschreitet aber 0,5 mg/L nicht. In den ursprünglich sauren Bergbaufolgeseen werden Ammonium-N-Konzentrationen überwiegend in der Spanne zwischen 1 und 5 mg/L gemessen. Höhere Ammonium-N-Konzentrationen in den Seen gehen meist auf die Einleitung kommunaler oder industrieller Abwässer zurück (z. B. Lugteich).
- (7) Die Beobachtungen in der Lausitz zeigen, das sich ab  $\text{pH} > 5 \dots 6$  die bakterielle Nitrifikation in den Bergbaufolgeseen etabliert. Die Nitrifikation stellt sich mit einer Verzögerung von mehreren Monaten nach der Neutralisation ein. Die Nitrifikation findet in Bergbaufolgeseen statt, die sowohl chemisch als auch durch Fremdflutung neutralisiert wurden. Im fremdgefluteten Bärwalder See (ca. 130 Mio.  $\text{m}^3$ ) verringerte die seeinterne Nitrifikation in anderthalb Jahren die Ammonium-N-Konzentration von ursprünglich 1,1 mg/L auf 0,2 mg/L. Im Bernsteinsee (30 Mio.  $\text{m}^3$ ) führte die chemische Neutralisation innerhalb von zwölf Monaten zu einer Verringerung der Ammonium-N-Konzentration von 1,5 bis 1,8 mg/L auf etwa 0,4 mg/L. Der weitere Nitrifikationsfortschritt wurde durch eine Wiederversauerung gestört.
- (8) Bei einer Wiederversauerung der Bergbaufolgeseen unter  $\text{pH} < 5 \dots 6$  erliegt die bakterielle Nitrifikation. Die Ammoniumkonzentration erhöht sich infolge dessen wieder auf die ursprünglichen Werte, die sich aus den Einträgen des Grundwassers ergaben. Solche Beobachtungen wurden im Bernsteinsee in der Folge von zwei Wiederversauerungsereignissen gemacht. Da eine Ausleitung sauren Wassers aus den Bergbaufolgeseen wasserrechtlich nicht zulässig ist, gelangen die hohen Ammonium-N-Konzentrationen aus den Bergbaufolgeseen nicht in die öffentlichen Fließgewässer.
- (9) Belastungen der Fließgewässer aus den Bergbaufolgeseen treten nur auf, wenn die chemische Neutralisation zeitlich unmittelbar vor der Ausleitung erfolgt. Wird die chemische Neutralisation unter Berücksichtigung einer Anpassungszeit von etwa 3 bis 6 Monaten für die Nitrifikanten im Vorlauf zur erforderlichen Ausleitung vorgenommen, kann mit einer deutlichen Minderung der Ammonium-N-Konzentration im Seewasser gerechnet werden.
- (10) Auch in Bergbaufolgeseen, die bereits seit Jahrzehnten als wasserwirtschaftliche Speicher genutzt werden (Speicher Lohsa I und Knappenrode) ist der bergbauliche Einfluss noch nachweisbar. Regelmäßig während der Sommerstagnation erhöht sich die Ammoniumkonzentration grundnah und im Hypolimnion der Speicher infolge des Grundwasserzutritts aus den Kippen und beeinflussten Grundwasserleitern. Dieses hydrochemische Ereignis wird häufig durch Anaerobie begleitet. Bei Anaerobie ist ggf. auch eine Ammoniumfreisetzung aus dem Sediment beteiligt.

- (11) In der Regel ist erst bei erhöhten pH-Werten  $\text{pH} > 8$  ist mit der Bildung fischtoxischer Mengen Ammoniaks zu rechnen. Hohe pH-Werte treten in den Bergbaufolgeseen während der chemischen Neutralisation mit Kalkhydrat sowie in den Speichern infolge der biologischen Entkalkung auf. Des Weiteren ist mit hohen pH-Werten in den Fließgewässern unmittelbar unterhalb der Einleitstellen der Grubenwasserbehandlungsanlagen zu rechnen.
- (12) Bei der chemischen Initialneutralisation saurer Bergbaufolgeseen ergeben sich aus dem Zusammentreffen hoher Ammoniumkonzentrationen mit hohen pH-Werten keine kritischen Situationen aus der Ammoniakbildung. Hohe pH-Werte treten hier nur kurzzeitig und lokal auf. Außerdem sind in den sauren Seen noch keine Fischpopulationen vorhanden. Mit kritischen ammoniaktoxischen Situationen für die Biozönose ist dagegen bei der chemischen Nachbehandlung neutralisierter Bergbaufolgeseen zu rechnen.
- (13) In den wasserwirtschaftlich bereits langjährig genutzten Speichern Lohsa I und Knappenrode stellen sich infolge der biogenen Entkalkung zum Höhepunkt der Sommerstagnation im Epilimnion zeitweilig sehr hohe pH-Werte  $\text{pH} > 9$  ein. Diese Situationen ereignen sich regelmäßig im Spätsommer bei hohen Wassertemperaturen. Trotz niedriger Ammonium-Konzentrationen werden in diesen Situationen zeitweilig Ammoniak-Konzentrationen über dem Grenzwert der Sächsischen Fischgewässerverordnung von 0,025 mg/L berechnet. Schäden für die Fischpopulationen wurden bislang nicht kommuniziert.
- (14) Für die Einleitung gereinigter Sumpfungswässer aus Grubenwasserbehandlungsanlagen des Braunkohlebergbaus in die Fließgewässer sind in den wasserrechtlichen Erlaubnissen Grenzwerte für den pH-Wert, für Eisen und für die abfiltrierbaren Stoffe festgelegt. Der pH-Wert ist meist in einem Bereich zwischen  $\text{pH} \geq 6,5$  und  $\text{pH} \leq 8,5$  einzuhalten. Da bei der Grubenwasserbehandlung Kalkhydrat als Flockungsmittel zum Einsatz kommt, liegt der pH-Wert des behandelten Sumpfungswassers überwiegend zwischen 7,5 und 8,5. Das Reinwasser ist aufgrund der Prozessführung der Wasserbehandlung kalkgesättigt und mit Kohlesäure übersättigt. Die Einstellung des natürlichen chemischen Gleichgewichtes führt deshalb zu keinem weiteren Anstieg des pH-Wertes im Fließgewässer.
- (15) Für Ammonium-Stickstoff besteht nach aktueller Rechtslage bei der Einleitung gereinigter Sumpfungswässer aus Grubenwasserbehandlungsanlagen des Braunkohlebergbaus in Fließgewässer keine Limitierung. Die Ammonium-N-Konzentration des Reinwassers entspricht der Ammonium-N-Konzentration des Rohwassers. Ein bakterieller Abbau, eine Oxidation des Ammonium-Stickstoffs oder ein sonstiger Rückhalt erfolgen bei Grubenwasserbehandlung nicht.

- (16) Infolge des Grundwasserwiederanstiegs nehmen diffuse Grundwasserzutritte in die Fließgewässer zu. Solche Grundwasserzutritte wurden an der Kleinen Spree im Abschnitt zwischen Burghammer und Mündung in die Spree, für den Altarm der Spree am Wehr Ruhlmühle sowie für die Spree im Abschnitt zwischen dem Wehr Ruhlmühle und der Einmündung der Kleinen Spree festgestellt. Hier tritt ein bergbaulich belastetes Grundwasser aus dem ehemaligen Absenkungstrichter der Tagebaue Lohsa II, Burghammer und Spreetal zu. Die Beschaffenheit des Grundwasser in der Oberen und Unteren Talsandfolge ist im Mittel durch eine Sulfatkonzentration zwischen 400 und 600 mg/L, eine Eisenkonzentration zwischen 60 und 100 mg/L sowie eine Ammonium-N-Konzentration zwischen 1 und 2 mg/L gekennzeichnet.
- (17) Die Ammonium-N-Konzentration in den Fließgewässern unterliegt den Einflüssen aus dem Einzugsgebiet, den Punkteinleitungen aus Grubenwasserbehandlungsanlagen und Bergbaufolgeseen sowie den natürlichen Abbauprozessen. In Fließgewässerabschnitten mit geeigneten natürlichen und günstigen hydrochemischen Bedingungen lässt sich der Ammonium-Abbau durch Nitrifikation nachweisen. Das betrifft derzeit den Schwarzen Schöps, die Spree von der Untersuchungsgebietsgrenze bis etwa zur Einmündung der Kleinen Spree, die Kleine Spree bis Ortslage Burghammer sowie die gesamte Schwarze Elster. Bilanzierungen für die Spree zeigen, dass unter sommerlichen Bedingungen bis zum Pegel Spreewitz über 50% der Ammonium-Einträge abgebaut werden. Ein Ammoniumabbau im Winter ist in den genannten Fließgewässerabschnitten dagegen praktisch nicht nachweisbar. Aufgrund der ungünstigen hydrochemischen Verhältnisse (hohe Eisenkonzentrationen und zunehmende Versauerung) und der kurzen Verweilzeit findet in der Kleinen Spree derzeit kein nennenswerter Ammonium-Abbau statt.
- (18) Gesetzlich verbindliche Regelungen (Qualitätsziele, Schwellenwerte) für Ammonium- und Ammoniakkonzentrationen in Fließ- und Standgewässern gibt es lediglich in der EG-Fischgewässerverordnung und deren landesrechtlicher Umsetzungen sowie in der Oberflächengewässerverordnung des Bundes. In der Oberflächengewässerverordnung finden sich Anforderungen an den sehr guten Zustand und das höchste ökologische Potenzial. Die Fischgewässerverordnung gilt nur für namentlich benannte Fischgewässer und wird im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 2013 außer Kraft gesetzt. Daneben gibt es eine Reihe nationaler und internationaler Empfehlungen. Darüber hinaus gibt es verbindliche Regelungen für das Trink- und Grundwasser (EU-Trinkwasserrichtlinie, Trink- und Grundwasserverordnung des Bundes) sowie für maximale Konzentrationen im Abwasser bestimmter Einleiter (Abwasserverordnung des Bundes).
- (19) Die wichtigsten nationalen Empfehlungen sind die Qualitätsziele in der Arbeit von (Hamm et al. 1991), die Anforderungen an die Wasserqualität in Tagebauseen der (LAWA 2001), die Orientierungswerte der (LAWA 2007), die Umweltqualitätsnorm der (IKSR 2009) und die „Grundsätze für die länderübergreifende Bewirtschaftung der Flussgebiete Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße“ der AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster“. Die wichtigsten internationalen Regelungen mit Angaben zur wissenschaftlichen Herleitung der Werte wurden von der (EA UK & Sniffer 2007) und (UK TAG 2008) in Großbritannien, der (US-EPA 2009) und der (CCME 2010) in Kanada veröffentlicht.

- (20) Ammonium hat für alle Lebewesen essentielle Bedeutung. Ammonium ist ein wichtiges Glied des Stickstoffkreislaufes in aquatischen und terrestrischen Ökosystemen. Neben der direkten Aufnahme von Ammonium durch Wasserpflanzen ist die mikrobielle Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat der wichtigste Prozess bei der Entfernung von Ammonium aus den Gewässern. Die Nitrifikation ist mit einer starken Sauerstoffzehrung von 4,6 mg und einer Säureproduktion 0,14 mmol pro Milligramm Ammonium-Stickstoff verbunden. Ammonium bzw. Ammoniak werden in der Nahrungskette nicht angereichert.
- (21) Ammonium steht in wässriger Lösung in einem pH- und temperaturabhängigen Gleichgewicht mit dem freien Ammoniak. Der Ammoniakanteil nimmt bei steigender Temperatur und bei steigenden pH-Werten zu. Bei einer Temperatur von +10°C lässt sich im Gleichgewicht mit 1 mg/L Ammonium-N für pH = 8,0 eine unkritische Ammoniak-N-Konzentration von 0,018 mg/L berechnen. Die Ammoniak-N-Konzentration steigt jedoch bei pH = 8,5 auf 0,055 mg/L und bei pH = 9,0 auf 0,157 mg/L. Eine Temperaturerhöhung von +10°C auf +25°C führt zu einem Anstieg der Ammoniakkonzentration um das 2- bis 3-Fache.
- (22) Der optimale Bereich der Nitrifikation liegt zwischen pH  $\approx$  7,5 und pH  $\approx$  8,5. Bei schneller pH-Absenkung wird die Nitrifikation bereits im Bereich pH < 6,5 gehemmt. Bei allmählicher Verringerung des pH-Wertes sind Nitrifikationsaktivitäten noch im pH-Bereich bis ca. pH  $\approx$  4,5 nachweisbar. Im alkalischen Bereich setzt die Hemmung der Nitrifikation bei pH > 8,5 ein. Die optimale Sauerstoffkonzentration für die Nitrifikation liegt für *Nitrosomonas* bei >1 bis 2 mg/L und für *Nitrobacter* bei >2 bis 4 mg/L. Das Temperaturoptimum beider Gruppen liegt zwischen +25 bis +30°C. Die Untergrenze der Nitrifikation beträgt ca. +5°C und die Obergrenze ca. +45°C. Bei längeren Anpassungsphasen und einer ausreichenden Besiedlungsdichte ist auch bei Temperaturen unter +5°C eine wirkungsvolle Nitrifikation noch möglich.
- (23) Saure Bergbaufolgeseen weisen meist erhöhte Ammoniumkonzentrationen auf, weil die Nitrifikation im sauren Milieu gehemmt ist. In neutralen bzw. chemisch neutralisierten Bergbaufolgeseen laufen eine gewisse Zeit nach der Entstehung bzw. Neutralisation, in der sich die entsprechenden Biozönosen etablieren, vergleichbare Prozesse ab, wie in natürlich entstandenen circumneutralen Gewässern. Wegen der Nitrifikanten ist daher hier auch die Ammoniumkonzentration gering. Die Lebensgemeinschaften in Bergbaufolgeseen sind insbesondere vom pH-Regime des Gewässers abhängig. Saure Bergbaufolgeseen weisen im Vergleich zu neutralen Gewässern eine deutlich artenärmere Biozönose säuretoleranter Organismen auf. Organismen mit hoher Empfindlichkeit für Ammoniak, wie Fische, kommen erst in Gewässern mit pH > 5 vor.
- (24) Die Anfälligkeit eines bergbaubeeinflussten Fließgewässers gegenüber Ammonium und Ammoniak ist von der Empfindlichkeit seiner Biozönose, von der Beschaffenheit des Fließgewässers und der bergbaubeeinflussten Zuflüsse, vom Verhältnis der Frachten des unbeeinflussten Oberflächenwassers und bergbaubeeinflussten Zuflüsse, von der Wassertemperatur, von Hemmstoffen der Nitrifikation, vom autotropher Bewuchs im Fließgewässer (Phytobenthos, submerse Makrophyten) abhängig.

- (25) Die Ökotoxizität des Ammoniumions ist wesentlich geringer als die Ökotoxizität des freien Ammoniaks. Fische sind gegenüber Ammoniak empfindlicher als Bakterien, Algen, die meisten wirbellosen Tiere und höhere Wasserpflanzen. Salmoniden sind sensibler als Cypriniden. Am stärksten empfindlich ist die frisch geschlüpfte Brut von Salmoniden. Nach neueren Studien sind Glochidien einiger Muschelarten noch anfälliger als Fische. Schwankungen der Ammoniakkonzentration werden schlechter ertragen als konstant höhere Belastungen. Die Angaben zur Temperaturabhängigkeit der Ammoniaktoxizität sind dagegen widersprüchlich.
- (26) Aus überprüfbaren Quellen wurden Ökotoxizitätsdaten zusammengestellt und in Anlehnung an das Verfahren in (EC-TGD 2003) daraus eigene Schwellenwerte für akute und chronische Wirkungen von Ammoniak für Salmoniden- und Cyprinidengewässer abgeleitet. Für Salmonidengewässer wurde für die akuten und die chronischen Wirkungen Schwellenwerte von 0,015 bzw. 0,001 mg/L  $\text{NH}_3$  und für Cyprinidengewässer von 0,035 bzw. 0,025 mg/L  $\text{NH}_3$  abgeleitet. Die Werte liegen in der gleichen Größenordnung, wie die Festlegungen der EU-Fischgewässerverordnung sowie die Richtlinien anderer Staaten und Organisationen.
- (27) Für das in der Wasserrahmenrichtlinie festgeschriebene Erreichen des „guten ökologischer Zustands“ bis 2015 bzw. spätestens 2021 wird in der vorliegenden Studie empfohlen, den I-Wert der EG-Fischgewässer-Richtlinie von 0,025 mg/L  $\text{NH}_3$  als Schwellenwert zu verwenden. Für Gesamtammonium können zur Orientierung die von (Hamm et al. 1991) genannten Qualitätsziele von 0,2 mg/L  $\text{NH}_4$  für Salmonidengewässer und 0,4 mg/L  $\text{NH}_4$  für Cyprinidengewässer übernommen werden. Der I-Wert der EG-Fischgewässer-Richtlinie für Ammoniak hat zumindest für benannte Fischgewässer in Sachsen bis 2013 noch Rechtsstatus. Die Bewertung konkreter Fälle sollte als Einzelfallprüfung erfolgen, in deren Ergebnis auch eine begründete Abweichung von den genannten Ammoniumkonzentrationen erfolgen kann.
- (28) Konflikte mit den Nutzungsansprüchen können auftreten, wenn ammoniumreiches Oberflächen- oder Grundwasser aus Tagebaugebieten in Oberflächen- oder Grundwasser gelangt, die zur Fischbewirtschaftung bzw. zur Trinkwassergewinnung dienen. Solche Konstellationen sind im Untersuchungsgebiet nicht gegeben.
- (29) Vom Arbeitskreis Wasserbeschaffenheit der länderübergreifenden Arbeitsgemeinschaft Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster wurde für die Spree an der Gütemessstelle Spremberg-Wilhelmsthal (Brandenburg) ein Immissionsgrenzwert von 1,5 mg/L für Ammonium-Stickstoff festgelegt. An der behördlichen Gütemessstelle Zerre an der Ländergrenze Sachsen/Brandenburg wird dieser Immissionsgrenzwert derzeit nicht überschritten.

- (30) Aufgrund der aktuellen Belastung der Fließgewässer im Untersuchungsgebiet ergibt sich hieraus kein unmittelbarer Handlungsbedarf zur Minderung der Ammonium-Einträge. Der hydrochemische und ökologische Zustand der Spree wird aktuell von hohen Eisen- und Sulfatbelastungen beherrscht. Zunächst sind diese Belastungen wirkungsvoll und nachhaltig zu mindern. Als Entscheidungshilfe wurde ein Prüfschema aufgestellt, mit dem die Frage beantwortet werden kann, unter welchen Bedingungen in Bezug auf die Ammonium- und Ammoniakkonzentration bedenkliche oder unbedenkliche Verhältnisse vorliegen.
- (31) Die Ausleitung aus Bergbaufolgeseen darf in konsequenter Übereinstimmung mit dem Wasserrecht nur im neutralen Zustand erfolgen. Die Neutralisation der Bergbaufolgeseen sollte im zeitlichen Vorlauf von etwa 3 bis 6 Monaten vor der geplanten Ausleitung abgeschlossen werden. Damit wird gesichert, dass die Ammonium-Konzentration durch bakterielle Nitrifikation auf unkritische Werte verringert ist. Die chemische In-lake-Wasserbehandlung ist durch zahlreiche Erfahrungen insbesondere im Lausitzer Braunkohlenrevier inzwischen Stand der Technik.
- (32) Der neutrale Zustand von Bergbaufolgeseen mit Anbindung an natürliche Gewässer ist möglichst durch eine angepasste Wassermengenbewirtschaftung aufrechtzuerhalten. Stehen die erforderlichen Wasserressourcen räumlich und zeitlich nicht zur Verfügung, ist eine schonende chemische Wasserbehandlung zum Aufrechterhalten des neutralen Zustandes durchzuführen. Zur Technologie einer schonenden Wasserbehandlung besteht Forschungs- und Entwicklungsbedarf. Die Anwendung von Kohlensäure spielt hierbei eine Schlüsselrolle.
- (33) Darüber hinaus wird empfohlen, von den fachlich Beteiligten und wasserrechtlich zu prüfen, inwieweit die Direkteinleitungen behandelter Sumpfungswässer des aktiven Braunkohlebergbaus in die Fließgewässer in Indirekteinleitungen in Bergbaufolgeseen umgewidmet werden können, zumindest für einen relevanten Teilstrom. Neben anderen Vorteilen, die diese Maßnahme versprechen, kann hier die bakterielle Nitrifikation als Gratisleistung der Natur in Anspruch genommen werden. Die zeitweilige Einleitung eines Teils der behandelten Sumpfungswässer der GWBA Schwarze Pumpe in den Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost entspricht faktisch dieser Empfehlung. Die Maßnahme ist wasserrechtlich genehmigt.
- (34) Zu den naturräumlichen Verfahren der Ammoniumelimination zählen auch neutralisierte Teilbereiche („Nitrifikationsteiche“), die in den Bergbaufolgeseen eingerichtet werden können, sowie durchstömte und bewachsene Bodenfilter. Die Anlagengröße muss auf die Volumenströme der Ausleitmengen aus den Bergbaufolgeseen ausgelegt werden, was in der Regel einen großen Flächenbedarf erfordert. Sie sind für kontinuierlich durchflossene Systeme besser geeignet als für Systeme mit stark schwankenden Durchflüssen, wie z. B. das Speichersystem Lohsa II.

- (35) Zur anlagentechnischen Ammoniumelimination bestehen zahlreiche physikalisch-chemische und biotechnologische Verfahren. Sie wurden überwiegend im Bereich der Trink- und Abwassertechnik entwickelt. Die physikalisch-chemischen Verfahren verursachen deutlich höhere Kosten, als die biotechnologischen Verfahren. Sie kommen daher nur für spezielle Zwecke in Frage. Für biotechnologische Verfahren auf der Basis der bakteriellen Nitrifikation ist eine Einlaufphase erforderlich. Bei stärkeren Schwankungen der Ammoniumkonzentration und der Wassertemperatur kann es zu Störungen der Nitrifikation kommen. Unter entsprechenden Rahmenbedingungen ist die Nitrifikation in Nassfiltern für Punktquellen geeignet.
- (36) Das Grundwasser im Absenkungstrichter der ehemaligen Tagebaue Scheibe, Lohsa II und Burghammer in der Sprrewitzer Rinne ist großräumig mit Ammonium belastet und stellt eine Quelle für die diffusen Belastungen der Fließgewässer dar. Eine Sanierung des mächtigen pleistozänen Grundwasserleiters ist derzeit weder verfahrenstechnisch noch wirtschaftlich darstellbar.
- (37) Weiterer Untersuchungs- und Handlungsbedarf besteht aus Sicht der ökotoxikologischen Datenbasis für chronische Wirkungen auf einheimische Organismen der Cyprinidenregion sowie der Entwicklungsstadien einheimischer Muschelarten, die zum Teil unter Naturschutz stehen. Auch zusätzliche Ökosystemuntersuchungen wären wünschenswert.

## 1 Veranlassung und Aufgabenstellung

In Regionen mit aktivem Braunkohlenbergbau sowie in Bergbaufolgelandschaften der Braunkohle ist der natürliche Gewässerhaushalt stark beeinträchtigt. Nachteilige Auswirkungen sind großflächige und langfristige Veränderungen von Menge und Beschaffenheit sowohl der Sicker- und Grundwässer als auch der Fließ- und Standgewässer. In diesen Gebieten ist eine Umsetzung der Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie besonders erschwert. Von solchen Bergbaufolgerscheinungen sind sowohl sächsische als auch tschechische Braunkohlebergbaugebiete betroffen. Deshalb wurde im Rahmen der Umsetzung der aus der EG-Wasserrahmenrichtlinie folgenden Vorgaben in der Flussgebietsgemeinschaft Elbe eine Zusammenarbeit in einem grenzüberschreitenden Projekt Ziel 3 – VODAMIN vereinbart.

Innerhalb des 1. Schwerpunktes „Grund- und Oberflächenwasserprobleme in Braunkohlerevieren Nordböhmens und der Lausitz“ soll eine Studie zu Ammonium in den ostsächsischen Bergbaufolgeseen (vorhandene und zukünftige) und bergbaubeeinflussten Fließgewässern erarbeitet werden. In dieser Studie sollen die Auswirkungen des Ammoniums auf Lebensgemeinschaften beschrieben, Entwicklungstendenzen der Ammoniumkonzentration für die ostsächsischen Oberflächengewässer herausgestellt und Verfahren der Verminderung vorgestellt sowie in ihrer Anwendbarkeit und Wirksamkeit bewertet werden.

Nach Abschluss der Flutung der Bergbaufolgeseen der Lausitz sollen die Seen unterschiedlichen Nutzungen, z. B. als Speicher mit dem Ziel der kontrollierten Abgabe von Wasser in die Vorflut, als Badegewässer oder als fischereiwirtschaftliches Gewässer, zugeführt werden. Voraussetzung dafür ist eine nachhaltige Sanierung der Bergbaufolgelandschaft, was unter anderem auch die mengenmäßige und qualitative Sanierung der vom Bergbau beeinflussten Wässer (Grund- und Oberflächenwasserkörper) beinhaltet.

Die derzeitigen Ammoniumkonzentrationen in vielen Lausitzer Bergbaufolgeseen von  $> 1,5$  mg/L entsprechen weder den Zielen des AK Wasserbeschaffenheit der AG Flussgebietsbewirtschaftung Spree/Schwarze Elster, noch den verschiedenen gesetzlichen Vorgaben. Sie stehen sowohl den avisierten Nutzungszielen, als auch der Erreichung eines mit natürlichen Seen vergleichbaren Ökosystems entgegen.

Das Ammonium in den Oberflächengewässern der Bergbaufolgelandschaft stammt vorwiegend aus anoxischem Grundwasser und wurde durch Mineralisierung organischer Substanz angereichert. Ammonium bildet ein Dissoziationsgleichgewicht mit Ammoniak. Ammoniak seinerseits ist ein starkes Fischgift. Das Gleichgewicht ist vom pH-Wert und von der Wassertemperatur abhängig. Der Anteil des Ammoniaks steigt mit zunehmendem pH-Wert und steigender Temperatur. Besonders dringlich ist die Einhaltung von Grenzwerten für gelöstes Ammonium deshalb dort, wo ammoniumreiches Wasser aus Bergbaufolgeseen und Grubenwasserreinigungsanlagen in die Vorflut ausgeleitet wird und in der Vorflut ein basischer pH-Wert gegeben ist.

Der bisherige Wissensstand zu den Wirkungen hoher Ammoniumkonzentrationen auf Biozönosen ist eher gering. Mit einer Studie sollen die Wissensdefizite behoben werden und Verfahren aufgezeigt werden, die geeignet sind, eine nachhaltige Verringerung der Ammoniumkonzentration der Bergbaufolgeseen und ihrer Vorfluter zu erreichen, wobei auch eine Einzelbetrachtung eines jeden Bergbaufolgesees und der betroffenen Fließgewässer-Wasserkörper durchgeführt werden soll.

Das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie hat das Projekt „Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen“ mit Werkvertrag Az. 46-4331/142/4 vom 13.10.2011/18.10.2011 an das Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (Dresden) und an die IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH (Ottendorf-Okrilla) vergeben.

Untersucht werden sollen alle Standgewässer (Bergbaufolgeseen) mit einer Fläche von > 20 ha und alle nach der EG-WRRL relevanten Fließgewässer-Wasserkörper im **sächsischen Teil des Lausitzer Braunkohlereviere**. Besonderes Augenmerk liegt dabei auf den Bergbaufolgeseen, von denen eine Ausleitung in die Vorflut bereits erfolgt bzw. künftig erfolgen wird sowie den entsprechenden Vorflutern.

Die Untersuchungen sind konform und unter Beachtung wichtiger Gesetzgebungen, Richtlinien und fachlicher Empfehlungen durchzuführen.

Zur Erstellung der Studie sollten vorhandene Erfahrungen, Studien, Recherchen und Daten wesentlicher Akteure der Region genutzt werden. Die Bearbeitung der Studie sollte nach Datenlage erfolgen. Die Durchführung von Messprogrammen war nicht vorgesehen. Außerdem waren eine nationale und internationale Kenntnisstandsanalyse durchzuführen.

## **2 Spezifische Problemstellungen der Bergbauregion Lausitz**

### **2.1 Folgen des Braunkohlenbergbaus für den Wasserhaushalt und die Beschaffenheit von Grund- und Oberflächenwasser in der Lausitz**

Der Braunkohlebergbau ist mit starken Eingriffen in den Wasserhaushalt der betroffenen Flusseinzugsgebiete verbunden. Damit die Braunkohle im Tagebaubetrieb gefahrlos gewonnen werden kann, wird das abbauwürdige Kohlefeld während des aktiven Braunkohlebergbaus gesümpft (entwässert). Die Sümpfung erfolgt im Lausitzer Braunkohlenrevier in den letzten Jahrzehnten fast ausschließlich mit Vertikalfilterbrunnen. In den 1960er und 1970er Jahren waren auch Schacht- und Streckenentwässerungen im Gebrauch. Teile davon sind derzeit im Tagebau Nochten noch im Betrieb. Darüber hinaus ist in den Braunkohlentagebauen auch die Sammlung und Ableitung von Oberflächenwasser erforderlich, das sich bei Starkniederschlägen insbesondere in der Grubenarbeitsebene sammelt.

Die Grundwasserleiter über dem 2. Lausitzer Flözhorizont werden im Vorlauf der Kohleförderung vollständig entwässert und damit belüftet. Die liegenden Grundwasserleiter unter dem 2. LFH müssen nach Maßgabe der hydraulischen und geotechnischen Bedingungen zumindest druckentspannt werden. Das heißt, der Grundwasserspiegel wird auf eine gefahrlose Höhe bis unter den 2. LFH abgesenkt. Dabei erfolgt meist keine Belüftung des gesümpften Grundwasserleiters.

Wichtige Entwässerungsstrukturen eines Tagebaus sind Randriegel an der äußeren Kontur des Tagebaufeldes zum Abfangen des Grundwasserzustroms aus dem Umfeld, Vorfeldriegel im Vorlauf der Deckgebirgs- und Kohleförderung sowie Kippenriegel zum Niedrighalten des Grundwasserspiegels im Hinterland der Kohleförderung. Darüber hinaus können in Abhängigkeit von den spezifischen hydrogeologischen Gegebenheiten im Tagebau weitere Sonderformen der Entwässerung notwendig werden. In länger offen stehenden Randschläuchen wird die Kippenbasis häufig mit Horizontaldränagen entwässert. Tektonisch gestörte Strukturen mit geologischen „Wassertaschen“ müssen durch lokale Brunnenriegel auf den Arbeitsebenen im Tagebau entwässert werden.

Die Absenkungstiefen der Brunnen richten sich nach der Lage des Braunkohleflözes. Während in den älteren Tagebauen Spreetal, Bluno, Skado und Koschen unter vergleichsweise günstigen lagerstättengeologischen Bedingungen maximale Absenkungen von 40 bis 50 Meter erforderlich waren, müssen unter ungünstigen lagerstättengeologischen Bedingungen, z. B. im Bereich der Trebendorfer Hochfläche im Tagebau Nochten, eine Grundwasserabsenkung bis 100 Meter und mehr erzielt werden.

Die Sümpfung eines Braunkohlentagebaus ist ein dynamischer Prozess. Die Sümpfung beginnt in der Regel viele Jahre vor dem Aufschluss des Tagebaus. Im Verlauf des Tagebaubetriebes verlagern sich die Brunnenriegel mit der Wanderung der räumlichen Kontur des Tagebaus. Während des Tagebaubetriebes verändern sich außerdem die Fördermengen aus den Rand- und Vorfeldriegeln im Verhältnis zu

den Sumpfungswassermengen aus den Kippen. Während in den ersten Jahren der Kohleförderung in einem Tagebau praktisch kein Kippenwasser anfällt, nimmt sein Anteil mit den „Alter“ des Tagebaus und mit dem „Wachstum“ der Kippenflächen zu.

Die Rand- und Vorfeldriegel eines Tagebaus fördern ein weitgehend unbeeinflusstes Grundwasser. Im Umfeld des Tagebaus wird dadurch ein Absenkungstrichter erzeugt, der je nach den hydrogeologischen Verhältnissen bis 20 und mehr Kilometer weit reichen kann. Eine weit reichende Grundwasserabsenkung erfolgt meist in pleistozänen Rinnen mit hoher hydraulischer Durchlässigkeit. Das betrifft z. B. die Nochten-Pecherner Rinne im Südosten des Tagebaus Nochten, wo der Absenkungstrichter bis zur Wasserscheide zwischen den Flussgebieten des Weißen Schöps und der Neiße reicht. Da zahlreiche Tagebaue des sächsischen Lausitzer Braunkohlenreviers im Bereich des Lausitzer Urstromtales liegen, waren die betroffenen pleistozänen Grundwasserleiter großflächig abgesenkt. In anderen Bereichen wird die Ausbreitung des Grundwasserabsenkungstrichters durch die geologischen Verhältnisse begrenzt. So beschränkt z. B. der Muskauer Faltenbogen den Absenkungstrichter des Tagebaus Nochten nach Nordosten. Hinter der äußeren Randstörung des Muskauer Faltenbogens sind Absenkwirkungen durch die Sumpfung des Tagebaus Nochten nicht nachweisbar.

Zur Eindämmung der Außenwirkungen eines Tagebaus auf den Wasserhaushalt werden seit den 1970er Jahren Dichtwände gebaut. Die erste Dichtwand im Lausitzer Braunkohlenrevier wurde an der Ostmarkscheide des Tagebaus Jänschwalde (Brandenburg) errichtet, um eine Ausbreitung des Absenkungstrichters unter die Neiße bis auf polnisches Territorium zu verhindern. Die Dichtwandtechnologie wurde in den folgenden Jahrzehnten ständig verbessert. Von der Vattenfall Europe Mining AG wurden in den letzten Jahren insbesondere die technisch erreichbare Gründungstiefe der Dichtwände vergrößert sowie die Leistung und Anlagenkapazität der Dichtwandtechnologie quantitativ erweitert. Dichtwände kamen im Tagebau Nochten bislang noch nicht zur Anwendung. Der jüngere Tagebau Reichwalde wird an der Ostmarkscheide derzeit von einer Dichtwand umschlossen. Eine weitere Dichtwand wird von der Vattenfall Europe Mining AG derzeit an der Südmarkscheide des Tagebaus Welzow-Süd im Randbereich der Bluno-Bahnsdorfer Rinne überwiegend auf brandenburgischem Gebiet gebaut, um Auswirkungen der Sumpfung des Kohlefeldes Proschim auf die Bergbaufolgeseen der erweiterten Restlockkette zu vermeiden.

Aus den Kippenriegeln und -dränagen wird ein hydrochemisch verändertes Grundwasser, das so genannte Kippenwasser, gefördert. Das Kippenwasser bildet sich durch die Infiltration von Niederschlägen, durch den seitlichen Zustrom von Grundwasser aus gewachsenen Grundwasserleitern zum Tagebau nach der örtlichen Außerbetriebnahme von Randriegelbrunnen sowie durch den Grundwasseraufstieg aus dem Liegenden. In den Abraumkippen der Braunkohlentagebaue wird noch während des Tagebaubetriebs ein begrenzter Grundwasserwiederanstieg zugelassen, um die Auswirkungen auf die Umgebung der Tagebaue zu minimieren und teilweise zu kompensieren. Begrenzt wird der Grundwasserwiederanstieg in den Kippen durch die Anforderung des Tagebaubetriebs an die geotechnische Sicherheit der Kippenböschungen.

Die Beschaffenheit des Kippenwassers wird durch die Pyritverwitterung und ihre geochemischen Begleitreaktionen beeinflusst. Ursache für diese Prozesse ist die Belüftung der Deckgebirgssedimente während der Vorfeldentwässerung des Deckgebirges, seiner Baggerung, Verkippung und anschließenden ungedeckten Liegezeit. Die ansonsten unter Luftabschluss lagernden tertiären Deckgebirgsschichten enthalten natürlicherweise Pyrit und Markasit, die bei Luftkontakt verwittern. Dem Thema Kippenwasserbeschaffenheit ist ein gesondertes Projekt des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie gewidmet. Dort finden sich vertiefende Darstellungen zur hydrochemischen Genese des Kippenwassers.

Typisch für Kippenwasser sind deutlich erhöhte Sulfat- und Eisenkonzentrationen sowie verringerte pH-Werte im Vergleich zum natürlichen Grundwasser der überbaggerten Grundwasserleiter. Infolge der geochemischen Reaktionen in den Kippen sind außerdem die Calcium-, Magnesium-, Mangan-, Ammonium- und die Kohlen säurekonzentration erhöht. Im Kippenwasser herrscht überwiegend ein anaerobes Milieu, so dass der pH-Wert des Kippenwassers meist über  $\text{pH} > 5$  liegt. Wird das Kippenwasser örtlich belüftet, kann der pH-Wert auch unter  $\text{pH} < 5$  sinken. Im sauren Zustand treten im Kippenwasser zusätzlich hohe Aluminiumkonzentrationen sowie erhöhte Konzentrationen vor allem von Zink, Nickel und Kobalt sowie gelegentlich Arsen auf. Diese Schwermetalle und Metalloide sind mit dem Pyrit geochemisch assoziiert. Andere Schwermetalle und Metalloide werden im Kippenwasser in der Regel nicht gefunden.

Das Sumpfungswasser der Braunkohlentagebaue wird nach Maßgabe seiner Beschaffenheit in Grubenwasserbehandlungsanlagen behandelt und überwiegend in die örtliche Vorflut eingeleitet. Günstig beschaffenes Sumpfungswasser, z. B. aus dem Vorfeld des Tagebaus Nochten, wird in der GWRA Schwarze Pumpe zu Trinkwasser und zu Brauchwasser für die örtliche Industrie aufbereitet. Auf sächsischem Gebiet sind derzeit nur noch Grubenwasserbehandlungsanlagen der Vattenfall Europe Mining AG in Betrieb:

- Die GWBA Kringelsdorf: hier wird derzeit im Wesentlichen das Sumpfungswasser des Tagebaus Reichwalde behandelt
- Die GWBA Tzschelln: hier wird ausschließlich das Kippenwasser des Tagebaus Nochten behandelt

Des Weiteren ist für den sächsischen Lausitzer Braunkohlenbergbau von Bedeutung:

- Die GWBA Schwarze Pumpe: hier wird Sumpfungswasser aus den Vorfeld- und Randriegeln des Tagebaus Nochten sowie Sumpfungswasser aus dem Tagebau Welzow-Süd behandelt.

Die Einleitung des Sumpfungswassers in die örtliche Vorflut führt während des Tagebaubetriebes zu einer Vergleichmäßigung und Stabilisierung der Wasserführung. Unter Niedrigwasserbedingungen beträgt der Anteil des eingeleiteten und behandelten Sumpfungswassers häufig mehr als die Hälfte der natürlichen Wasserführung der entsprechenden Fließgewässer, die ihrerseits häufig schon durch Abgaben aus den Talsperren Bautzen und Quitzdorf gestützt werden.

Entsprechend der anteiligen Wassermengen hat das behandelte Sumpfungswasser aus den Grubenwasserbehandlungsanlagen natürlich maßgeblichen Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer. Die wasserrechtlichen Erlaubnisse zur Sumpfung der Tagebaue und zur Einleitung des behandelten Sumpfungswassers in die Fließgewässer sehen bislang Vorgaben für den pH-Wert, für die abfiltrierbaren Stoffe, für die Eisen-gesamt- und die Eisen-gelöst-Konzentration vor (vgl. Abschn. 2.3). Für weitere Wasserinhaltsstoffe bestand bislang kein Regulierungsbedarf.

In der Folge der energiepolitischen Wende im Osten Deutschlands wurde die Braunkohleförderung Anfang der 1990er Jahre deutlich verringert. Zahlreiche Tagebaue wurden außer Betrieb genommen. Mit den Sanierungsarbeiten in den stillgelegten Tagebauen, die seit 1994 in der Verantwortung der LMBV Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH liegen, wurde eine **erste wasserwirtschaftliche Zäsur** eingeleitet. Mit dem Fortschritt der geotechnischen Sanierung wurden die Wasserhaltungen der Tagebaue schrittweise eingestellt. Mit dem Beginn der Fremdflutung der Tagebauhohlformen wandelte sich der Sanierungsbergbau zunehmend von einem ehemaligen „Wasserproduzenten“ zu einem „Wasserverbraucher“. In der Folge wurde zunehmend weniger Sumpfungswasser in die öffentliche Vorflut eingeleitet. Die begrenzten Wasserressourcen erforderten eine spezielle Flutungssteuerung, die mit der Flutungszentrale Lausitz der LMBV organisatorisch umgesetzt wurde.

Mit dem zunehmenden Flutungsfortschritt erfolgte in den Sanierungsgebieten eine **zweite wasserwirtschaftliche Zäsur**. Parallel mit der Fremdflutung der Tagebauhohlformen wurde auch der Grundwasserwiederanstieg forciert. In den Grundwasserleitern stellten sich sukzessive natürliche nachbergbauliche Grundwasserstände ein. Die Wasserstände in den Grundwasserleitern fanden Anschluss an die Wasserspiegel der Oberflächengewässer. Die vormals dominant infiltrierenden Verhältnisse zwischen den Fließgewässern und Grundwasserleitern wandelten sich in überwiegend exfiltrierende Verhältnisse. Die Grundwasserleiter müssen fortan die Grundwasserneubildung aus den Einzugsgebieten abführen. Die Bergbaufolgeseen erfahren beim Erreichen des geplanten Füllstandes anstelle der Versickerungsverluste Zustrom aus dem Grundwasser. Es wurde notwendig, das überschüssige Wasser aus den Bergbaufolgeseen in die Vorflut abzuleiten.

Mit der Nutzung eines Teils der Bergbaufolgeseen als wasserwirtschaftliche Speicher stehen damit erweiterte Optionen für die künftige Wasserbewirtschaftung in den Einzugsgebieten des Schöpses, der Spree und der Schwarzen Elster zur Verfügung, die vor allem der Niedrigwasseraufhöhung und dem Hochwasserrückhalt dienen sollen. Die Wassermangelsituation der Flutungsphase weicht annähernd natürlichen Dargebotsverhältnissen. Die luxuriöse Überschusssituation des Wasserdargebots in den Fließgewässern aus der Hochzeit des Braunkohlenbergbaus wird nicht wieder eintreten.

## 2.2 Auswirkungen der Bergbaufolgeseen auf die Vorflut

Im fortgeschrittenen Zustand des Sanierungsbergbaus sind die Fließgewässer wassergütemäßig vor allem mit den notwendigen Ausleitungen aus den Bergbaufolgeseen und mit diffusen Grundwasserzuflüssen konfrontiert. Beide Wasserströme weisen unterschiedliche Belastungsmuster auf. Zahlreiche Bergbaufolgeseen werden entsprechend ihrer hydrogeologischen Konstellation langfristig vom Kippenwasser beeinflusst. Zu den Belastungen der Bergbaufolgeseen gehört damit auch Ammonium. Zur Gewährleistung der notwendigen Ausleitkriterien (vgl. Abschn. 2.3) müssen die Bergbaufolgeseen mit einer entsprechenden Menge Frischwasser aus den örtlichen Fließgewässern versorgt oder chemisch behandelt werden.

Die chemische Wasserbehandlung der Bergbaufolgeseen erfasst den Säure-Basen-Zustand und die Metallkonzentrationen. Der pH-Wert der sauren Bergbaufolgeseen wird auf  $\text{pH} > 6,5$  angehoben. Die Metalle Eisen und Aluminium werden in den Bergbaufolgeseen ausgefällt. Die chemische Wasserbehandlung der Bergbaufolgeseen hat keine Wirkung auf die in der Regel erhöhte Sulfatkonzentration und zunächst auch keine direkte Wirkung auf die Ammoniumkonzentration.

## 2.3 Einleitbedingungen für Bergbaufolgeseen und Sumpfungswasser in die Vorflut

Das Land Brandenburg und der Freistaat Sachsen haben zur Lösung länderübergreifender wasserwirtschaftlicher Probleme, die insbesondere aus dem Braunkohlenbergbau resultieren, eine AG Flussgebietsbewirtschaftung gegründet. Der AG Flussgebietsbewirtschaftung ist ein AK Wasserbeschaffenheit nachgeordnet. Die AG bzw. der AK haben einen festen Mitgliederbestand, der sich aus Vertretern der entsprechenden Fachbehörden der beiden Länder, aus Vertretern von Universitäten und Hochschulen sowie Vertretern der Bergbauunternehmen LMBV, Vattenfall Europe Mining AG und Vattenfall Europe Generation AG zusammensetzt. Die AG und der AK tagen turnusmäßig mehrmals im Jahr und laden zu spezifischen Fragestellungen Vertreter des Landes Berlin sowie weitere Experten aus der Wissenschaft und der Wirtschaft ein. Die AG bzw. der AK haben keine hoheitliche, sondern nur eine beratende Funktion. In der Regel jedoch folgt der wasserwirtschaftliche Vollzug auf Länder- und Landkreisebene den Empfehlungen der AG bzw. des AK.

Von der AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree - Schwarze Elster“ wurden unter Einbeziehung eines umfangreichen Expertenwissens Grundsätze für die länderübergreifende Bewirtschaftung der Flussgebiete Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße erarbeitet. Die Bewirtschaftungsgrundsätze werden regelmäßig aktualisiert. Die letzte Aktualisierung der Grundsätze datiert vom 24.04.2009 (AG 2009).

Die Grundsätze für die Flussgebietsbewirtschaftung unterscheiden bei den wassergütemäßiglichen Regelungen zwischen **Ausleitgrenzwerten** aus Bergbaufolgeseen in die öffentlichen Fließgewässer (Tabelle 1) und **Immissionszielen** für die betroffenen Fließgewässer (Tabelle 2).

Für die Ausleitung aus dem Speichersystem Lohsa II über den Speicher Burghammer in die Kleine Spree werden ein neutraler Zustand, niedrige Konzentrationen für die fischtoxisch relevanten Zeigermetalle Eisen, Zink und Kupfer sowie eine limitierte Ammoniumkonzentration gefordert. Diese Grenzwerte sind durch Maßnahmen im Bergbaufolgensee einzuhalten.

Die Sulfatkonzentration lässt sich in den Bergbaufolgeseen nach dem Stand der Technik und unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten nicht abreichern. Deshalb werden die Ausleitmengen aus dem Speicher Burghammer behördlicherseits so limitiert, dass in der Spree in Spremberg-Wilhelmsthal ein Immissionsgrenzwert von 450 mg/L Sulfat in der 90-Perzentile dauerhaft unterschritten wird (Tabelle 2). Diese Grenzwerte sind durch eine abgestimmte Einzugsgebietenbewirtschaftung einzuhalten, die alle Nutzungen oberhalb des betreffenden Immissionspegels im Flussgebiet betreffen. Dabei werden Nutzungsrangfolgen beachtet.

**Tabelle 1: Ausleitgrenzwerte aus dem Speicher Burghammer in die Kleine Spree, nach (AG 2009)**

Kennwert	Maßeinheit	Zielwert	Bemerkung
pH-Wert		6,0 – 8,5	
Fe-gesamt	mg/L	≤ 3	
Fe-gelöst	mg/L	< 1	
Ammonium-Stickstoff	mg/L	< 1,5	
Zink	mg/L	< 1	
Kupfer	mg/L	< 0,04	

**Tabelle 2: Immissionsziele für die Spree in Spremberg-Wilhelmsthal, nach (AG 2009)**

Kennwert	Maßeinheit	Zielwert	Bemerkung
pH-Wert		6,0 – 8,5	
Fe-gesamt	mg/L	≤ 3	
Fe-gelöst	mg/L	< 1	
Sulfat	mg/L	≤ 450	im 90-Perzentil
Ammonium-Stickstoff	mg/L	< 1	
Zink	mg/L	< 1	
Kupfer	mg/L	< 0,04	

Die Einleitung von Sumpfungswasser aus den Braunkohlentagebauen in die Fließgewässer wird im Rahmen der Betriebsplanverfahren durch das Berg- und Wasserrecht geklärt. Für den Tagebau Nochten sind derzeit folgende Regelungen, die die Fließgewässer im Untersuchungsgebiet betreffen, relevant (Tabelle 3).

**Tabelle 3: Sumpfungswasserabgabe im Tagebau Nochten und wasserrechtliche Grenzwerte (Quelle: Vattenfall Europe Mining AG)**

Herkunft	Einleitung	Zweck der Einleitung	Menge lt. Wasser- recht	geforderte Wasserqualität laut Wasserrecht
			[m <sup>3</sup> /min]	
GWRA Tzschelln (Kippenriegel und Kippendrängen)	Spree	Reinigung und Abschlag des gesümpften Kippenwassers aus dem Tagebau Nochten	30...50	pH = 6,5-9,5 Fe-ges ≤ 3mg/L Fe-gel ≤ 2mg/L abf. Stoffe ≤ 20mg/L
Randriegel Weißwasser und Trebendorf	Trebendorfer Tiergarten	Wasserversorgung des FFH-Gebietes Trebendorfer Tiergarten	0...3	abf. Stoffe ≤ 25 mg/L Fe-ges ≤ 5mg/L
	Struga	Sicherung der ökologischen Mindest- wasserführung im Oberlauf der Struga	0...10	abf. Stoffe ≤ 25 mg/L Fe-ges ≤ 5mg/L
	Altes Schleifer Teichgelände	Wasserversorgung des FFH-Gebietes Altes Schleifer Teichgelände	0...3	abf. Stoffe ≤ 25 mg/L Fe-ges ≤ 5mg/L

## 2.4 Auswirkungen des Grundwasserwiederanstiegs

Auch das Grundwasser in den gewachsenen Grundwasserleitern im ehemaligen Absenkungstrichter der Tagebaue ist durch die Prozesse der Pyritverwitterung chemisch verändert. Die pleistozänen Grundwasserleiter im Lausitzer Urstromtal enthalten ebenfalls Pyrit und Markasit, jedoch in deutlich geringeren Mengen als das tertiäre Deckgebirge. Die pleistozänen Grundwasserleiter sowie ihre interstadialen und interglazialen Zwischenstauer sind aber praktisch karbonatfrei, so dass der wesentliche geochemische Puffer fehlt. Das ansteigende Grundwasser in den pleistozänen Grundwasserleitern zeigt vergleichbare hydrochemische Muster, wie das Kippenwasser. Die Konzentrationen für Sulfat, Eisen und die anderen Begleitkomponenten sind im Mittel jedoch niedriger als im Kippenwasser. Die Wirkungen der diffusen Grundwasserzutritte zu den Fließgewässern sind an der Kleinen Spree zwischen Burghammer und Spreewitz sowie an der Spree zwischen dem Wehr Ruhlmühle und der Talsperre Spremberg anhand einer starken Eisenbelastung zurzeit deutlich sichtbar. Zu den Belastungen der diffusen Grundwasserzutritte gehört auch Ammonium.

## 3 Rechtliche Grundlagen

### 3.1 EU-Recht und Richtlinien einzelner Staaten

Die Richtlinien der Europäischen Union EU (früher EWG) müssen in den Mitgliedsstaaten in nationales Recht umgesetzt werden und sind dann rechtsverbindlich. Bereits vor dem Jahr 2000 wurde eine Reihe von Einzelrichtlinien zum Gewässer- und Trinkwasserschutz verabschiedet, die in deutsches Recht übernommen wurden. Davon enthalten lediglich drei Richtlinien konkrete Festlegungen zur Ammoniumkonzentration:

- Richtlinie 75/440/EWG (EWG 1975) „Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten“, aufgehoben 2007 durch 2000/60/EG (EG 2001)
- Richtlinie 78/659/EWG „Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten“, neu gefasst 6.9.2006 in (EU 2006a), Aufhebung durch 2000/60/EG (EG 2001) Ende 2013
- Richtlinie 98/83/EG (EU 1998) „Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch“

In der Richtlinie 91/271/EWG (EWG 1991a) „Behandlung von kommunalem Abwasser“ wird Ammonium lediglich unter dem Parameter „Stickstoff, gesamt“ mit erfasst. Für den Gesamtstickstoff sind hier Anforderungen in Abhängigkeit von der Kläranlagengröße (als EW) festgelegt.

Die Richtlinie 91/676/EWG (EWG 1991b) „Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen“ ist ausschließlich auf Nitrat bezogen.

Die am 22.12.2000 in Kraft getretene EU-Wasserrahmenrichtlinie (EG 2001) fasst alle bis dahin bestehenden Richtlinien zum Gewässerschutz zusammen und erweitert diese mit dem Ziel der Gewährleistung mindestens eines guten ökologischen und chemischen Zustandes für das Oberflächen- und Grundwasser. In der EU-WRRL (EG 2001) werden allerdings noch keine konkreten Umweltnormen sondern lediglich die Zielstellung verbal definiert.

Einige der alten Richtlinien wurden mit Inkrafttreten der WRRL aufgehoben bzw. deren Aufhebung ist geplant. Andere Gewässerschutzrichtlinien behalten jedoch auch nach Verabschiedung der WRRL eigenständige Bedeutung und gelten z. T. auch nur befristet weiter. In Fortschreibung der WRRL wurden in der Tochterrichtlinie RL 2008/105/EG (EU 2008) „Umweltqualitätsnormen“ für 33 prioritäre Stoffe EU-weite chemische Umweltqualitätsnormen festgesetzt. Ammonium wird nicht geregelt. Richtlinie 76/464/EWG (EWG RL76/464 1976) „Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer“ verpflichtet die Mitgliedsstaaten lediglich dazu, im Rahmen von Gewässerschutzprogrammen Qualitätsziele und Emissionsnormen für Ammoniak aufzustellen. Die Richtlinie 2006/118/EG (EU 2006c) zum „Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung“ erwähnt Ammonium nur als Indikator „für den die Mitgliedstaaten die Festlegung von Schwellenwerten gemäß Artikel 3 zu erwägen haben.“ In der „Badegewässer-

richtlinie“ 76/160/EWG (EWG 1976) die Ende 2014 durch RL 2006/7/EG (EU 2006c) ersetzt wird, sind keine Vorgaben für Ammonium enthalten. Es wird lediglich darauf verwiesen, dass Ammonium bei einer Tendenz zur Eutrophierung untersucht werden muss. In der neuen Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG (EU 2006c) sind keine Angaben zu Ammonium enthalten.

Darüber hinaus gibt es eine Reihe von Richtlinien aus EU- und Nicht-EU-Staaten bzw. grenzübergreifende Regelungen in denen Grenz- bzw. Schwellenkonzentrationen für Ammonium und Ammoniak zum Schutz der aquatischen Biozönose genannt werden. Die wichtigsten davon sind:

- CCME: Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life – Ammonia (CCME 2010)
- US-EPA: Update Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria for Ammonia - Freshwater (US EPA 2009)
- UKTAG: Proposals for Environmental Quality Standards for Annex VIII Substances (UKTAG 2008)
- Environment Agency UK & Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research Sniffer: Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: ammonia (un-ionised) (EA UK 2007)
- Commissie Integraal Waterbeheer CIW Nederland: Normen voor het waterbeheer; Achtergronddocument NW4 CIW, mei (CIW 2000)
- Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand Armcanz & Anzecc (Armcanz & Anzecc 2000)
- Schweizerischer Bundesrat: Gewässerschutzverordnung 814.201 vom 28. Oktober 1998, Stand am 1. August 2011 (GSchV Schweiz 1998)
- Bundesamt für Umwelt Schweizer Eidgenossenschaft BAFU: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer - Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe (BAFU 2010)
- Umweltbundesamt Österreich UBA: Gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern - Textband - Fachgrundlagen für österreichische Programme nach Artikel 7 der Richtlinie 76/464/EWG; Umweltbundesamt Wien Juli 2002 (UBA Österreich 2002)
- de Koekkoek E.: Ökotoxikologische Ableitung PNEC-Werte für Ammoniak und Nitrit österreichische Oberflächengewässer (De Koekkoek 2005)
- Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft der Republik Österreich: 96. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG); Bundesgesetzblatt für die Republik

Österreich Jahrgang 2006 Teil II, ausgegeben am 2. März 2006 (QZV Chemie OG 2006)

- Internationale Kommission zum Schutz des Rheins IKSR: Ableitung von Umweltqualitätsnormen für die Rhein-relevanten Stoffe - Juli 2009 - Bericht Nr. 164 (IKSR 2009).

Die Festlegungen zum Ammonium sind in der Tabelle 4 zusammengestellt. Der Status „rechtsverbindlich“ in der Tabelle 4 ist in dem Sinne zu verstehen, dass der genannte Wert entweder im Betrachtungsgebiet dieses Gutachtens für das entsprechende Schutzgut bereits einzuhalten ist bzw. nach Umsetzung der entsprechenden übergeordneten Richtlinie oder Verordnung in Recht auf Bundes- bzw. Bundeslandebene eingehalten werden muss. „Informativ“ bedeutet, dass der genannte Wert im Betrachtungsgebiet (Sachsen) nur informativen Charakter hat.

**Tabelle 4: Literaturangaben zu Grenzkonzentrationen von Ammonium/Ammoniak im Süßwasser in der EU und Nicht-EU-Staaten**

Internationale Richtlinien (EU und EU-Ausland)			
Quelle (Autor)	Status	Schutzgut	Schwellen-/Grenzwert [mg/l]
RL 75/440/EWG Richtlinie Gewinnung Trinkwasser aus Oberflächenwasser (1975)	Informativ (außer Kraft seit 2007)	Mensch: Trinkwasser	Leitwerte Ammonium gesamt (NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> ) nach Kategorien A1-A3 der Aufbereitungsverfahren 90%-Perzentil:  A1: <b>0,05</b> A2: <b>1,0</b> A3: <b>2,0</b>
RL 98/83/EG EU-Trinkwasserrichtlinie (1998)	rechtsverbindlich	Mensch: Trinkwasser	<b>0,5</b> (NH <sub>4</sub> )
RL 2000/60/EG EU-WRRL (2000)	rechtsverbindlich	Gewässer- biozönose, Wasser	Verweis auf nationale Festlegung
RL 2008/105/EG EU-Richtlinie Umweltqualitätsnormen Wasserpolitik(2008)	rechtsverbindlich	Gewässer- biozönose, Wasser	keine Angaben zu Ammonium
Grundwasserrichtlinie WRRL (2006 b)	rechtsverbindlich	Wasser	Verweis auf nationale Festlegung
EU-Badegewässerrichtlinie (2006 c)	rechtsverbindlich	Mensch	keine Angaben zu Ammonium
RL 2006/44/EG EU-Fischgewässerverordnung (2006 a)	rechtsverbindlich bis 2013	Fische	95%-Perzentil: Salmonidengewässer (NH <sub>3</sub> ) Richtwert ≤ <b>0,005</b>  Imperativer Wert ≤ <b>0,025</b> Cyprinidengewässer (NH <sub>3</sub> ) Richtwert ≤ <b>0,005</b>  Imperativer Wert ≤ <b>0,025</b> Salmonidengewässer (NH <sub>4</sub> ) Richtwert ≤ <b>0,04</b>

Internationale Richtlinien (EU und EU-Ausland)			
Quelle (Autor)	Status	Schutzgut	Schwellen-/Grenzwert [mg/l]
			Imperativer Wert $\leq 1$ Cyprinidengewässer (NH <sub>4</sub> ) Richtwert $\leq 0,2$ Imperativer Wert $\leq 1$
Gewässerschutzverordnung Schweiz (1998) Stand: 01.08.2011	informativ	Gewässer-biozönose, Wasser	Wassertemperatur $<10^{\circ}\text{C}$ <b>0,4</b> (NH <sub>3</sub> -N + NH <sub>4</sub> -N) Wassertemperatur $>10^{\circ}\text{C}$ <b>0,2</b> (NH <sub>3</sub> -N + NH <sub>4</sub> -N)
Bundesamt für Umwelt Schweiz BAFU (2010)	informativ	Gewässer-biozönose, Wasser	guter chem. Zustand: Wassertemperatur $<10^{\circ}\text{C}$ <b>0,4</b> (NH <sub>3</sub> -N + NH <sub>4</sub> -N) Wassertemperatur $>10^{\circ}\text{C}$ oder pH $>9$ <b>0,2</b> (NH <sub>3</sub> -N + NH <sub>4</sub> -N)
Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life – Ammonia (2010)	informativ	Gewässer-biozönose, Wasser	<b>0,02</b> (NH <sub>3</sub> )
IKSR (2009)	informativ	Gewässer-biozönose, Wasser	UQN-Rhein –JD (Jahresdurchschnitt) Leitwert <b>0,0041</b> NH <sub>3</sub> -N UQN-Rhein –ZHK (Zul. Höchstkonz.) Leitwert <b>0,0082</b> NH <sub>3</sub> -N
US-EPA (2009): Ammonia	informativ	Gewässer-biozönose, Wasser	in (NH <sub>3</sub> -N + NH <sub>4</sub> -N); Stunden bzw. 30 Tages-Mittelwert, der im Durchschnitt nicht mehr als einmal in drei Jahren überschritten werden darf CMC( akut) <b>2,9</b> oder <b>5,0</b> bei pH 8 und 25°C in Abhängigkeit vom Vorkommen bzw. Fehlen von Süßwassermuscheln CCC (chronisch) <b>0,26</b> oder <b>1,8</b> wie oben Formeln in Abhängigkeit von Temperatur und pH-Wert und Vorkommen von Süßwassermuscheln und Fischbrut
UKTAG (2008)	informativ	Gewässer-biozönose	„guter Zustand“ Bergland und geringe Alkalinität (NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> ) 90% Perzentil <b>0,3</b> „guter Zustand“ Flachland und

Internationale Richtlinien (EU und EU-Ausland)			
Quelle (Autor)	Status	Schutzgut	Schwellen-/Grenzwert [mg/l]
			hohe Alkalinität (NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> ) 90% Perzentil <b>0,6</b>
Environment Agency UK (2007)	informativ	Gewässer-biozönose, Wasser	akute PNEC <b>0,0011</b> NH <sub>3</sub> chronische PNEC <b>0,0068</b> NH <sub>3</sub>
Österreich Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer QZV Chemie OG (2006)	informativ	Gewässer-biozönose, Wasser	Formel in Abhängigkeit von Temperatur und pH-Wert
de Koekkoek E. (2005): Ökotoxikologische Ableitung PNEC-Werte für Ammoniak und Nitrit österreichische Oberflächengewässer	informativ	Gewässer-biozönose, Wasser	PNEC in NH <sub>3</sub> Berglandgewässer: <b>0,024</b> Flachlandgewässer: <b>0,036</b>
UBA Österreich (2002)	informativ	Gewässer-biozönose, Wasser	UQN-Vorschlag in NH <sub>3</sub> <b>0,02</b>
Niederlande CIW (2000)	informativ	Gewässer-biozönose, Wasser	Zielvorgabe Ammonium-N: <b>0,02</b>
Armcanz & Anzecc (2000)	informativ	Gewässer-biozönose	in (NH <sub>3</sub> -N + NH <sub>4</sub> -N) bei pH 8: <b>0,9</b> in NH <sub>3</sub> -N bei 20°C: <b>0,035</b>

### 3.2 Nationale Richtlinien, Gesetze und Verordnungen

Die Umsetzung der Regelungen der EU bezüglich des Gewässerschutzes in Bundesrecht erfolgt im Wasserhaushaltsgesetz von 2009 (WHG 2009a) und den darauf basierenden Verordnungen, v. a. Oberflächengewässerverordnung (OgewV 2011), Abwasserverordnung (AbwV 2009b), Trinkwasserverordnung (TrwV 2011) und Grundwasserverordnung (GrwV 2010).

Darüber hinaus finden sich Schwellenwerte (informativ) zu Ammonium insbesondere in verschiedenen Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA, in Richtlinien der ehemaligen DDR und in der Studie von (Hamm et al. 1991). Die AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster“ (SMUL 2009) hat Ausleitungsempfehlungen für Ammonium aus Speichern und Bergbaufolgeseen sowie unterschiedliche Immissionsziele für Messstellen an den Gewässern Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße ausgearbeitet. Die enthaltenen Festlegungen zum Ammonium sind in der Tabelle 5 zusammengestellt.

**Tabelle 5: Literaturangaben zu Grenzkonzentrationen von Ammonium/Ammoniak im Süßwasser in der Bundesrepublik Deutschland (Bundesebene)**

Nationale Richtlinien			
Quelle (Autor)	Status	Schutzgut	Schwellen- bzw. Grenzwert in [mg/L]
Wasserhaushaltsgesetz Bund WHG (2009) zuletzt geändert 22.12.2011	rechtsverbindlich	Wasser	Verschlechterungsverbot Erreichung/Erhaltung guter ökologischer Zustand bzw. Potenzial
Oberflächengewässerverordnung OGewV (2011)	rechtsverbindlich	Gewässer-biozönose, Wasser	Mittelwerte Hintergrundwert (sehr guter ökologischer Zustand) nach Fließgewässertypen <b>0,02 – 0,04 NH<sub>4</sub>-N</b>
Trinkwasserverordnung TrinkwV (Neufassung 2011)	rechtsverbindlich	Mensch	<b>0,5 (NH<sub>4</sub>)</b>
Grundwasserverordnung Bund GrwV (2010)	rechtsverbindlich	Wasser	<b>0,5 (NH<sub>4</sub>)</b>
Abwasserverordnung AbwV (1997) zuletzt geändert 31.07.2009	rechtsverbindlich	Gewässer-biozönose, Wasser	abhängig von Art des Abwassers z.B. Mindestanforderung für Einleitung kommunales Abwasser <b>≤ 10 (NH<sub>4</sub>-N)</b> im Ablauf der Kläranlage
LAWA RAKON Teil B Arbeitspapier II (2007)	informativ	Fließgewässer	Mittelwerte Hintergrundwert (sehr guter ökologischer Zustand) nach Fließgewässertypen <b>0,02 – 0,04 NH<sub>4</sub>-N</b> Orientierungswert (guter Zustand) nach Fließgewässertypen <b>0,1 – 0,3 NH<sub>4</sub>-N</b>
LAWA Anforderungen Wasserqualität Tagebauseen (2001)	informativ	Wasser	Bezug LAWa (1998) <b>≤ 0,3 (NH<sub>4</sub>-N) 90-Perzentil</b>
LAWA Chemische Gewässergüteklassifikation Fließgewässer (1998)	informativ	Wasser	nach Güteklassen, z.B. GK II: <b>≤ 0,3 (NH<sub>4</sub>-N) 90-Perzentil</b>
Hamm et al. (1991)	informativ	Gewässer-biozönose, Wasser	Qualitätsziele als NH <sub>3</sub> : <b>0,025</b> als NH <sub>4</sub> in Salmonidengewässern: <b>0,2</b> Cyprinidengewässern: <b>0,4</b>

Nationale Richtlinien			
Quelle (Autor)	Status	Schutzgut	Schwellen- bzw. Grenzwert in [mg/L]
TGL 22764 (1982)	informativ	Wasser (Fließgewässer)	nach Beschaffenheitsklassen z.B. BK 2 ≤ 2 (NH <sub>4</sub> )
TGL 27885/01 (1982)	informativ	Wasser (Standgewässer)	nach Beschaffenheitsklassen, z.B. BK 2 (NH <sub>4</sub> im Epilimnion) „nicht nachweisbar“
Grundsätze für die länderübergreifende Bewirtschaftung der Flussgebiete Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße“ (AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster“)	informativ	Wasser (Standgewässer)	Ausleitwerte aus Bergbaufolgeseen NH <sub>4</sub> -N < 1 - <1,5 Immissionsziele im Gewässer NH <sub>4</sub> -N < 0,3 - < 1

### 3.3 Richtlinien Bundesländer und untergeordnete Verwaltungsebenen

Die Rahmengesetzgebung des Bundes wird in den Bundesländern durch die jeweiligen Landeswassergesetze umgesetzt. Im Freistaat Sachsen ist dies das Sächsische Wassergesetz (SächsWG 2010). Auf dieser Grundlage wird für Gewässerbenutzungen von den jeweiligen Wasserbehörden eine entsprechende „Wasserrechtliche Erlaubnis“ erteilt in denen Überwachungswerte für Ammonium festgeschrieben werden können. Bis zum Inkrafttreten der Oberflächengewässerverordnung des Bundes galt noch die Sächsische Wasserrahmenrichtlinienverordnung (SächsWRRRLVO 2004). Darüber hinaus wurde die Fischgewässerverordnung der EU in der Sächsischen Fischgewässerverordnung (SächsFischgewV 1997) umgesetzt. Hier finden sich auch Grenz- und Leitwerte für Ammonium und freies Ammoniak entsprechend der EU-Richtlinie. Gütekriterien für Ammonium in anderen Bundesländern sind beispielsweise in der AGA Nordrhein-Westfalen (MfURL NRW 1991) sowie der Verwaltungsvorschrift Orientierungswerte Altlasten (Baden-Württemberg 1998). Die Festlegungen zum Ammonium sind in der Tabelle 6 zusammengestellt.

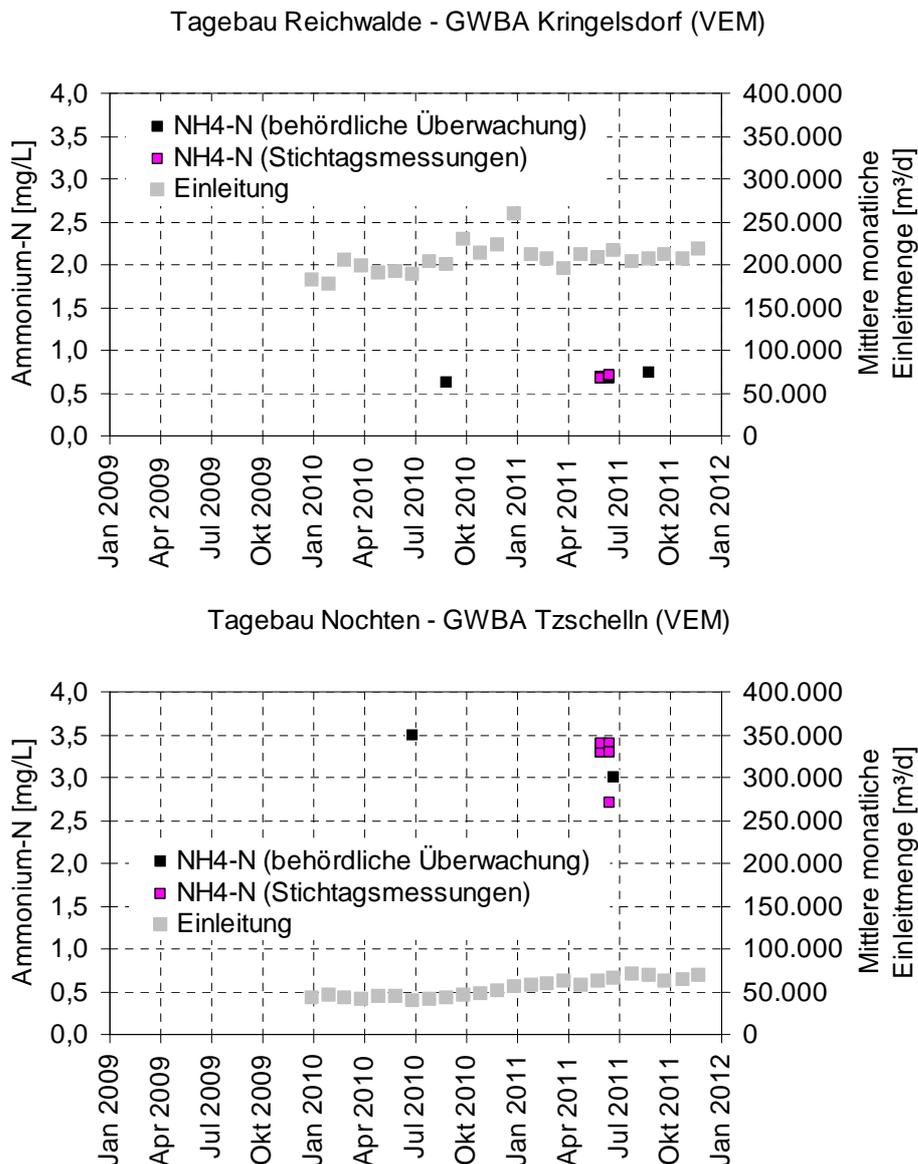
**Tabelle 6: Literaturangaben zu Grenzkonzentrationen von Ammonium/Ammoniak im Süßwasser von Bundesländern und untergeordneten Verwaltungsebenen**

<b>Richtlinien Bundesländer</b>			
<b>Quelle (Autor)</b>	<b>Status</b>	<b>Schutzgut</b>	<b>Schwellen- bzw. Grenzwert in [mg/L]</b>
Sächs. Wassergesetz (2010) rechtsbereinigt Stand 19.10.2010	rechts- verbindlich	Wasser	Erreichung/Erhaltung guter ökologischer Zustand bzw. Potenzial
SächsWRRLVO (2004)	informativ (außer Kraft seit 2011)	Wasser	keine Angaben zu Ammonium
SächsFischgewV (1997)	rechts- verbindlich bis 2013	Fische	siehe RL 2006/44/EG
Wasserrechtliche Erlaubnis (Einleitung von Abwasser)	rechts- verbindlich	Wasser	Einleitwerte auf Basis Einzelentscheidung nach Anlagengröße und Verhältnissen am Vorfluter
Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA) NRW (1991)	informativ	Wasser	für GK II: $\leq 1$ (NH <sub>4</sub> -N)
Verwaltungsvorschrift Orientierungswerte Altlasten Baden- Württemberg (1998)	informativ	Grundwasser	als (NH <sub>4</sub> ) Hintergrundwert H-W $\leq 0,1$ Prüfwert P-W $\leq 0,5$

## 4 Mengentpotentiale von Ammonium

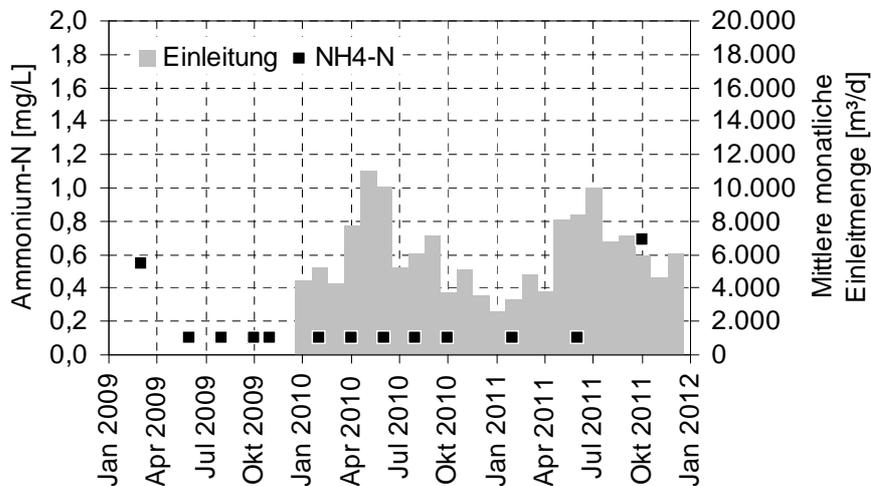
### 4.1 Einleiter

Die maßgebenden Punkteinleiter in die Fließgewässer des Untersuchungsgebietes sind die Grubenwasserbehandlungsanlagen Kringelsdorf und Tzschelln der Vattenfall Europe Mining AG, der Regenwassersammler und das Erdbecken der Vattenfall Europe Generation AG im Kraftwerk Boxberg sowie die Zentrale Kläranlage Hoyerswerda der Versorgungsbetriebe Hoyerswerda GmbH. Die Mengenangaben zu den Einleitungen stammen überwiegend von den Betreibern. Die Angaben zur Ammoniumkonzentration der Einleiter wurden von der Überwachungsbehörde zur Verfügung gestellt bzw. mit Genehmigung der Auftraggeber aus tangierenden Untersuchungen entnommen. Die verfügbaren Daten sind in Bild 1 und Bild 2 sowie in der Tabelle 7 dargestellt.

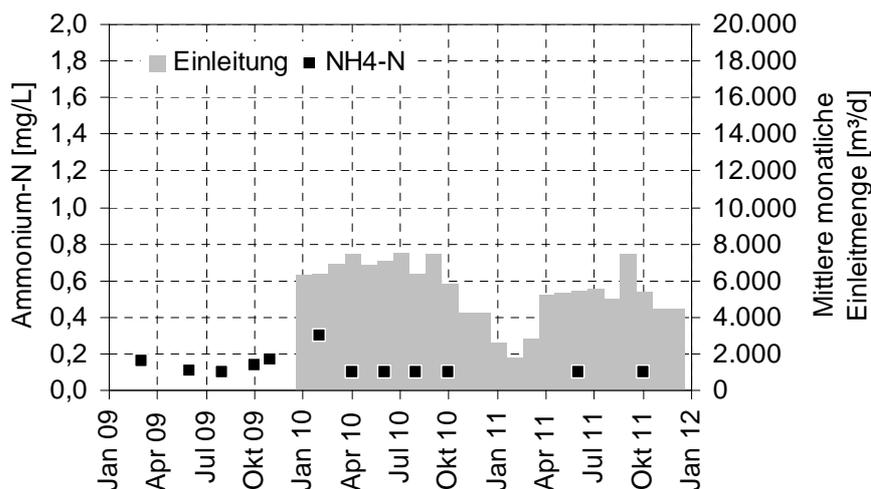


**Bild 1:** Messwerte zu Ammonium-N und monatliche Einleitmengen der Grubenwasserbehandlungsanlagen der Vattenfall Europe Mining AG (Daten: VEM)

Kraftwerk Boxberg - Regenwassersammler (VEG)



Kraftwerk Boxberg - Erdbecken (VEG)



**Bild 2: Messwerte zu Ammonium-N und monatliche Einleitmengen der Vattenfall Europe Generation AG am Standort des Kraftwerkes Boxberg (Daten: VEG)**

Im Untersuchungsgebiet befinden sich weitere Einleiter, wie z. B. die kommunale Kläranlage Boxberg und zahlreiche Fischwirtschaften. Die kleineren Klärlagen werden nicht berücksichtigt. Sie sind für die Belastung der Fließgewässer nicht relevant. Die Fischwirtschaften tragen einen Teil zur Ammoniumbelastung der Fließgewässer bei. Der Eintrag erfolgt diskontinuierlich in Abhängigkeit von den Regeln der Teichbewirtschaftung. In der Regel werden die meisten Teiche im Herbst abgefischt und in diesem Zusammenhang abgelassen. In den Monaten September bis November erfolgt eine entsprechende Belastung der Fließgewässer. Da sich das vorliegende Projekt mit der bergbaubürtigen Ammoniumbelastung der Fließgewässer befasst, werden die Ammonium-Einträge aus den Fischwirtschaften wie auch die Ammonium-Einträge von den landwirtschaftlichen Flächen als Hintergrundbelastung behandelt.



**Tabelle 7: Zusammenstellung der wesentlichen Überwachungsdaten für die relevanten Einleiter im Untersuchungsgebiet (Daten: LRA Bautzen, VEM, VEG, ZKA Hoyerswerda)**

Gewässer	Einleiter	Betreiber	Herkunft der Ammoniumwerte	Datenreihe	Einleitmenge	Ammonium-N	
					Tagesmittel und Standardabweichung	Mittelwert	Maximum
					[m <sup>3</sup> /d]	[mg/L]	[mg/L]
Weißer Schöps	GWBA Kringelsdorf	VEM	behördliche Überwachung	2009-2011	210.000 ± 20.000 <sup>1)</sup>	0,7	0,7
			Stichtagsmessung (IWB 2010a)	Jun 2011		0,7	0,7
Schwarzer Schöps	Erdbecken	VEG	behördliche Überwachung	2010-2011	5.500 ± 1.600 <sup>1)</sup>	0,13 ± 0,06	0,30
	Regenwassersammler	VEG	behördliche Überwachung	2010-2011	6.000 ± 2.000 <sup>1)</sup>	0,17 ± 0,20	0,69
Spree	GWBA Tzschelln	VEM	behördliche Überwachung	2009-2011	54.000 ± 10.000 <sup>1)</sup>	3,2	3,5
				2011	64.000 ± 5.000 <sup>1)</sup>		
			Stichtagsmessung (IWB 2010a)	Jun 2011		3,3	3,4
Schwarze Elster	ZKA Hoyerswerda		behördliche Überwachung	2009-2011	6.300 ± 300 <sup>2)</sup>	4,0 ± 3,0	9,4
			Eigenüberwachung	2009		3,9 3)	
			Eigenüberwachung	2011		0,9 3)	

1) aus Monatssummen

2) aus Jahressummen

3) Jahresmittelwerte (Betreiberangaben)

Im Folgenden wird die Ammonium-N-Fracht der Einleiter bilanziert (Tabelle 8). Die Ammonium-N-Fracht wird als Spanne eines Mittelwertes und eines Maximalwertes angegeben. Der Mittelwert wird aus der mittleren Einleitmenge und der mittleren Ammonium-N-Konzentration aus der Einleiterüberwachung berechnet, ungeachtet der Verteilungsfunktion für die Konzentrationswerte. Die maximale Fracht wird aus der mittleren Einleitmenge und der gemessenen maximalen Konzentrationen für Ammonium-N berechnet. Zur Ermittlung mengengewichteter Konzentrationen ist die Datenbasis nicht verfügbar. Überschätzungen der mittleren Ammonium-N-Fracht ergeben sich insbesondere bei einer linksschiefen Verteilung der Ammonium-N-Konzentration, die für kommunale Abwassereinleitungen typisch ist. In den Grubenwasserbehandlungsanlagen werden sehr stabile Konzentrationen und Einleitmengen gemessen, so dass die Verwendung der jeweiligen Mittelwerte zur Frachtermittlung hier ausreichend robust ist.

**Tabelle 8: Schätzung der Ammonium-N-Frachten der maßgeblichen Einleiter im Untersuchungsgebiet (Daten: VEM, VEG, ZKA Hoyerswerda)**

Einleiter	Betreiber	Datenreihe	Ammonium-N-Fracht in [kg/d]	
			Mittel	maximal
GWBA Kringelsdorf	VEM	2009-2011	147	k.A.
Erdbecken	VEG	2010-2011	1	2
Regenwassersammler	VEG	2010-2011	1	4
GWBA Tzschelln	VEM	2009-2011	173	189
		2011	205	224
ZKA Hoyerswerda		2009-2011	25	60

Die Einschätzung der Ammonium-N-Frachten der relevanten Einleiter im Untersuchungsgebiet zeigt, dass das Erdbecken und der Regenwassersammler der VEG für die Ammoniumbelastung der Spree ohne Bedeutung sind. Als wesentliche Punkt-einleiter für Ammonium-Stickstoff stellen sich die Grubenwasserbehandlungsanlagen der VEM dar. Dabei liefern die GWBA Kringelsdorf insbesondere wegen der hohen Wassermengen und die GWBA Tzschelln wegen der deutlich höheren Ammonium-Konzentration in der Größenordnung vergleichbare Frachten.

## 4.2 Grundwasser

Die Messstellen des Landesmessnetzes des LfULG stehen überwiegend außerhalb der Braunkohlentagebaue und ihrer Absenkungstrichter. Der Freistaat Sachsen hat sich mit den Braunkohleunternehmen auf ein arbeitsteiliges Grundwassergütemonitoring verständigt. Innerhalb der Tagebaue, der Absenkungstrichter und der Sanierungsgebiete wird das Grundwassergütemonitoring von den Bergbauunternehmen durchgeführt. Die Untersuchungsergebnisse werden dem Freistaat zur Verfügung gestellt.

Daten zur Grundwasserbeschaffenheit wurden vom LfULG, von der LMBV und von der VEM zur Verfügung gestellt. Insgesamt standen für die Bearbeitung der vorliegenden Studie die Daten aus 230 Messstellen zur Verfügung. Von dieser Stichprobe wurden die 15 Messstellen zum Tagebau Berzdorf nicht berücksichtigt, weil die geochemischen Verhältnisse hier von den anderen ostsächsischen Tagebauen, die überwiegend im Lausitzer Urstromtal liegen, deutlich abweichen.

Weiterhin wurden fünf Messstellen nicht berücksichtigt, deren Eigenschaften vom chemischen Muster des Grundwassers im Lausitzer Braunkohlerevier sehr stark abweichen. Dazu zählt eine ungünstig platzierte Messstelle in einer landwirtschaftlichen Siloanlage mit 68 mg/L Ammonium-N. Des Weiteren zählen dazu drei Messstellen (jeweils eine in der Kippe, im pleistozänen Grundwasserleiter und im tertiären Grundwasserleiter), die nachweisbar dem Einfluss salinaren Tiefenwassers unterliegen sowie eine weitere Messstelle im liegenden tertiären Grundwasserleiter mit einer völlig atypischen Hydrochemie.

Damit stehen zur hydrochemischen Bewertung des Grundwassers die Informationen zu insgesamt 210 Messstellen zur Verfügung (Tabelle 9). Von diesen Messstellen entfallen 34 Messstellen auf die Kippen, 141 auf pleistozäne Grundwasserleiter und 35 auf tertiäre Grundwasserleiter. Von letzteren gehören 17 zu den hangenden und 18 zu den liegenden tertiären Grundwasserleitern. Die räumliche Verteilung der Ammonium-N-Konzentration im Grundwasser ist auf einer Karte in der Anlage 4 dargestellt.

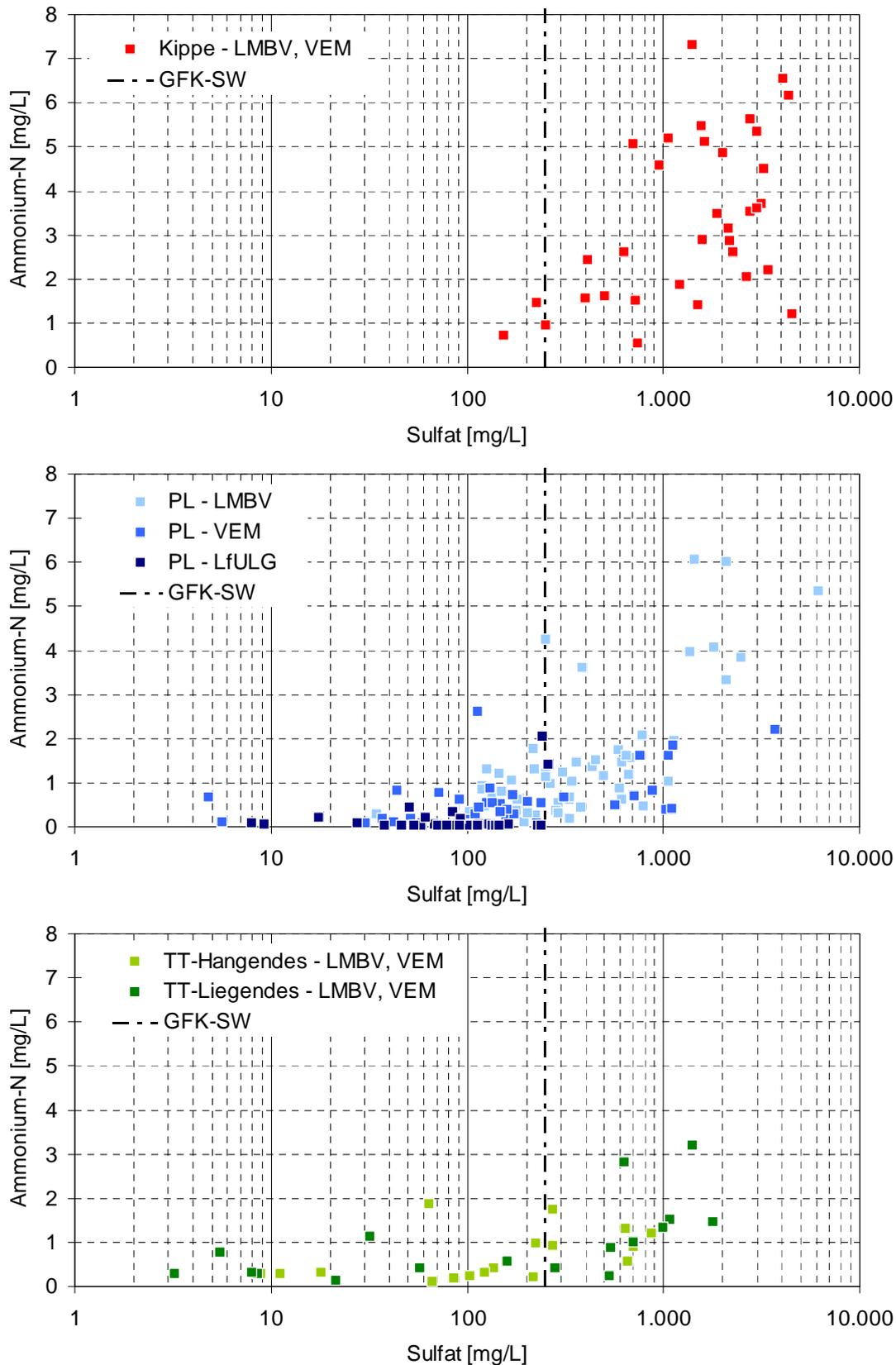
**Tabelle 9: Herkunft, hydrogeologische Zuordnung und Anzahl der verfügbaren Daten zur Grundwasserbeschaffenheit im ostsächsischen Lausitzer Braunkohlenrevier**

Eigentümer	Kippe	Pleistozän	Tertiär		Summe
			Hangendes	Liegendes	
LfULG	0	38	0	0	38
LMBV	32	65	11	13	121
davon: Berzdorf	(7)	(5)	(3)	(0)	(15)
VEM	10	45	9	7	71
aussortiert, siehe Text	(1)	(2)	(0)	(2)	(5)
Summe der verwendeten Messstellen	34	141	17	18	<b>210</b>

Die Trennung der Gruppen „Tertiär-Hangendes“ und „Tertiär-Liegendes“ erfolgt anhand der Stellung der Stratigraphien zum 2. Lausitzer Kohleflöz. Die tertiären Grundwasserleiter der Raunoer und Oberen Briesker Folge bis einschließlich dem G400 zählen zum Hangenden. Die Grundwasserleiter G500, G600, G700 und G800 der Unteren Briesker Folge, der Spremberger Folge und der Cottbuser Folge zählen zum „Tertiär-Liegenden“. Die Messstellen liegen ebenfalls überwiegend im Bereich des Absenkungstrichters. Im Unterschied zu den hangenden Grundwasserleitern erfolgt hier meist nur eine Druckentspannung, aber keine Entwässerung. Dennoch lässt sich ein stofflicher bergbaulicher Einfluss der Druckentspannung vor allem auch auf den G500 und G600 nachweisen.

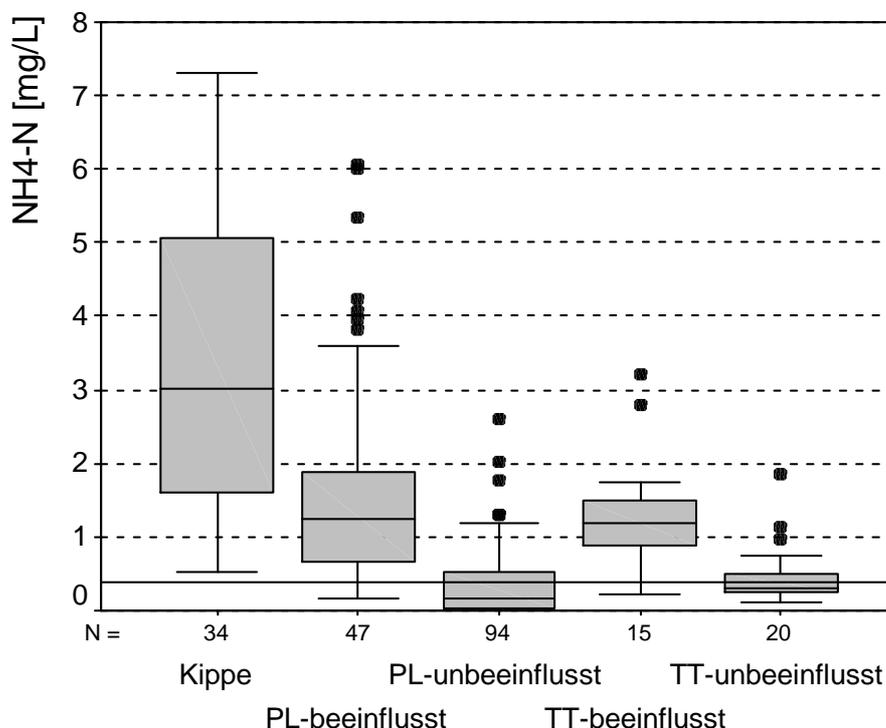
Zur Abgrenzung des bergbaulichen Einflusses auf die Grundwasserbeschaffenheit wurde eine vereinfachende Annahme getroffen. Der Hintergrundwert für Sulfat wird in den Lockergesteinsgrundwasserleitern der Lausitz bei etwa 100 mg/L veranschlagt. Diese Konzentration gilt im Allgemeinen für die anthropogen beeinflussten oberflächennahen Grundwasserleiter. Der natürliche Wert für die Sulfatkonzentration wird in tiefen tertiären Grundwasserleitern durch Sulfatreduktion häufig sogar weit unterschritten. Da Sulfat in höheren Konzentrationen im Braunkohlenrevier Indikator für die Pyritverwitterung ist, wurde angenommen, dass zumindest Grundwasser mit mehr als 250 mg/L Sulfat durch die Pyritverwitterung beeinflusst ist. Höhere Sulfatkonzentrationen können im Grundwasser des Lockergesteins im Lausitzer Braunkohlenrevier natürlicherweise im Zusammenhang mit Salzwasseraufstiegen vorkommen. Solche Analysen wurden aufgrund eines typischen salinaren Beschaffenheitsmusters bereits anfänglich aus der Betrachtung ausgeschlossen.

Die Trennung der mit Daten belegten Messstellen in „bergbaulich unbeeinflusst“ und „bergbaulich beeinflusst“ wird für die pleistozänen und tertiären Grundwasserleiter anhand eines Konzentrationswertes von 250 mg/L für Sulfat vorgenommen (Bild 3). Das Grundwasser in den Kippenmessstellen wird unabhängig von der Sulfatkonzentration als bergbaubürtig definiert. Niedrige Sulfatkonzentrationen sind hier meist ein Ergebnis der Auswaschung der Kippen durch Grundwasserzufluss aus benachbarten pleistozänen Grundwasserleitern (IWB 2011b).



**Bild 3:** Zusammenhang zwischen der Sulfat- und Ammonium-N-Konzentration im Grundwasser zur Ableitung des bergbaulichen Einflusses auf die Grundwasserleiter (Daten: LMBV, VEM und LfULG)

Zum Vergleich der Gruppen der Wasserbeschaffenheit werden so genannte Boxplots (= Kastengraphiken) benutzt. Die Boxplots haben folgende Bedeutung: Das gefüllte farbige Rechteck umfasst die nach der Größe geordneten Messwerte zwischen der 25- und 75-Perzentile und somit 50% aller Messwerte. Die horizontale Linie in dem Rechteck kennzeichnet den Median (50-Perzentile). An das Rechteck schließen sich oberhalb und unterhalb vertikale Linien an. Der gesamte Bereich zwischen den Enden der Linien umfasst etwa den Bereich zwischen den 5- und 95-Perzentilen und somit etwa 90% aller Messwerte. Ausreißer und Extremwerte sind als Punkte dargestellt. Auf der Abszisse ist der Stichprobenumfang (N) für jedes Boxplot angegeben. In Bild 4 ist die Ammonium-N-Konzentration in den Grundwasserleitern des ostsächsischen Lausitzer Braunkohlenreviers in Form von Boxplots dargestellt.



**Bild 4:** Darstellung der Ammonium-N-Konzentration in den Grundwasserleitern des ostsächsischen Lausitzer Braunkohlereviers in Form von Boxplots (Daten: LMBV, VEM und LfULG)

Die Ammonium-N-Konzentration liegt in den unbeeinflussten pleistozänen und tertiären Grundwasserleitern deutlich unter dem Geringfügigkeitsschwellenwert von 0,39 mg/L. Vereinzelt Spitzenwerte reichen jedoch deutlich über 1 mg/L. Eine messstellenspezifische Analyse zu den Ursachen der punktuell hohen Werte wurde nicht durchgeführt.

Die Gruppen „Pleistozän-beeinflusst“ und „Tertiär-beeinflusst“ sind in den statistischen Basiswerten (Median, 25- und 75-Perzentile) ähnlich. Der Median der Ammonium-N-Konzentration liegt in diesen Gruppen bei 1,3 mg/L und die 75-Perzentile unter 2,0 mg/L. Diese beiden Gruppen unterscheiden sich jedoch durch ein markantes Ausreißerkollektiv in der Gruppe „Pleistozän-beeinflusst“. Eine Ammonium-N-Konzentration über 3 mg/L passt eher in das Muster „Kippenwasser“. Das gilt im Übrigen auch für die Sulfat- und Eisenkonzentrationen dieser Wässer.

Die Gruppe „Kippenwasser“ hebt sich durch deutlich höhere Ammonium-N-Konzentrationen von den anderen Gruppen ab. Der Medianwert für Ammonium-Stickstoff liegt hier bei 3 mg/L und die 75-Perzentile bei 5 mg/L. Im Kippenwasser liegen die Spitzenwerte des Ammonium-Stickstoffs deutlich über 7 mg/L. Der aus 34 Einzelanalysen berechnete Medianwert für die Ammonium-N-Konzentration im Kippenwasser ist nahezu identisch mit der mittleren Ammonium-N-Konzentration im gereinigten Wasser der GWBA Tzschelln (vgl. Abschn. 4.1).

Da die Kippen der Braunkohlentagebaue aus den gleichen pleistozänen und tertiären Sedimenten geschüttet wurden, die im Umfeld der Tagebaue die Grundwasserleiter bilden, kann die bergbauliche Genese der hohen Ammonium-N-Werte anhand der unterschiedlichen Konzentrationen im Kippenwasser statistisch belegt werden. Die bergbaubürtige Genese des Ammonium-Stickstoffs im Kippenwasser wird auch durch den relativ eindeutigen Zusammenhang zwischen der Sulfat- und Ammonium-N-Konzentration belegt, obwohl der Freisetzung beider Komponenten unterschiedliche chemische und mikrobiologische Prozesse zugrunde liegen, siehe (Willscher u. a. 2012).

In den Bereichen der Grundwasserabsenkungstrichter, wo im Deckgebirge keine puffernden Karbonatminerale vorhanden sind, verläuft die hydrochemische Genese des Grundwassers ähnlich wie in den Kippen. Deshalb werden hier stellenweise vergleichbar hohe Sulfat- und Ammoniumkonzentrationen gemessen.

## 4.3 Bergbaufolgeseen

### 4.3.1 Allgemeine hydrochemische Kennzeichnung

Von der LMBV und der LTV wurden hydrochemische Daten zu 25 Bergbaufolgeseen bzw. Teilbecken von Bergbaufolgeseen der Lausitz zur Verfügung gestellt (Tabelle 10). Die Daten stammen überwiegend aus den Jahren 2010 und 2011. Zu einigen Bergbaufolgeseen liegen langjährige Datenreihen vor.

**Tabelle 10: Übersicht zu den Bergbaufolgeseen im ostsächsischen Lausitzer Braunkohlenrevier**

Messstelle(n)	Bergbaufolgensee	Teilbecken	Datenreihe	Betreiber
G1.065/G1.075/G1.081	Bärwalder See		2005-2007	LMBV
G1.111	Speicher Dreiweibern		2010-2011	LMBV
G1.171	Speicher Lohsa II	DP Kolpen	2010-2011	LMBV
G1.181	Speicher Lohsa II	Weststrandschlauch	2010-2011	LMBV
G1.191	Speicher Lohsa II	Teilfeld 1/2	2010-2011	LMBV
G1.192	Speicher Lohsa II	Nordmarkscheide	2010-2011	LMBV
G1.221/G1.222	Bernsteinsee		2006-2008	LMBV
G2.031	Graureihersee		2010-2011	LMBV
G2.081/G2.091	Scheibe See		2010-2011	LMBV
G2.141	Spreetaler See		2010-2011	LMBV
G2.211	Sabrodter See		2010-2011	LMBV
G2.221	Blunoer Südsee		2010-2011	LMBV
G2.231	Neuwieser See		2010-2011	LMBV
G2.241	Bergener See		2010	LMBV
G3.041	Lugteich	Klärteich	2010-2011	LMBV
G3.042	Lugteich	Lugteich	2010-2011	LMBV
G3.061	Kortitzmühler See		2010-2011	LMBV
G3.081	Erikasee		2000-2009	LMBV
G3.091	Erikasee		2000-2009	LMBV
G3.141/G3.151	Partwitzer See		2010-2011	LMBV
G3.161	Geierswalder See		2010-2011	LMBV
G5.007/G5.010	Berzdorfer See		2010-2011	LMBV
Knap_3.000	Speicher Knappenrode		2008-2011	LTV
Loh1_3.100	Speicher Lohsa I	Friedersdorf	2008-2011	LTV
Loh1_3.500	Speicher Lohsa I	Mortka	2008-2011	LTV

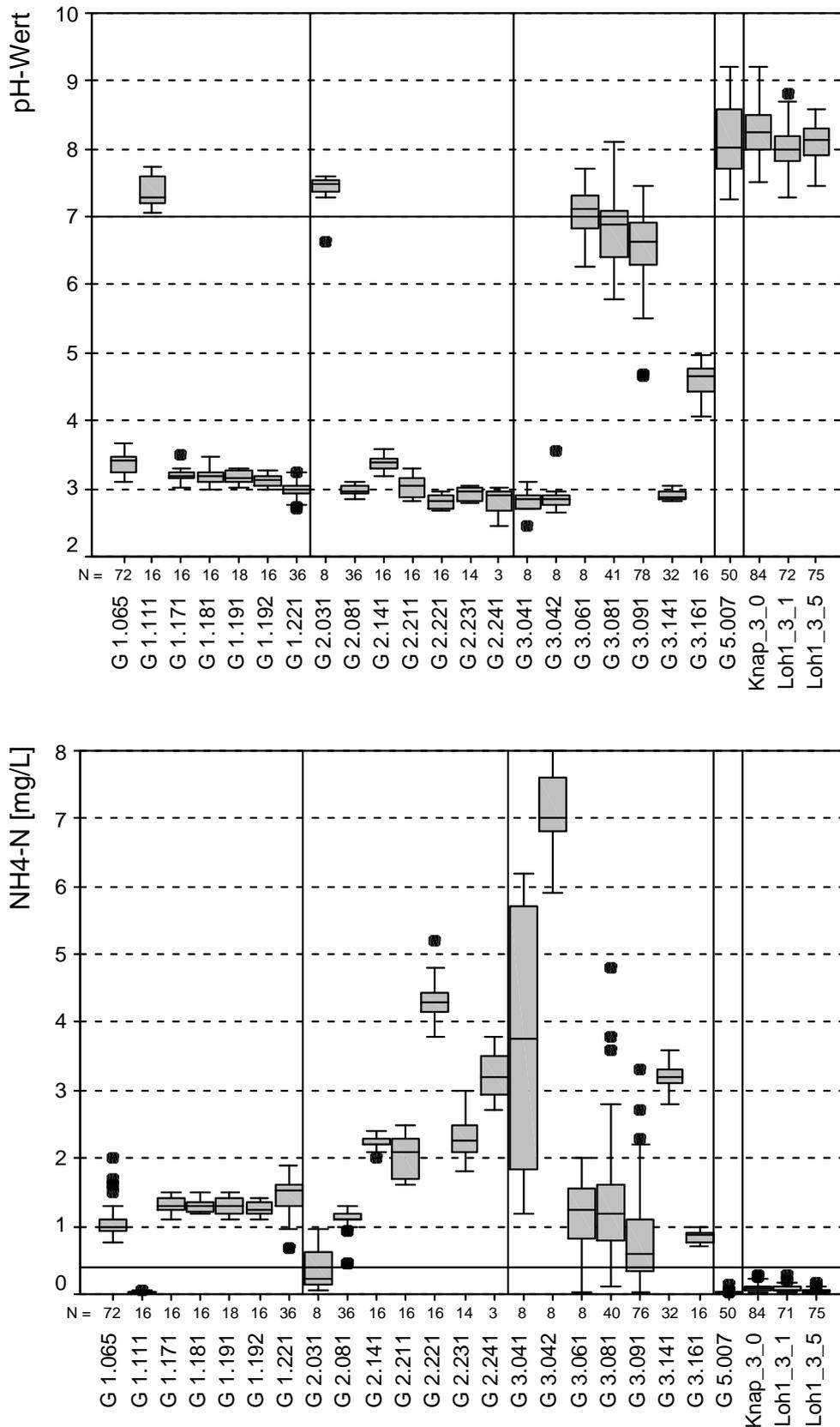
Im Folgenden soll der ursprüngliche hydrochemische Zustand der Bergbaufolgeseen charakterisiert werden. Er ergibt sich aus der Dominanz des Grundwassereigenaufganges gegenüber der Fremdfutung. Dieser Zustand lässt sich nicht mehr für alle Bergbaufolgeseen darstellen. So sind zum Beispiel der Bärwalder See, der Speicher

Dreiweibern, der Berzdorfer See, der Kortitzmühler See und der Erikasee überwiegend fremdgeflutet. Der Speicher Lohsa II, der Spreetaler See, der Neuwieser See und der Geierswalder See enthalten bereits beträchtliche Anteile Fremdwasser. Die Speicher Knappenrode und Lohsa I befinden sich bereits seit Jahrzehnten in der wasserwirtschaftlichen Nutzung. Für diese Seen wird der aktuelle Zustand charakterisiert. Da insbesondere der Bärwalder See und der Bernsteinsee jüngst eine intensive hydrochemische Veränderung erfahren haben, wird für beide Seen ein älterer Datenbestand im Zustand der Versauerung verwendet (in Tabelle 10 farblich abgehoben).

Der überwiegende Teil der Bergbaufolgeseen ist stark sauer (Bild 5 oben). Die in Nutzung befindlichen Bergbaufolgeseen sind neutral. Im Übergangszustand zwischen stark sauer und neutral befinden sich nur wenige Seen, z. B. der Geierswalder See (G3.161). Das Muster der Ammoniumkonzentration in den Bergbaufolgeseen ist stärker differenziert (Bild 5 unten). Der Zusammenhang zum pH-Wert stellt sich nicht eindeutig dar.

In der Tabelle 11 sind die statistischen Mittelwerte maßgebender hydrochemischer Kennwerte der Wasserbeschaffenheit der Bergbaufolgeseen zusammengefasst. Der maßgebliche Indikator des bergbaulichen Einflusses auf die Gewässer ist die Sulfatkonzentration. Hinter dem Wert der Sulfatkonzentration steht der Umfang der Pyritverwitterung. In Bild 6 ist der Zusammenhang zwischen der Sulfat- und der Ammonium-N-Konzentration, der Sulfatkonzentration und dem pH-Wert sowie schließlich zwischen der Ammonium-N-Konzentration und dem pH-Wert der betrachteten Bergbaufolgeseen jeweils als Mittel der verwendeten Datenreihe dargestellt.

Die halblogarithmische Darstellung der Sulfatkonzentration vs. der Ammonium-N-Konzentration (Bild 6 links oben) zeigt die enge Beziehung der Ammonium-N-Konzentration zur bergbaulichen Genese der Seewässer. Hohe Ammonium-N-Konzentrationen sind tendenziell an hohe Sulfatkonzentrationen gebunden. Die halblogarithmische Darstellung der Sulfatkonzentration vs. dem pH-Wert (Bild 6 links unten) zeigt den Versauerungseinfluss auf die Bergbaufolgeseen. Seen mit Sulfatkonzentrationen unter 300 mg/L sind in der Regel neutral. Der neutrale Zustand wurde überwiegend durch Verdünnung und Neutralisation infolge der Fremdflutung erreicht. Ausnahmen von dieser Regel stellen Bergbaufolgeseen dar, die chemisch neutralisiert wurden. In chemisch neutralisierten Bergbaufolgeseen können hohe Sulfatkonzentrationen vorliegen, wie im konkreten Fall für den Kortitzmühler See. Eine vergleichbare Stellung würden in diesem Diagramm die Daten des neutralisierten Bernsteinsees einnehmen. Aus diesen ursächlichen Zusammenhängen ergibt sich schließlich auch eine Erklärung für den Zusammenhang zwischen der Ammonium-N-Konzentration und dem pH-Wert. Während Sulfat in den Bergbaufolgeseen durch Fremdflutung überwiegend nur verdünnt wird, wirken sich auf die Ammonium-N-Konzentration der Bergbaufolgeseen weitere Einflussfaktoren aus. In neutralen Bergbaufolgeseen wird Ammonium anteilig stark nitrifiziert (vgl. Abschn. 4.3.2.2 und 4.3.2.3), was sich in einer Gruppe neutraler Seen mit sehr niedrigen Ammonium-N-Konzentrationen (unterhalb des GFK-SW) in Bild 6 rechts unten zeigt. Von diesem Muster weichen Seen ab, die starken Ammonium-Einträgen durch Abwasser und Altlasten unterliegen, wie z. B. der Erikasee. Die Gruppe der sauren Bergbaufolgeseen (rot umrandet) zeigt eine sehr breite Spanne der Ammonium-N-Konzentration.



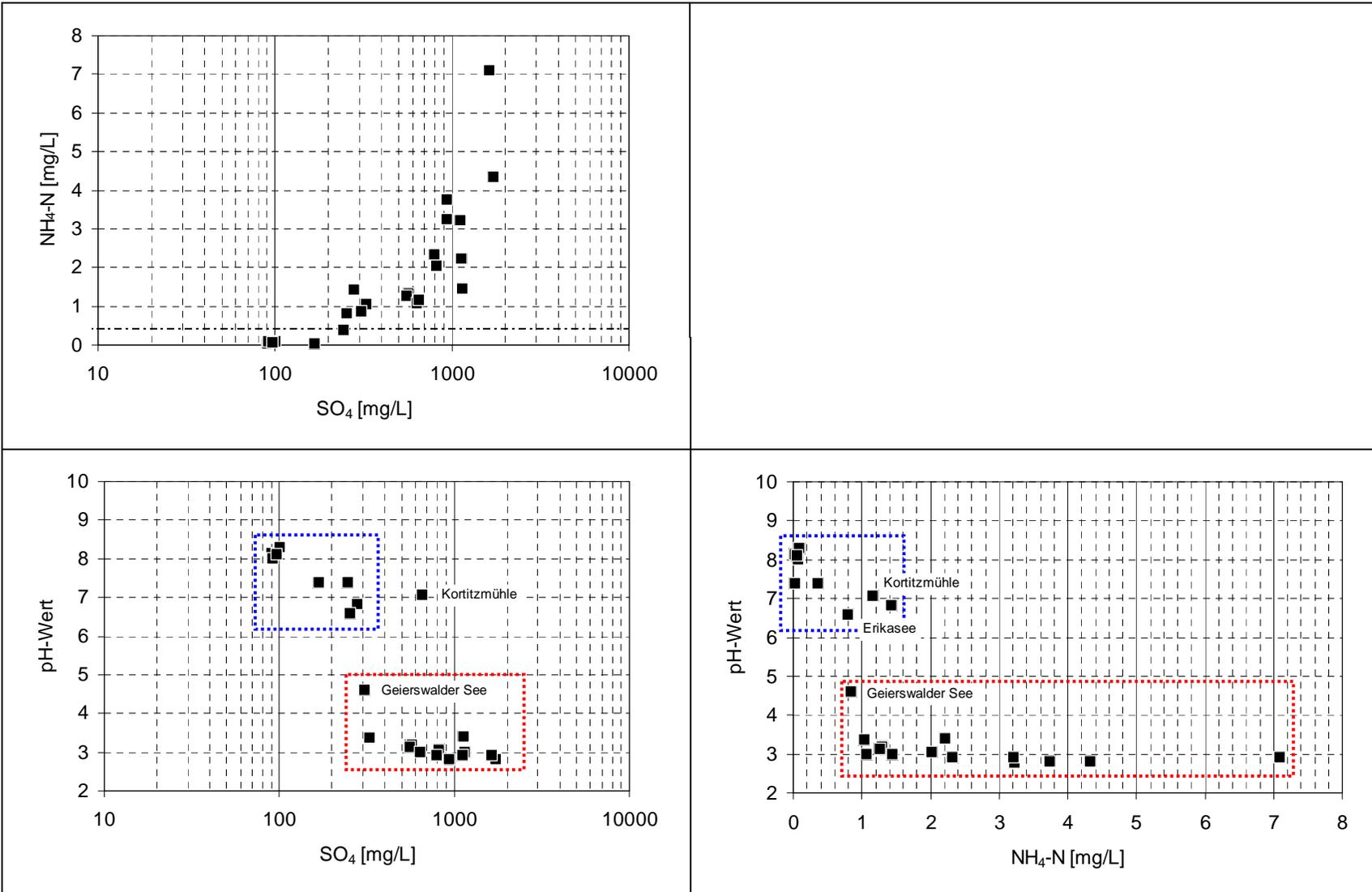
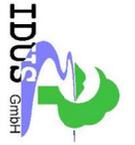
**Bild 5:** Vergleich der pH-Werte und der Ammonium-N-Konzentration im Freiwasser der Bergbaufolgeseen der Lausitz (Bärwalde und Burghammer vor der Neutralisation) (Daten: LMBV und LTV)



**Tabelle 11: Mittelwerte hydrochemischer Kennwerte der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen der sächsischen Lausitz (Daten: LMBV und LTV)**

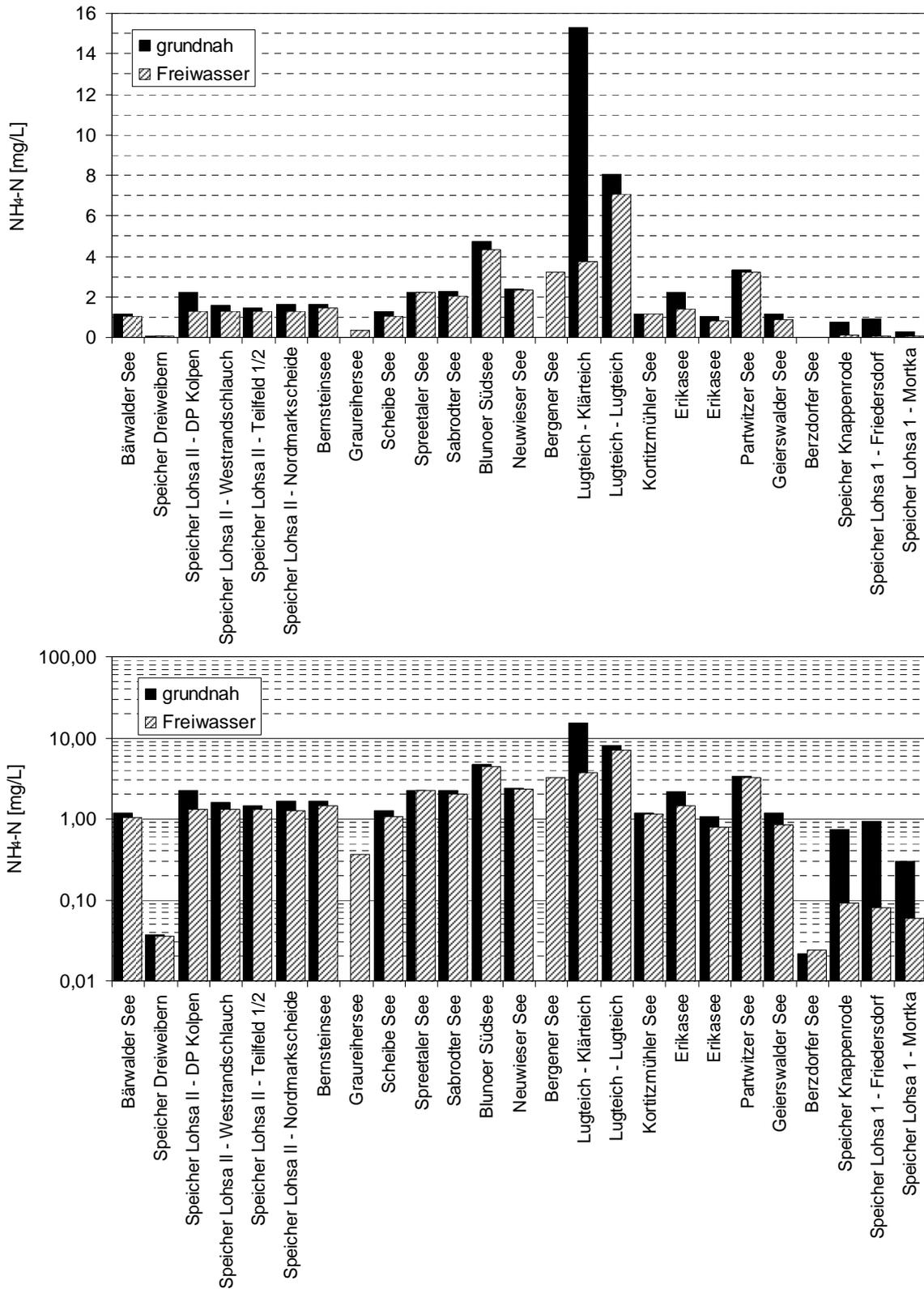
Bergbaufolgese	Messstellen	Messreihe	pH-Wert	K <sub>S4,3</sub>	K <sub>B8,2</sub>	SO <sub>4</sub>	Fe-gelöst	NH <sub>4</sub> -N	Calcit
				mmol/L	mmol/L	mg/L	mg/L	mg/L	
Bärwalder See	G1.065/G1.075/G1.081	2005-2007	3,4	-0,6	1,8	330	3,5	1,1	
Speicher Dreiweibern	G1.111	2010-2011	7,4	0,7	0,1	170	0,1	0,04	□
Speicher Lohsa II	G1.171 (DP Kolpen)	2010-2011	3,2	-1,5	1,9	580	12	1,3	
Speicher Lohsa II	G1.181 (Westrandschlauch)	2010-2011	3,2	-1,6	1,9	560	10	1,3	
Speicher Lohsa II	G1.191 (Teilfeld 1/2)	2010-2011	3,2	-1,6	1,9	570	11	1,3	
Speicher Lohsa II	G1.192 (Nordmarkscheide)	2010-2011	3,1	-1,6	1,9	560	9,8	1,3	
Bernsteinsee	G1.221/G1.222	2006-2008	3,0	-2,5	3,3	1.150	22	1,4	
Graureihersee	G2.031	2010-2011	7,4	3,8	0,3	250	0,2	0,37	■
Scheibe See	G2.081/G2.091	2010-2011	3,0	-2,9	3,7	640	26	1,1	
Spreetaler See	G2.141	2010-2011	3,4	-0,9	1,3	1.130	6,3	2,2	
Sabrodter See	G2.211	2010-2011	3,0	-3,3	4,4	820	42	2,0	
Blunoer Südsee	G2.221	2010-2011	2,8	-9,3	12,3	1.720	140	4,3	
Neuwieser See	G2.231	2010-2011	2,9	-3,9	4,7	800	50	2,3	
Bergener See	G2.241	2010	2,8	-4,1	5,0	940	47	3,2	
Lugteich	G3.041	2010-2011	2,8	-6,5	8,1	940	92	3,8	
Lugteich	G3.042	2010-2011	2,9	-9,9	16,7	1.640	275	7,1	
Kortitzmühler See	G3.061	2010-2011	7,1	0,3	0,1	660	0,1	1,2	□
Erikasee	G3.081	2000-2009	6,8	0,7	0,2	280	0,5	1,4	□
Erikasee	G3.091	2000-2009	6,6	0,5	0,2	250	0,4	0,8	□
Partwitzer See	G3.141/G3.151	2010-2011	2,9	-4,5	5,6	1.130	50	3,2	
Geierswalder See	G3.161	2010-2011	4,6	0,1	0,2	310	0,2	0,8	
Berzdorfer See	G5.007/G5.010	2010-2011	8,1	1,3	0,0	90	0,1	0,02	■
Speicher Knappenrode	Knap_3.000	2008-2011	8,3	1,6	0,1	100		0,09	■
Speicher Lohsa 1	Loh1_3.100	2008-2011	8,0	1,3	0,0	90		0,08	■
Speicher Lohsa 1	Loh1_3.500	2008-2011	8,1	1,3	0,0	100		0,06	■

Calcitsättigung für pH > 6,5: □ untersättigt      ■ gesättigt



**Bild 6:** Hydrochemische Zusammenhänge zwischen der Versauerung der Bergbaufolgeseen der Ammonium-Stickstoff-Konzentration (Daten: LMBV und LTV)

Aufgrund ihrer Morphometrie sind die meisten Bergbaufolgeseen dimiktisch und im Sommerhalbjahr thermisch stabil geschichtet. Dabei werden Unterschiede zwischen der Ammonium-N-Konzentration im sommerlichen Epilimnion bzw. im Profil während der Vollzirkulation (im Folgenden als Freiwasser bezeichnet) im Vergleich zur Ammonium-N-Konzentration im Hypolimnion bzw. in Grundnähe (im Folgenden als Tiefenwasser bezeichnet) festgestellt. Die Mittelwerte der Ammonium-N-Konzentration aus den verwendeten Datenreihen nach Tabelle 11 sind in Bild 7 (oben im linearen Maßstab, unten im logarithmischen Maßstab für die Ammonium-N-Konzentration) dargestellt. Markante graduelle Unterschiede der mittleren Ammonium-N-Konzentration zwischen dem Freiwasser und dem Tiefenwasser werden insbesondere in den Teilbecken des Speichers Lohsa II, in den Teilbecken des Lugteiches sowie in den wasserwirtschaftlich genutzten Speichern Lohsa I und Knappenrode festgestellt. Nähere Erläuterungen hierzu erfolgen in den Abschnitten 4.3.2.1 und 4.3.2.5.



**Bild 7:** Ammonium-N-Konzentration im Freiwasser und im Tiefenwasser der Bergbaufolgeseen als Mittelwerte der nach Tabelle 11 deklarierten Datenreihen (Daten: LMBV und LTV)

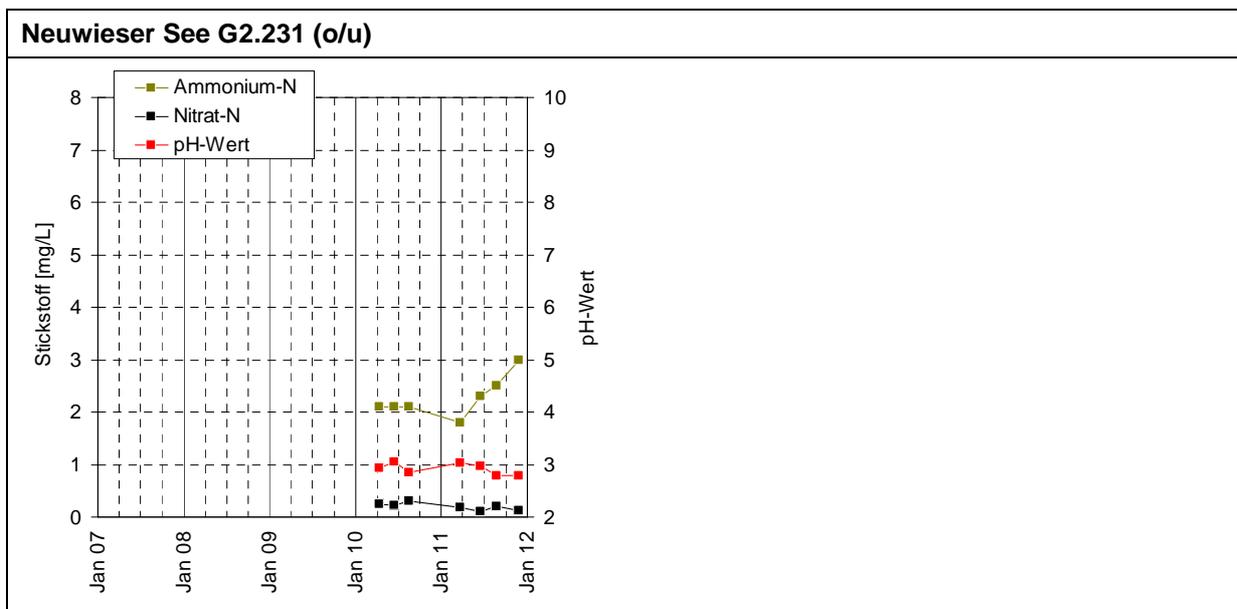
### 4.3.2 Zeitliche Entwicklung und jahreszeitliche Dynamik der Ammoniumkonzentration

#### 4.3.2.1 Junge Bergbaufolgeseen im ursprünglichen sauren Zustand

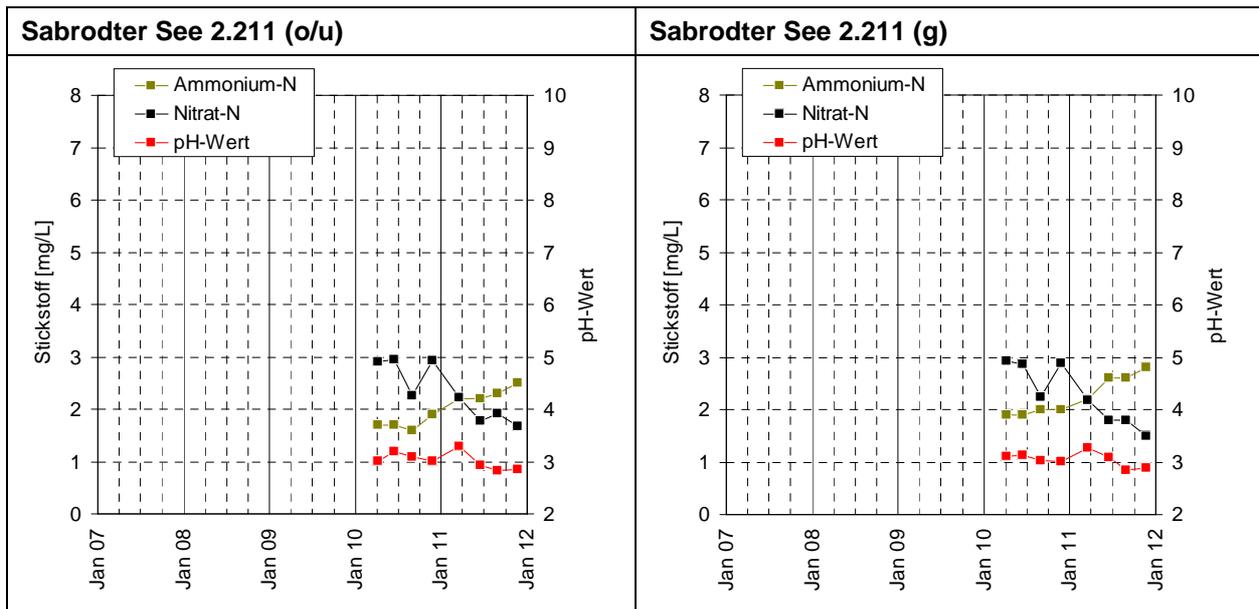
Im ursprünglichen Zustand sind die meisten Bergbaufolgeseen der Lausitz, die überwiegend durch Grundwasseraufgang geflutet wurden, stark sauer. Die hohen Säuregrade werden auch von hohen Ammoniumkonzentrationen begleitet (vgl. [Abschn. 4.3.1](#)). Ohne äußere Einflüsse sind die hydrochemischen Verhältnisse in den Bergbaufolgeseen über Jahrzehnte meist stabil. Typisch sind niedrige pH-Werte im Bereich um  $\text{pH} \approx 3$ . Stickstoff liegt fast ausschließlich als Ammonium-N-Stickstoff vor. Höhere Konzentrationen von Nitrat-Stickstoff weisen meist auf Fremdwasserflutung hin.

Die Bergbaufolgeseen im ostsächsischen Lausitzer Braunkohlenrevier unterliegen seespezifisch vielfältigen Einflüssen. Ein Teil der Seen wird sporadisch fremdgeflutet, was zu einer zeitweiligen Verdünnung der Ammonium-N-Konzentration führt.

Die hohen Niederschläge im Sommer des Jahres 2010 hatten im folgenden Winterhalbjahr 2010/2011 zu einer hohen Grundwasserneubildung geführt, wodurch der Grundwasserzufluss zu den Bergbaufolgeseen deutlich angestiegen war. Der stärkere Grundwassereinfluss äußerte sich durch steigende Ammonium-N-Konzentrationen, abnehmende Nitrat-N-Konzentrationen und eine pH-Wert-Depression, die z. B. im Neuwieser See ([Bild 8](#)), im Sabrodter See ([Bild 9](#)) und in den Teilbecken des Speichers Lohsa II ([Bild 10](#)) nachweisbar waren. Die Nitrat-N-Konzentration verhält sich spiegelbildlich zur Ammonium-N-Konzentration.

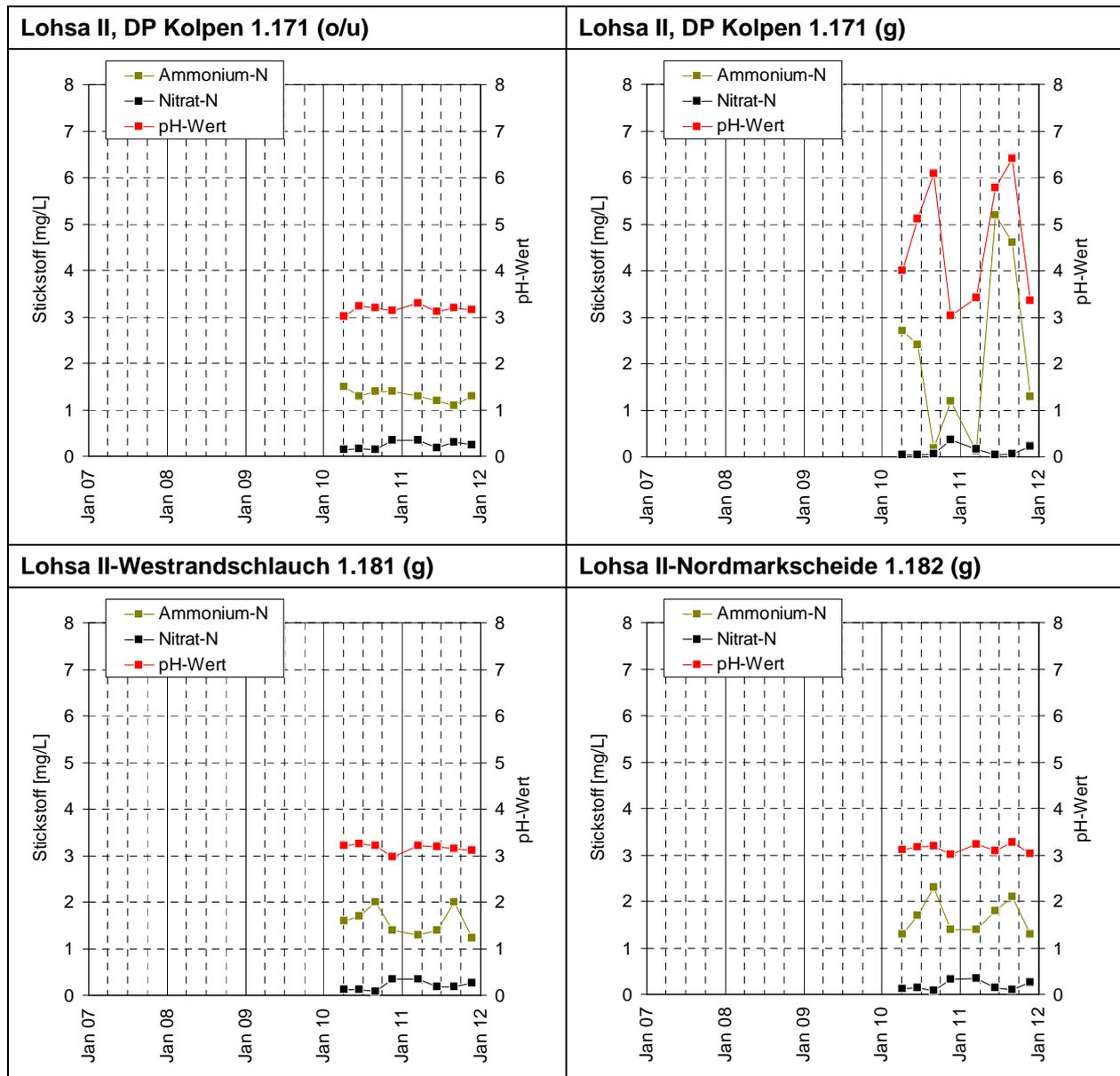


**Bild 8:** Jüngere Entwicklung des pH-Wertes sowie der Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentration im Neuwieser See (Daten: LMBV)



**Bild 9: Jüngere Entwicklung des pH-Wertes sowie der Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentration im Sabrotdter See (Daten: LMBV)**

Davon nahezu unberührt verhält sich die hydrochemische Entwicklung im Tiefenwasser des Speichers Lohsa II. Hier lässt sich während der sommerlichen Schichtung der Einfluss eines anaeroben und ammoniumreichen Grundwassers nachweisen (vgl. [Bild 10](#) rechts oben, links unten und rechts unten). Im Tiefenwasser des Teilbeckens DP Kolpen treten im Sommer beträchtliche hydrochemische Schwankungen auf. Im Sommer werden nahezu neutrale pH-Werte ( $\text{pH} \approx 6$ ) und Ammonium-N-Konzentrationen bis 5 mg/L gemessen, während im Winter die Zustand sauer ( $\text{pH} \approx 3$ ) ist und die Ammonium-N-Konzentration auf Werte unter 1 mg/L zurückgeht.

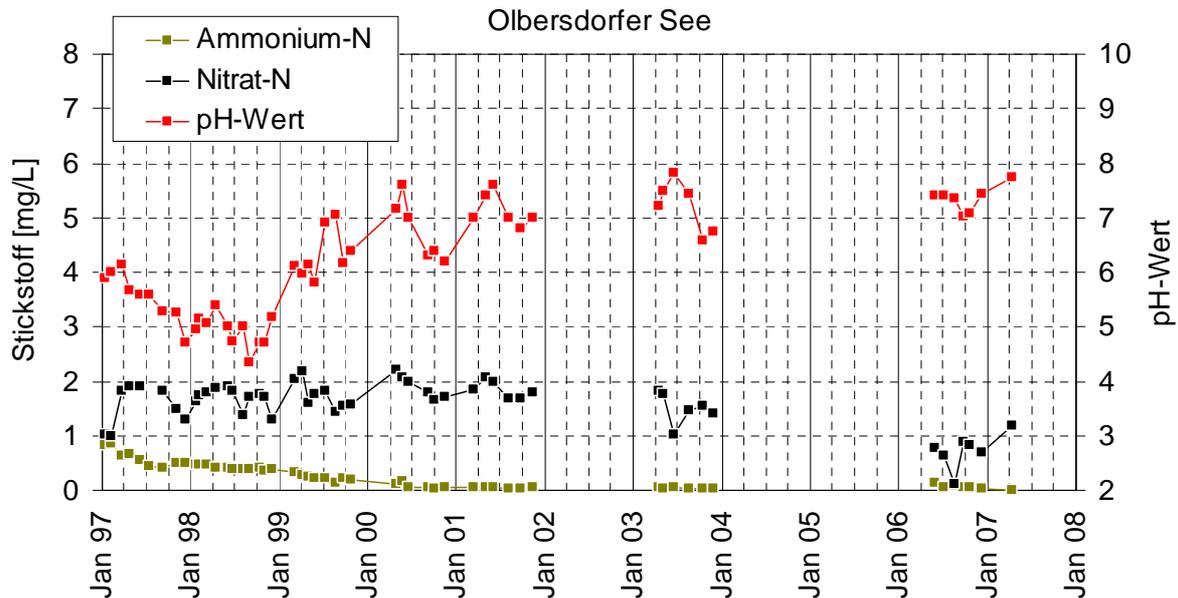


**Bild 10:** Jüngere Entwicklung des pH-Wertes sowie der Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentration in den Teilbecken des Speichers Lohsa II (Daten: LMBV)

#### 4.3.2.2 Junge Bergbaufolgeseen, die durch Flutung neutralisiert wurden

##### Olbersdorfer See

Das Wasser des Olbersdorfer Sees stammte überwiegend aus dem Tagebaubereich (Grundwassereigenaufgang, Oberflächenwasser). Nur ein geringer Teil wurde als Fremdwasser aus dem Grundbach zugeführt. Dabei lag das langjährige Mittel der Ammonium-N-Konzentrationen im Flutungswasser im Zeitraum von 1997 bis 2001 bei etwa 0,16 mg/L. Der Olbersdorfer See war anfänglich nur schwach gepuffert und zunächst schwach bis mäßig sauer. Er erreichte erst ab Juli 1999 einen circum-neutralen pH-Wert (Bild 11).

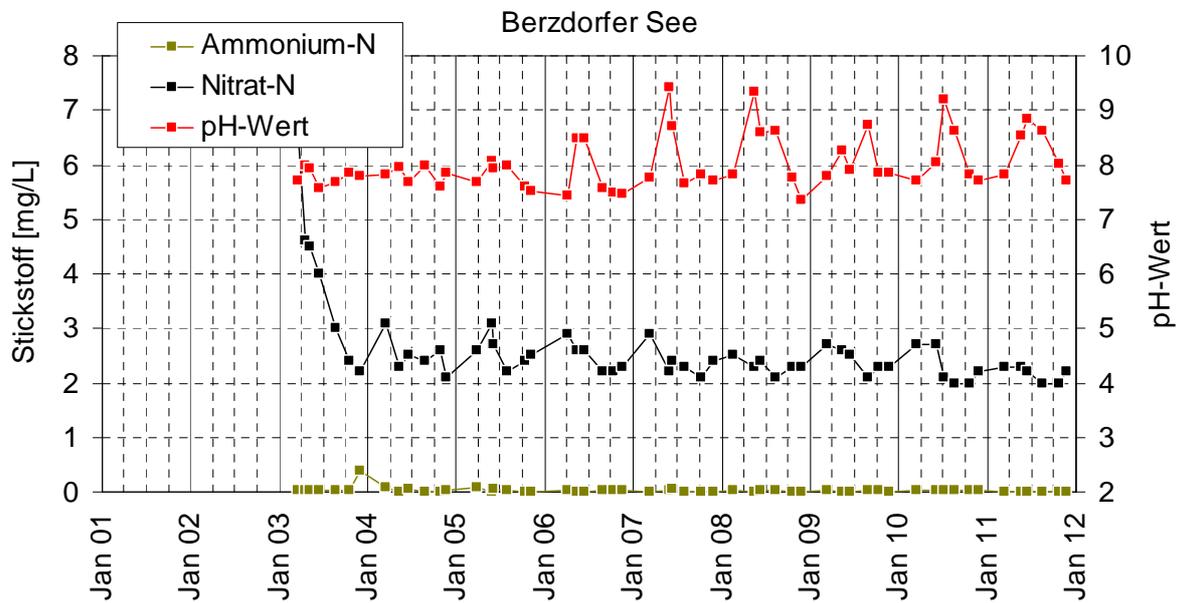


**Bild 11:** Verlauf der Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentration sowie des pH-Wertes im Olbersdorfer See, (Mittelwerte ohne grundnahe Proben, Daten: LMBV und LfULG)

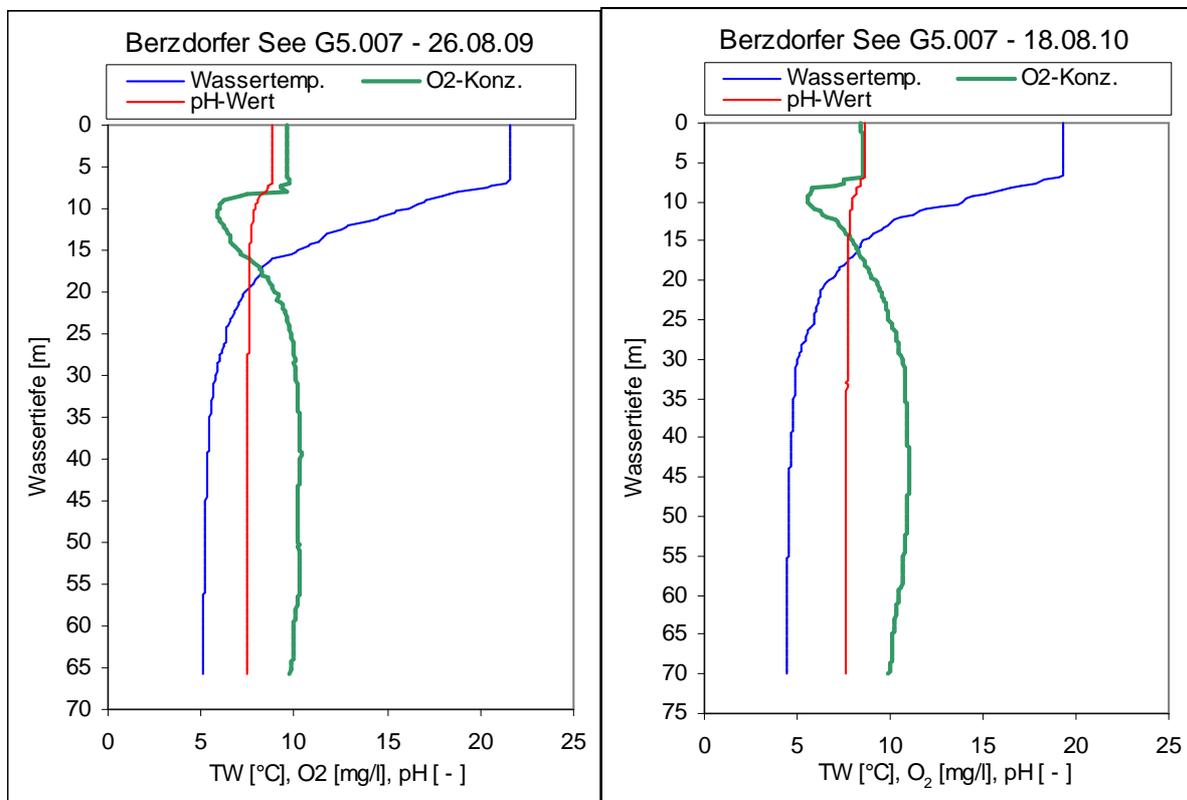
Die Ammonium-N-Konzentration wurde von einem Anfangsniveau von 0,8 mg/L zunächst innerhalb des Jahres 1997 auf etwa 0,4 mg/L verdünnt und verharrte bis zum Anstieg des pH-Wertes im Jahr 1999 auf diesem Niveau. Nach dem erstmaligen Erreichen eines pH-Wertes  $\text{pH} > 6$  sank die Ammonium-N-Konzentration dann innerhalb eines Jahres von 0,33 mg/L im März 1999 auf 0,12 mg/L im April 2000. Im Untersuchungsjahr 2001 betrug die mittlere Ammonium-N-Konzentration dann nur noch 0,04 mg/L. Die Werte verharrten auch bei den nachfolgenden Untersuchungen auf diesem niedrigen Niveau. Beständige pH-Werte im Bereich zwischen 6,5 und 8,0 stabilisierten auch die Nitrifikation.

### Berzdorfer See

Der Berzdorfer See wurde überwiegend mit Flutungswasser aus den örtlichen Fließgewässern Pließnitz und Lausitzer Neiße geflutet. Der See war aufgrund seiner günstigen hydrochemischen Konstellation von Anfang an gut gepuffert und wies pH-Werte  $\text{pH} > 7$  auf (Bild 12). Das Hypolimnion des Berzdorfer Sees ist auch in der Stagnationsphase stabil aerob. Ab 2006 waren im Epilimnion deutlich höhere pH-Werte festzustellen, als im Hypolimnion und über Grund. Ammonium und Nitrat unterliegen flutungsbedingten Schwankungen. Ein Trend der Ammoniumkonzentration ist nicht sichtbar. Die Ammonium-N-Konzentration im See lag seit Beginn der messungen meist deutlich unter 0,1 mg/L. Im Sommer wurde oft die Bestimmungsgrenze von 0,02 mg/L erreicht und sogar unterschritten. Die beiden bedeutsamsten Flutungswässer wiesen dagegen im langjährigen Mittel Werte von 0,27 bzw. 0,16 mg/L  $\text{NH}_4\text{-N}$  auf. Meist erfolgte im Frühjahr eine größere Zufuhr von ammoniumreichem Flutungswasser. Das Ammonium wurde im See nitrifiziert. Dabei kam es im Bereich der Einschichtung des Flutungswassers zu einem Rückgang der Sauerstoffkonzentration, an dem der Stoffwechsel der Nitrifikanten vermutlich mit beteiligt war (vgl. Bild 13).



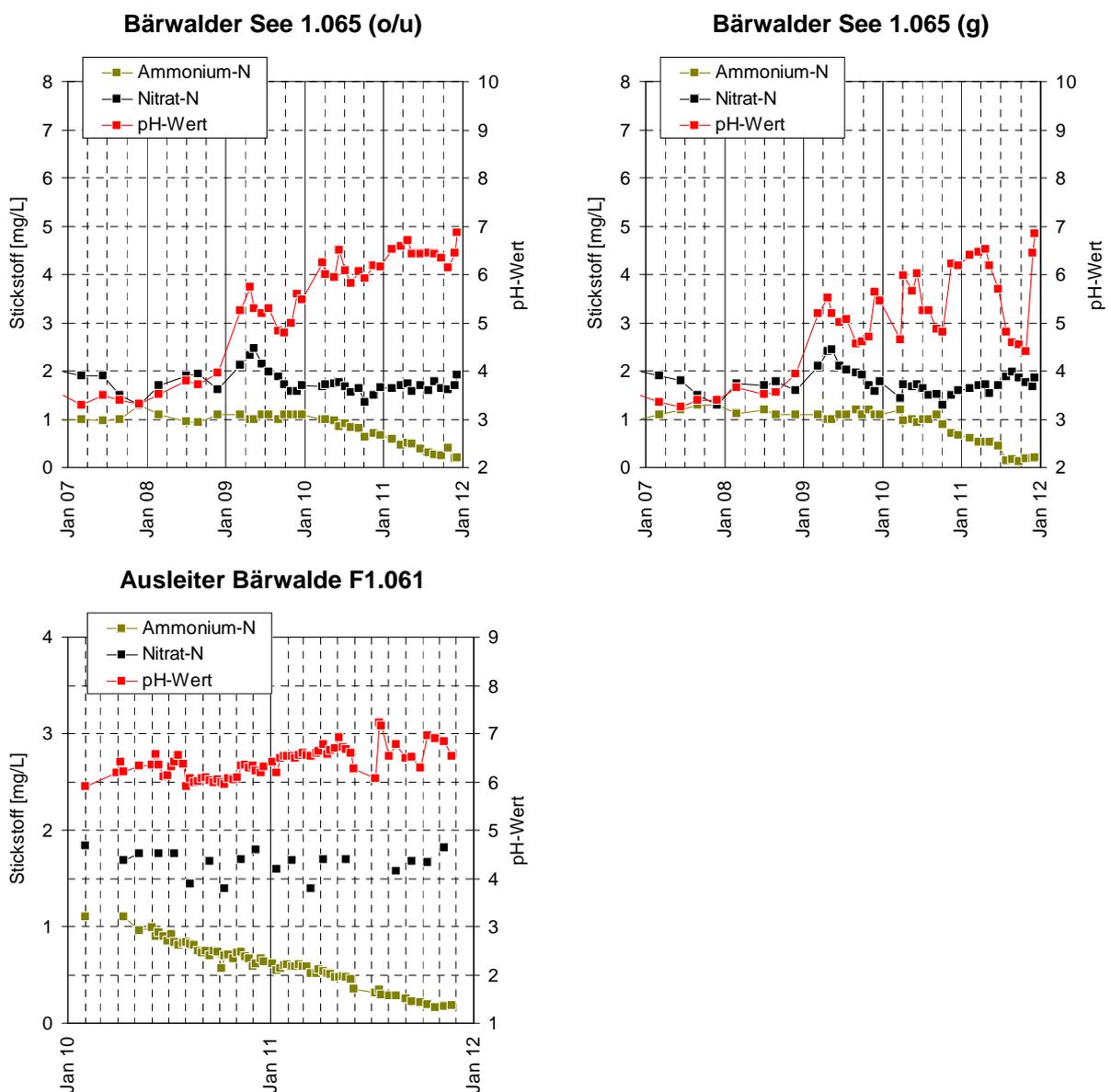
**Bild 12:** Verlauf der Ammonium- und Nitratkonzentration sowie des pH-Wertes im Oberflächenwasser des Berzdorfer Sees von 2003 bis 2011 (Daten: LMBV)



**Bild 13:** Tiefenprofile der Wassertemperatur, des pH-Wertes und des Sauerstoffgehaltes im Berzdorfer See im August 2009 und 2010 (Daten: LMBV)

## Bärwalder See

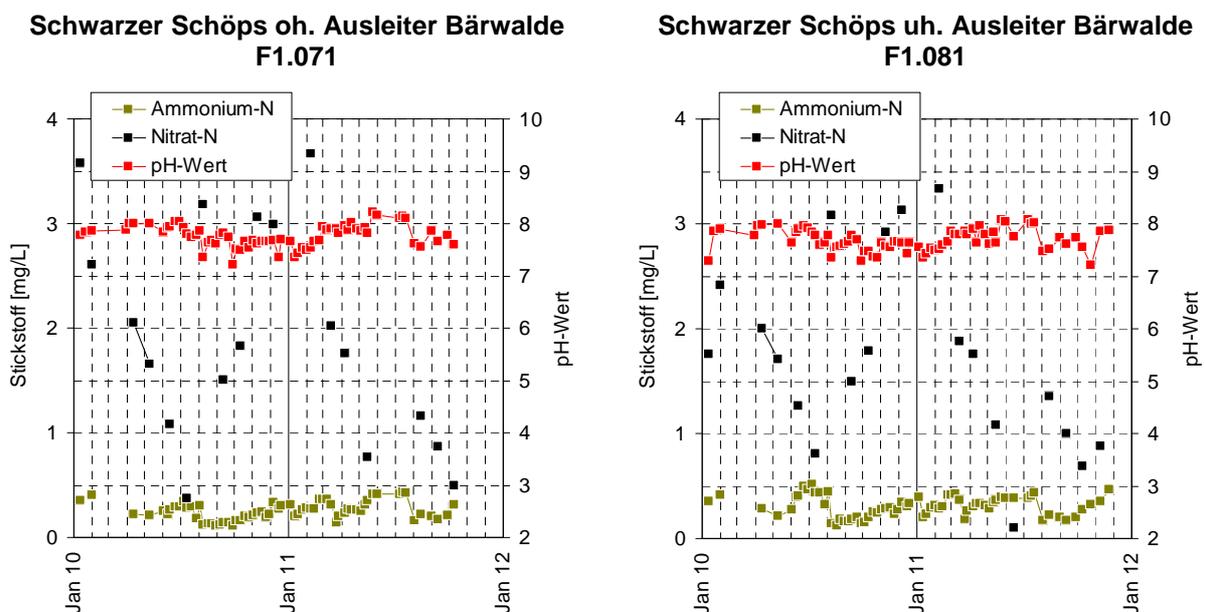
Als jüngstes Beispiel für einen erfolgreich mit Flusswasser gefluteten Bergbaufolgesee dient der Bärwalder See. Der Bärwalder See wurde seit 1997 zunächst aus dem Schwarzen Schöps und seit 1999 auch aus der Spree am Wehr Uhyst sowie aus seinem Einzugsgebiet aus dem Dürrbacher Fließ und dem Schulenburgkanal geflutet. Der obere Zielwasserstand des Bärwalder Sees wurde erstmalig im Jahr 2009 erreicht. Spätestens Anfang 2009 waren der Eisen- und der Aluminiumpuffer des vormals sauren Seewassers überwunden. Der pH-Wert stieg innerhalb weniger Monate von  $\text{pH} \approx 4$  auf  $\text{pH} > 5$  (Bild 14 links oben). Der Einfluss des Kippenwassers war in der Folge während der Stagnationsphasen durch periodische Versauerungsschübe im Tiefenwasser nachweisbar (Bild 14 links rechts).



**Bild 14:** Jüngere Entwicklung des pH-Wertes sowie der Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentration im Bärwalder See (Daten: LMBV)

Im Jahr 2010 musste der Bärwalder See in den Schwarzen Schöps ausgeleitet werden. Die Ausleitung wurde aufgrund behördlicher Forderungen durch ein sehr enges, wöchentliches Messprogramm begleitet, so dass die Entwicklung der hydrochemischen Kennwerte in dieser Zeit sehr dicht aufgezeichnet ist.

Die Ammonium-N-Konzentration lag vor der Neutralisation des Bärwalder Sees stabil bei etwa 1,0 bis 1,2 mg/L. Innerhalb von anderthalb Jahren nach Überschreiten des Schwellenwertes von  $\text{pH} > 5,5$  verringerte sich die Ammonium-N-Konzentration von 1,1 auf 0,2 mg/L. Auffällig ist dabei der nahezu lineare Rückgang der Ammoniumkonzentration, der scheinbar unabhängig von der Jahreszeit und damit von der Wassertemperatur erfolgte (Bild 14 links und rechts oben). Während in den Sommermonaten Abbauprozesse durch Nitrifikation dominierten, erfolgte der winterliche Rückgang der Ammoniumkonzentration im abflussreichen Winterhalbjahr 2010/2011 vorwiegend durch Fremdfutung und damit durch Verdünnung. Die anfänglich hohe Ammonium-N-Konzentration im ausgeleiteten Seewasser hatte keinen nachweisbar nachteiligen Einfluss auf den Schwarzen Schöps (Bild 15).



**Bild 15:** Entwicklung des pH-Wertes sowie der Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentration im Schwarzen Schöps oberhalb und unterhalb der Ausleitung aus dem Bärwalder See (Daten: LMBV)

Der Bärwalder See ist, insbesondere auch wegen seiner Größe, ein hervorragendes Beispiel dafür, wie sich der natürliche Prozess der bakteriellen Nitrifikation einstellt und innerhalb überschaubarer Zeiträume zu niedrigen Ammoniumkonzentrationen im gesamten Seewasser führt, die eine bedenkenlose Ausleitung entsprechend der Ausleitwerte der Bewirtschaftungsgrundsätze gestatten.

Die Verringerung der Ammonium-N-Konzentration um 0,8 bis 1,0 mg/L im Bärwalder See innerhalb von etwa 18 Monaten entspricht einer spezifischen zeitgemittelten Eliminationsleistung durch Nitrifikation von 210 bis 240 kg/d Ammonium-N, wobei die Eliminationsleistung im Sommer höher und im Winter niedriger als der angegebene Wertebereich sein dürfte. Da der Bärwalder See mit einer mittleren Verweilzeit von 4

bis 5 Jahren praktisch als „Überjahresreaktor“ für die Nitrifikation funktioniert, spielen die Unterschiede zwischen der sommer- und winterhalbjährlichen Nitrifikation keine Rolle für die stationäre Gleichgewichtskonzentration des Ammoniums. Der Bärwalder See ist als naturräumliche Nitrifikationsanlage „überschüssig“ bemessen. Zurzeit steht noch nicht fest, ob die nachgewiesene Eliminationsleistung das Limit der Nitrifikation darstellt oder schlicht dem Ammoniummangel geschuldet ist.

#### **4.3.2.3 Junge Bergbaufolgeseen, die durch chemische Behandlung neutralisiert wurden**

Beispiele in der sächsischen Lausitz für eine chemische Neutralisation von Bergbaufolgeseen sind der Bernsteinsee (Burghammer) und der Scheibesee. Die chemische Behandlung des Bernsteinsees erfolgt mit Unterbrechungen seit dem Jahr 2009. Der Scheibesee wurde erst jüngst in den Jahren 2011 und 2012 mit einem In-lake-Verfahren chemisch behandelt. Hierzu liegen den Autoren keine Daten vor.

##### ***Bernsteinsee (Speicher Burghammer)***

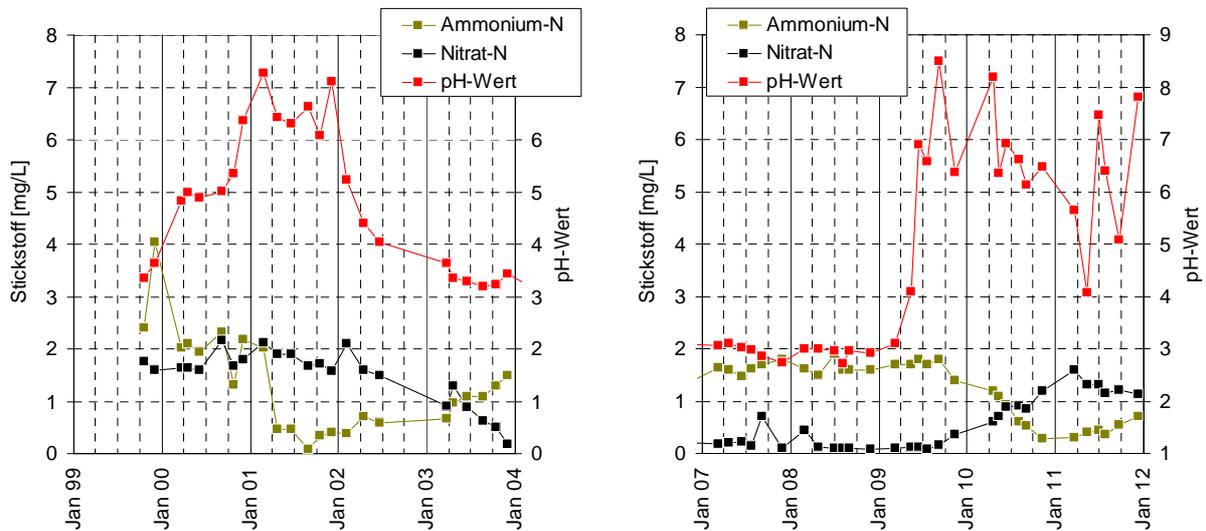
Der Speicher Burghammer hat eine abwechslungsreiche Vorgeschichte. Der Speicher Burghammer wurde bis etwa 1998 als industrielles Absetzbecken für Kraftwerksaschen, Eisenhydroxidschlämme und Kohletrübe genutzt. Einerseits lag dadurch der Wasserstand im Speicherbecken über dem umgebenden Grundwasserspiegel, so dass ein Grundwassereinfluss auf den Bergbaufolgensee nicht erfolgen konnte. Andererseits sorgten die chemischen Besonderheiten der Einspülungen für einen schwach alkalischen Zustand des Sees. Das Seewasser war bei hohen pH-Werten von  $\text{pH} \approx 8$  bis  $\text{pH} \approx 9$  mit  $K_{\text{S}4,3} \approx 0,3$  mmol/L jedoch nur schwach gepuffert.

Nachdem die Einspülungen eingestellt und etwa im Jahr 1999 der Grundwasseranschluss erreicht waren, versauerte der Bergbaufolgensee Burghammer sehr rasch auf Werte um  $\text{pH} \approx 3$ . Erste Versuche zur chemischen Neutralisation fanden in den Jahren 2001 und 2002 durch Umwälzung der im See abgelagerten Kraftwerksaschen statt. Diese Versuche führten zu einem Anstieg des pH-Wertes im Jahr 2001 bis in den Neutralbereich. Das Verfahren erwies sich aufgrund der geringen Restalkalität in den Aschen als ineffizient. Noch während der zweiten Versuchsphase versauerte der See durch gestiegene Grundwasserzuflüsse wieder auf  $\text{pH} \approx 3,5$ . Interessant an der ersten Neutralisationsepisode ist, dass die Ammonium-N-Konzentration innerhalb weniger Monate von zuvor etwa 2 mg/L auf Werte  $< 0,5$  mg/L sank (Bild 16 links oben und unten). Mit dem Abklingen des neutralen Zustandes erhöhte sich die Ammonium-N-Konzentration wieder innerhalb kurzer Zeit auf die ursprünglich hohen Werte, die sich in den Folgejahren zwischen 1,5 und 1,8 mg/L einpendelten.

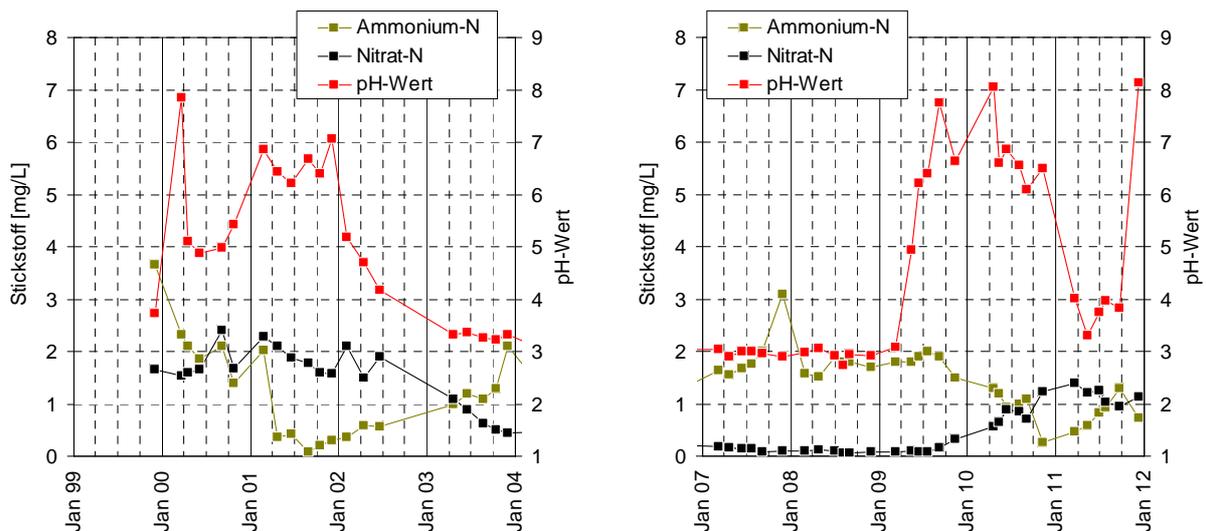
Mit dem Zwang zur Ausleitung des inzwischen bis zum Hochstau angestiegenen Wasserstandes im Speicher Burghammer wurde im Jahr 2009 erneut eine chemische Neutralisation mit einem Konditionierungsschiff vorgenommen. Mit Kalksteinmehl wurde der pH-Wert von  $\text{pH} \approx 3$  bis Juni 2009 zunächst auf  $\text{pH} \approx 5$  angehoben. In den folgenden drei Wochen wurde der See mit Kalkhydrat zielgerichtet auf Werte um  $\text{pH} \approx 8$  neutralisiert (Bild 16 rechts oben und unten). Zeitlich verzögert zur Neutralisation setzte die bakterielle Nitrifikation ein. Von September 2009 bis Oktober 2010, d. h. innerhalb eines Jahres, verringert sich die Ammonium-N-Konzentration von ursprünglich 1,5 bis 1,8 mg/L auf etwa 0,4 mg/L. Das entspricht einer spezifischen zeitgemittelten Eliminationsleistung von 90 bis 120 kg/d.

Durch den inzwischen höheren Wasserspiegel im Speicher Lohsa II unterliegt der Bernsteinsee dauerhaft dem Einfluss sauren Kippen- und Grundwassers. Das führt regelmäßig zu Säureschüben, die eine periodische chemische Nachbehandlung erfordern. Aufgrund planungstechnischer Schwierigkeiten musste die chemische Nachbehandlung von Ende 2010 bis zum ersten Halbjahr 2011 ausgesetzt werden. Das führte zu einer zeitweiligen Wiederversauerung des Sees, die zuerst und am meisten sichtbar in Grundnähe des Sees wirksam wurde (Bild 16 rechts unten). Mit der Wiederversauerung unter  $\text{pH} < 5 \dots 6$  kam auch die Nitrifikation zum Erliegen und die Ammoniumkonzentration stieg kontinuierlich wieder an.

**Bernsteinsee G1.221 (o,u)**



**Bernsteinsee G1.221 (g)**



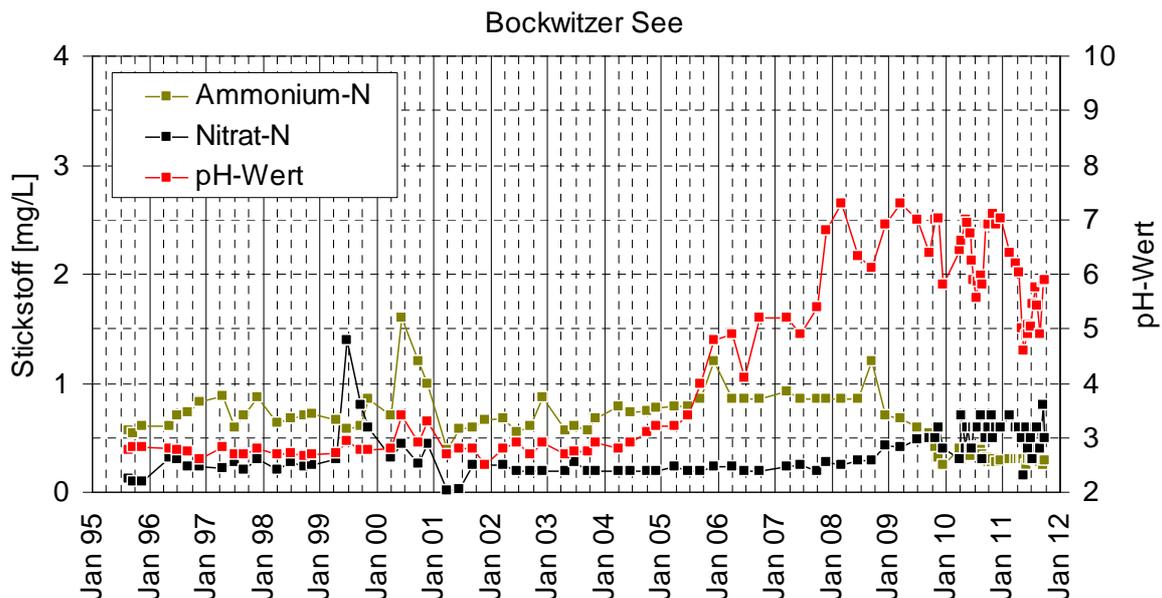
**Bild 16: Entwicklung des pH-Wertes sowie der Ammonium-N- und der Nitrat-N-Konzentration im Bernsteinsee in Phasen der Neutralisation und der Wiederversauerung (Daten: LMBV)**

Das Experiment Burghammer zeigt, dass die bakterielle Nitrifikation unabhängig von der hydrochemischen Vorgeschichte auch bei einer chemischen Neutralisation in Gang kommt. Ähnlich dem durch Fremdfutung neutralisierten Bärwalder See

benötigt die Bakterienpopulation der Nitrifikanten einen definierten Säure-Basen-Zustand und eine gewisse Zeit zur Reproduktion, um die Nitrifikation in Gang zu setzen. Dabei setzt die Nitrifikation offensichtlich bereits wenige Wochen nach Überschreiten des Schwellenwertes  $\text{pH} > 5 \dots 6$  bereits ein. Quantitative Umsätze, die sich auf die Ammoniumkonzentration im gesamten See auswirken, werden jedoch erst nach mehreren Monaten erreicht.

### Bockwitzer See

Der Bockwitzer See war bis Februar 2004 ein schwefelsaurer Bergbaufolgensee mit einem pH-Wert zwischen  $\text{pH} \approx 2,4$  und  $\text{pH} \approx 3,4$ . Ab März 2004 wurde dem See zur Neutralisation mittels eines stationären In-lake-Verfahrens Soda  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  zugegeben (Neumann et al. 2007). Flutungswasser wurde im Zeitraum der Neutralisation nicht im größeren Maße zugeführt. Erst im September 2004 war ein Anstieg des pH-Wertes nachweisbar. Bis August 2007 lag der pH-Wert unter  $\text{pH} < 5,5$ . Ab diesem Zeitpunkt bis April 2010 lagen die pH-Werte dann stabil über  $\text{pH} > 5,5$ . Im Mai 2011 trat eine deutliche Wiederversauerung ein. Der pH sank auf ein Minimum von  $\text{pH} \approx 4,6$  und stieg dann im weiteren Jahresverlauf wieder auf  $\text{pH} \approx 5,9$  an (Bild 17).

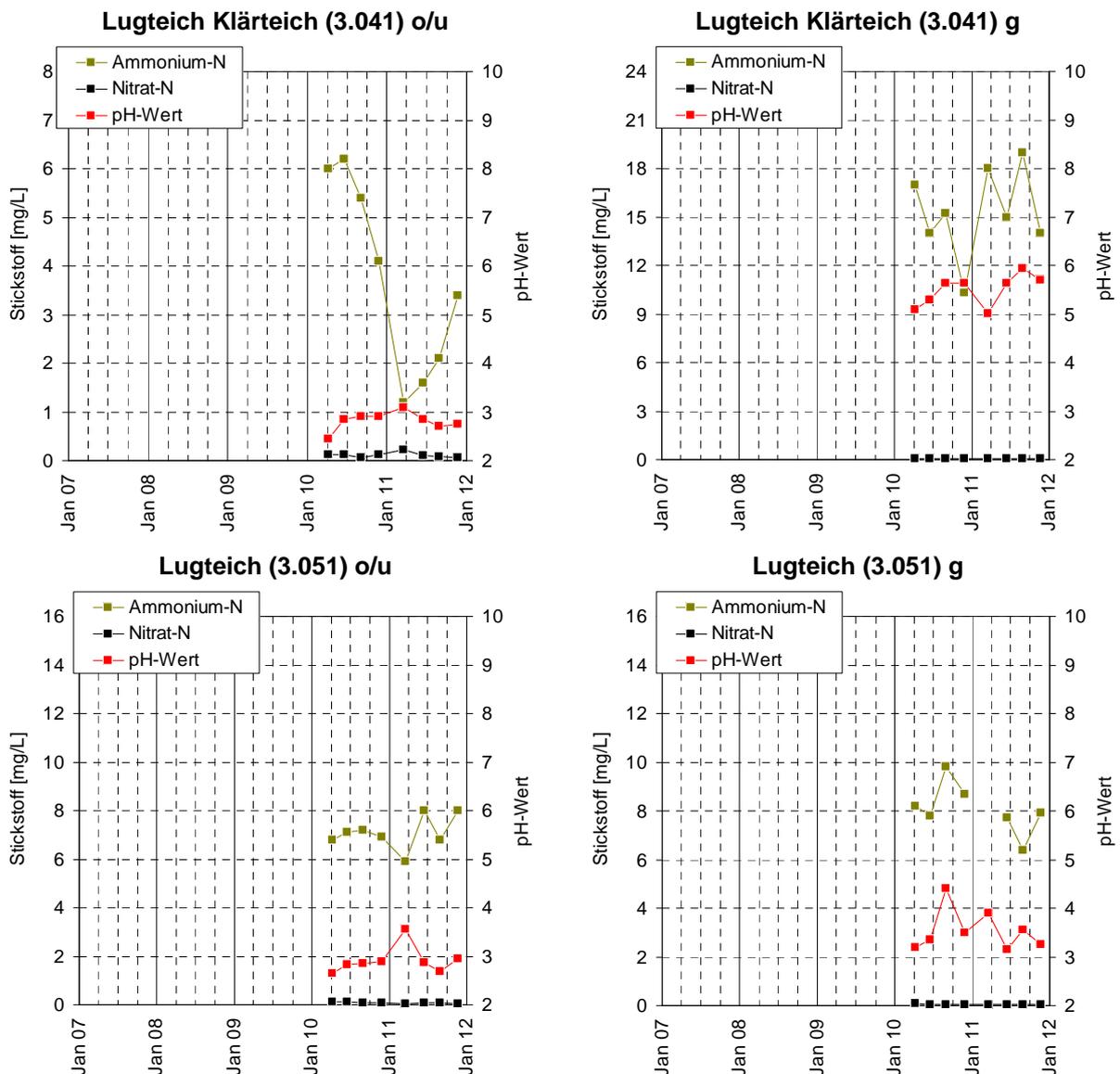


**Bild 17: Verlauf von pH-Wert, Ammonium- und Nitratkonzentration im Oberflächenwasser des Bockwitzer Sees von 1995 bis 2011 (Daten: LMBV)**

Bis September 2009 waren die Nitratkonzentrationen niedriger als die Ammoniumkonzentration. Ab Dezember 2008 ging die Ammoniumkonzentration zurück und steigt im Gegenzug die Nitratkonzentration an. Seit September 2009 liegt die Ammoniumkonzentration meist unter der Nitratkonzentration. Im Bockwitzer See war etwa ein Jahr nach dem Anstieg des pH-Wertes über  $\text{pH} > 6$  ein Rückgang der Ammoniumkonzentration und ein gleichzeitiger stöchiometrischer Anstieg der Nitratkonzentration zu erkennen. Berücksichtigt werden muss die zeitliche Auflösung der Messungen, die in diesem Zeitraum etwa in einem dreimonatigen Abstand erfolgten. Trotz der jüngeren Versauerungsschübe liegt die Ammonium-Stickstoff-Konzentration zuletzt im Bockwitzer See bei etwa 0,3 mg/L

#### 4.3.2.4 Junge Bergbaufolgeseen mit hydrochemischen Besonderheiten

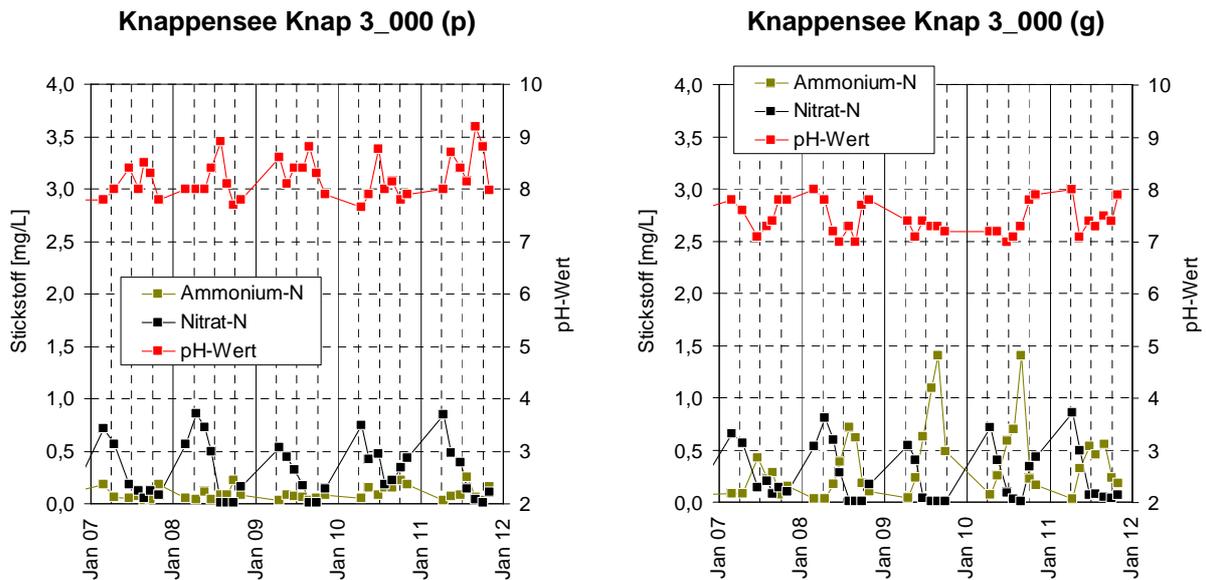
Im Lugteich bei Hoyerswerda überlagern sich zwei Effekte: der Einfluss des Braunkohlenbergbaus und der Einfluss des kommunalen Abwassers. Das Teilbecken Klärteich des Bergbaufolgesees Lugteich wurde Jahrzehnte zur Einleitung des ungeklärten Abwassers der Stadt Hoyerswerda benutzt. Dadurch hatte sich im Klärteich ein durchmischungsfreies Monimolimnion mit besonderen hydrochemischen Eigenschaften gebildet. Das Monimolimnion war mit Nähr- und Zehrstoffen stark angereichert, deshalb hatte sich hier ein anoxisches Milieu gebildet. Die Ammonium-N-Konzentration lag weit über 10 mg/L (Bild 18 oben). Nitrat-Stickstoff ist praktisch nicht vorhanden. In der hydrochemischen Entwicklung der oberflächennahen Bereiche des Klärteiches ist an der Verdünnung der Ammoniumkonzentration der Einfluss des nassen Sommers 2010 zu erkennen (Bild 18 oben links).



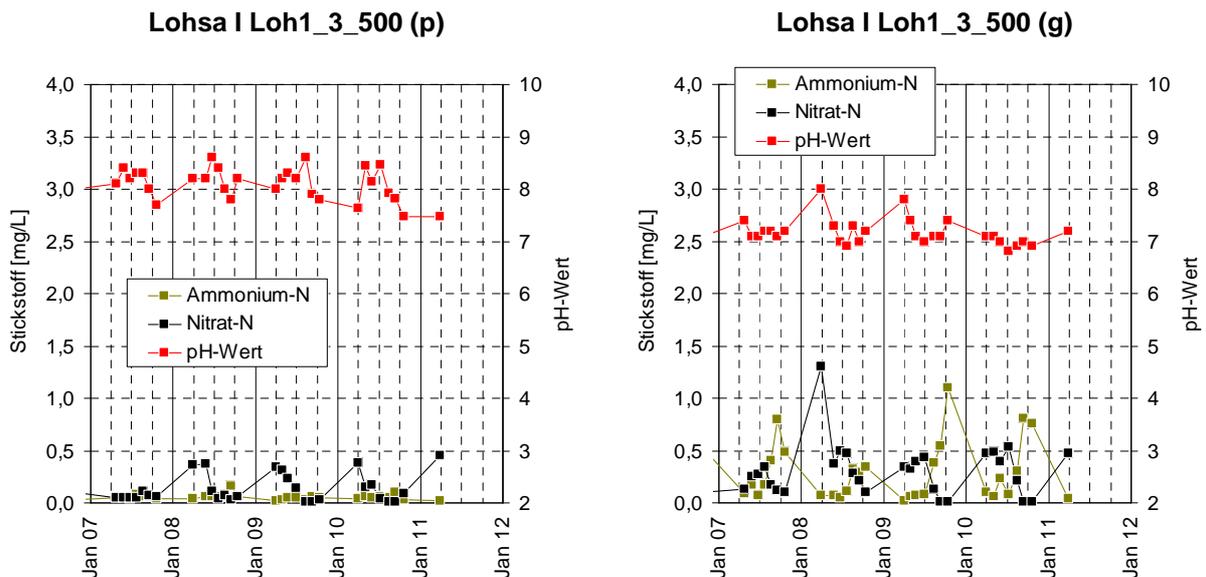
**Bild 18:** Jüngere Entwicklung des pH-Wertes sowie der Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentration in den Teilbecken des Lugteiches (Daten: LMBV)

### 4.3.2.5 Ältere Bergbaufolgeseen

Zu Vergleichszwecken ist von Interesse, wie sich der Stickstoffhaushalt in „alten“ Bergbaufolgeseen darstellt, die schon seit Jahrzehnten eine wasserwirtschaftliche Nutzung erfahren. Hierfür wurden die Daten der Speicher Lohsa I und Knappenrode von der LTV verwendet. In den folgenden Bildern Bild 19 und Bild 20 ist der Gang des pH-Wertes, der Ammonium-N- und der Nitrat-N-Konzentration der letzten fünf Jahre von 2007 bis 2011 im Ausschnitt für die oberflächennahen und Profilproben (jeweils links) sowie für die Grundproben (jeweils rechts) dargestellt.



**Bild 19:** Entwicklung des pH-Wertes sowie der Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentration Speicher Knappenrode (Daten: LTV)



**Bild 20:** Entwicklung des pH-Wertes sowie der Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentration Speicher Knappenrode (Daten: LTV)

In den Abbildungen ist zu beachten, dass in den Wintermonaten November bis März keine Messungen durchgeführt werden. Die Entwicklung der hydrochemischen Kennwerte ist in den Kompartimenten beider Speicher qualitativ grundsätzlich vergleichbar. Zunächst fällt der Unterschied der pH-Werte im Epilimnion und in Grundnähe der Speicher auf. Dabei erreicht der oberflächennahe pH-Wert in den Speichern im Sommer regelmäßig hohe Werte  $\text{pH} > 8,5$  und im Speicher Lohsa I sogar bis  $\text{pH} > 9$ . Im Frühsommer ist die Nitratkonzentration in beiden Kompartimenten am höchsten. Sie verringert sich bis zum Höhepunkt der Sommerstagnation auf Werte im Bereich der Nachweisgrenze. Die Ammoniumkonzentration entwickelt sich spiegelbildlich zur Nitratkonzentration. Hier werden im Frühjahr die niedrigsten Konzentrationen gemessen. Die Ammoniumkonzentration erhöht sich im Laufe des Sommerhalbjahres. Im Epilimnion werden dabei Konzentrationen von etwa 0,2 bis max. 0,3 mg/L Ammonium-N erreicht. In Grundnähe steigen die Ammonium-N-Konzentrationen deutlich stärker an. Hier erreichen sie 0,5 bis über 1,0 mg/L.

Die Entwicklung der Nitratkonzentration wird durch die winterlichen Einträge und die sommerliche Nitratelimination infolge Pflanzenaufnahme und infolge der mikrobiologischen Denitrifikation im anaeroben Milieu (grundnah) bestimmt. Der sommerliche Anstieg der Ammonium-N-Konzentration in beiden Kompartimenten erscheint zunächst widersprüchlich, zumal unter den gegebenen hydrochemischen Verhältnissen von günstigen Bedingungen für die bakterielle Nitrifikation ausgegangen werden kann. Offensichtlich ist der Ammonium-Eintrag unter sommerlichen Bedingungen bei abgesenktem Wasserspiegel in den Speichern größer als die Nitrifikationsleistung der Biozönosen in den Seen. Der Ammoniumeintrag erfolgt aus den Innenkippen der ehemaligen Tagebaue und infolge anaerober Sedimentprozesse.

Für das Verständnis der Prozesse in den Speichern Lohsa I und Knappenrode wäre zu prüfen, ob der hochsommerliche pH-Anstieg die Nitrifikation hemmt. Außerdem wäre die Chemodynamik der Speicher auch über das Winterhalbjahr weiter zu verfolgen.

### 4.3.3 Ammoniumkonzentration und Ammoniakbildung

Die Bildung von Ammoniak aus Ammonium ist eine chemische Gleichgewichtsreaktion. Der Prozess hängt von der Ammoniumkonzentration, vom pH-Wert und von der Wassertemperatur ab. Die Gleichgewichtskonzentration des Ammoniaks kann aus der Ammoniumkonzentration nach folgender Näherungsgleichung (1a) berechnet werden (ATV 2001b):

$$\text{Für } \text{pH} > 6,5 \text{ gilt: } [\text{NH}_3 - \text{N}] = \frac{[\text{NH}_4 - \text{N}]}{1 + 10^{\text{pK}(T) - \text{pH}}} \dots\dots\dots (1a)$$

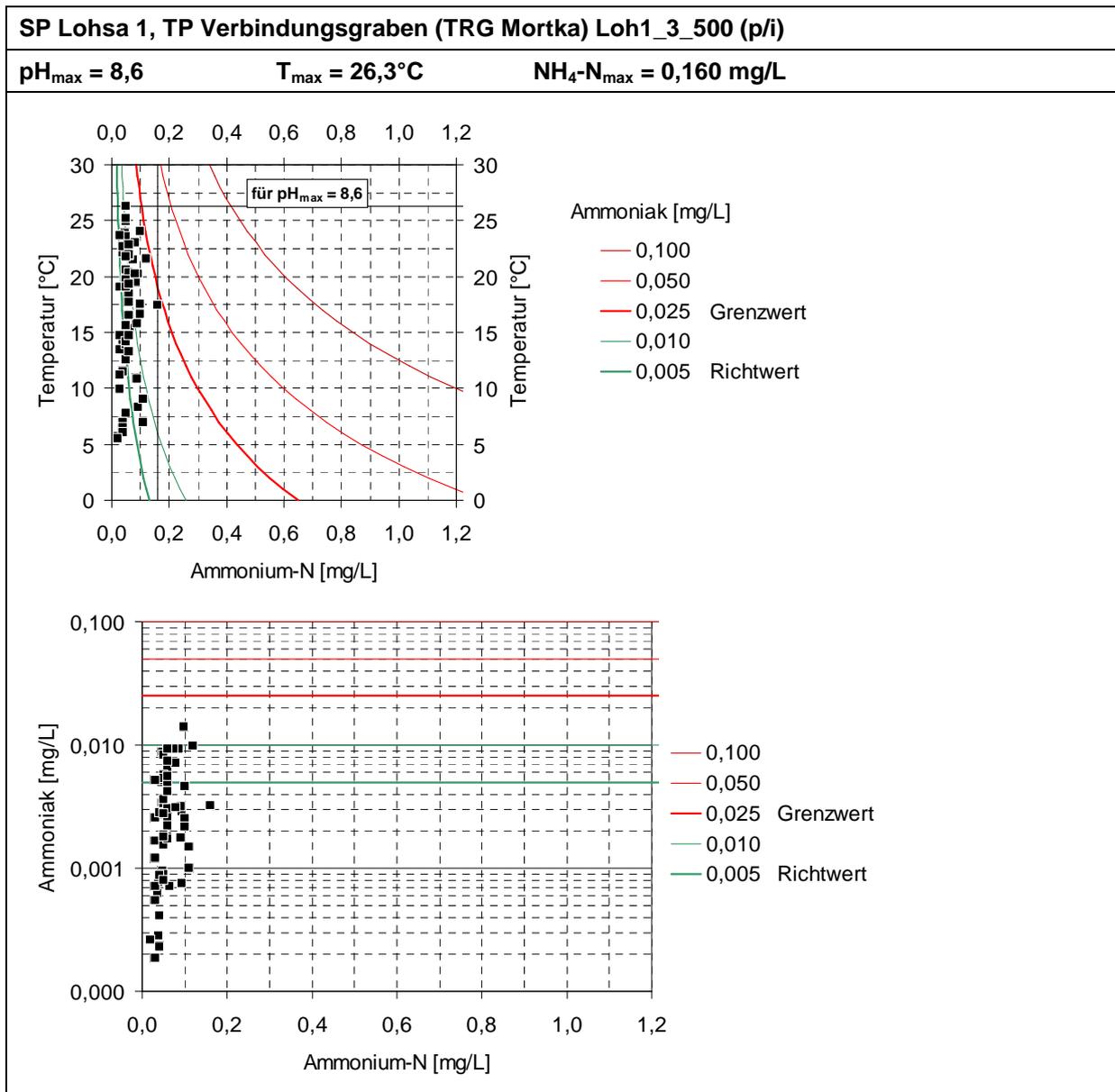
$$\text{Mit } \text{pK}(T) = 0,09018 + \frac{2729,92}{273,16 + T[^\circ\text{C}]} \dots\dots\dots (1b)$$

Aus den Messwerten wird der höchste pH-Werte als ungünstigster Wert für die Ammoniakbildung gefiltert. Für den ungünstigsten pH-Wert werden Isolinien der Ammoniakkonzentration berechnet und im Diagramm Ammonium-N-Konzentration versus Wassertemperatur dargestellt (Bild 21). Die Isolinien werden für den Richtwert (0,005 mg/L), für den doppelten Richtwert (0,010 mg/L), für den Grenzwert (0,025 mg/L), für den doppelten Grenzwert und für den vierfachen Grenzwert der Ammoniakkonzentration gemäß der SächsFischgewV dargestellt.

#### 4.3.3.1 Natürliche Prozesse

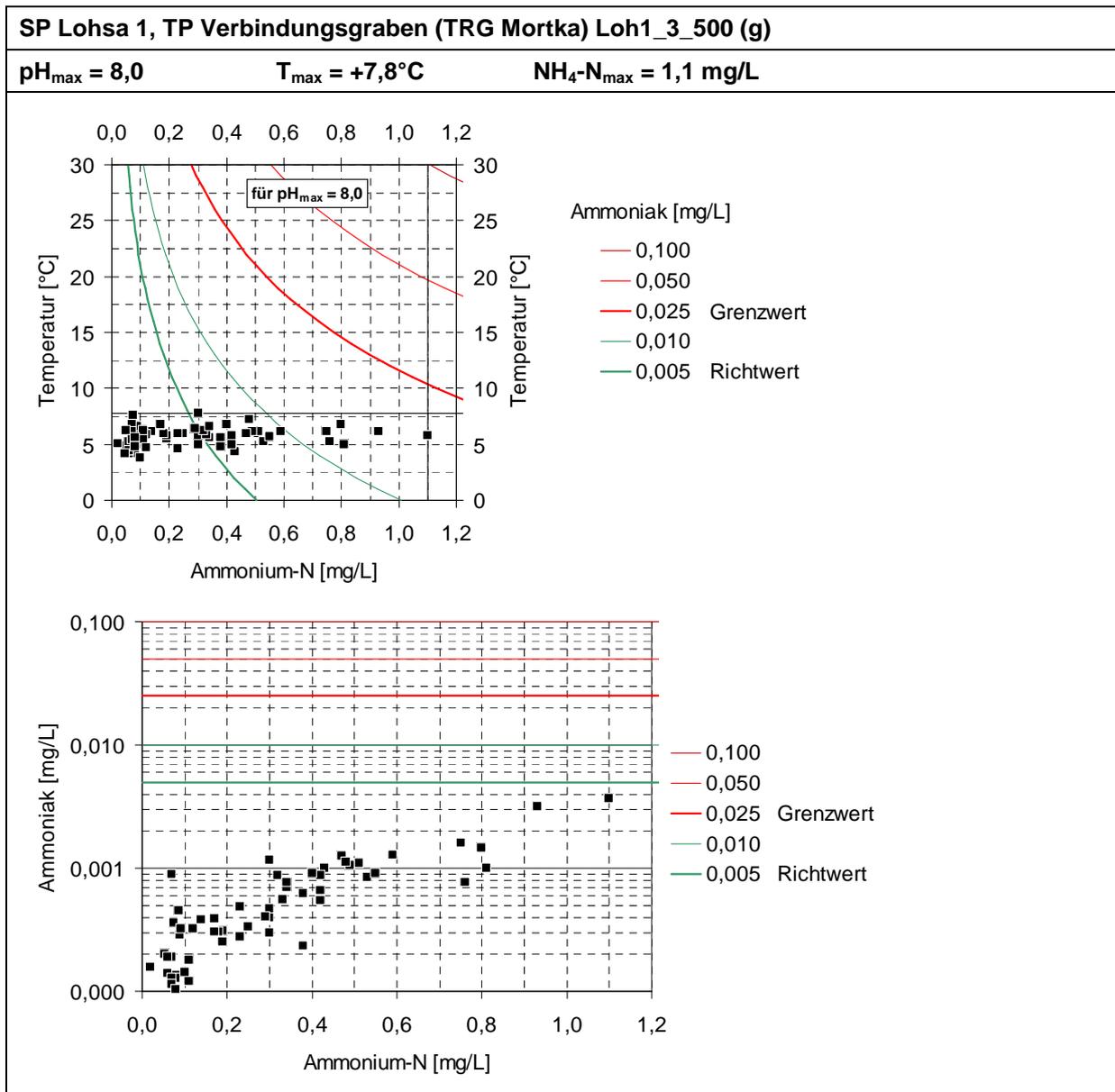
Ein natürlicher See, der mit den Bergbaufolgeseen hinsichtlich der Morphometrie und Limnologie vergleichbar wäre, existiert in der Lausitz nicht. Deshalb werden die älteren Bergbaufolgeseen, die Speicher Lohsa I und Knappenrode, als Vergleichsbasis verwendet. In diesen Speichern haben sich natürliche Biozönosen und vergleichsweise stabile Stoffkreisläufe herausgebildet (vgl. Abschn. 4.3.2.5).

Die nachfolgende Darstellung der Profildaten des Speichers Lohsa I (Mst. Loh1\_3\_500) in Bild 21 zeigt, dass bei einer ungünstigen Kennwertekonstellation der Grenzwert für Ammoniak erreicht, aber nicht überschritten wird. Bei einem insgesamt niedrigen Konzentrationsniveau des Ammoniums mit maximal 0,16 mg/L werden kritische Situationen vor allem durch hohe Wassertemperaturen und hohe pH-Werte verursacht. Die einmal gemessene höchste Ammoniumkonzentration korrespondiert jedoch weder mit dem höchsten pH-Wert noch mit der höchsten Temperatur. Die Ammoniakwerte liegen überwiegend zwischen dem Richtwert und dem Grenzwert.



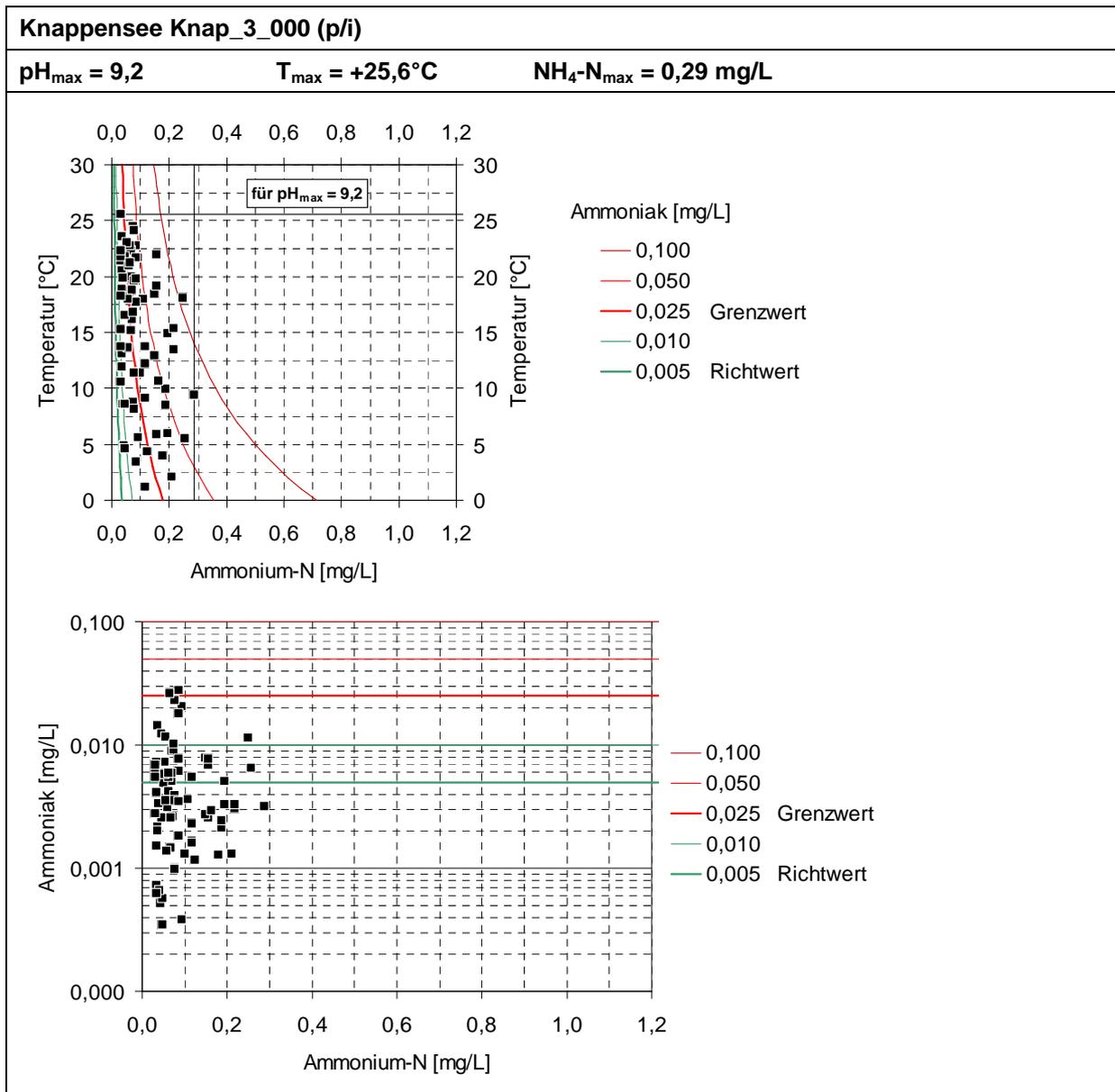
**Bild 21: Gemessene Ammonium-N-Konzentration und Berechnung der Ammoniakkonzentration im Epilimnion und im Mischprofil des Speichers Lohsa I im Beobachtungszeitraum von 2000 bis 2011**

Grundnah werden im gleichen Speicher zeitweilig deutlich höhere Ammoniumkonzentrationen gemessen (Bild 22). Da hier sowohl die Temperatur als auch der pH-Wert systematisch niedriger liegen, fällt die Einschätzung deutlich günstiger aus, als für die Profilmischproben. Die Ammoniakkonzentration liegt überwiegend unter dem Richtwert.



**Bild 22: Gemessene Ammonium-N-Konzentration und Berechnung der Ammoniakkonzentration im Tiefenwasserbereich des Speichers Lohsa I im Beobachtungszeitraum von 2000 bis 2011**

Im Speicher Knappenrode werden zeitweilig sehr hohe pH-Werte und im Mittel auch höhere Ammoniumkonzentrationen als im Speicher Lohsa I gemessen. Da die hohen Wassertemperaturen mit den hohen pH-Werten zusammentreffen, wird selbst bei vergleichsweise niedrigen Ammoniumkonzentrationen von 0,1 mg/L der Grenzwert für Ammoniak erreicht (Bild 23). Der Richtwert für Ammoniak wird vergleichsweise häufig überschritten. In einem natürlichen See wird Ammonium überwiegend aus dem Einzugsgebiet eingetragen und ggf. auch durch respirative Prozesse aus dem Sediment freigesetzt. Im Unterschied zu den natürlichen Seen haben die Bergbaufolgeseen ihre Ammoniumquelle in den ehemaligen Innenkippen. Diese Quellen sind zumindest für die nächsten Jahrzehnte und ggf. Jahrhunderte unerschöpflich.



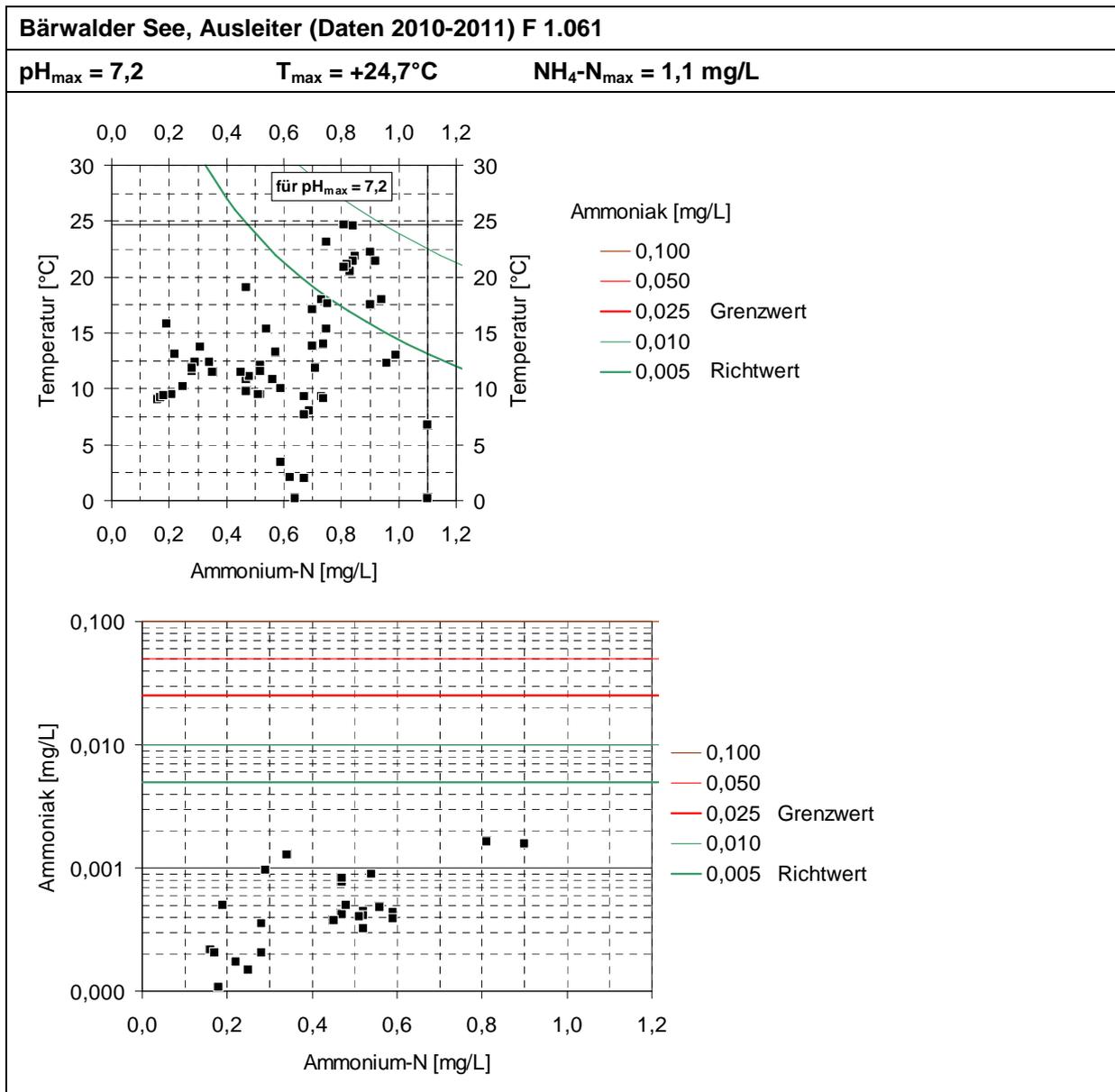
**Bild 23:** Gemessene Ammonium-N-Konzentration und Berechnung der Ammoniakkonzentration im Epilimnion und im Mischprofil des Speichers Knappenrode im Beobachtungszeitraum von 2000 bis 2011

#### 4.3.3.2 Fremdflutung

Der Bärwalder See ist ein Beispiel für die günstige Wirkung der Fremdflutung auf die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit. Der Bärwalder See wurde aus der Spree am Wehr Uhyst geflutet und erhielt außerdem beträchtliche Zuflüsse aus dem Dürrbacher Fließ und dem Schulenburgkanal. Gleichzeitig erfolgten vergleichsweise große Wasserverluste in den Grundwasserabsenkungstrichter der Tagebaue Reichwalde und Nochten. Somit konnte der Wasserkörper während der Flutung mehrfach ausgetauscht und damit verdünnt werden. Die Notwendigkeit zur Ausleitung des eigenen überschüssigen Wasserdargebotes ergab sich erst im Jahr 2009. Zu diesem Zeitpunkt waren im Bärwalder See der Eisenpuffer und der Aluminiumpuffer bereits vollständig überwunden. Aufgrund des schwach ausgebildeten Hydrogencarbonatpuffers liegt der pH-Wert im Bereich um  $\text{pH} \approx 5$ . Da der pH-Wert damit noch unterhalb der Ausleitkriterien aus Bergbaufolgeseen lag, ordnete die Behörde ein enges Monitoring zur Überwachung der Ausleitung ab dem Jahr 2010 an. Der Bärwalder See wies anfänglich eine Ammoniumkonzentration von 1,1 mg/L auf.

Mit dem Anstieg des pH-Wertes etablierte sich die Nitrifikation im Bärwalder See. Die Ammoniumkonzentration im Bärwalder See sank innerhalb von zwei Jahren auf  $< 0,2$  mg/L (vgl. [Abschn. 4.3.2.2](#)). In der gleichen Zeit erhöhte sich der pH-Wert auf  $\text{pH} = 6$  bis  $\text{pH} = 7$ . Die Darstellung in [Bild 24](#) zeigt, dass zu keinem Zeitpunkt eine kritische Ammoniakkonzentration im See erreicht wurde. Die Ammoniakkonzentration liegt überwiegend unter dem Richtwert. Das Beispiel zeigt, dass die Fremdflutung mit einer langsamen Veränderung der hydrochemischen Verhältnisse auch für die Entwicklung der Ammoniumkonzentration günstig ist. Mit dem langsamen Anstieg des pH-Wertes kann sich die bakterielle Nitrifikation einrichten. Bevor hohe pH-Werte im See infolge biochemischer Prozesse überhaupt entstehen, hat sich die Ammoniumkonzentration bereits deutlich verringert.

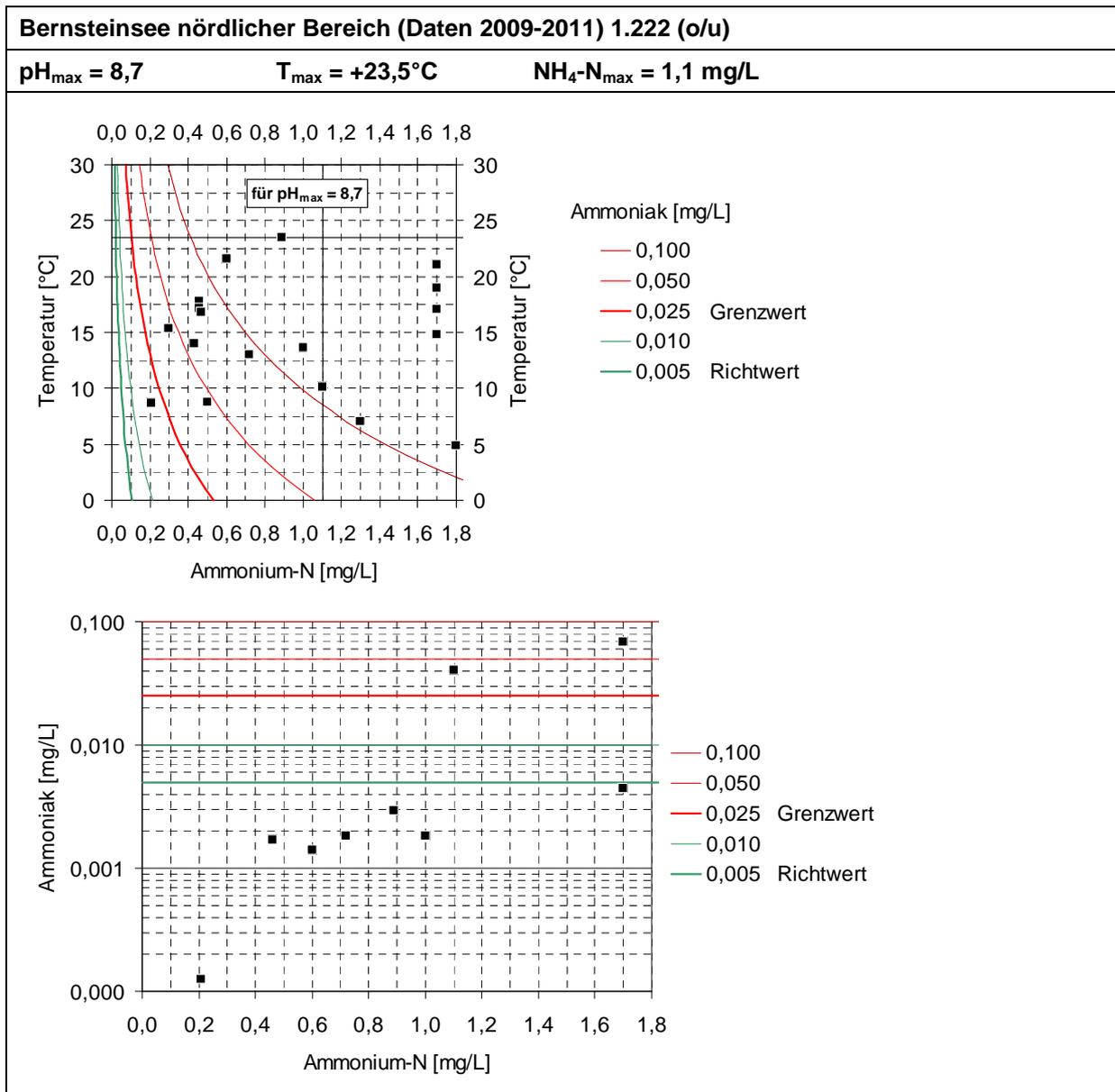
Wichtig für den Fortbestand des günstigen Zustandes des Bärwalder Sees ist die Überwachung und Nachsorge des Bergbaufolgesees. Eine Wiederversauerung muss vermieden werden, da mit dem Eindringen mineralreichen Kippenwassers einerseits der pH-Wert sinkt und damit die Nitrifikation zum Erliegen kommt und andererseits die Ammoniumkonzentration wieder ansteigt, was das Beispiel Bernsteinsee belegt (vgl. [Abschn. 4.3.2.3](#)). Das Aufrechterhalten eines neutralen Zustandes oberhalb des Aluminiumpuffers ( $\text{pH} > 5$ ) durch Spülungs- und Verdünnungsfutung sollte auch aus der Sicht des Stickstoffmetabolismus Vorzug gegenüber Maßnahmen der chemischen Wasserbehandlung eingeräumt werden. Wie im Fall des Bärwalder Sees müssen hierfür ggf. zeitweilig Kompromisse hinsichtlich des pH-Wertes des Ausleitwassers eingegangen werden.



**Bild 24:** Gemessene Ammonium-N-Konzentration und Berechnung der Ammoniakkonzentration während der ersten Ausleitphase aus dem Bärwalder See in den Jahren 2010 und 2011

#### 4.3.3.3 Chemische Neutralisation

Die Daten zum Bernsteinsee aus dem Zeitraum der chemischen Neutralisation von 2009 bis 2011 zeigen ([Bild 25](#)), dass hier vereinzelte Ammoniakkonzentrationen über dem Grenzwert berechnet werden. Die Ursache liegt am zeitlichen Zusammenreffen von hohen Ammoniumkonzentrationen mit hohen pH-Werten im Zuge der initialen chemischen Wasserbehandlung.



**Bild 25: Gemessene Ammonium-N-Konzentration und Berechnung der Ammoniakkonzentration im Bernsteinsee während des In-lake-Verfahrens zur chemischen Neutralisation in den Jahren von 2009 bis 2011**

Die chemische Neutralisation der Bergbaufolgeseen erfolgt nach dem aktuellen Stand der Technik bei der LMBV in zwei Stufen. In der ersten Stufe bis etwa  $\text{pH} \approx 5$  wird bevorzugt Kalksteinmehl ( $\text{CaCO}_3$ ) verwendet. Bei höheren pH-Werten von  $\text{pH} > 5$  bis zur Zielgröße von ca.  $\text{pH} \approx 8$  wird Kalkhydrat ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) verwendet. Die Verwendung von zwei unterschiedlichen alkalischen Rohstoffen erfolgt aus wirtschaftlichen Erwägungen. Kalksteinmehl ist kostengünstiger als Kalkhydrat. Die Löslichkeit von Kalksteinmehl ist jedoch nur bei niedrigen pH-Werten ( $\text{pH} < 5$ ) befriedigend. Bei höheren pH-Werten verringert sich die Löslichkeit von Kalksteinmehl, so dass der Einsatz von Kalkhydrat hier wirtschaftlich günstiger wird. Im Bereich  $\text{pH} \geq 5$  wird der Aluminiumpuffer überwunden. Da die sauren Bergbaufolgeseen nur geringe Konzentrationen anorganischen Kohlenstoffs enthalten, ist der Hydrogencarbonatpuffer nur schwach. Bei der Anwendung von Kalkhydrat kommt es

deshalb örtlich zu sehr starken pH-Sprüngen. Hier können sich verfahrensbegleitend pH-Werte  $\text{pH} > 9$  einstellen. Das geschieht jedoch in der Regel nur lokal und kurzzeitig.

Die sauren Bergbaufolgeseen enthalten vergleichsweise hohe Ammoniumkonzentrationen. Aufgrund der niedrigen pH-Werte bildet sich jedoch praktisch kein Ammoniak. Eine Schädigung der Fischfauna durch Ammoniak ist deshalb nicht zu erwarten, da in den sauren Gewässern noch keine Fischfauna vorhanden ist.

Durch den Anstieg des pH-Wertes infolge der chemischen Neutralisation bildet sich Ammoniak. Unmittelbar während und nach der Ausführung der chemischen Wasserbehandlung resultiert hieraus auch keine Gefahr für die Fischfauna, weil diese in der kurzen Zeit nicht entstehen kann.

Die Beobachtungen zeigen, dass sich in den chemisch neutralisierten Bergbaufolgeseen nach einer Karenzzeit von einigen Monaten Nitrifikanten etablieren und Ammonium zu Nitrat abbauen. Frühestens in diesem Zeitraum ist auch mit der Entwicklung einer Fischfauna zu rechnen. Die Fischfauna trifft folglich aus der Sicht der hydrochemischen und biologischen Genese eines chemisch neutralisierten Bergbaufolgesees nicht mit den hohen Ammoniumkonzentrationen des ehemals sauren Bergbaufolgesees zusammen. Die Gefahr einer Ammoniaktoxizität besteht in dieser Phase deshalb nicht.

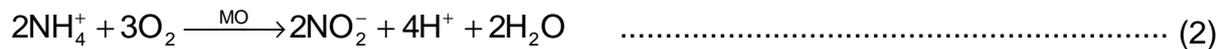
Aufgrund des schwachen Hydrogencarbonatpuffers in den chemisch neutralisierten Bergbaufolgeseen neigen die meisten Seen unter dem Einfluss des Grundwasserzustromes, vor allem aus den Innenkippen, zur Wiederversauerung. Dieser Prozess wurde am Bernsteinsee bereits mehrfach beobachtet (siehe [Abschn. 4.3.2.3](#)). Im Zuge der Wiederversauerung erhöht sich meist auch die Ammoniumkonzentration. Das Ammonium wird überwiegend mit dem Grundwasser in den See eingetragen. Die Versauerung bedroht zunächst die sich bereits entwickelten Fischbestände.

Zur Verhinderung der Wiederversauerung werden bei Unterschreitung eines bestimmten Schwellenwerte, wofür in der Regel  $\text{pH} \leq 6$  gilt, chemische Nachbehandlungen durchgeführt. Aufgrund des pH-Wertes kommt für die Nachbehandlungen als Neutralisationsmittel bevorzugt Kalkhydrat zur Anwendung. Die Anwendung von Kalksteinmehl wäre in diesem Falle unwirtschaftlich. Die Anwendung von Kalkhydrat führt infolge des schwachen Hydrogencarbonatpuffers bereits bei vergleichsweise geringen Dosen zu einem drastischen Anstieg des pH-Wertes. Der pH-Anstieg und die gestiegene Ammoniumkonzentration im See können einen kritischen Zustand der Ammoniaktoxizität bewirken.

Die Ammoniaktoxizität ist folglich kein Problem der Initialneutralisation der Bergbaufolgeseen, sondern ein Problem der chemischen Nachbehandlungen.

#### 4.3.3.4 Mathematische Prozessbeschreibung der Nitrifikation

Unter sauren Milieubedingungen in den Bergbaufolgeseen ist das Wachstum der nitrifizierenden Bakterien (z. B. *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*) gehemmt (vgl. Abschn. 5.2.2). Die natürliche mikrobiologische Oxidation von Ammonium über Nitrit nach Gleichung (2) zu Nitrat nach Gleichung (3) findet deshalb praktisch nicht statt.



Messreihen des LMBV-Monitorings zeigen, dass sowohl in Bergbaufolgeseen, die durch Flutung neutralisiert wurden (z. B. Bärwalder See, siehe Abschn. 4.3.2.2), als auch in Bergbaufolgeseen, die chemisch neutralisiert wurden (z. B. Speicher Burghammer, siehe Abschn. 4.3.2.3), ein Abbau der Ammoniumkonzentration einsetzt. Der Ammoniumabbau ist auf die Nitrifikation zurückzuführen, die sich erst unter neutralen Milieubedingungen im Bergbausee als aerober mikrobiologischer Prozess einstellt.

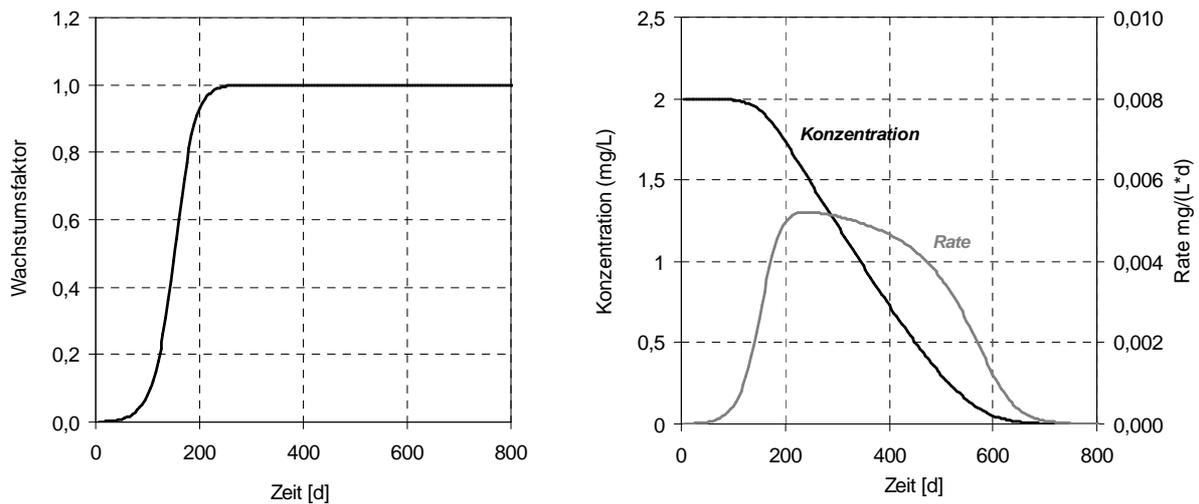
Die Nitrifikation in Bergbaufolgeseen kann als makroskopischer Ansatz mit einem mathematischen Modell beschrieben werden. Die Nitrifikation wird als eine vom Wachstum der Nitrifikanten, von der Wassertemperatur und von der Sauerstoffkonzentration abhängige Monod-Kinetik abgebildet, siehe Gleichung (4). Der Monod-Term beschreibt die Konzentrationsabhängigkeit der Rate. Der Einfluss des Wachstums der Mikroorganismen, der Wassertemperatur und der Sauerstoffkonzentration werden in dieser Gleichung durch dimensionslose Faktoren berücksichtigt.

$$\frac{d[\text{NH}_4^+]}{dt} = -k(\text{NH}_4^+) \cdot f(\text{Nitr}) \cdot f(T) \cdot f(\text{O}_2) \quad \dots\dots\dots (4)$$

$$\text{mit } k(\text{NH}_4^+) = k_{\text{max}}^{\text{NH}_4} \cdot \frac{[\text{NH}_4^+]}{[\text{NH}_4^+] + K_{1/2}^{\text{NH}_4}} \quad \dots\dots\dots (5)$$

- $[\text{NH}_4^+]$  ..... Ammoniumkonzentration [mg/L]
- $k(\text{NH}_4^+)$  ..... Abbaurate [mg/L/d]
- $k_{\text{max}}^{\text{NH}_4}$  ..... maximale Abbaurate [mg/L/d]
- $K_{1/2}^{\text{NH}_4}$  ..... Halbsättigungskonzentration [mg/L]
- $f(\text{Nitr})$  ..... Faktor des Nitrifikantenwachstums [-]
- $f(T)$  ..... Faktor der Temperaturabhängigkeit [-]
- $f(\text{O}_2)$  ..... Faktor der Sauerstoffabhängigkeit [-]

Das Wachstum der Nitrifikanten ist in erster Linie vom pH-Wert des Seewassers abhängig. Bei  $\text{pH} < 5 \dots 6$  ist das Wachstum gehemmt. Nach Überschreitung von  $\text{pH} \geq 5 \dots 6$  und nach einer Adaptionszeit setzt das Wachstum der Nitrifikanten entsprechend einer logistischen Funktion ein. Damit ist zunächst ein Anstieg der Umsatzrate verbunden. Die Konzentrationsabhängigkeit der Monod-Kinetik bedingt, dass sich die Rate mit dem Verbrauch des Ammoniums wieder verringert (Bild 26).



**Bild 26: Logistische Wachstumsfunktion, Monod-Kinetik der Abbaurrate und resultierende Substratkonzentration (Parametrisierung exemplarisch)**

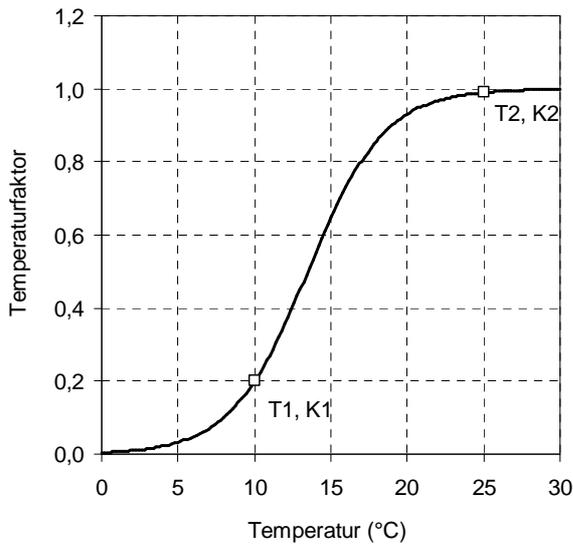
Für die Temperaturabhängigkeit der Nitrifikationsrate wurde der mathematische Lösungsansatz des Temperaturfaktors aus dem Gewässergütemodell für Fließgewässer CE-QUAL-W2 (Cole & Wells 2008) verwendet, siehe Gleichung (6).

$$f(T) = \frac{K_1 \cdot e^{\gamma_1(T-T_1)}}{1 + K_1 \cdot e^{\gamma_1(T-T_1)} - K_1} \quad \text{darin ist: } \gamma_1 = \frac{1}{T_2 - T_1} \ln \frac{K_2(1-K_1)}{K_1(1-K_2)} \quad \dots \quad (6)$$

mit T.....Wassertemperatur [°C]

T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub>.....Stützstellen der Temperaturfunktion [°C]

K<sub>1</sub>, K<sub>2</sub> ..... Funktionswerte der Stützstellen [0 < K < 1]



**Bild 27: Funktionaler Ansatz zur Beschreibung der Temperaturabhängigkeit biologischer Abbauprozesse (Parametrisierung exemplarisch)**

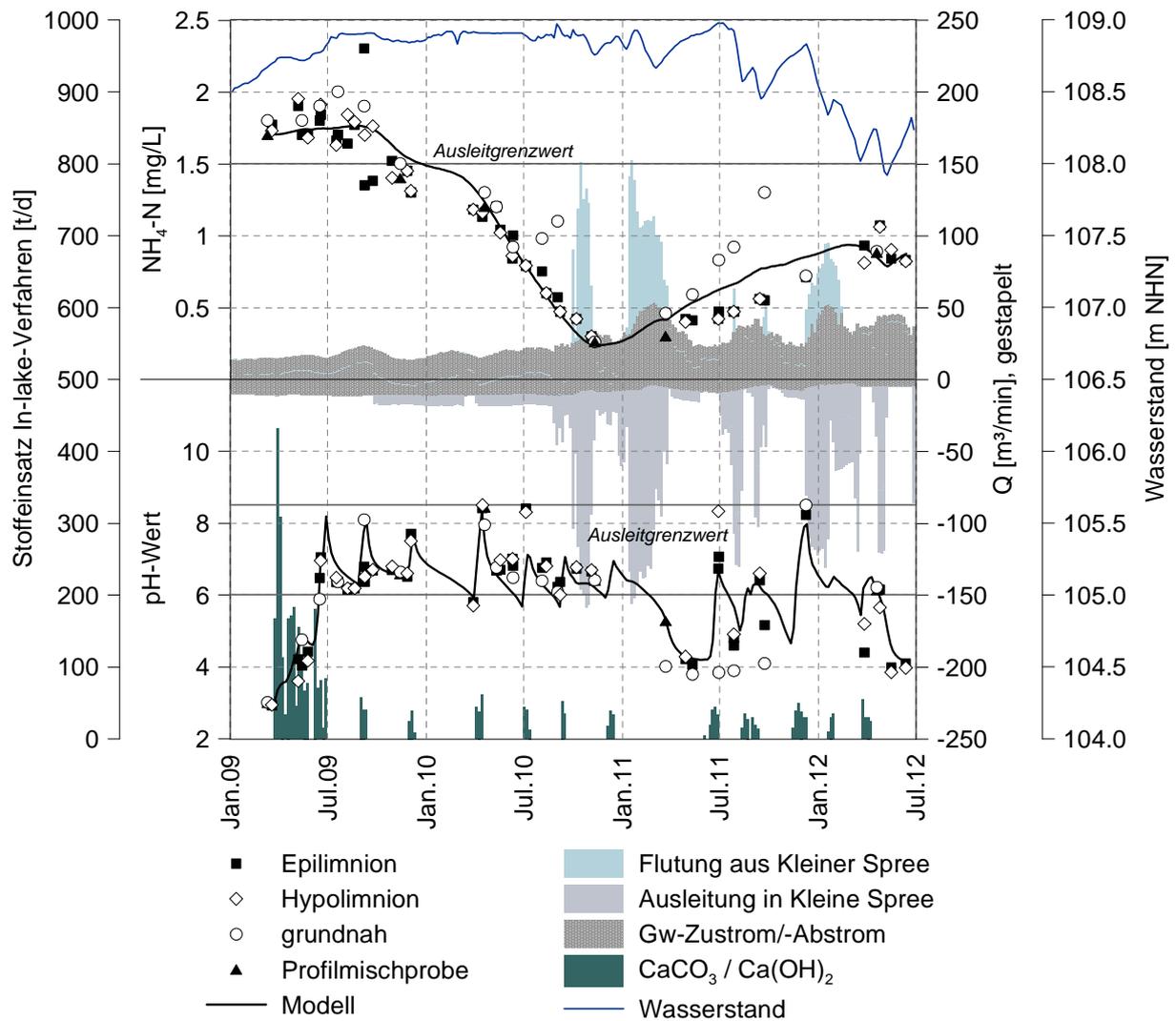
Die Abhängigkeit der Nitrifikationsrate von der Sauerstoffkonzentration ergibt sich aus dem spezifischen Sauerstoffbedarf der Reaktion. Der Sauerstoffbedarf beträgt 4,3 g O<sub>2</sub>/g NH<sub>4</sub>-N. Das Verhältnis der Diffusionskoeffizienten für Ammonium und für Sauerstoff beträgt rund 0,7. Daraus resultiert ein stöchiometrisches Verhältnis von rund 3 g O<sub>2</sub>/g NH<sub>4</sub>-N, unterhalb dessen die Sauerstoffkonzentration limitierend für die Nitrifikationsrate wird (Nowak & Schweighofer 1998). Die Abhängigkeit wird durch eine normierte Sättigungsfunktion für das Konzentrationsverhältnis von Sauerstoff zu Ammonium ausgedrückt (Gleichung (7)).

$$f(O_2) = \frac{v_{NH_4}^{O_2}}{v_{NH_4}^{O_2} + v_{1/2}} \quad \text{darin ist} \quad v_{NH_4}^{O_2} = \frac{[O_2]}{[NH_4^+]} \quad \dots\dots\dots (7)$$

mit  $v_{NH_4}^{O_2}$  ..... stöchiometrisches Verhältnis der Sauerstoffkonzentration [O<sub>2</sub>] und der Ammoniumkonzentration [NH<sub>4</sub><sup>+</sup>]

$v_{1/2}$  ..... Halbsättigungswert [-]

Die Nitrifikation wird in einem PHREEQC-Modul (Parkhurst & Appelo 1999) als Kinetik definiert. Die maximale Nitrifikationsrate, die Halbsättigungskonzentration, der pH-Schwellenwert, der Koeffizient der logistischen Wachstumsfunktion sowie die Parameter des Temperaturfaktors basieren auf modellgestützten Auswertungen der In-lake-Neutralisation des Speichers Burghammer (BTU 2010). Neben der guten Abbildung des In-lake-Verfahrens anhand des pH-Wertes konnte mit dem oben beschriebenen Modellansatz auch die Entwicklung der Ammoniumkonzentration im Speicher Burghammer sehr gut nachgebildet und prognostiziert werden (vgl. Bild 28). Das Nitrifikationsmodell spiegelt sowohl in den Phasen der chemischen Neutralisation als auch in den Phasen der Wiederversauerung die gemessene Ammoniumkonzentration sehr gut wider.



**Bild 28:** Modellgestützte Nachbildung des chemischen In-lake-Verfahrens im Bergbaufolgesee Burghammer mittels hydrochemischer Modellierung, aus (IWB 2012)

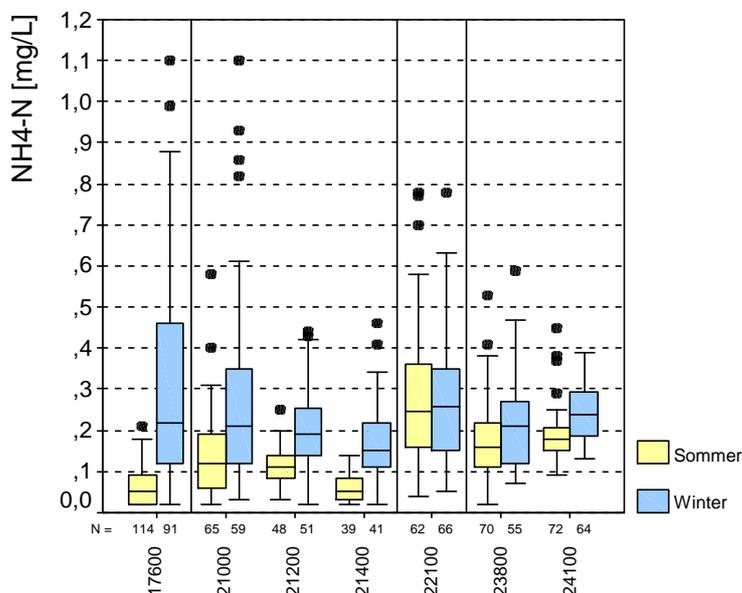
## 4.4 Fließgewässer

Zur Bewertung der Wasserbeschaffenheit in den Fließgewässern des Untersuchungsgebietes standen langjährige Datenreihen des LfULG zu folgenden Messstellen zur Verfügung (Tabelle 12).

**Tabelle 12: Messstellen und Daten des LfULG zur Beschaffenheit der Fließgewässerr**

Fließgewässer	Proben nahmestelle	Nummer	Bezugspegel	Anzahl	Daten von	Daten bis
Lausitzer Neiße	uh. Steinbach	OBF17600	Görlitz	215	Jan 1999	Dez 2011
Spree	Lieske	OBF21000	Lieske	130	Jan 2002	Dez 2011
Spree	Tzschelln	OBF21200	Sprey	105	Jan 2001	Dez 2011
Spree	Zerre oh. ESPAG	OBF21400	Spreewitz	214	Jan 1999	Dez 2011
Kleine Spree	Spreewitz - KS	OBF22100	Burgneudorf	141	Jan 1999	Jun 2011
Schwarzer Schöps	Sproitz	OBF23800	Reichwalde 2	125	Jan 1999	Dez 2010
Schwarzer Schöps	Sprey	OBF24100	Boxberg	142	Jan 2000	Nov 2011

Die saisonale Spannweite der Ammonium-N-Konzentration an den Messstellen des LfULG ist für das gesamte zur Verfügung stehende Datenkollektiv nachfolgend anhand von Boxplots (Bedeutung eines Boxplots siehe Abschn. 4.1) vergleichend dargestellt (Bild 29).



**Bild 29: Vergleich der saisonalen Spannweite der Ammonium-N-Konzentration in den Fließgewässern des Untersuchungsgebietes (Messstellenkennzeichnung siehe Tabelle 12 ,Daten: LfULG)**

Die sommerlichen Ammonium-N-Konzentrationen liegen erwartungsgemäß deutlich niedriger als die winterlichen. Das ist vor allem in der Lausitzer Neiße und in der Spree der Fall. In der Spree lässt sich im Längsverlauf eine tendenzielle Abnahme der sommerlichen und winterlichen Ammonium-N-Konzentration feststellen. Im

Schwarzen Schöps sind die saisonalen Unterschiede geringer ausgeprägt, wobei die sommerliche Grundlast höher ist, als in der Spree. Die Zunahme der Ammonium-N-Konzentration zwischen den Messstellen Sproitz und Sprey ist im Wesentlichen auf den Einfluss der GWBA Kringelsdorf zurückzuführen. Sie dominiert die sommerlichen Durchflüsse im Weißen und im Schwarzen Schöps und damit auch die Ammoniumkonzentration. In der Kleinen Spree lassen sich am Pegel Burgneudorf nur geringe saisonale Unterschiede feststellen.

Für die Fließgewässermessstellen lassen sich anhand der Messwerte und der Durchflüsse an den Stichtagen folgende langjährige mittlere Ammonium-N-Frachten ableiten (Tabelle 13). Es sei bereits an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die in die Auswertung einbezogenen Daten nur bis in das Jahr 2009 reichen.

**Tabelle 13: Ammonium-N-Frachten an ausgewählten Fließgewässerprofilen im Untersuchungsgebiet (Daten: LfULG)**

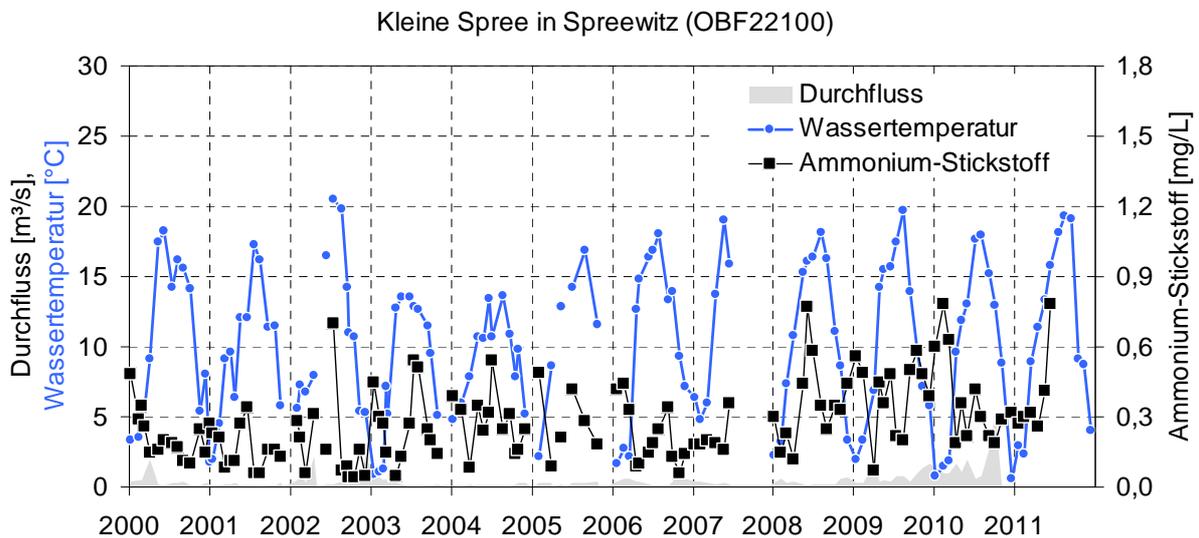
Fließgewässer	Messtelle	Gütemessstelle	zugeordneter Durchflusspegel	Datenreihe	Mittlere Ammonium-N-Fracht in [kg/d]
Schwarzer Schöps	OFB23800	Sproitz	Reichwalde 2	1999-2010	16
	OFB24100	Sprey	Boxberg	2000-2010	92
Kleine Spree	OFB22100	Spreewitz	Burgneudorf	1999-2010	11
Spree	OFB21000	Lieske	Lieske	2002-2010	91
	OFB21200	Tzschelln	Sprey	2001-2009	105
	OFB21400	Zerre oh. ESPAG	Spreewitz	1999-2009	146

#### 4.4.1 Kleine Spree

Die Entwicklung der Ammonium-N-Konzentration in der Kleinen Spree nahe der Mündung in die Spree (behördliche Gütemessstelle OBF22100) ist in Bild 30 dargestellt. Die Ammonium-N-Konzentration unterliegt starken Schwankungen. Die typische jahreszeitliche Saisonalität mit hohen Ammonium-N-Konzentrationen im Winter und niedrigen Ammonium-N-Konzentrationen im Sommer ist hier nicht ausgeprägt. Konzentrationsspitzen treten zu unterschiedlichen Jahreszeiten auf. Etwa seit dem Jahr 2007 lässt sich eine starke Zunahme der Ammonium-N-Konzentration in der Kleinen Spree beobachten.

Die Ammoniumbelastung der Kleinen Spree durch kommunale Einleiter und Flächeneinträge ist gering. Eine geringe Ammoniumvorbelastung hat die Kleine Spree am Wehr Spreewiese aus dem Zulauf der Spree. Der Speicher Lohsa I bewirkt einen Abbau des Ammoniums (vgl. Abschn. 4.3.2.5) und damit eine Verringerung der Ammoniumkonzentration in dem teilbewirtschafteten Volumenstrom. Die Kleine Spree dient im Oberlauf bis zum Pegel Burg 2 zunächst als Ressource für die Flutung und für die Nachsorge der Bergbaufolgeseen Dreiweibern, Scheibe und Burghammer. In diesem Bereich fließt der Kleinen Spree kein bergbaulich belastetes Grundwasser zu, so dass hier keine stofflichen Belastungen aus dem Sanierungsbergbau nachweisbar sind. Erst unterhalb des Pegels Burg 2 unterliegt die Kleine

Spree bergbaulichem Einfluss. Zunächst mündet am Flusskilometer 7,700 der Bergbaufolgensee Scheibe ein. Hier wird künftig ein Abfluss in einer Größenordnung von  $MQ \approx 0,220 \text{ m}^3/\text{s}$  erwartet. Bislang wurde noch kein Wasser aus dem Scheibensee ausgeleitet. Die Ausleitung steht aber kurz bevor.



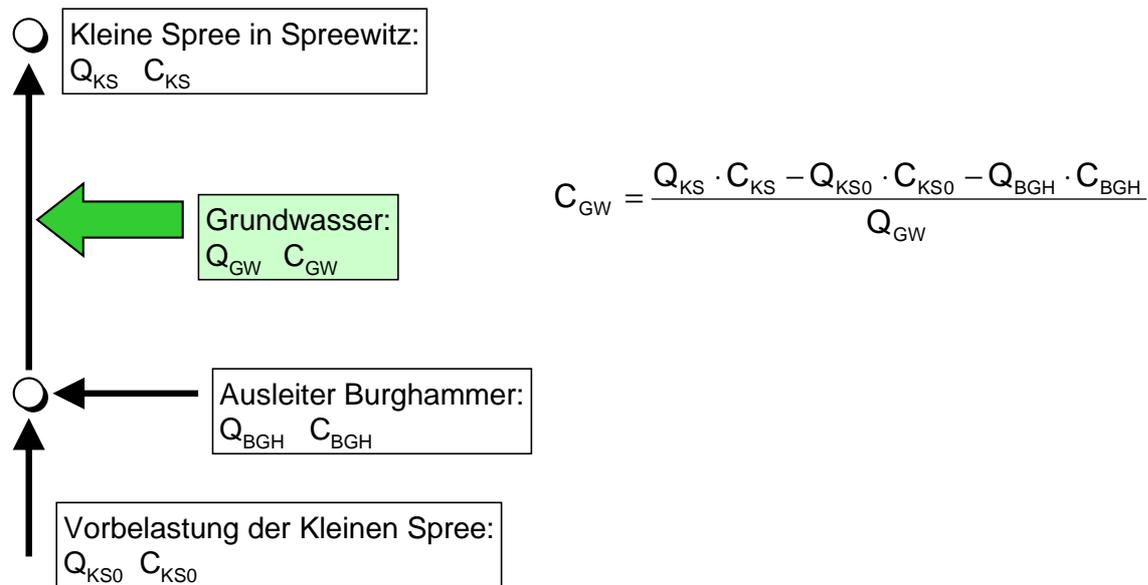
**Bild 30: Entwicklung und Dynamik der Ammonium-N-Konzentration in der Kleinen Spree an der Gütemessstelle Spreewitz (Daten: LfULG)**

Am Flusskilometer 4,500 mündet der Ausleiter des Speichers Burghammer in die Kleine Spree. Das ist der einzige Ausleiter des Speichersystems Lohsa II. Der Ausleiter soll gemäß den technischen Planungen im Regelbetrieb der Speicherbewirtschaftung des Speichers Lohsa II bis maximal  $7 \text{ m}^3/\text{s}$  ausleiten. Diese Wassermenge ist im Unterlauf von der Kleinen Spree abzuführen. Dazu muss die Kleine Spree noch ausgebaut werden.

Etwa ab dem Schulze-Wehr (Flusskilometer 3,800) unterliegt die Kleine Spree dem Grundwassereinfluss. Die diffusen Grundwasserzutritte zur Kleinen Spree zwischen dem Schulze-Wehr und der Mündung in die Spree wurde mittels Durchflussmessungen im Auftrag der LMBV (IWB 2011a) bei sommerlichen Niedrigwasserabflüssen als Differenz mit etwa  $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$  ermittelt. Mit dem Grundwasserzutritt erhöhen sich in der Kleinen Spree messbar die Sulfat-, Eisen- und Ammoniumkonzentrationen. Der Einfluss des Grundwassers auf die Kleine Spree ist derzeit vor allem durch die hohe Eisenbelastung deutlich sichtbar. Das Grundwasser hat außerdem einen Versauerungseinfluss auf die Kleine Spree. Der pH-Wert in der Kleinen Spree wird bei Niedrigwasserabflüssen am Pegel Burg 2 bis Spreewitz auf etwa  $\text{pH} \approx 6$  verringert.

Durch eine Wassermengen- und Stoffmengenbilanz (Bild 31) wurde die mittlere Stoffkonzentration des diffus zutretenden Grundwassers für die Stichtage berechnet. Die Ergebnisse der beiden Stichtagsmessungen sind vergleichbar. Für die Ammoniumkonzentration des Grundwassers wurden  $1,6$  bzw.  $1,8 \text{ mg/L}$  ermittelt (Tabelle 14). Diese Ammoniumkonzentration ist für das bergbaulich beeinflusste Grundwasser der Spreewitzer Rinne typisch. Damit treten der Kleinen Spree derzeit etwa  $40$  bis  $50 \text{ kg/d}$  Ammonium-Stickstoff diffus zu. Diese Größenordnung der

diffusen Ammoniumzutritte wurde in der behördlichen Messreihe von 2000 bis 2009 (vgl. Tabelle 13) überwiegend noch nicht erfasst. Der Einfluss des Grundwassers auf die Kleine Spree ist etwa ab dem Jahr 2007 nachweisbar. Im Jahr 2009 wurde in (IWB 2010a) durch Stichtagsmessungen diffuse Zuflüsse in einer Größenordnung von 70 bis 90 L/s gemessen und damit etwa  $\frac{1}{4}$  bis  $\frac{1}{3}$  der im Jahr 2011 ermittelten Mengen.



**Bild 31:** Schema der wesentlichen Mengen- und Stoffströme im Abschnitt der Kleinen Spree zwischen Ausleiter Burghammer und Spreewitz (Quelle: (IWB 2011a))

**Tabelle 14:** Aus der Stoffmengenbilanz berechnete mittlere Konzentrationen des diffusen Grundwasserzuflusses zur Kleinen Spree im Abschnitt zwischen Ausleiter Burghammer und Spreewitz (Quelle: (IWB 2011a))

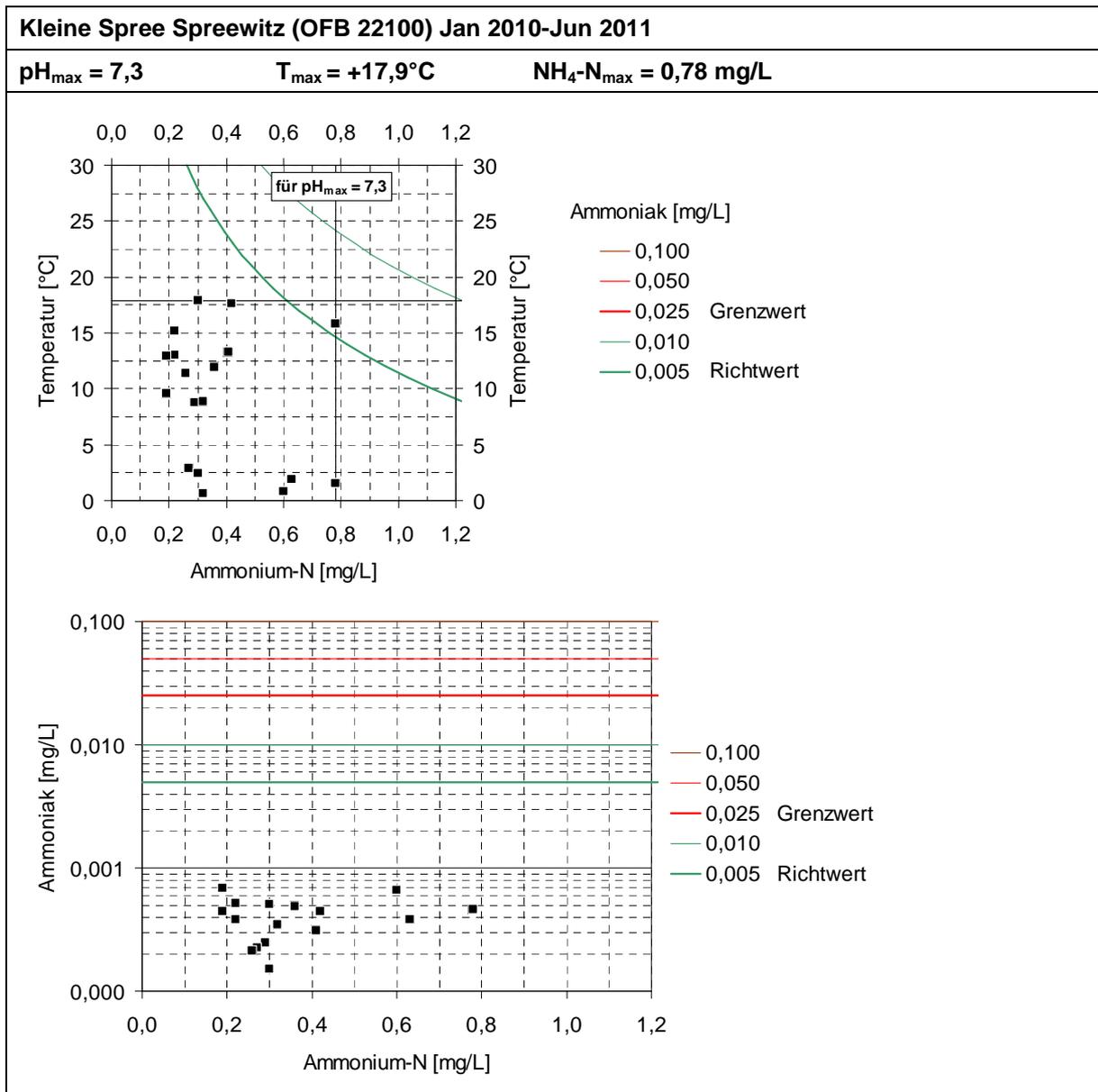
Kennwert	Maßeinheit	Grundwasser (berechnet) 08.06.2011	Grundwasser (berechnet) 21.06.2011
Grundwasserzutritt	L/s	289	294
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	1.100	1.000
SO <sub>4</sub>	mg/L	590	490
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	1,8	1,6
K <sub>S4,3</sub>	mmol/L	-0,42	-0,35
Eisen	mg/L	75	59

Die Dominanz der diffusen Quellen des Ammoniums in der Kleinen Spree erklärt die fehlende Saisonalität der Ammoniumkonzentration im Fließgewässer, zumindest seitdem dieser Einfluss in der oben nachgewiesenen Größenordnung stattfindet. Die Ammoniumkonzentration in der Kleinen Spree ist immer dann sehr hoch, wenn der diffuse Grundwasserzutritt am Durchfluss anteilig hoch ist. Das ist unabhängig von der Jahreszeit der Fall bei niedrigen Durchflüssen am Pegel Burg 2 und bei geringen Ausleitungen aus dem Speicher Burghammer. Aufgrund des hohen Bewirtschaftungsanteils der Durchflüsse in der Kleinen Spree fehlt die jahreszeitlich typische Saisonalität der Ammoniumkonzentration. Der Fließweg und entsprechend

die Fließzeit vom Schulze-Wehr, dem Beginn der diffusen Grundwasserzutritte, bis zur Einmündung der Kleinen Spree in die Spree sind so kurz, dass die sommerliche Nitrifikation in diesem Fließgewässerabschnitt nicht zum Tragen kommt. Inwieweit die bakterielle Nitrifikation durch die ungünstigen hydrochemischen Begleitumstände ggf. gehemmt ist, kann nicht bewertet werden.

Aus der dargestellten Konstellation der hydrologischen und hydrochemischen Faktoren ergibt sich, dass Konzentrationsspitzen des Ammonium-Stickstoffs häufig bei sommerlichen Niedrigwasserabflüssen auftreten, was im Oberlauf der Kleinen Spree und in anderen Fließgewässern (vgl. Abschnitt 4.4.3) nicht der Fall ist.

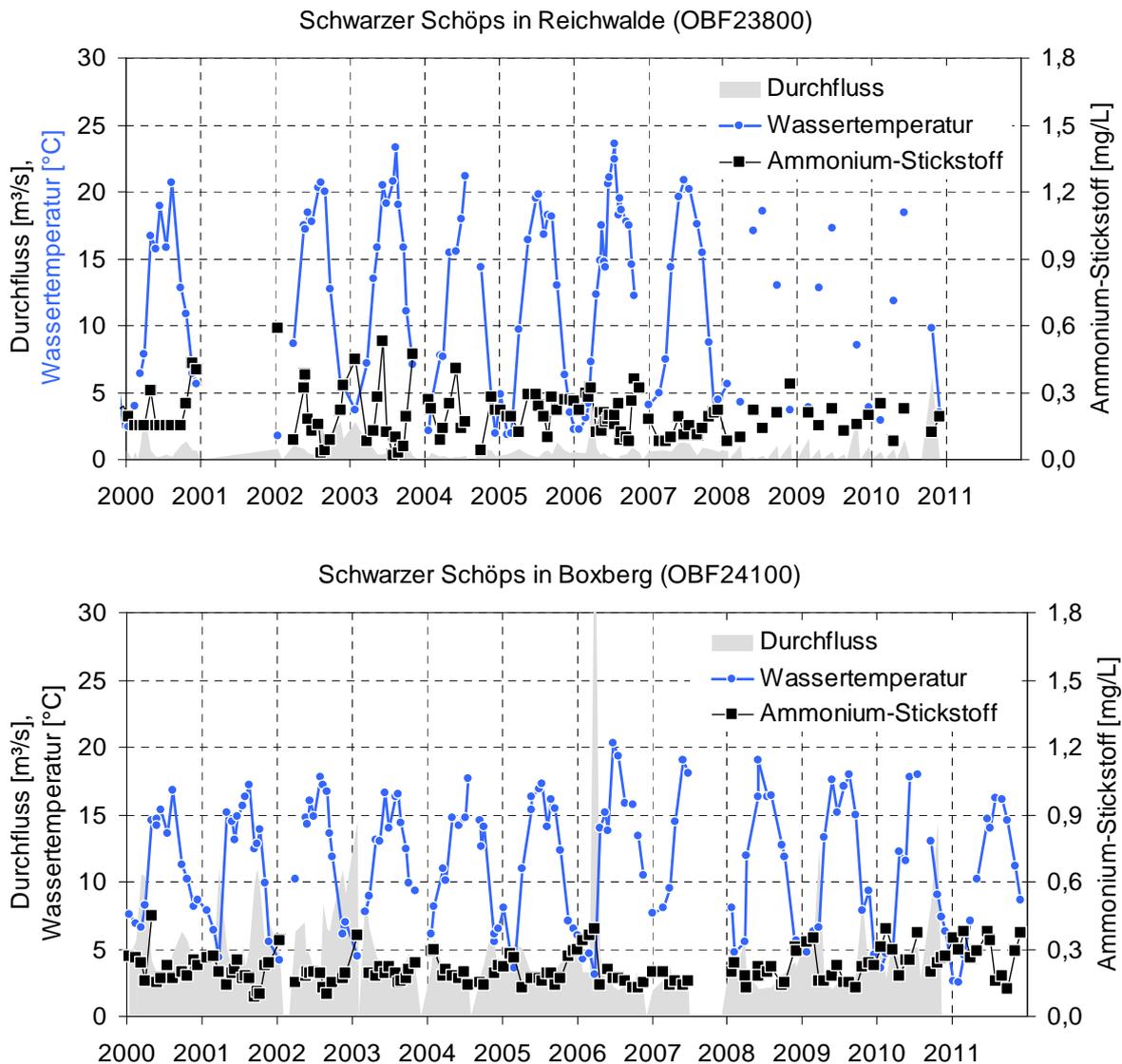
Die Gefahr der Bildung fischtoxischen Ammoniaks ist trotz der vergleichsweise hohen sommerlichen Ammonium-N-Konzentration und der hohen Wassertemperaturen unter den gegebenen hydrochemischen Bedingungen in der Kleinen Spree derzeit nicht gegeben (Bild 32). Der pH-Wert liegt hier nur selten über dem Neutralwert.



**Bild 32: Gemessene Ammonium-N-Konzentration und berechnete Ammoniakkonzentration in der Kleinen Spree bei Spreewitz (Messstelle F 1.091, Daten: LfULG)**

#### 4.4.2 Schwarzer Schöps

Der Schwarze Schöps nimmt mit dem Weißen Schöps die Einleitmengen der GWBA Kringelsdorf (VEM) auf. Bei Niedrigwasserabflüssen im Weißen und Schwarzen Schöps dominieren die Einleitmengen der GWBA Kringelsdorf den Durchfluss im Unterlauf des Schwarzen Schöps. Der Einfluss des Sanierungsbergbaus auf den Schwarzen Schöps erfolgt am Ausleiter des Bärwalder Sees. Seit 2010 wird Wasser aus dem Bärwalder See in den Schwarzen Schöps ausgeleitet (vgl. Abschn. 4.3.2.2).

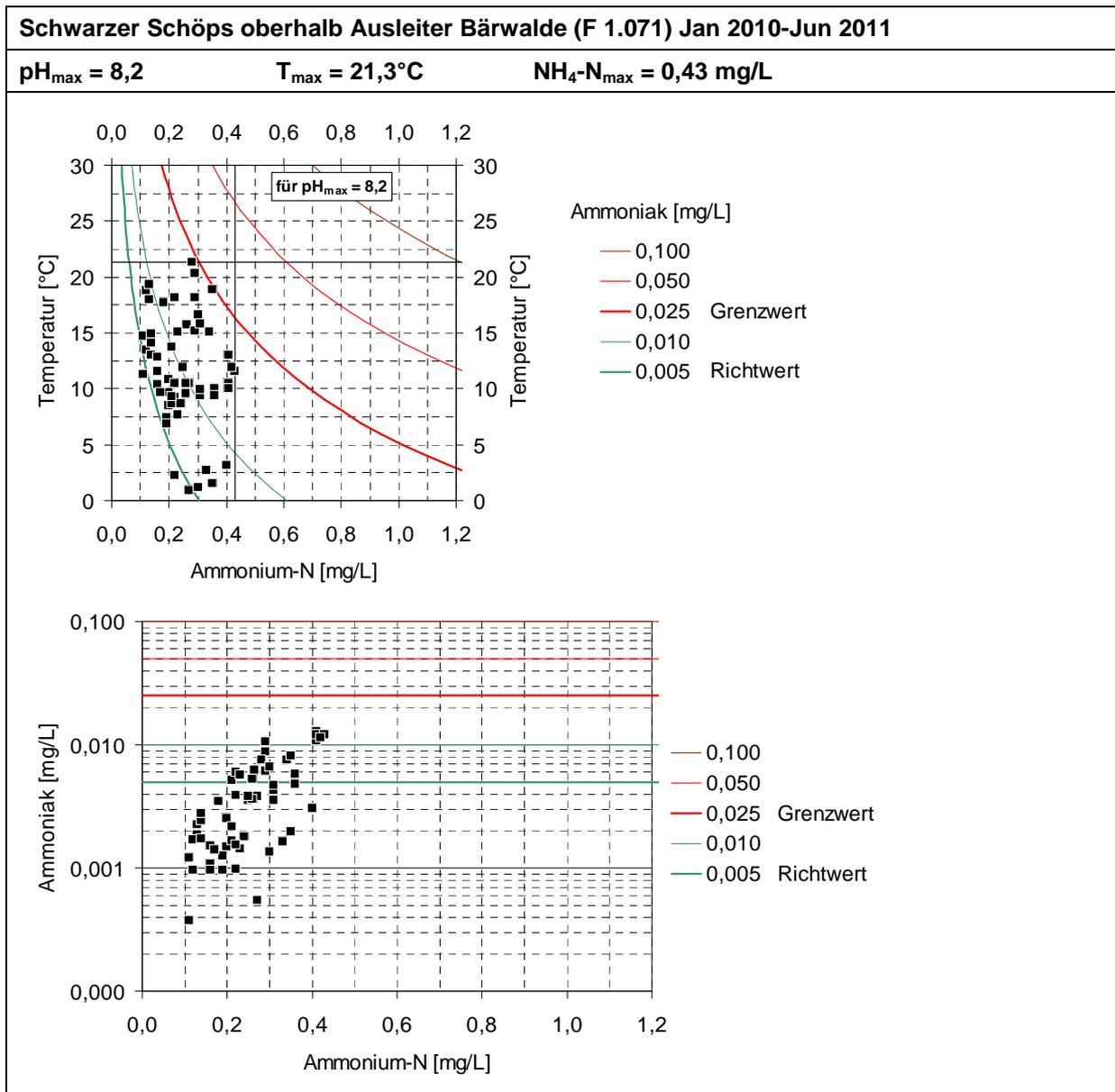


**Bild 33: Entwicklung und Dynamik der Ammonium-N-Konzentration im Schwarzen Schöps an den Gütemessstellen Reichwalde und Sprey (Daten: LfULG)**

Stromunterhalb des Ausleiters Bärwalde leitet die Vattenfall Europe Generation AG gereinigte Wässer aus dem Erdbecken (Flusskilometer 4,500) und dem Regenwassersammler (Flusskilometer 3,580) des Kraftwerkes Boxberg ein. Zwischen den zwei Einleitstellen am Flusskilometer 3,770 befindet sich die Entnahmestelle für die Kühlwasserversorgung des Kraftwerkes Boxberg.

Die Saisonalität der Ammoniumkonzentration im Schwarzen Schöps ist vergleichsweise gering ausgeprägt (Bild 33 und Bild 34). Auf dem Fließweg des Schwarzen Schöps zwischen der Einmündung des Weißen Schöps inkl. der Ausleitung der GWBA Kringelsdorf und der Mündung in die Spree ist ungeachtet der Einleitung ein Rückgang der Ammoniumkonzentration nachweisbar. Auch winterhalbjährlich lässt sich die Nitrifikation nachweisen. Die Ursache hierfür liegt in den vergleichsweise hohen Wassertemperaturen des Schwarzen Schöps infolge der Einleitung des gleichmäßig temperierten Sumpfungswassers aus der GWBA Kringelsdorf (Bild 35).





**Bild 36: Gemessene Ammonium-N-Konzentration und berechnete Ammoniakkonzentration im Schwarzen Schöps oberhalb des Ausleiters Bärwalde (Messstelle F 1.071, Daten: LMBV)**

Bis vor wenigen Jahren, solange der Endwasserstand im Bärwalder See noch nicht erreicht war, wurde der Schwarze Schöps durch den Einfluss des Absenkungstrichters der Tagebaue Nochten und Reichwalde vom Grundwasser unterströmt. Es wird angenommen, dass der Schwarze Schöps mit dem Erreichen des Zielwasserstands im Bärwalder See Grundwasseranschluss erhalten hat. Der Einfluss diffuser Grundwasserzutritte dürfte etwa ab dem Wehr Boxberg erfolgen. Die diffusen Grundwasserzuflüsse zum Schwarzen Schöps aus Richtung des Bärwalder Sees und der Innenkippen des ehemaligen Tagebaus Bärwalde werden im Mittel mit  $0,020 \text{ m}^3/\text{s}$  angenommen. Ein stofflicher Einfluss der diffusen Grundwasserzutritte auf den Schwarzen Schöps lässt sich derzeit noch nicht nachweisen.

#### 4.4.3 Spree

Der Oberlauf der Spree bis Uhyst ist vom Bergbau stofflich unbeeinflusst. In Uhyst befindet sich das Flutungsbauwerk für den Bärwalder See (Flusskilometer 293,500). Im westlich um den Tagebau Bärwalde umverlegten Spreeverlauf ist seit mehreren Jahren Grundwassereinfluss nachweisbar. Der Anschluss des Grundwassers an die Spree erfolgte jedoch von der gewachsenen Seite und nicht tagebauseitig. Der Spree tritt hier ein bergbaulich gering beeinflusstes Grundwasser aus der Kascheler und Uhyster Rinne zu. Aus diesem Grund musste in den zurückliegenden Jahren die Sohldichtung in der Spree zurückgebaut werden.

Am Wehr Bärwalde (Flusskilometer 285,250) befindet sich das Flutungsbauwerk für den Speicher Lohsa II. Bislang wurde der Speicher Lohsa II nur sporadisch geflutet. Bewährt hat sich das Flutungsbauwerk mehrfach bereits zum Hochwasserrückhalt, zuletzt im Sommer 2012. Die reguläre Inbetriebnahme des Flutungsbauwerkes für das Speichersystem Lohsa II kann erst erfolgen, wenn die bergbaulichen Sanierungsarbeiten und Wasserbauten für das Speichersystem abgeschlossen sind.

Am Wehr Bärwalde befindet sich ebenfalls eine Pumpstation, die das Kraftwerk Boxberg aus der Spree anteilig mit Kühlwasser versorgt. Der größere Anteil Kühlwasser für das Kraftwerk Boxberg wird aus dem Schwarzen Schöps entnommen.

Im Fließgewässerabschnitt der Spree zwischen dem Wehr Bärwalde und der Mündung des Schwarzen Schöpses wird nicht mit relevanten diffusen Grundwasserzutritten gerechnet. Der erste maßgebliche, bergbaulich geprägte stoffliche Einfluss auf die Spree findet an der Mündung des Schwarzen Schöpses statt (siehe Abschn. 4.4.2). Am Flusskilometer 278,400 der Spree befindet sich die Einleitstelle des gereinigten Sumpfungswassers aus der GWBA Tzschelln. Das gereinigte Sumpfungswasser hat einen pH-Wert um  $\text{pH} \approx 8$ , ist mit einer Säurekapazität von  $K_{\text{S}4,3} \approx 3 \text{ mmol/L}$  gut gepuffert, weist mit durchschnittlich  $1.800 \text{ mg/L}$  eine hohe Sulfatkonzentration und mit  $3 \text{ mg/L}$  im Mittel eine vergleichsweise hohe Ammoniumkonzentration auf.

Ab dem Wehr Ruhlmühle (Flusskilometer 275,300) bis zur Einmündung der Kleinen Spree (Flusskilometer 268,500) unterliegt der Stoffhaushalt der Spree derzeit überwiegend diffusen Grundwasserzutritten. Diese äußern sich vor allem in einer Braunfärbung der Spree infolge der hohen Eisenkonzentrationen. Es ist zu vermuten, dass das aus der Spreewitzer Rinne diffus zutretende Grundwasser ähnliche hydrochemische Merkmale aufweist, wie der diffuse Grundwasserzutritt zur Kleinen Spree (vgl. [Abschn. 4.4.1](#)). Aufgrund des geringeren Anteils Grundwasser am Abfluss der Spree im Vergleich zur Kleinen Spree sind die Auswirkungen jedoch weniger stark ausgeprägt.

Der Oberlauf und Mittellauf der Struga sind vom Tagebau Nochten beeinflusst bzw. werden als Grubenwasserableiter in Anspruch genommen. Nur ein kleiner Abschnitt der Struga in der Ortslage Neustadt führt der Spree einen natürlichen Abfluss zu. Die Abflussmengen und folglich der stoffliche Einfluss auf die Spree sind deshalb gering. Am Flusskilometer 268,500 mündet die Kleine Spree mit ihrer Stofffracht in die Spree. Der stoffliche Einfluss ist derzeit vor allem durch die hohe Eisenkonzentration geprägt.

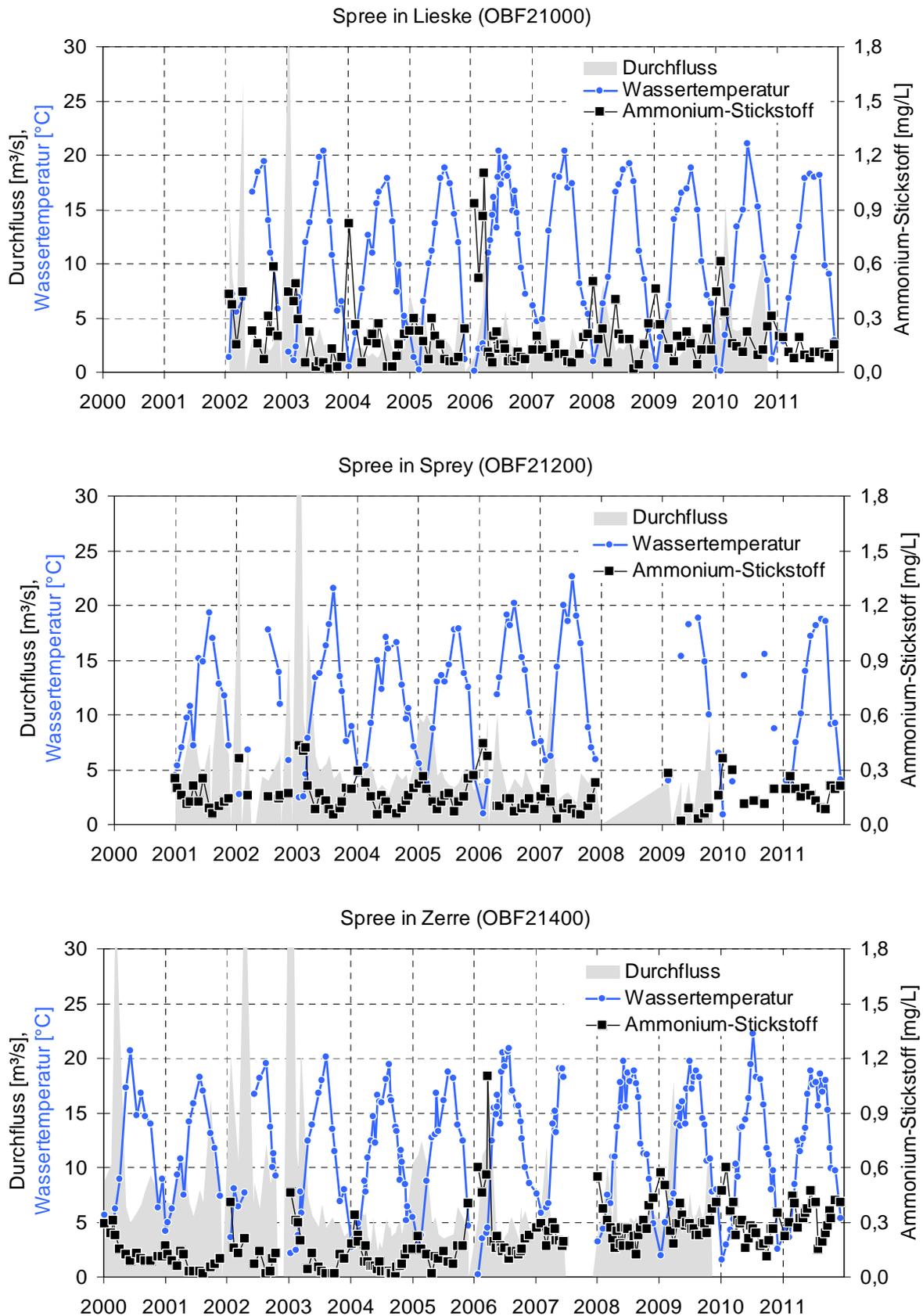
Am Flusskilometer 267,050, unmittelbar vor der Ländergrenze Sachsen/Brandenburg, mündet der Industriekanal in die Spree. Der Abfluss des Industriekanals beträgt zwischen 1,5 und 2,5 m<sup>3</sup>/s. Der Industriekanal führt überwiegend gereinigtes Sumpfungswasser der GWBA Schwarze Pumpe, gereinigtes Abwasser und Kühlwasser des Braunkohlenkraftwerkes Schwarze Pumpe sowie gereinigte Abwässer des Industriestandortes Schwarze Pumpe. Das Wasser des Industriekanals ist gut gepuffert und hat einen stabilen pH-Wert um pH ≈ 8. Die Sulfat- und Ammoniumkonzentrationen sind erhöht. Der Einfluss des Industriekanals wird mit der letzten behördlichen Gewässergütemessstelle auf sächsischem Gebiet (Zerre oh. ESPAG, Mst. OFB21400) nicht mit erfasst.

Die Gütemessstellen der Spree in Lieske (Bild 37 oben) und in Uhyst (Bild 38) sind bergbaulich unbeeinflusst. Hier subsumieren sich die stofflichen Einflüsse der Talsperre Bautzen, der Landnutzung und der zahlreichen Fischwirtschaften im Einzugsgebiet. Einleitungen gereinigter kommunaler Abwässer sind in diesem Spreeabschnitt von untergeordneter Bedeutung. Die jahreszeitliche Saisonalität der Ammonium- und Nitratkonzentration weist auf sommerliche mikrobiologische Abbauprozesse hin. Die natürliche Abbaudynamik wird zeitweilig durch die Bewirtschaftung der Talsperre Bautzen „gestört“. Sämtliche berechnete Ammoniakkonzentrationen in der Spree liegen unter dem Richtwert der SächsFischgewV.

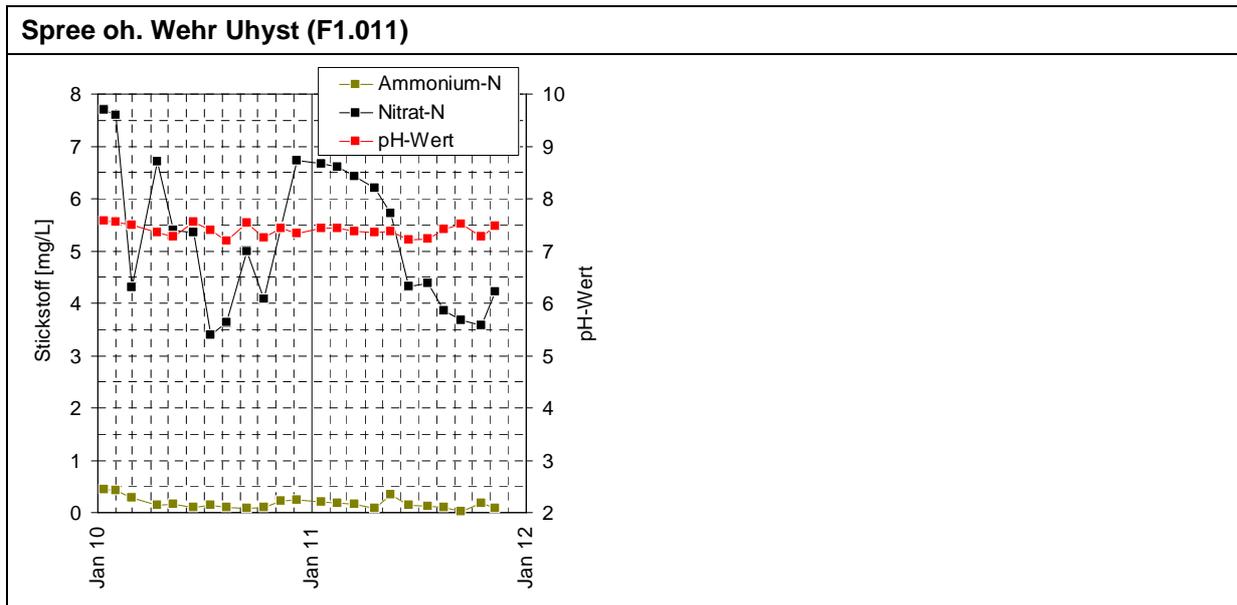
Die Ammoniumkonzentration der Spree in Sprey unterscheidet sich nicht wesentlich von der Ammoniumkonzentration der Spree in Lieske (vgl. Bild 37 oben und Mitte), obwohl der Schwarze Schöps Ammonium aus der GWBA Kringelsdorf „importiert“. Die jahreszeitliche Saisonalität der Ammoniumkonzentration an der Gütemessstelle in Sprey ist prägnanter und „natürlicher“ im Vergleich zur Ammoniumdynamik am Pegel Lieske. Das liegt an der vergleichsweise langen Fließstrecke und den geringen anthropogenen Einflüssen auf die Spree in diesem Abschnitt.

Die Spree hatte bis zum Jahr 2005 an der Gütemessstelle in Zerre einen ausgeprägten Jahresgang der Ammoniumkonzentration. Er war hinsichtlich der saisonalen Konzentrationsunterschiede noch „natürlicher“ als der Jahresgang an der Gütemessstelle in Sprey (vgl. Bild 37 Mitte und unten). Bis zum Jahr 2005 war noch kein diffuser Grundwassereinfluss auf die Spree und auf die Kleine Spree nachweisbar. Im Sommer 2005 ging die GWBA Tzschelln in Betrieb. Sie stellt aus stofflicher Sicht eine Zäsur für die Spree unterhalb der neuen Einleitstelle dar. Hinsichtlich der Stoffbelastung der Spree in Spremberg ist die Inbetriebnahme der GWBA Tzschelln neutral, weil das Sumpfungswasser, das heute in der GWBA Tzschelln behandelt wird, früher in der GWBA Schwarze Pumpe behandelt und über den Industriekanal in die Spree eingeleitet wurde.

Die Inbetriebnahme der GWBA Tzschelln wirkt sich vor allem auf die Sulfat- und Ammoniumkonzentration in der Spree im Abschnitt zwischen der Einleitstelle und dem Gütepegel Zerre aus. Die Sulfatbelastung der Spree wird an anderer Stelle behandelt, vgl. (IWB 2011a). Die Ammoniumbelastung der Spree ist seit dem Jahr 2005 deutlich gestiegen. Um die Unterschiede herauszuarbeiten, wurde der verfügbare Datenfond für den gesamten Zeitraum von 2000 bis 2011 im Sommer 2005 getrennt. Die zwei Stichproben von 2000 bis 2005 sowie von 2005 bis 2011 können nun direkt verglichen werden (Bild 39).



**Bild 37:** Entwicklung und Dynamik der Ammonium-N-Konzentration in der Spree an den behördlichen Gütemessstellen in Lieske, in Sprey und in Zerze (Daten: LfULG)

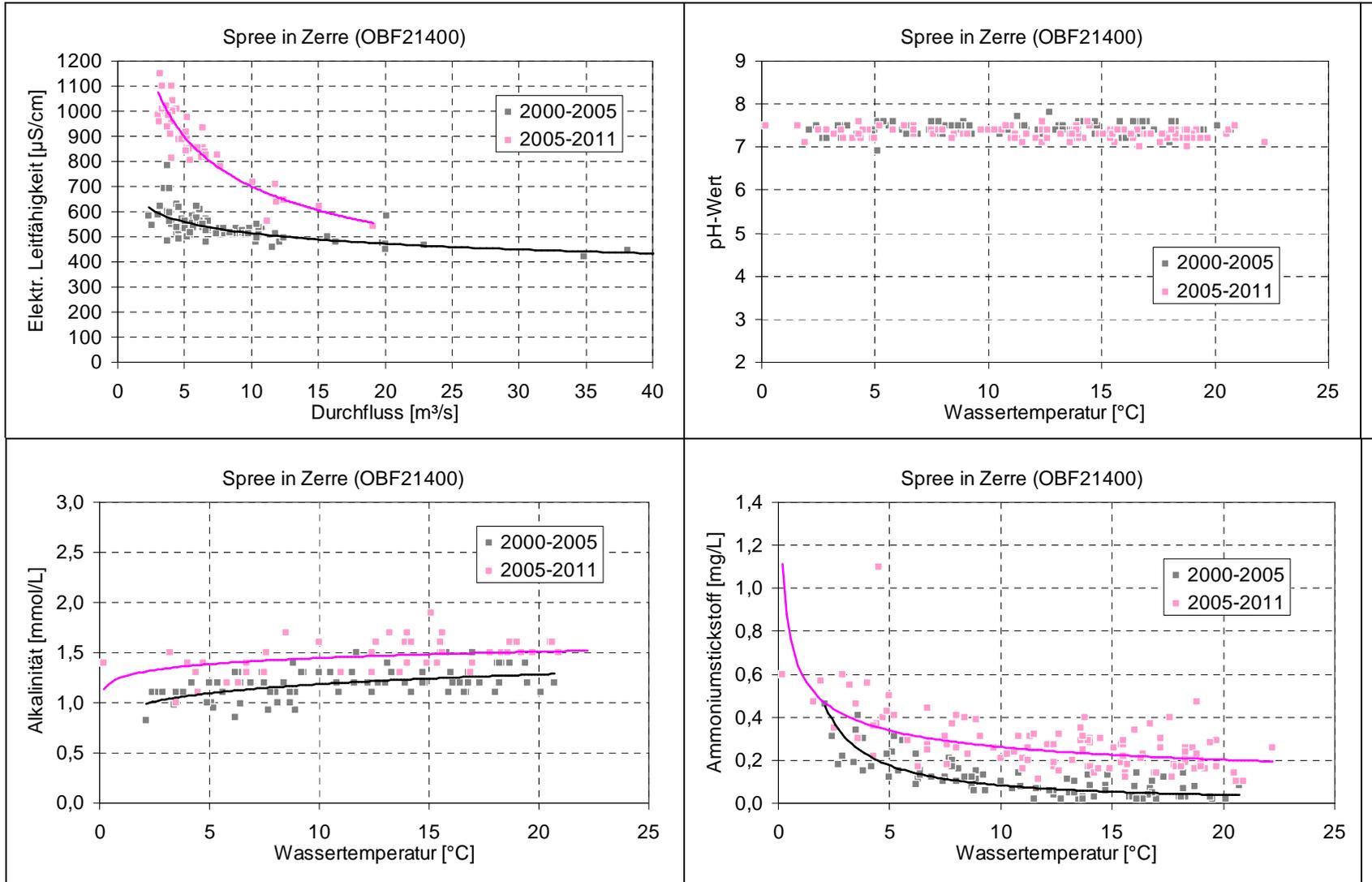


**Bild 38:** pH-Wert und Ammonium-N-Konzentration in der Spree oberhalb des Wehres Uhyst (Messstelle F1.011, Daten: LMBV)

Der Vergleich der zwei Stichproben zeigt, dass durch die Einleitung des behandelten Sumpfungswassers aus der GWBA Tzschelln an der Gütemessstelle in Zerre die elektrische Leitfähigkeit der Spree signifikant erhöht ist ([Bild 39 links oben](#)). Die Durchflussabhängigkeit der elektrischen Leitfähigkeit hat für beide Stichproben grundsätzlich die gleichen Eigenschaften, sie liegt bei niedrigen Abflüssen in der Spree aber nunmehr fast doppelt so hoch und nähert sich erst bei sehr hohen Durchflüssen in der Spree (> 30 bis 40 m<sup>3</sup>/s) der bisherigen Abhängigkeit an.

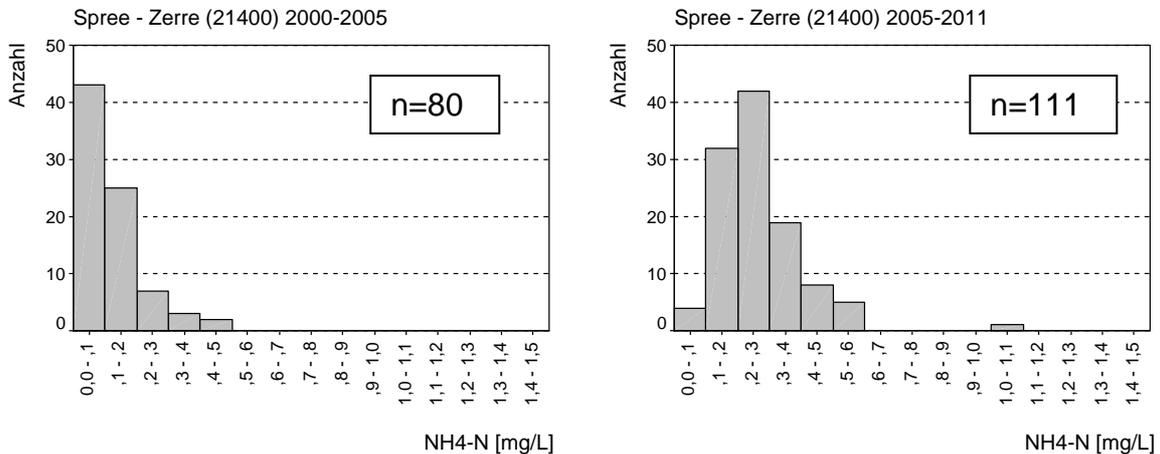
Der pH-Wert hat sich in der Spree im Vergleich der zwei Stichproben nicht verändert ([Bild 39 rechts oben](#)). Die Alkalinität und damit die Pufferung ist über eine große Bandbreite der Durchflüsse um etwa 0,2 bis 0,3 mmol/L erhöht ([Bild 39 links unten](#)). Der pH-Wert in der Spree liegt überwiegend im Bereich zwischen pH ≈ 7,0 und 7,5. Durch die Einleitung der gut gepufferten Sumpfungswässer ist auch das Spreewasser gut gepuffert. Ein sommerlicher Anstieg des pH-Wertes auf pH > 7,5 infolge biogener Entkalkungen wurde in den letzten Jahren nicht beobachtet. Der pH-Wert der Spree unterliegt derzeit einem Versauerungsstress durch diffuse Grundwasserzutritte. Der Zutritt saurer Grundwässer zur Spree wird einschließlich der diffusen Zutritte in der Kleinen Spree in der Summe mit etwa 0,5 bis 0,8 m<sup>3</sup>/s beziffert. Im Unterschied zur Kleinen Spree verhindert die gute Pufferung der Spree bislang ein Absinken des pH-Wertes auf pH < 7. Der unerwünschte Versauerungsdruck wirkt aber gleichzeitig gegen die Ammoniakbildung.

Nach der Inbetriebnahme der GWBA Tzschelln ist die Saisonalität der Ammoniumkonzentration in der Spree erhalten geblieben, das Konzentrationsniveau hat sich jedoch im Mittel um etwa 0,15 mg/L Ammonium-Stickstoff erhöht ([Bild 39 rechts unten](#)). Die Nitrifikationsleistung der Spree im Abschnitt zwischen der Einleitstelle der GWBA Tzschelln und der Gütemessstelle Zerre ist unzureichend, um die sommerliche Ammoniumkonzentration auf den ursprünglich niedrigen Wert zu verringern.

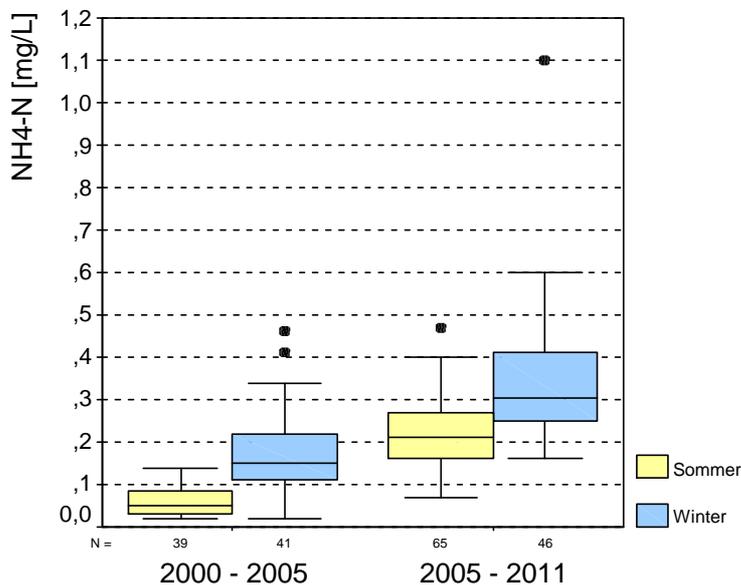


**Bild 39:** Veränderung der Wasserbeschaffenheit in der Spree in Zerre infolge der Inbetriebnahme der GWBA Tzschelln im Sommer 2005 (Daten: LfULG)

Die Ammoniumkonzentration der Spree liegt im Abschnitt zwischen der Einleitstelle der GWBA Tzschelln und Zerre nunmehr überwiegend zwischen 0,1 und 0,5 mg/L (Bild 40). Die jahreszeitliche Saisonalität ist geringer geworden (Bild 41).



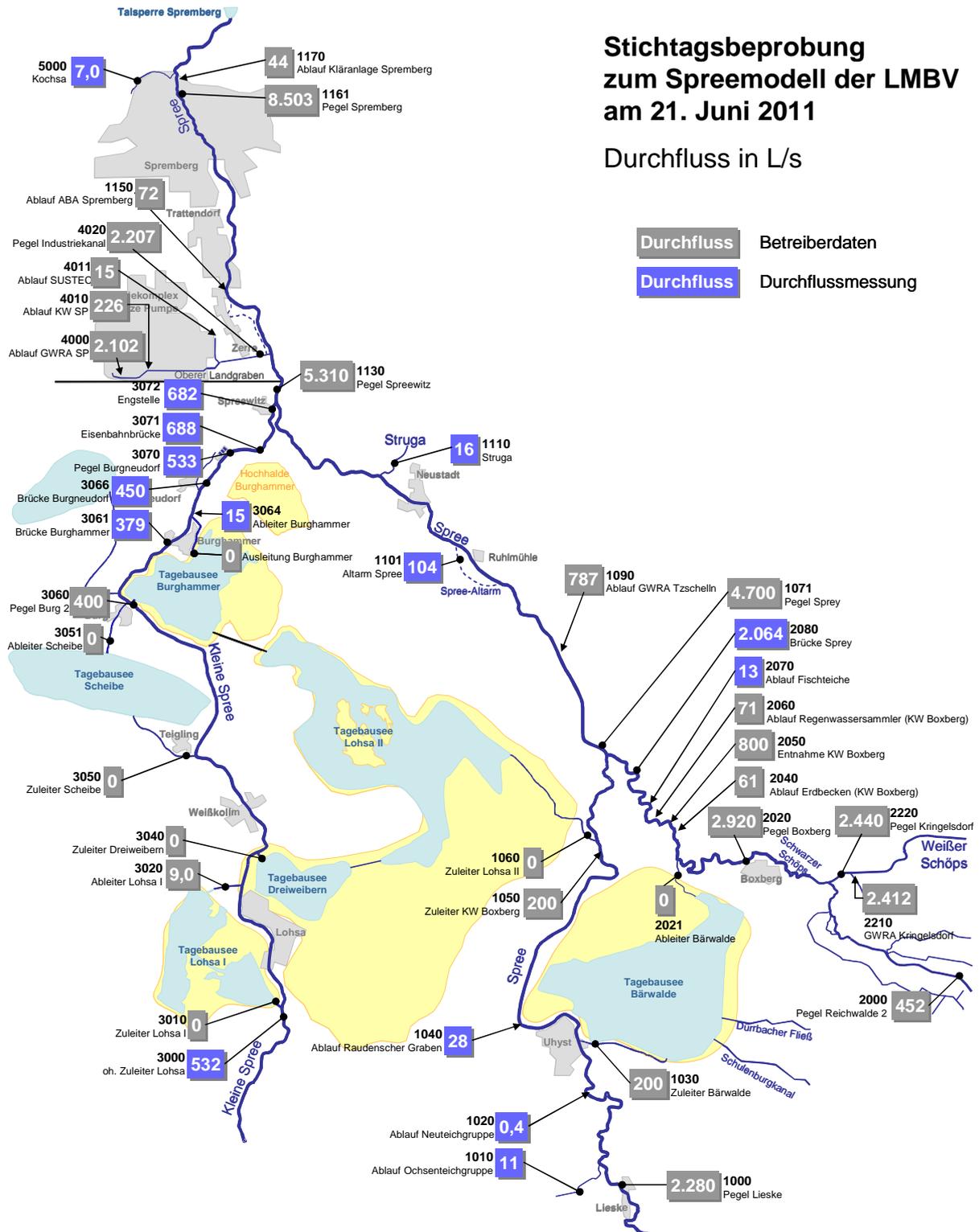
**Bild 40:** Vergleichende Histogramme der Ammoniumkonzentration in der Spree an der Messstelle Zerre für den Zeitraum vor der Inbetriebnahme (links) und nach Inbetriebnahme (rechts) der GWBA Tzschelln (Daten: LfULG)



**Bild 41:** Vergleich der Saisonalität der Ammonium-N-Konzentration in der Spree an der Messstelle Zerre für den Zeitraum vor und nach der Inbetriebnahme der GWBA Tzschelln (Messstelle OFB21400, Daten: LfULG)

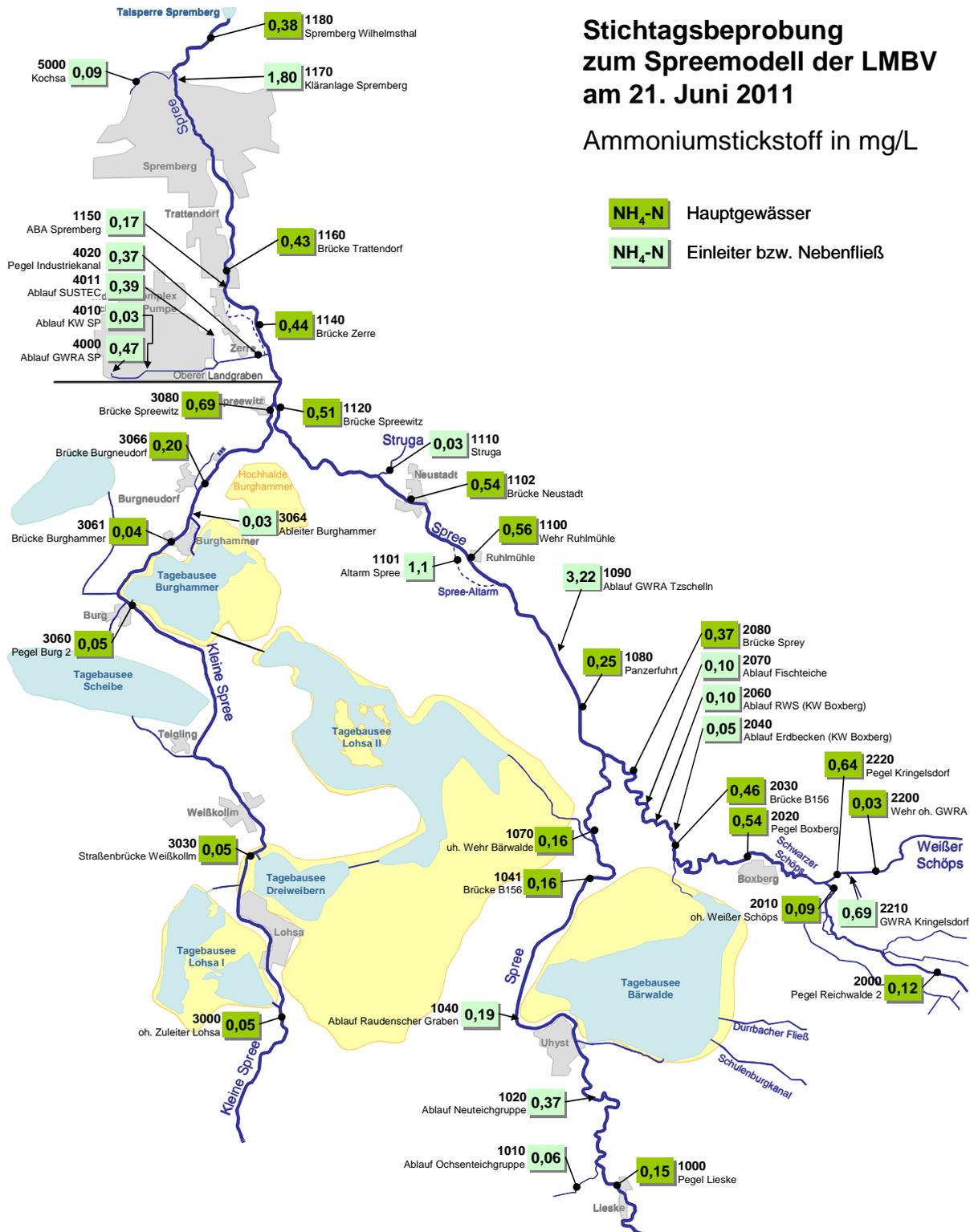
Einen Eindruck über den Einfluss der Einleitungen und diffusen Grundwasserzutritte auf die Beschaffenheit der Fließgewässer und hier insbesondere auf die Ammoniumkonzentration vermitteln die Ergebnisse einer Stichtagsmessung vom Juni 2011, die im Auftrag der LMBV begleitend zur Entwicklung des Sulfatsteuermodells durchgeführt wurde, vgl. (IWB 2011a).

Das **Bild 42** zeigt die Durchflüsse und Einleitmengen am Stichtag. Mit 2,3 m<sup>3</sup>/s am Pegel Lieske, 4,7 m<sup>3</sup>/s am Pegel Sprey und 5,3 m<sup>3</sup>/s am Pegel Spreewitz lag am Stichtag nahezu Niedrigwasserabfluss vor. Diese Abflusskonstellation ist besonders gut geeignet, stoffliche Einflüsse des Grundwassers und von Einleitern nachzuweisen.



**Bild 42:** Durchflussmengen am Tag der zweiten Stichtagsmessung im Juni 2011 zur Kalibrierung des Sulfatsteuermodells der LMBV, aus (IWB 2011a)

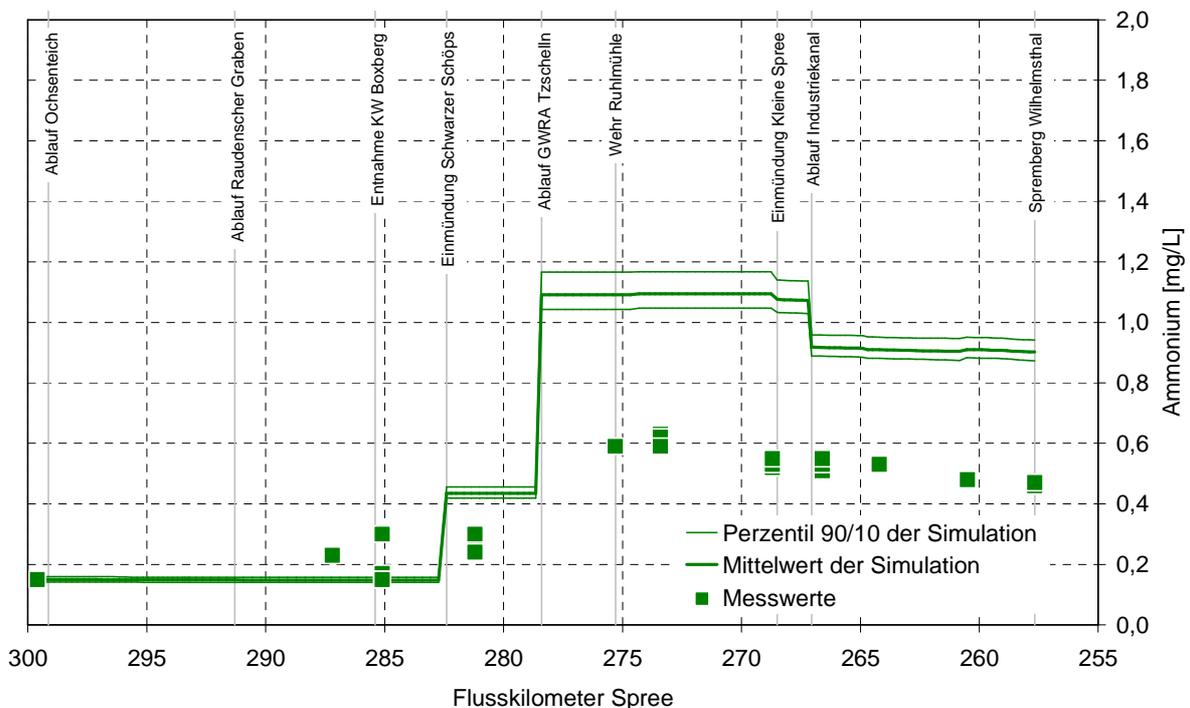
In **Bild 43** sind die gemessenen Werte für Ammoniumstickstoff am Stichtag dargestellt. Die Vorbelastung der Spree ist mit 0,16 mg/L am Wehr Bärwalde moderat und in der Kleinen Spree mit 0,05 mg/L am Pegel Burg 2 gering.



**Bild 43:** Ammonium-N-Konzentration am Tag der zweiten Stichtagsmessung im Juni 2011 zur Kalibrierung des Sulfatsteuermodells der LMBV im Juni 2011, aus (IWB 2011a)

Aus den weiteren Messwerten geht der Einfluss der Einleitungen aus der GWBA Kringelsdorf auf den Weißen und Schwarzen Schöps sowie der Einfluss durch die Einleitung der GWBA Tzschelln auf die Spree hervor. Auf dem Fließgewässerabschnitt zwischen dem Pegel Kringelsdorf und der Mündung des Schwarzen Schöps in die Spree halbiert sich nahezu die Ammoniumkonzentration durch natürlichen Abbau. In der Kleinen Spree ist zwischen Burghammer und Spreewitz aufgrund der diffusen Grundwasserzutritte eine starke Zunahme der Ammonium-N-Konzentration von 0,04 auf 0,69 mg/L nachweisbar. Durch die Einleitung der GWBA Tzschelln erhöht sich in der Spree die Ammoniumkonzentration. Ein weiterer Eintrag von Ammonium-Stickstoff erfolgt aus dem Altarm der Spree durch diffuse Grundwasserzutritte. Der Grundwasserzustrom ist hier durch mehrere Messungen mit etwa 100 L/s belegt. Die Ammonium-N-Konzentration beträgt hier etwa 1,1 mg/L.

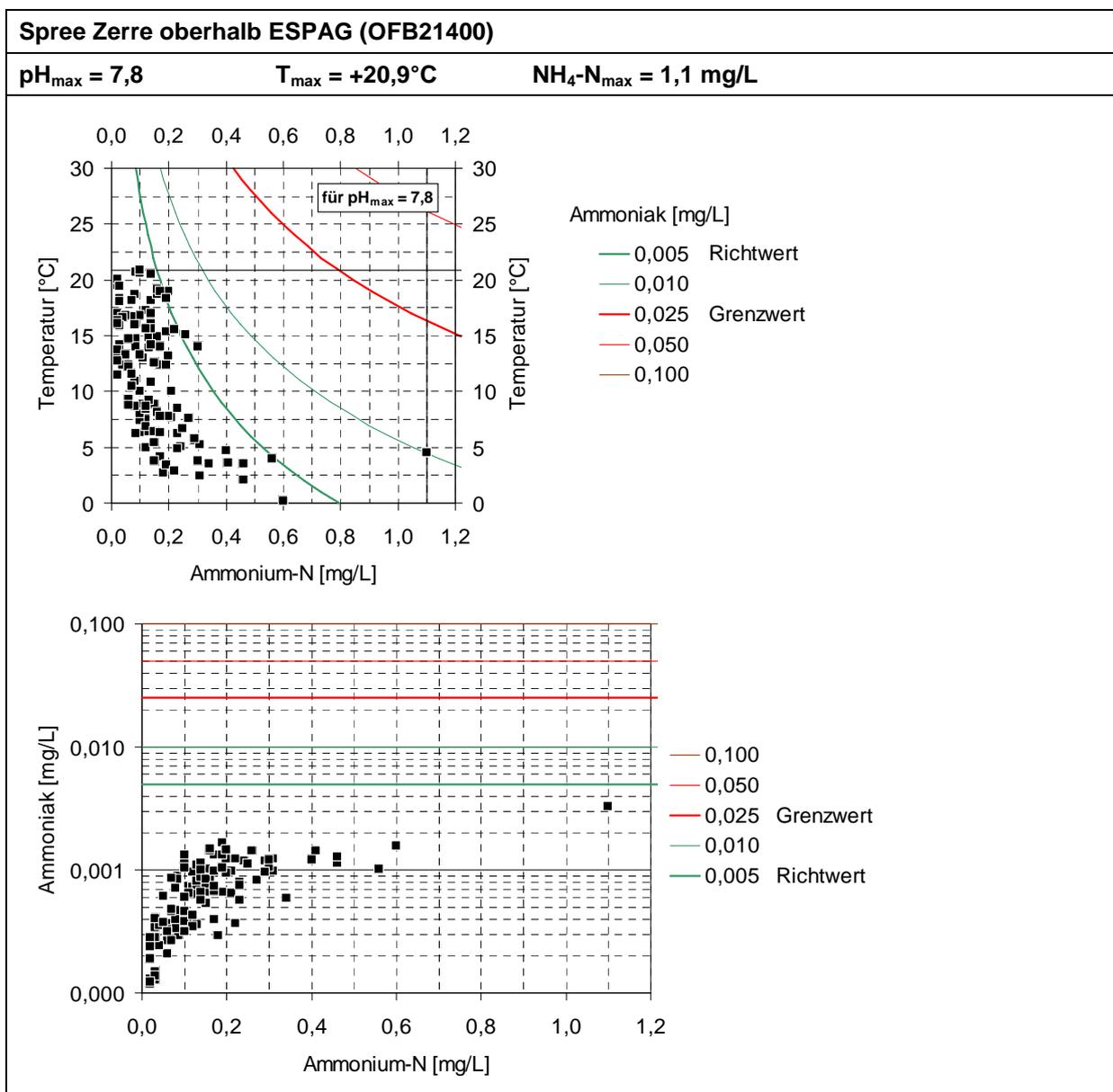
Die natürliche Abbauleistung des Ammonium-Stickstoffs in der Spree wurde aufgrund der vielfältigen Einflüsse in (IWB 2011a) mit einem Modell bilanziert. Bei konservativer Annahme zum Ammonium-Stickstoff, d. h. wenn keine bakterielle Nitrifikation erfolgt, ergibt sich aus der Bilanzierung der Volumen- und Stoffströme der Spree im Längsprofil zwischen dem Pegel Lieske und der Gütemessstelle Spremberg-Wilhelmsthal die in Bild 44 durchgezeichnete Konzentrationslinie als Mittelwert (dicke grüne Linie) sowie als 10- und 90-Perzentile (dünne grüne Linien). Im Vergleich zum bilanzierten Konzentrationsprofil des Ammonium-Stickstoffs sind die Messwerte am Stichtag dargestellt. Der Vergleich zwischen den konservativ bilanzierten und den gemessenen Ammonium-N-Konzentrationen zeigt, dass bis Spremberg-Wilhelmsthal etwa 50% des Ammoniaks abgebaut werden. Das gilt für die hochsommerlichen Bedingungen des Stichtages.



**Bild 44:** Vergleich zwischen konservativer Modellrechnung und Messwerten des Ammoniaks zur zweiten Stichtagsmessung für das Sulfatsteuermodell der LMBV im Juni 2011 (IWB 2011a)

Im Winterhalbjahr ist in der Spree in Zerre mit Ammonium-Stickstoffkonzentrationen bis 1 mg/L zu rechnen. Entsprechend der Durchflussverhältnisse konterkarieren sich im Winter zwei Einflussfaktoren: die verstärkten Flächenausträge und die Verdünnungswirkung höherer Durchflüsse. Ein nennenswerter Ammoniumabbau durch Nitrifikation findet in den Wintermonaten nicht statt.

Die Bewertung hinsichtlich der Ammoniakbildung ergibt für die Spree aktuell keine kritischen Situationen (Bild 45). Hohe Ammoniumkonzentrationen korrespondieren meist mit niedrigen Wassertemperaturen. Aufgrund der hydrochemischen Eigenschaften der eingleiteten Sumpfungswässer ist mit pH-Spitzenwerten  $\text{pH} > 8$  nicht zu rechnen, sofern die Technologie der Grubenwasserbehandlung nicht verändert wird.



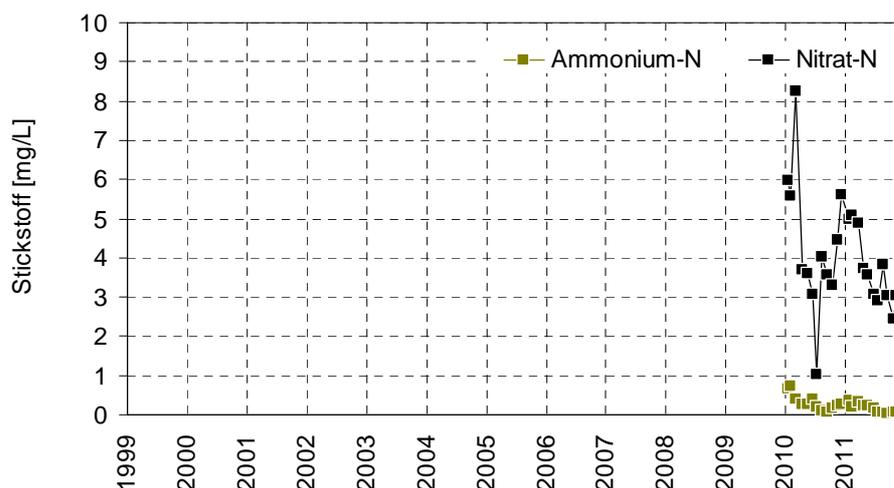
**Bild 45: Gemessene Ammonium-N-Konzentration und berechnete Ammoniakkonzentration in der Spree in Zerre (Messstelle OFB21400, Daten: LfULG)**

#### 4.4.4 Schwarze Elster

Ein stofflicher Einfluss des jüngeren Sanierungsbergbaus auf die Schwarze Elster erfolgt erst ab der Mündung des Schleichgrabens (Flusskilometer 112,540). Der Schleichgraben entwässert die Bergbaufolgeseen Lugteich, Kortitzmühle, Laubusch und Heide VI in die Schwarze Elster.

Stromoberhalb der Mündung des Schleichgrabens wird die Schwarze Elster für die Sanierungstagebaue und die daraus entstehenden Bergbaufolgeseen als Flutungswasser- und Nachsorgewasserressource beansprucht. Am Weststrandgraben gibt es einen Überleiter in den Lugteich. Am Flusskilometer 120,970 befindet sich das Einlaufbauwerk in den Bergbaufolgensee Bluno (Neuwieser See). Am Flusskilometer 118,410 war optional ein Einlauf in den Bergbaufolgensee Skado (Partwitzer See) vorgesehen. Die Planungen hierzu wurden vorerst ausgesetzt. Am Flusskilometer 111,560, und damit bereits auf brandenburgischem Gebiet, befindet sich das Wehr Koschen, an dem sowohl der Bergbaufolgensee Koschen (Geierswalder See) als auch der Senftenberger See aus der Schwarzen Elster gespeist werden. Im Unterschied zu der starken Inanspruchnahme der Wasserressourcen findet ein stofflicher Einfluss auf die Schwarze Elster durch den Sanierungsbergbau auf sächsischem Territorium nur begrenzt statt. Der größere stoffliche Einfluss auf die Schwarze Elster wird über die Rainitz erfolgen, die künftig die Seen der erweiterten Restlochekette entwässert.

Die Ammoniumbelastung der Schwarzen Elster resultiert aus der Einleitung gereinigter kommunaler Abwässer aus der Kläranlage Hoyerswerda sowie aus Flächenausträgen. Der Knappensee emittiert praktisch kein Ammonium (Abschn. 4.3.2.5).

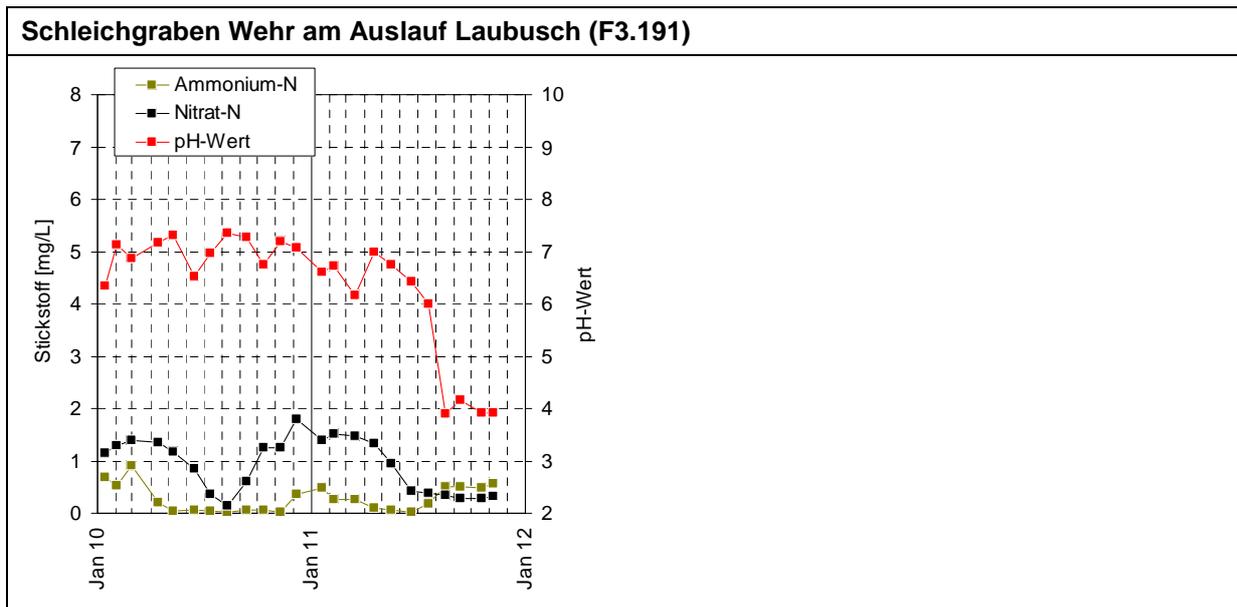


**Bild 46: Schwarze Elster am Einlauf Neuwieser See (F2.181) (Daten: LMBV)**

Die Ammoniumkonzentration im Schleichgraben unterliegt einer Saisonalität mit niedrigen Konzentrationen im Sommer und höheren Konzentrationen bis 1 mg/L im Winter. Der früher als Flusskläranlage bezeichnete Bergbaufolgensee Laubusch (Erikasee) wurde seiner Funktion weitgehend gerecht. Früher wurden in den Bergbaufolgeseen kommunale und Industrieabwässer sowie bergbauliche und industrielle Rückstände (Eisenhydroxidschlamm, Aschen, Kohletrübe etc.) ungereinigt einge-

leitet. In der „Flusskläranlage“ erfolgte ein weitgehender Rückhalt der abwasser- und industriebürtigen Wasserinhaltsstoffe. Durch den eingeleiteten chemischen „Cocktail“ war das Seewasser neutral. Damit waren gute Fällungsbedingungen für Metalle und gute Abbaubedingungen für organische Schadstoffe gegeben.

Durch hochwasserverursachte Baumaßnahmen am Ableiter des Bergbaufolgesees Heide VI wurde der westliche Teil des Bergbaufolgesees Laubusch (Erikasee) im Jahr 2011 versauert (Bild 47) (BTU 2012). Die Versauerung ist derzeit im Rückgang begriffen. Durch die zeitweilige Versauerung kam jedoch die Nitrifikation im See zum Erliegen, was sich in einem Anstieg der sommerlichen Ammoniumkonzentration im Seewasser äußerte (Bild 47). Der gleichzeitig gesunkene pH-Wert verhinderte jedoch eine Ammoniakbildung. Die beobachteten Schäden an der Fischpopulation im Bergbaufolgensee Laubusch waren durch die Versauerung verursacht. Entsprechend den Prognosen in (BTU 2012) wird mit einer natürlichen Neutralisation des Sees innerhalb von ca. 6 Monaten gerechnet. Danach dürften sich die vergleichsweise stabilen hydrochemischen Verhältnisse im Bergbaufolgensee Laubusch, einschließlich der Nitrifikation, wieder einstellen. Zur Verhinderung der nachteiligen Auswirkungen von Versauerungsschüben auf den Bergbaufolgensee Laubusch erfolgt künftig eine Wasserüberleitungskontrolle vom Bergbaufolgensee Heide VI (BTU 2012).



**Bild 47:** Entwicklung des pH-Wertes sowie der Ammonium-N- und Nitrat-N-Konzentration am Auslauf des Erikasees in den Schleichgraben (Daten: LMBV)

## 4.5 Anthropogene Ammoniumeinträge

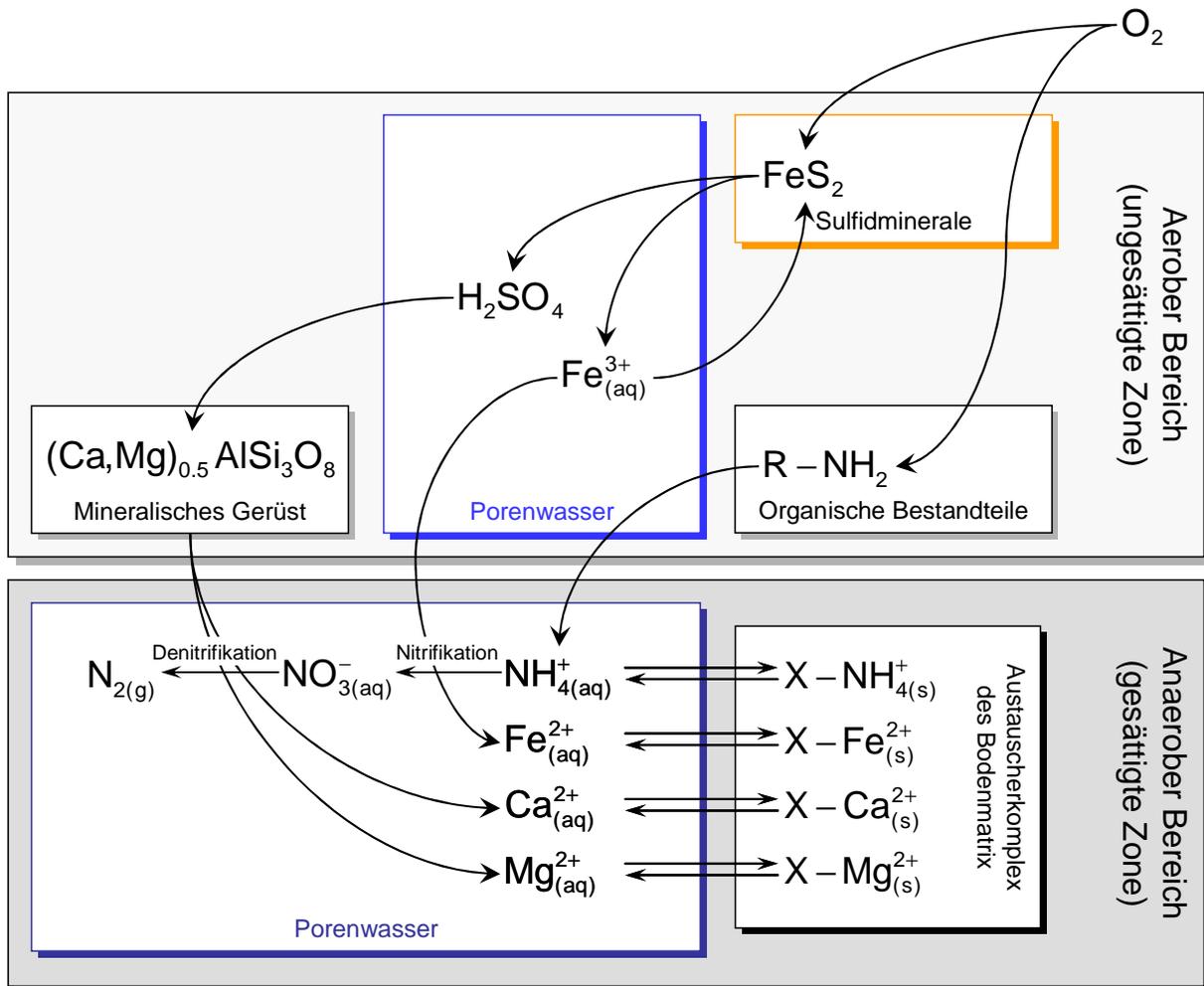
Unter anthropogenen Ammoniumeinträgen werden die Stoffquellen zusammengefasst, die weder primär (Grundwasserbehandlungsanlagen, Ausleitung aus Bergbaufolgeseen, diffuse Grundwasserzutritte), noch sekundär (Braunkohlenkraftwerke) bergbaubürtig sind. Das sind im Untersuchungsgebiet hauptsächlich Einträge aus den landwirtschaftlichen Flächen, aus den Fischwirtschaften sowie aus kommunalen und industriellen Kläranlagen. Die Grundlast, die dem bergbaubeeinflussten Gebiet zutritt, kann an geeigneten Gütemessstellen in den Fließgewässern festgestellt werden. Eine gesonderte Datenerhebung erfolgte hierzu nicht.

## 4.6 Darstellung der Ammoniumpotentiale

### 4.6.1 Zustandsformen des Ammoniums im Grundwasser

Im Durchschnitt enthält Braunkohle ca. 0,3 bis 1,0 M% Stickstoff in der Trockenmasse, der überwiegend in Huminstoffen gebunden ist, vgl. (LfULG 2011), (These 2005) und (Harms 2005). Stickstoff ist in den Grundwasserleitern in der organischen Bodensubstanz überwiegend in der Form von Aminogruppen  $R-NH_2$  enthalten (Bild 48). In dieser Bindungsform ist Stickstoff im Untergrund weitgehend immobil. Ein anaerober Abbau der autochthonen organischen Substanz findet in den Grundwasserleitern nur in einem sehr geringen Umfang statt. Das im Grundwasser in erhöhten Konzentrationen nachweisbare Ammonium wurde durch aerobe Abbauprozesse freigesetzt. Diese Prozesse verlaufen parallel zur Pyritverwitterung insbesondere in den Kippen, aber auch in den abgesenkten Bereichen der gewachsenen Grundwasserleiter. Daraus ergibt sich die scheinbare Kausalität zwischen der Pyritverwitterung und der Ammoniumfreisetzung (vgl. Abschn. 4.2).

Das Ammonium liegt im Grundwasser überwiegend in gelöster Form und anteilig am Kationenaustauscher vor. Das kationenaustauschbar gebundene Ammonium gilt als leicht mobilisierbar. Zur Abschätzung des Ammoniumpotentials im Grundwasser muss folglich auch eingeschätzt werden, wie hoch der Anteil des austauschbaren Ammoniums ist. Dazu muss die Kationenaustauschkapazität des Grundwasserleiters bekannt sein. Da zu den Grundwassermessstellen, aus denen die hydrochemischen Analysen stammen, diese Information in der Regel nicht vorliegt, greifen die Autoren auf Erfahrungswerte aus der Lausitz zurück. In den gewachsenen pleistozänen und tertiären Grundwasserleitern liegt die Kationenaustauschkapazität überwiegend zwischen 3 und 10 meq/kg. Zur Abschätzung des Ammoniumpotentials wird nachfolgend der höhere Wert von 10 meq/kg verwendet. Für die Mischbodenkippen, die sich aus pleistozänem und tertiärem Material zusammensetzen, ist eine höhere Kationenaustauschkapazität von etwa 30 meq/kg im Mittel typisch. Die Bandbreite reicht hier von 10 bis über 100 meq/kg.

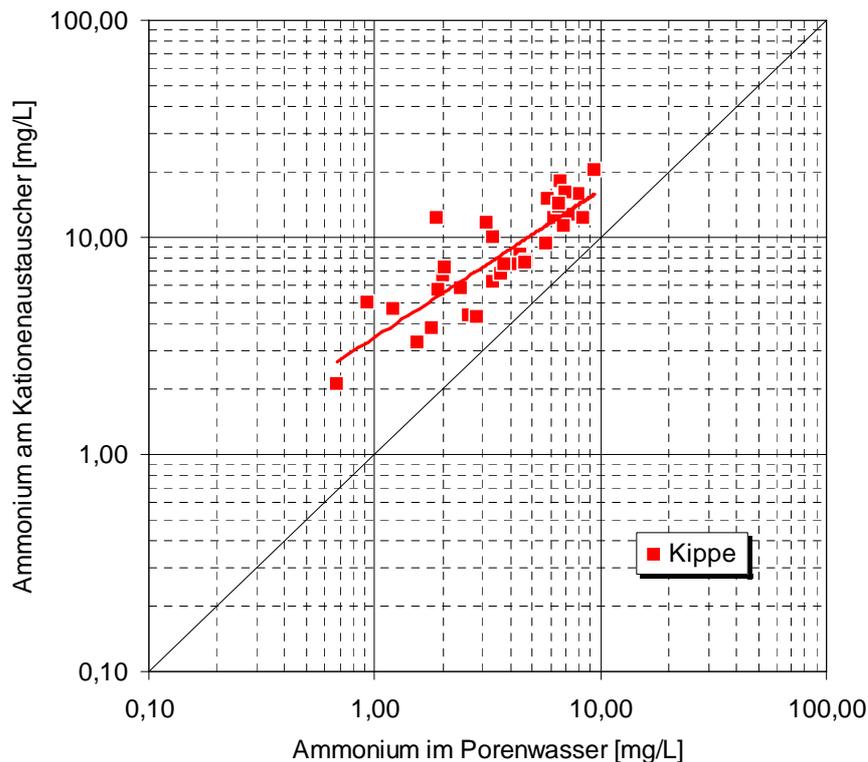


**Bild 48: Ammonium im geochemischen Kontext des Grundwasserleiters**

Auf der Grundlage dieser Annahmen wird für die verfügbaren chemischen Grundwasseranalysen der Anteil des Ammoniums am Kationenaustauscher berechnet. In diese Berechnung geht das gesamte Kationenmuster des Grundwassers ein, weil auch Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Eisen, Mangan, Aluminium und Wasserstoffionen am Kationenaustauscher gebunden sind. Für die Berechnungen werden die Kationenaustauscherkonstanten aus (Parkhurst & Appelo 1999) verwendet. Die Berechnungen werden mit dem Programm PHREEQC durchgeführt.

Die Ergebnisse der Berechnungen sind in [Bild 49](#) für die Kippe und in [Bild 50](#) für die pleistozänen und tertiären Grundwasserleiter dargestellt. Bei letzterem wurde zwischen bergbaulich unbeeinflusstem und bergbaulich beeinflusstem Grundwasser unterschieden.

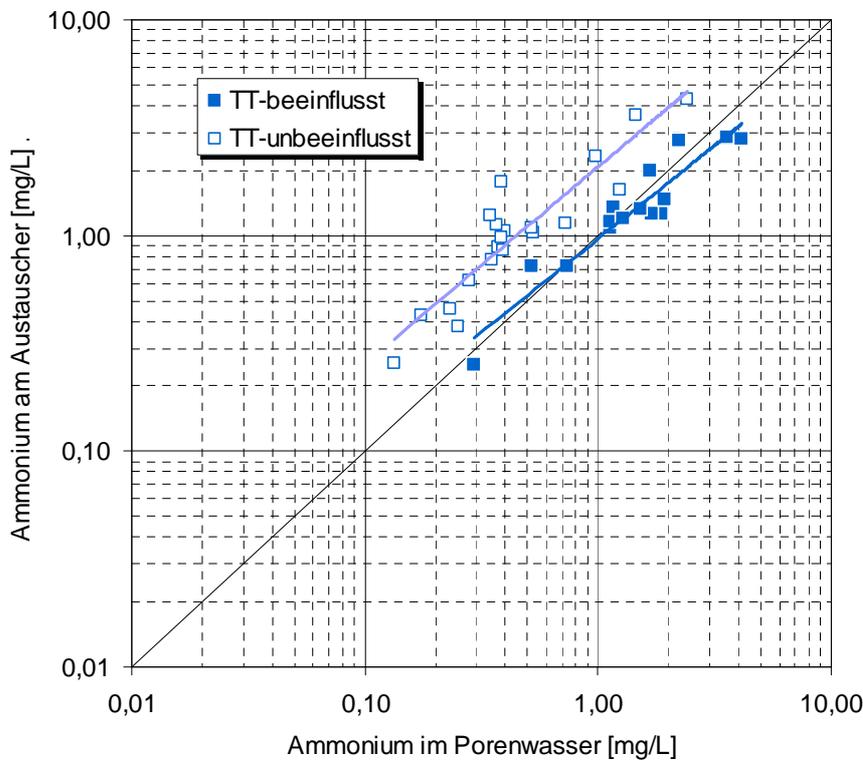
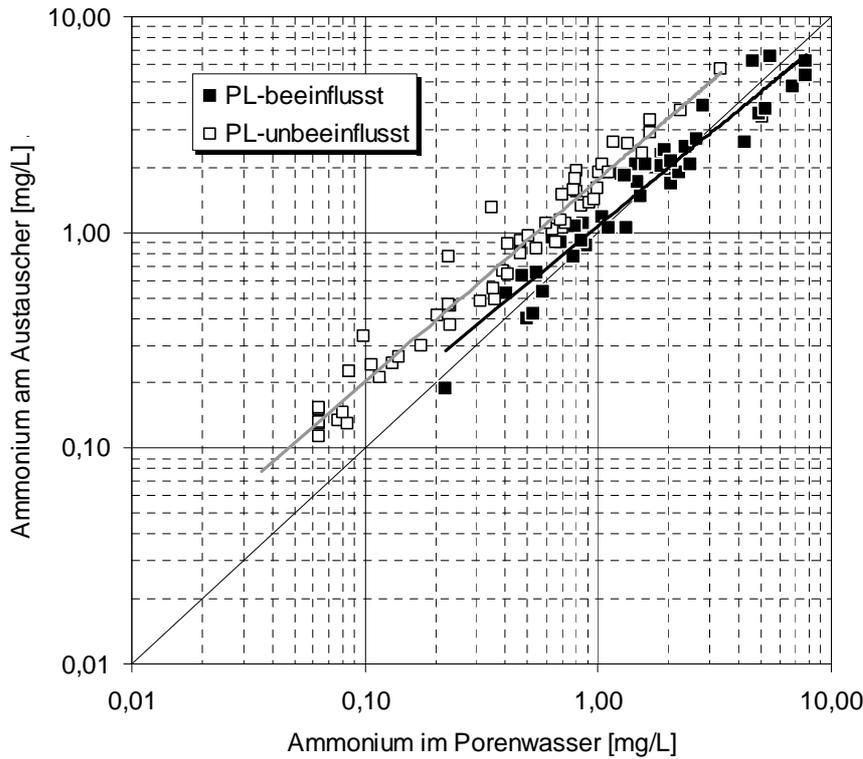
Die Berechnungen zeigen, dass der kationenaustauschbar gebundene Anteil des Ammoniums im Kippenwasser bei einer mittleren Kationenaustauscherkapazität von 30 meq/kg etwa doppelt bis vierfach so hoch ist (entspricht einem Retardationsfaktor von 2 bis 4), wie der im Grundwasser gelöste Anteil. Das heißt, dass etwa 66% bis 80% des Ammoniums am Kationenaustauscher adsorbiert sind. Bei höherer Kationenaustauscherkapazität wäre der Anteil entsprechend höher und bei niedrigerer Kationenaustauscherkapazität wäre der Anteil entsprechend niedriger.



**Bild 49:** Verhältnis der gelösten Ammoniumkonzentration im Vergleich zur kationenaustauschbar gebundenen Ammoniumkonzentration in der Kippe bei einer mittleren Kationenaustauschkapazität von 30 meq/kg

In unbeeinflussten pleistozänen Grundwasserleitern ist der kationenaustauschbar gebundene Anteil des Ammoniums bei einer mittleren Kationenaustauschkapazität von 10 meq/L über die gesamte Konzentrationsspanne etwa doppelt so hoch, wie der gelöste (Bild 50 oben). Die bergbaulich beeinflussten pleistozänen Grundwässer unterscheiden sich durch höhere Ammoniumkonzentrationen. Der absolute kationenaustauschbar gebundene Anteil des Ammoniums erhöht sich jedoch nicht, so dass sich die Relation des gelösten zum gebundenen im Mittel auf einen Faktor von etwa 1 verschiebt. Das heißt, die mobilen und austauschbaren Anteile betragen im Mittel jeweils etwa 50%. Die Ursache für die weniger starke Adsorption des Ammoniums in den bergbaulich beeinflussten pleistozänen Grundwasserleitern liegt in der Dominanz und im entsprechend hohen Ionenpartialdruck der zweiwertigen Kationen, wo vor allem Calcium, Magnesium und Eisen in deutlich höheren Konzentrationen auftreten. Sie verdrängen das Ammonium vom Kationenaustauscher.

Ein vergleichbares Ergebnis wie für die pleistozänen Grundwasserleiter wird auch für die tertiären Grundwasserleiter erhalten (Bild 50 unten).



**Bild 50:** Verhältnis der gelösten Ammoniumkonzentration im Vergleich zur kationenaustauschbar gebundenen Ammoniumkonzentration in den gewachsenen pleistozänen (oben) und tertiären (unten) Grundwasserleitern bei einer mittleren Kationenaustaschkapazität von 10 meq/kg

Im Vergleich zu den Stoffströmen in den Fließgewässern ist der Stoffvorrat bzw. das Stoffpotential des Ammoniums im Grundwasser sehr hoch. Es ist deshalb nur über sehr lange Zeiträume, die sich in Jahrzehnten bis Jahrhunderten bemessen, mit einer Auswaschung des Ammoniums aus den Grundwasserleitern und mit einer substantiellen Verringerung der Ammoniumkonzentration zu rechnen.

#### 4.6.2 Stoffströme

Die Darstellung der Beeinflussung der Bergbaufolgeseen und Fließgewässer durch diffuse und direkte Ammoniumquellen sowie des natürlichen Rückhaltes und Abbaus durch Nitrifikation erfolgt deshalb günstigerweise als Stoffströme. Eine geeignete Maßeinheit hierfür ist kg/d Ammonium-Stickstoff. Die Stoffströme der Einleiter wurden bereits in [Abschn. 4.1](#) benannt. Dabei wurde herausgearbeitet, dass die GWBA Kringelsdorf und die GWBA Tzschelln mit 150 bzw. 170 kg/d Ammonium-N die stärksten Punkteinleiter darstellen ([Bild 51](#)).

Dem steht eine mittlere Vorbelastung des bergbaubeeinflussten Untersuchungsgebietes mit etwa 90 kg/d in der Spree in Lieske, 15 kg/d des Schwarzen Schöps in Reichwalde und < 10 kg/d der Kleinen Spree in Burg 2 gegenüber ([Bild 51](#)). Das heisst, die Vorbelastung der Fließgewässer mit Ammonium-Stickstoff beträgt etwa 110 kg/d.

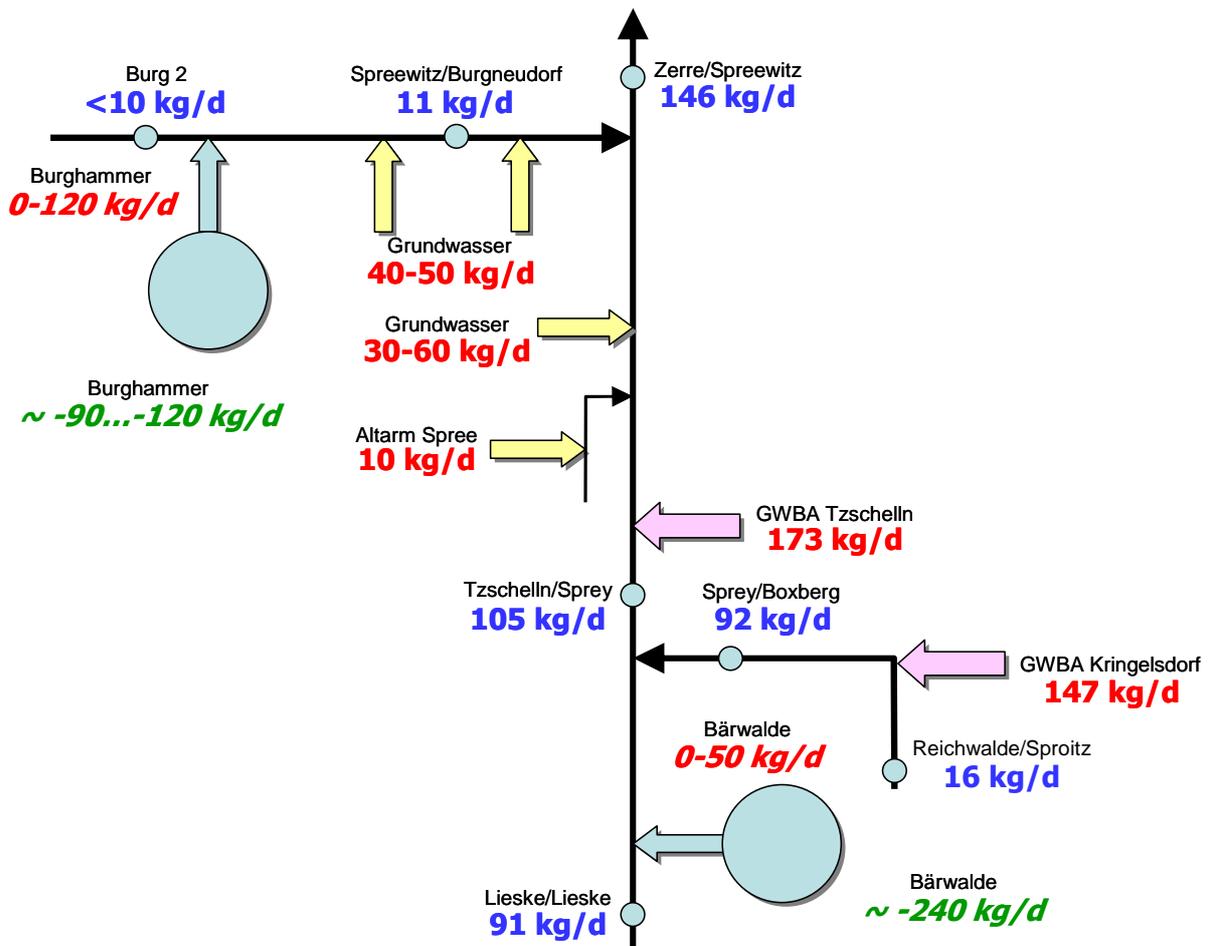
Weitere Eintragsquellen sind die Bergbaufolgeseen, wenn sie in die Fließgewässer ausleiten. Das betrifft im Untersuchungsgebiet im Wesentlichen den Speicher Bärwalde und das Speichersystem Lohsa II. Durch den neutralen Zustand in den beiden Speichern wurde die ursprüngliche Ammoniumkonzentration bereits deutlich verringert ([Abschn. 4.3](#)). Der Stoffstrom des Ammoniums hängt bei stabil niedrigen Konzentrationen unter stabilen neutralen Bedingungen von der Ausleitmenge der Speicher ab. Hieraus ergibt sich eine große Spanne der Frachten, die im Speicher Bärwalde bis max. 50 kg/d bei Ausleitung von 3 m<sup>3</sup>/s und im Speichersystem Lohsa II bis max. 120 kg/d bei Ausleitung von max. 7 m<sup>3</sup>/s erreichen kann ([Bild 51](#)).

Als weiterer wesentlicher Eintragspfad in die Fließgewässer wurden die diffusen Grundwasserzuflüsse erkannt und nachgewiesen ([Abschn. 4.2](#)). Mit ausreichend gesicherten Daten sind die diffusen Zuflüsse zur Kleinen Spree und zum Altarm der Spree belegt. Für den Spreeabschnitt zwischen dem Wehr Ruhlmühle und Spreewitz konnten die Stoffströme noch nicht quantifiziert werden. Legt man den Gesamtwert für die Grundwasserzuflüsse zu den genannten Fließgewässern aus dem hydrogeologischen Großraummodells der LMBV zugrunde und zieht davon die mit Daten belegten bekannten Ströme ab, dann verbleiben etwa 0,2 bis 0,4 m<sup>3</sup>/s als diffuser Grundwasserzustrom zur Spree ([Tabelle 15](#)). Unter Annahme der gemessenen Ammoniumkonzentrationen kann die Ammonium-N-Fracht der diffusen Grundwasserzuflüsse schließlich mit 80 bis 120 kg/d beziffert werden. Sie liegt damit in einer vergleichbaren Größenordnung, wie der maximale Ammoniumaustrag aus den Bergbaufolgeseen. Der wesentliche Unterschied zwischen diesen beiden Stoffströmen besteht jedoch darin, dass die diffusen Zuflüsse permanent stattfinden, die Ausleitungen aus den Bergbaufolgeseen aber nur bei entsprechenden Bewirtschaftungskonstellationen und dann zumeist nicht in voller Höhe.

**Tabelle 15: Ammonium-N-Frachten der bislang erkannten diffusen Grundwasserzutritte zu den Fließgewässern im Untersuchungsgebiet (Daten: LMBV)**

Fließgewässer	Abschnitt	Mittlerer Volumenstrom	Ermittlung des Volumensstroms	Spanne der Ammonium-N-Konzentration	Ermittlung des Volumensstroms	Spanne der diffusen Ammonium-N-Fracht
		[m³/s]		[mg/L]		[kg/d]
Kleine Spree	zwischen Schulze-Wehr und Spreewitz	0,3	Messungen in (IWB 2011a)	1,6 ... 1,8	Stoffmengenbilanz zu Stichtagsmessungen	41...47
Spree	Altarm	0,1	Messungen in (IWB 2011a)	0,9 ... 1,1	direkte Messung	8...10
Spree	zwischen Wehr Ruhlmühle und Spreewitz	0,2 ... 0,4	Differenzbetrag aus Modellierung und Messungen	1,6 ... 1,8	Analogieannahme	28...62
Summe		0,6 ... 0,8	Geohydraulische Modellierung der LMBV, siehe			77...119

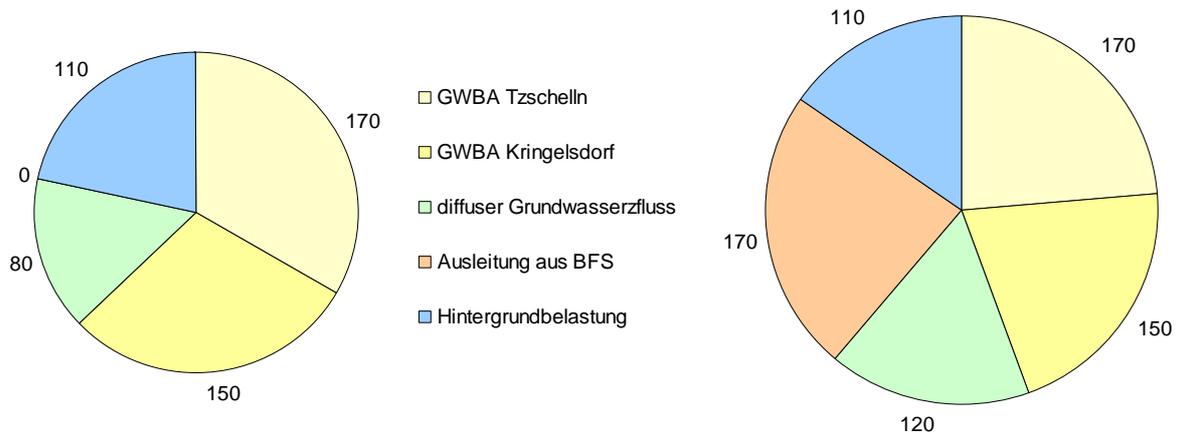
Eine Gegenüberstellung der Stoffströme infolge von Einträgen und der Stoffströme in den Fließgewässern zeigt, dass ein beträchtlicher Teil des Ammonium-N im Untersuchungsgebiet zurückgehalten wird (Bild 51). Die Relationen in Bild 51 täuschen einen vergleichsweise starken Rückhalt vor. Diese Aussage muss jedoch relativiert werden, weil die verwendeten Daten zeitlich nicht ganz kongruent sind. Die Fließgewässerdaten (2000 bis 2010) beinhalten überwiegend noch keine Ausleitungen aus den Speichern und vorerst nur geringe diffuse Grundwasserzuflüsse. Die hohen Einleitmengen der GWBA Tzschelln entsprechen den Werten des Jahres 2011, für das die Fließgewässerdaten noch nicht eingeflossen sind. Insgesamt muss hieraus die Empfehlung abgeleitet werden, die Stoffstrombilanzen zu aktualisieren und zu präzisieren.



**Bild 51:** Synoptische Darstellung der Ammonium-N-Stoffströme im Untersuchungsgebiet der Spree (blaue Schrift: Fließgewässer; rote Schrift: Punkteinleiter und diffuse Grundwasserzutritte; grüne Schrift: Abbauleistung durch Nitrifikation)

Die Eintragsbilanz des Ammonium-Stickstoffs in die Fließgewässer des Untersuchungsgebietes zeigt jedoch eine Dominanz der Punkteinleitungen durch den aktiven Braunkohlenbergbau (Bild 52). Sie zeigt weiterhin, dass die Ausleitungen aus den (neutralen) Speichern für den Sanierungsbergbau ein geringeres Problem darstellen, als die unkontrollierbaren diffusen Grundwasserzuflüsse.

In Bild 51 wurden zusätzlich die nachgewiesenen mittleren Nitrifikationsleistungen der Speicher Bärwalde und Burghammer nach der Neutralisation mit dargestellt. Interessant an der Gegenüberstellung von Punkteinleitern und von Quellen sowie der natürlichen Nitrifikationsleistung der Bergbaufolgeseen ist, dass die natürliche Nitrifikationsleistung des Speichers Burghammer mindestens den Stoffströmen der diffusen Grundwasserzutritte zur Spree und Kleinen Spree sowie die natürliche Nitrifikationsleistung des Speichers Bärwalde mindestens dem Ammonium-N-Stoffstrom einer Grubenwasserbehandlungsanlage entspricht.



**Bild 52:** Anteilige Ammonium-N-Einträge in die Fließgewässer des bergbaulich beeinflussten Untersuchungsgebietes ohne Ausleitung (links) und bei maximaler Ausleitung aus den Bergbaufolgeseen (rechts) in kg/d

## 4.7 Entwicklungsprognose für Ammonium

Zur Ammoniumkonzentration im Sümpfungswasser liegen nur wenige Daten dar (vgl. Abschn. 4.1). Die Daten, die den Autoren vorliegen, zeigen vergleichsweise stabile Verhältnisse an. Eine Entwicklungsprognose für die bergbaulichen Ammonium-einträge aus den Grubenwasserbehandlungsanlagen in die Fließgewässer lässt sich deshalb überwiegend nur über die Entwicklung der Sümpfungswassermengen erstellen.

Die Ammoniumkonzentration des Grundwassers verläuft weitgehend synchron zur Entwicklung der chemischen Kennwerte, wie Sulfat, Calcium und Eisen, die unmittelbar aus der Pyritverwitterung und ihrer Folgereaktionen resultieren (Bild 53, Bild 54 und Bild 55).

Die diffusen Grundwassereinträge in die lokalen Fließgewässer, in die Kleine Spree und in die Spree, sind insbesondere seit dem Jahr 2007 nachweisbar. Sie haben im Jahr 2010 und 2011 aufgrund der spezifischen Witterungsbedingungen einen vorläufigen Höhepunkt erreicht. Der Grundwasserwiederanstieg ist im Bereich der Spreewitzer Rinne weitgehend abgeschlossen, deshalb wird mit keiner wesentlichen Zunahme der diffusen Stoffeinträge gerechnet.

Tagebau Nochten 4536(111)

Tagebau Nochten 4537(111)

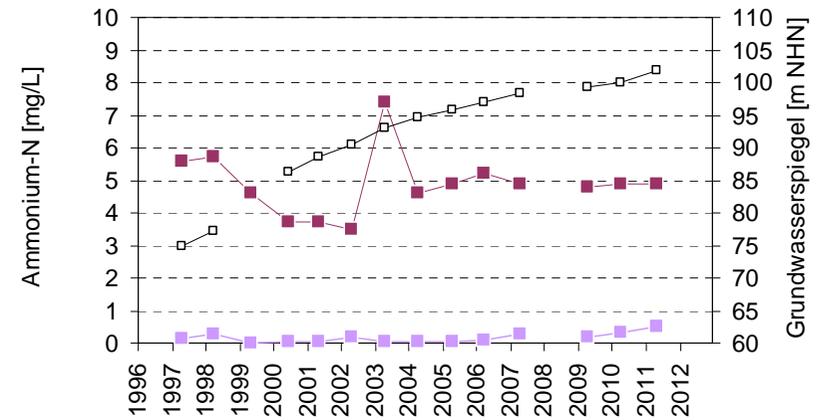
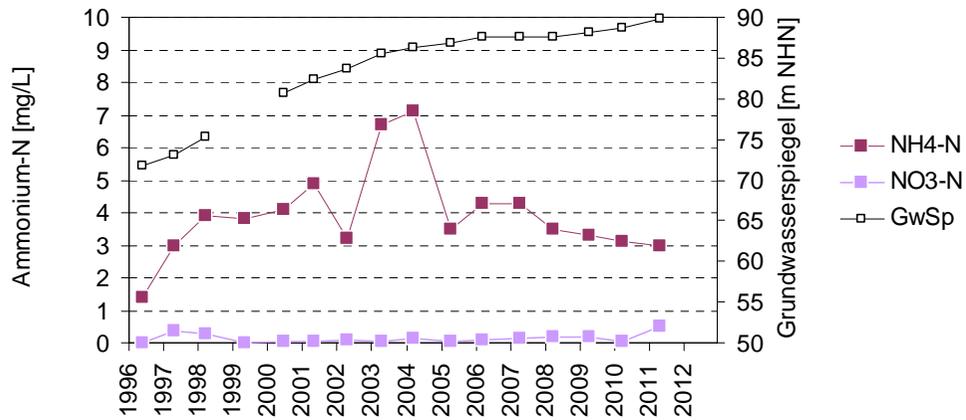
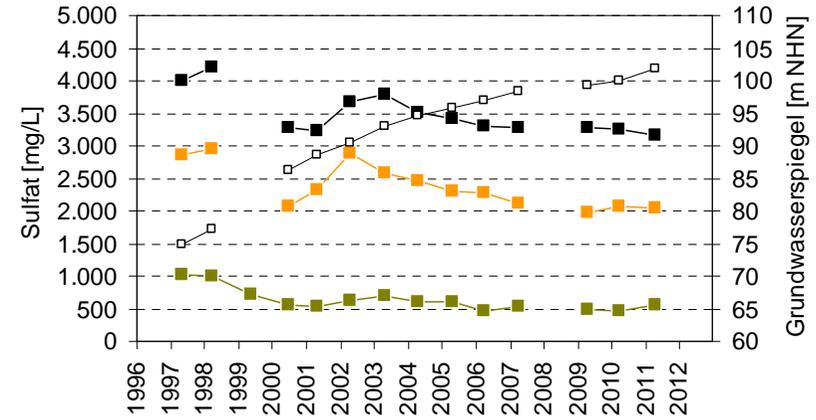
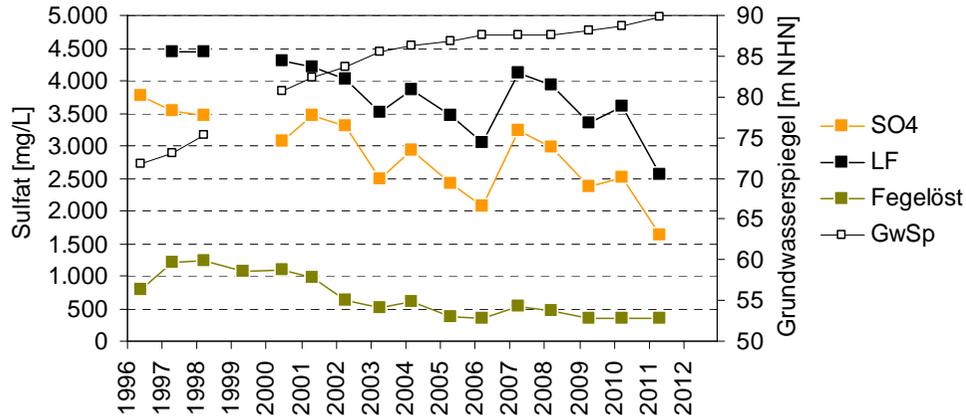


Bild 53: Ganglinien der Grundwasserbeschaffenheit in Messtellen der Kippe des Tagebaus Nochten





### Tagebau Nochten 4538(111)

### Tagebau Nochten 4539(111)

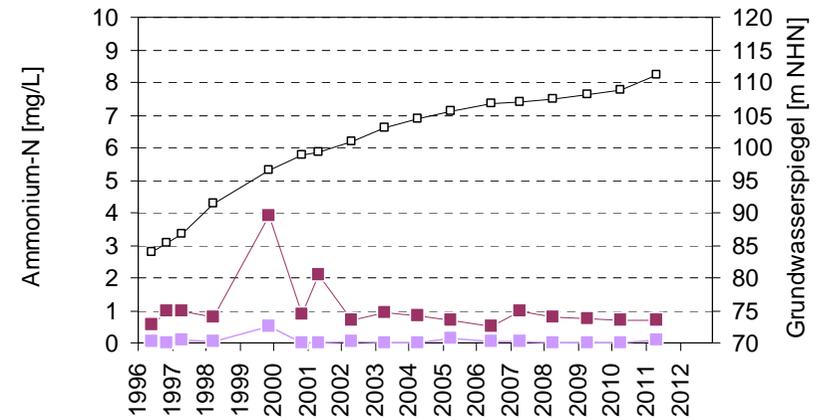
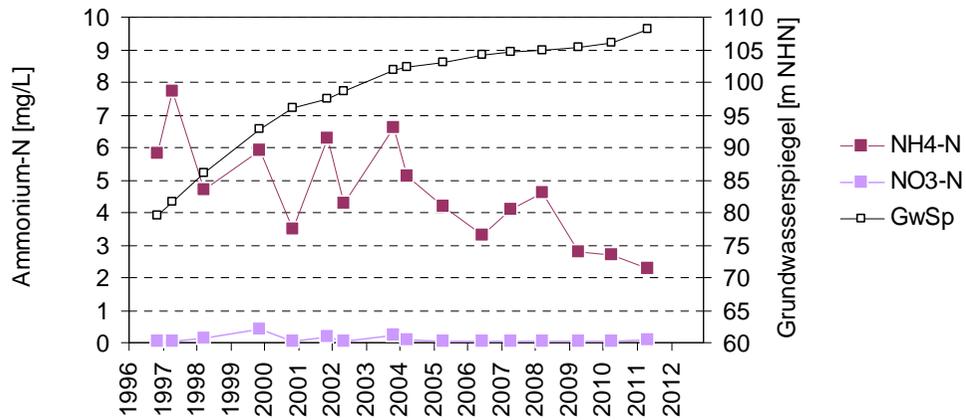
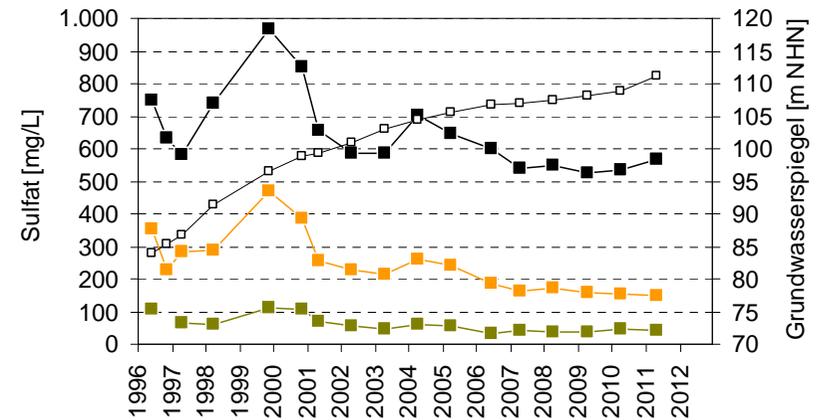
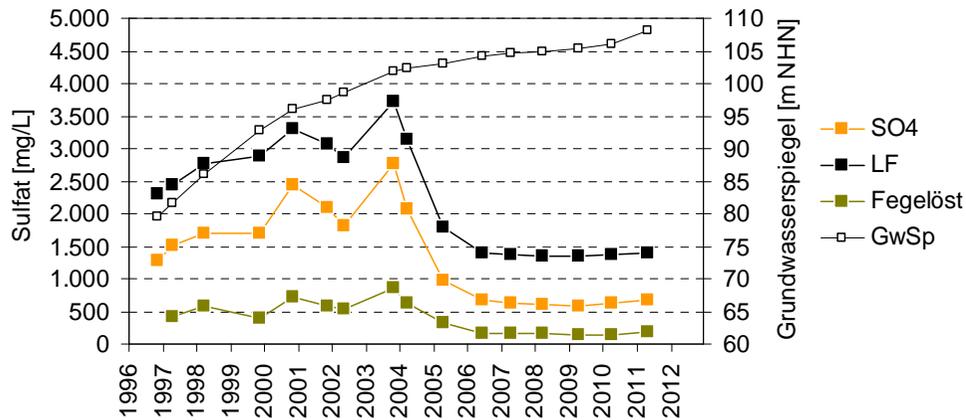
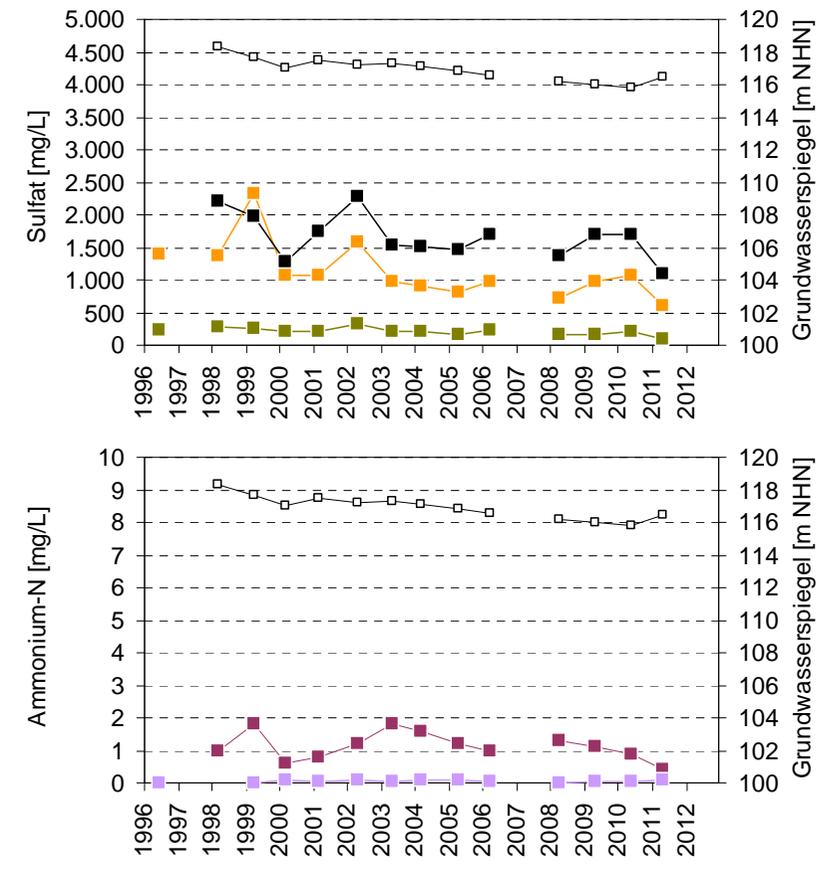
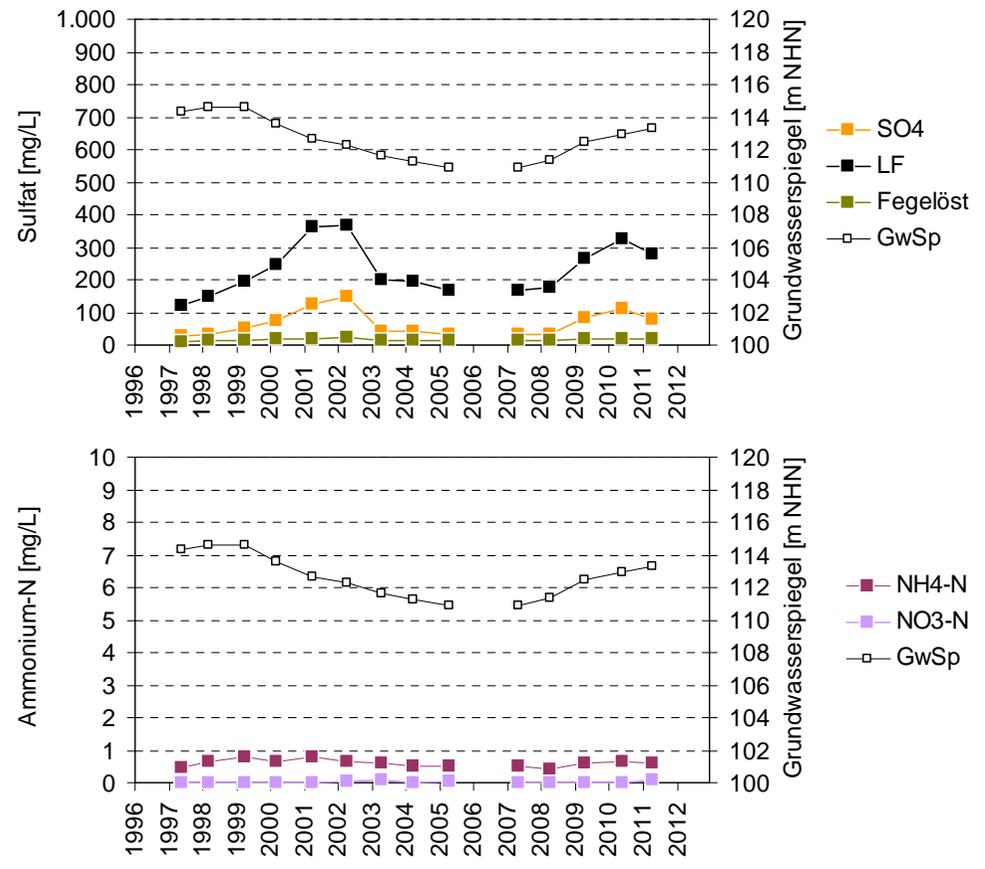


Bild 54: Ganglinien der Grundwasserbeschaffenheit in Messtellen der Kippe des Tagebaus Nochten



**Tagebau Nochten 80(120)** **Tagebau Nochten 4327(1213)**



**Bild 55: Ganglinien der Grundwasserbeschaffenheit in Messtellen des pleistozänen Grundwasserleiters im Absenkungstrichter des Tagebaus Nochten**

## 5 Weg des Ammoniums im Gewässer

### 5.1 Stellung des Ammoniums im Nährstoffkreislauf

Stickstoff ist ein lebenswichtiges Element für alle Organismen, da er ein unverzichtbarer Bestandteil von Aminosäuren in Proteinen, der DNA und von Vitaminen ist. Molekularer Stickstoff ( $N_2$ ) stellt den Hauptbestandteil der Luft (ca. 78 Vol.-%). Im Wasser ist molekularer Stickstoff dagegen nur wenig löslich. Ammonium/Ammoniak hat für nahezu alle Lebewesen eine zentrale Bedeutung, da molekularer Stickstoff erst in anorganische Stickstoffverbindungen (oxidierte Form z. B.  $NO_x$ , reduzierte Form z. B.  $NH_3$ ) umgewandelt werden muss, bevor er von Lebewesen genutzt und in Biomoleküle eingebaut werden kann. Ammonium ist somit eines der wichtigsten Glieder des Stickstoffkreislaufes in (und außerhalb) von Gewässern.

Ammonium und Ammoniak entstehen vor allem durch biologische und technische Prozesse. Ammonium/Ammoniak ist beispielsweise ein Produkt mikrobieller Umsatzprozesse beim Abbau von stickstoffhaltigen, organischen Verbindungen (z. B.: Desaminierung von Proteinen, Harnstoffspaltung), ein Produkt der Stickstofffixierung durch Bakterien sowie der Nitratabmonifikation bei Abwesenheit von Sauerstoff. Weiterhin geben einige Wasserorganismen (z. B. Tintenfische, marine Muscheln, Krebse, Fische) Ammonium über die Kiemen ins Wasser ab. Aus der Umwelt gelangt anorganisch gebundener Stickstoff überwiegend über Abwasser- und Düngemittelintrag, den Zustrom ammoniumreichen Grundwassers sowie atmosphärische Deposition (v. a. Stickoxide, Ammoniak) in die Oberflächengewässer. Auch ein natürlicher Eintrag von organisch gebundenem Stickstoff ist über den Luftpfad (z. B. Falllaub) möglich. Das Ammonium kann nach (Schwoerbel & Brendelberger 2005) von vielen Algen und höheren Wasserpflanzen direkt aufgenommen werden, die daraus wieder organische Stickstoffverbindungen synthetisieren und den Stickstoff damit wieder aus dem Wasser entfernen. Der organisch gebundene Stickstoff wird dann von den Gewässerorganismen mineralisiert (Desaminierung etc. und Ausscheidungen ins umgebende Medium).

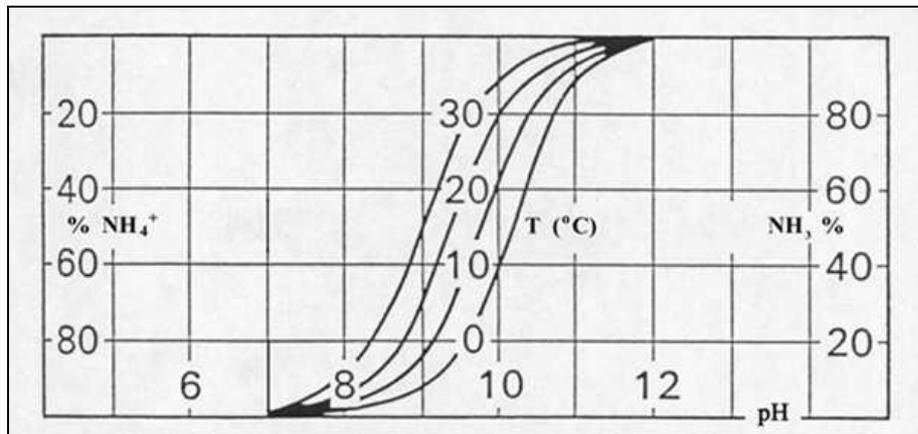
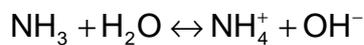
Spezialisierte Bakterien (Nitrifikanten) nutzen Ammonium/Ammoniak zur aeroben Energiegewinnung, bei der das Ammonium über Nitrit (und andere nicht freigesetzte Zwischenprodukte) zu Nitrat oxidiert wird. Das gebildete Nitrat kann wiederum von Pflanzen und Bakterien aufgenommen werden. Die Bakterien können die  $NO_x$ -Verbindungen entweder für die Synthese organischer N-Verbindungen nutzen, sie bei Sauerstoffmangel durch Nitratabmonifikation wieder zu Ammonium/Ammoniak reduzieren oder durch Nitratabmung (Denitrifikation) als molekulares  $N_2$  freisetzen und damit aus dem aquatischen System entfernen. Auf einem besonderen mikrobiellen Stoffwechselweg (anaerobe Ammoniumoxidation der Planctomycetes) kann Ammonium auch bei Anwesenheit von Nitrit und Nitrat direkt zu molekularem Stickstoff oxidiert werden (van de Graaf et al. 1997).

## 5.2 Prozesse der Ammoniumumwandlung und –speicherung

### 5.2.1 Abiotische Prozesse

Ammoniak/Ammonium entsteht unter den heute vorhandenen Bedingungen natürlicherweise nur in geringen Mengen auf abiotischem Wege. Ammonium ist zwar nach (Kunkel et al 2002) in nicht austauschbarer Form im Gitter von Silikaten eingebaut, wird aber durch Verwitterung von Gesteinen nur in so geringer Menge freigesetzt, dass die dadurch entstehende geogene Grundlast im Grundwasser unbedeutend ist.

Ammonium/Ammoniak ist in der Natur unter abiotischen Bedingungen nur bei hohen Temperaturen oxidierbar ( $N_2$ ,  $NO_x$ ), daher spielt die biologische Umwandlung von Ammonium in Nitrat eine zentrale Rolle. Ammonium steht in wässriger Lösung in einem pH- und temperaturabhängigen Gleichgewicht zu freiem Ammoniak (Bild 56):

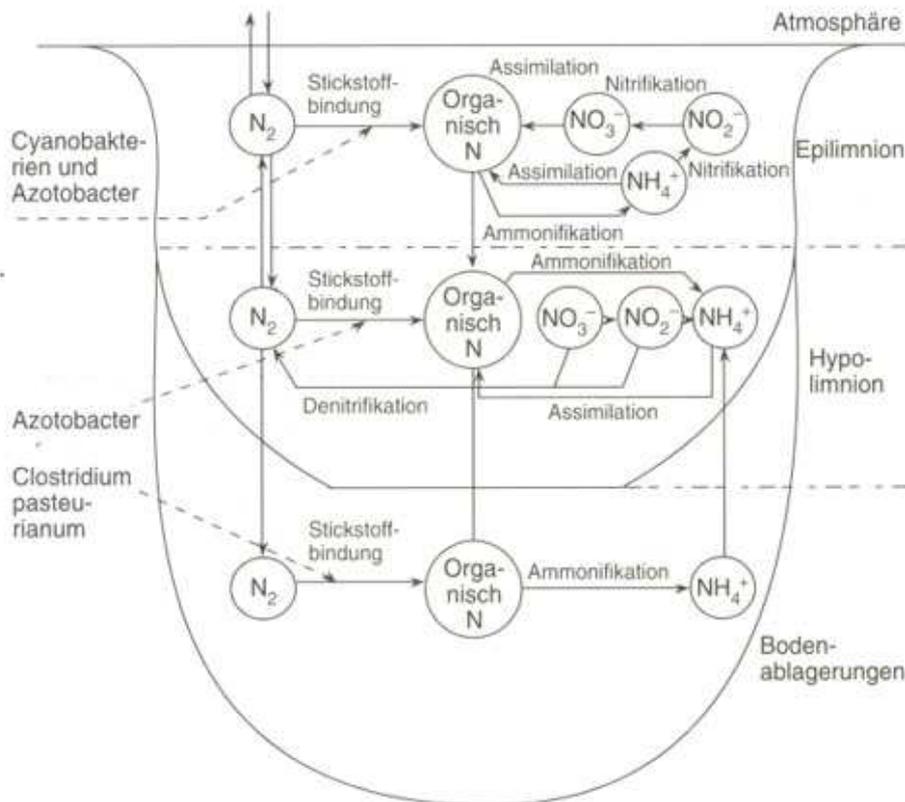


**Bild 56:** pH- und Temperaturabhängigkeit des Systems Ammonium/Ammoniak, nach (Helmer & Sekoulov 1977)

Dies bedeutet, dass bei einem pH-Wert von 7,0 nahezu kein freies  $NH_3$  im Wasser vorhanden ist, Höhere Anteile (ca. 4%) von toxischem, freiem Ammoniak treten bei +20°C erst bei pH-Werten  $pH > 8$  auf. Mit steigendem pH-Wert erhöht sich der Anteil von Ammoniak aber dann sehr schnell. Bei  $pH = 12$  liegt dann der gebundene Stickstoff nahezu vollständig als Ammoniak  $NH_3$  vor.

### 5.2.2 Biologische Prozesse

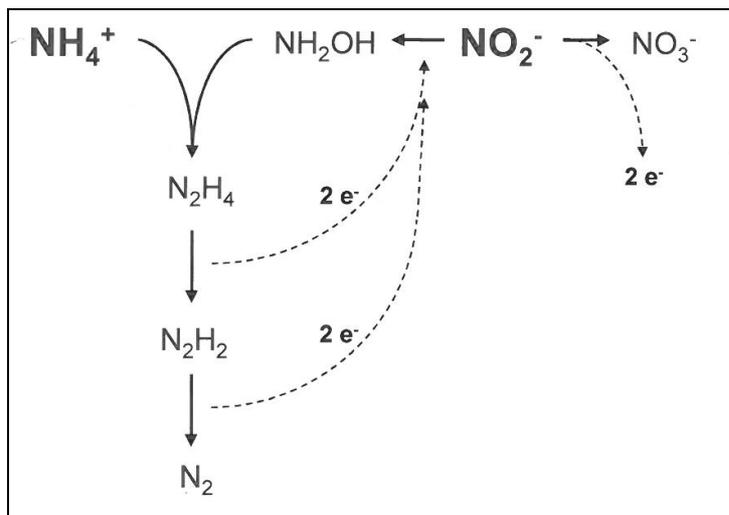
Bei der Umwandlung von Stickstoffverbindungen im Wasser und Boden dominieren biologische Prozesse. Aus der Umwelt gelangen organisch gebundene Stickstoffverbindungen überwiegend durch Eintrag von Abwasser, Pflanzenteilen (z. B. Streu) oder Ausscheidungen von Wasservögeln (Harnsäure) in die Gewässer. Einen Eindruck von den Prozessen, die im Wasser und im Sediment von Gewässern ablaufen, vermittelt Bild 57.



**Bild 57: Mikrobieller Stickstoffumsatz im See (nach KUSNEZOW aus (Schwoerbel & Brendelberger 2005))**

Molekularer Stickstoff kann nur relativ wenigen Wasserorganismen (div. Stickstofffixierende Cyanobakterien und Bakterien der Gattungen *Azotobacter*, *Closterium*, *Klebsiella*, *Rhodospirillum*, *Clostridium* u.a.) zum Aufbau von organischen N-Verbindungen genutzt werden. Die weit überwiegende Zahl der Organismen ist auf die Aufnahme organischer N-Verbindungen oder anorganischer Stickstoffverbindungen (z. B. Ammonium, Nitrit, Nitrat) angewiesen. Für Pflanzen ist Stickstoff eine wachstumsbegrenzende Komponente, weshalb die Ausscheidung in der Regel entfällt und nach (Freudig et al. 2004) unter anderem Allantoin und Allantoinensäure zu den Speicherformen und gleichzeitig Ammoniak-Entgiftungsprodukten zählen. Mit Ausnahme der stickstofffixierenden Cyanobakterien sind Wasserpflanzen auf die Aufnahme von anorganischen Stickstoffverbindungen (Ammonium, Nitrat) angewiesen. Der organisch gebundene Stickstoff aus den Wasserpflanzen (Phytoplankton, Makrophyten, Phytobenthos) sowie z. T. auch Bakterien wird dann durch die Nahrungskette (Zooplankton, Makrozoobenthos, Fische) weitergegeben. Eine Anreicherung von Ammonium/Ammoniak als solches findet in der Nahrungskette nicht statt. Die jeweiligen Organismen bauen den organisch gebundenen Stickstoff entweder wieder in eigene Biomasse ein oder geben überschüssige Mengen nach Außen ab. Der in den Organismen gebundene Stickstoff kann somit von diesen als Stoffwechselprodukt (z. B. Ammonium, Harnstoff) ins umgebende Wasser ausgeschieden werden oder wird durch mikrobielle (aerobe oder anaerobe) Abbauprozesse aus abgestorbenen Organismen(-teilen) in anorganische Stickstoffverbindungen umgesetzt.

Als anorganisches Produkt des mikrobiellen Abbaus organischer Stickstoffverbindungen (Ammonifikation) entsteht bezogen auf den Stickstoff zunächst v. a. Ammonium. Dieses findet sich dann je nach Ort des Abbaus im Freiwasser oder im Sediment der Gewässer. Im Sediment kann ein Teil des Ammoniums an Tonmineralien adsorbiert werden. Der Rest liegt gelöst im Porenwasser vor. Unter anaeroben Verhältnissen wie z. B. im Grund- und Porenwasser ist Ammonium meist stabil. Bei Anwesenheit von Nitrit und Nitrat kann es durch spezielle Organismen (Planctomycetes: *Brocadia anammoxidans*) auch anoxisch zu molekularem Stickstoff ( $N_2$ ) umgesetzt werden. Diesen Vorgang nennt man anaerobe Ammoniumoxidation. Den möglichen Verlauf zeigt Bild 58.



**Bild 58: Möglicher Stoffwechselweg der anaeroben Ammoniumoxidation (Rosenwinkel et al. 2004)**

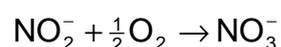
Ansonsten wird das Ammonium direkt von Pflanzen aufgenommen oder unter starker Sauerstoffzehrung von Bakterien zu Nitrat oxidiert (Nitrifikation). Eine weitere Akkumulation von Ammonium/Ammoniak im Sediment über die geschilderten Prozesse hinaus geschieht nicht.

Die mikrobielle Nitrifikation ist ein zentraler Prozess bei der Ammoniumelimination. Die Nitrifikation findet durch Gram-negative, nicht-sporenbildende Bakterien mit relativ langer Generationszeit in einem zweistufigen Prozess statt. Die Ammoniumoxidierer mit der Gattung *Nitrosomonas* als typischen Vertreter oxidieren Ammonium zu Nitrit (Stufe 1). Dies erfolgt sowohl aerob als auch unter anoxischen Bedingungen bei Anwesenheit von Stickoxiden. Die Nitritoxidierer (typische Gattung *Nitrobacter*) sind obligat aerob und oxidieren Nitrit zu Nitrat (Stufe 2).

1. Stufe (Nitritation z. B. durch *Nitrosomonas*, *Nitrococcus*):



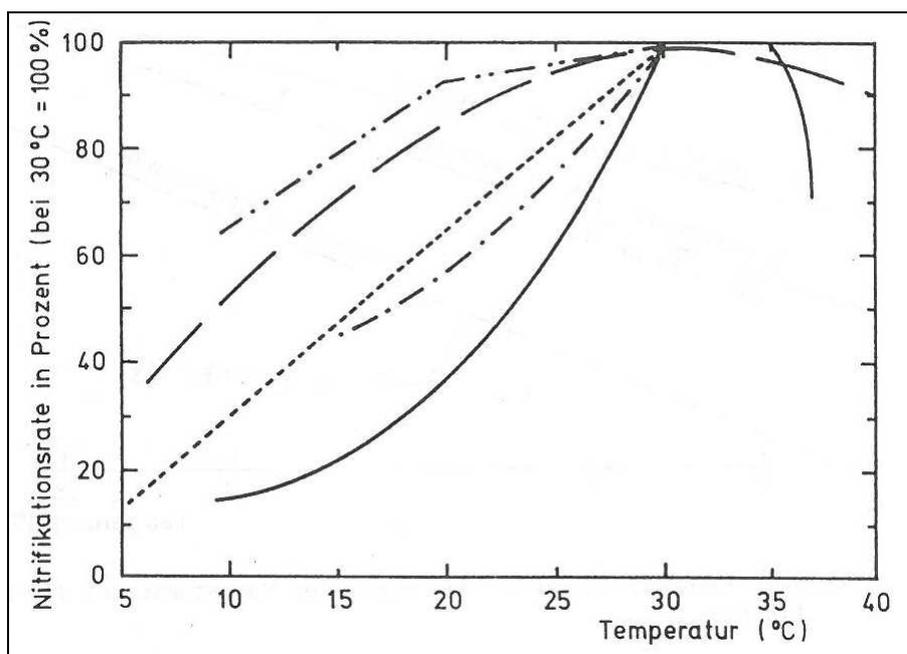
2. Stufe (Nitratation z. B. durch *Nitrobacter*, *Nitrococcus*):



Wie aus den Reaktionsgleichungen folgt, ist die Nitrifikation mit einer starken Sauerstoffzehrung und einer Säureproduktion verbunden. Pro Milligramm Ammonium-Stickstoff werden bei der mikrobiellen Nitrifikation ca. 4,6 mg Sauerstoff (Maniak 2010) und ca. 0,14 mmol Säurekapazität verbraucht. Damit ist die Nitrifikation vom molekularen Sauerstoff und vom pH-Wert abhängig.

Der optimale pH-Bereich der Nitrifikanten liegt nach nach (Hänel 1986) bzw. (Hamm et al. 1991) zwischen 7,5 und 8,5. Schon im Bereich  $\text{pH} < 6,5$  tritt bei schneller pH-Absenkung bereits starke bis vollständige Hemmung ein. Wenn sich die Biozönose dagegen allmählich an niedrige pH-Werte anpassen kann, sind Nitrifikanten auch noch im pH-Bereich deutlich unter  $\text{pH} < 6$  (bis etwa  $\text{pH} \approx 4,5$ ) aktiv. Im alkalischen Bereich setzt die Hemmung der Nitrifikation im Bereich oberhalb  $\text{pH} > 8,5$  ein. Ab  $\text{pH} \approx 9$  (auch bei nur kurzfristiger Einwirkung) ist mit einer deutlichen Hemmung zu rechnen (Rheinheimer et al. 1988). Die optimale Sauerstoffkonzentration liegt für *Nitrosomonas* bei  $>1$  bis 2 und für *Nitrobacter* bei  $>2$  bis 4 mg/L.

Die Generationszeit beträgt nach (Bock 1980) in (Rheinheimer et al. 1988), wegen des geringen Energiegewinns, selbst unter Optimalbedingungen ( $+30^\circ\text{C}$ ) bei *Nitrosomonas* ca. 7 bis 14 Stunden und bei *Nitrobacter* etwa 13 Stunden. Das Temperaturoptimum beider Gruppen liegt zwischen  $+25$  bis  $+30^\circ\text{C}$ . Innerhalb der stationären Wachstumsphase liegt das Optimum der enzymkinetischen Stickstoffoxidation bereits bei  $+15$  bis  $+22^\circ\text{C}$  (Charley et al. 1980). Die Untergrenze beträgt in der Regel ca.  $+5^\circ\text{C}$  und die Obergrenze ca.  $+45^\circ\text{C}$  (Hamm et al. 1991). Grundsätzlich ist nach (Tränckner et al. 2005) auch bei Temperaturen unter  $+5^\circ\text{C}$  eine wirkungsvolle Ammoniumeliminierung möglich. Voraussetzung ist eine längere Anpassungsphase und eine ausreichende Besiedlung mit Nitrifikanten. Von (Kors et al. 1998) wurde bei Zugabe von Phosphat auch bei  $+1^\circ\text{C}$  noch eine stabile Nitrifikation beobachtet. Dabei ist das Absinken der Umsatzrate der Nitrifikanten bei sinkenden Temperaturen zu beachten (Bild 59).



**Bild 59:** Einfluss der Temperatur auf die Nitrifikation nach verschiedenen Autoren, aus (Hamm et al. 1991)

Dies bedeutet, dass die Nitrifikanten unter den Temperaturen, die in den Fließ- und Standgewässern des Betrachtungsraums (Sachsen) vorkommen, nicht unter optimalen Bedingungen leben und sich auch vergleichsweise langsam vermehren. Bei sinkenden Temperaturen verhält sich die Vermehrungsrate der beiden Gruppen (*Nitrosomonas* und *Nitrobacter*) unterschiedlich. *Nitrosomonas* weist nach (Hamm et al. 1991) bei +10°C eine Generationszeit von ca. 80 Stunden auf, während sie bei *Nitrobacter* lediglich etwa 40 Stunden beträgt. Die größten Mengen an Nitrifizierern sind wegen ihrer langsamen Vermehrung insbesondere in Fließgewässern aber auch in Standgewässern überwiegend an Oberflächen von Feststoffen gebunden. Bei langsam fließenden Gewässern oder in Staubereichen können Nitrifikanten auch im Freiwasser hohe Stoffwechselaktivitäten erreichen. In Standgewässern kommt hinzu, dass das Ammonium hier auch überwiegend im Sediment vorliegt. Somit ist die besiedelbare (aerobe) Oberfläche ein wichtiges Kriterium für die Nitrifikationskapazität eines Gewässers.

Freies Ammoniak behindert die Nitrifikation. Ein nachteiliger Einfluss von Ammonium und Nitrat konnte nicht festgestellt werden. Da die Hemmwirkung von freiem Ammoniak auf die Nitratation stärker als auf die Nitritation ist, kann die Anwesenheit einer bestimmten Konzentration an freiem Ammoniak eine Anreicherung von Nitrit hervorrufen. Die Nitritation ist mit einer Säure-Produktion verbunden. Die produzierten Wasserstoffionen müssen von dem im Wasser befindlichen Hydrogencarbonat gepuffert werden. Ist nicht genügend Hydrogencarbonat im Wasser enthalten, kann der pH-Wert soweit absinken, dass die Nitrifikation gehemmt wird. Bild 60 zeigt die Hemmwirkung von Ammoniak und salpetriger Säure auf die Nitrifikation in Abhängigkeit vom pH-Wert.

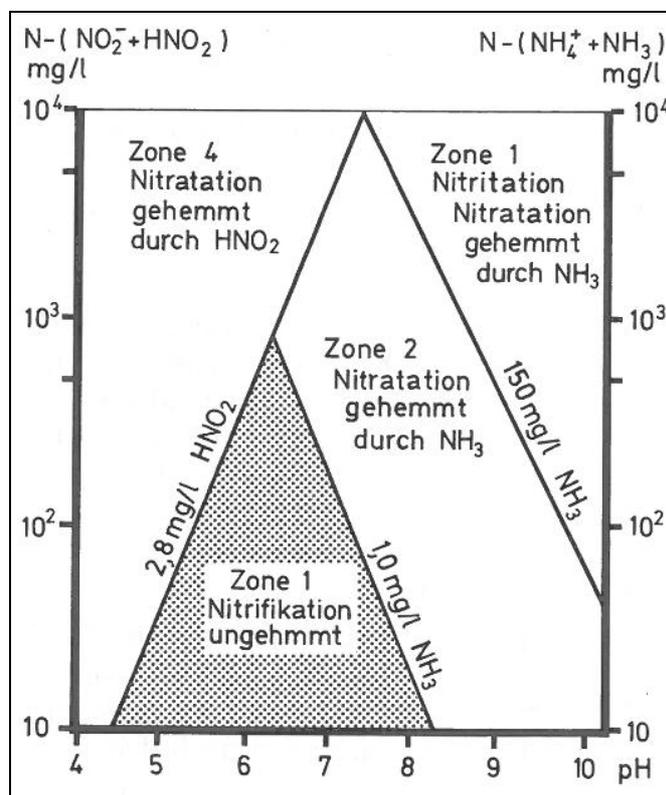


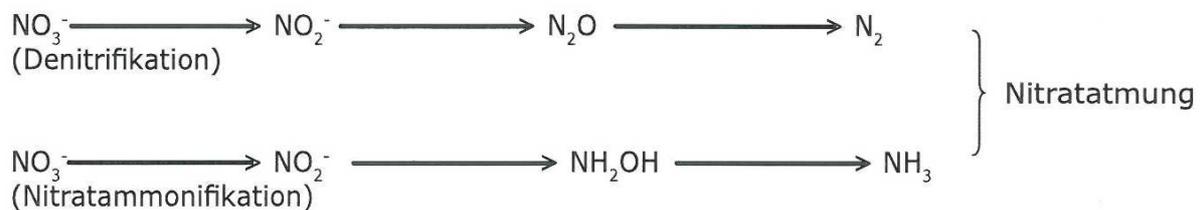
Bild 60: Hemmwirkung von  $\text{NH}_3$  und  $\text{HNO}_2$  auf die Nitrifikation in Abhängigkeit vom pH-Wert (Rheinheimer et al. 1988)



- Zustand 1: Nitratkonzentration in der Nitrifikationszone höher als im Wasser
- Zustand 1a: Konzentrationsverteilung, bei der der gesamte in der Nitrifikationszone oxidierte Stickstoff nach unten diffundiert
- Zustand 2: Nitratkonzentration in der Nitrifikationszone geringer als im Wasser

Die Zustände 1 und 1 a sind die Normalfälle.

Endprodukt der Nitratatmung ist molekularer Stickstoff  $N_2$ . Als Zwischenprodukt der Nitratatmung entsteht Lachgas  $N_2O$ , das auch ins umgebende Medium freigesetzt werden kann, wenn der letzte Stoffwechselschritt der Reduktion zu  $N_2$  ausbleibt.

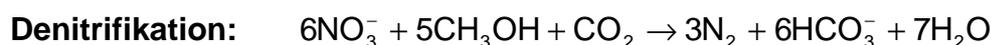


Die entsprechenden summarischen Reaktionsgleichungen der heterotrophen Nitratreduktion mit Glucose bzw. Methanol als Elektronendonatoren lauten wie folgt:

**Nitratammonifikation** (z. B. durch *Pseudomonas*):



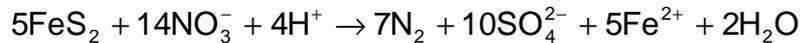
Die Nitratammonifikation tritt im Verlauf von Gärungsprozessen auf und wird nach (Rheinheimer et al. 1988) unter anoxischen Bedingungen von fakultativ anaeroben Bakterien (z. B. Enterobacteriaceae) aber auch von strikt anaeroben Bakterien (z. B. *Clostridium*) durchgeführt.



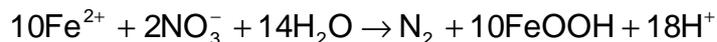
Durch die heterotrophe Denitrifikation bzw. Denitritation wird Säure verbraucht bzw. Hydrogencarbonat produziert. Eine beständig funktionierende Denitritation erfordert anoxische Bedingungen und genügend organischen Kohlenstoff als Elektronendonator für die heterotrophen Mikroorganismen. Durch die schnell verlaufende Nitratatmung wird der molekulare Stickstoff (Ausgasung) wieder aus dem Gewässer entfernt.

In sauren Gewässern ist nach (Rheinheimer et al. 1988) die Denitrifikationsrate meist klein. Bei niedrigen Temperaturen unter +3 bis +5°C verläuft die Denitrifikation nach (Hamm et al. 1991) nur noch sehr langsam.

In einem besonderen Stoffwechselweg sind *Thiobacillus denitrificans* und *Thiobacillus ferrooxidans* zur **chemo-lithotropen Denitrifikation** fähig. Dabei fungieren sulfidische Verbindungen als Elektronendonatoren. Mit Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) als Reduktionsmittel ergibt sich folgende Summengleichung (Konrad 2006):



Im ersten Schritt entsteht unter Säureverbrauch molekularer Stickstoff, Wasser und zweiwertiges Eisen ( $\text{Fe}^{2+}$ ). Das entstandene zweiwertige Eisen kann in einem weiteren Schritt als Eisenoxidhydroxid ( $\text{FeOOH}$ ) ausgefällt werden.



Durch die Eisenoxidation im zweiten Schritt wird wiederum molekularer Stickstoff freigesetzt, aber es entsteht dabei wieder Säure.

### 5.2.3 Betrachtung der Umwandlungsprozesse im Hinblick auf eine sich etablierende Biozönose unter besonderer Berücksichtigung des Dissoziationsgleichgewichtes zwischen Ammonium und Ammoniak

#### 5.2.3.1 Neutrale Bergbaufolgeseen

In neutralen Bergbaufolgeseen spielen sich hinsichtlich des Stickstoffumsatzes nach einer Initialphase dieselben Prozesse ab (Stickstoffaufnahme und -fixierung, Mineralisation, Nitrifikation, Denitrifikation u. a.), wie in einem vergleichbaren natürlichen Gewässer. In der Initialphase kurz nach der Entstehung des Gewässers müssen sich die nitrifizierenden Bakterien erst etablieren. Dies geschieht wegen der langen Generationszeit und der Abhängigkeit von einer ausreichenden Sauerstoffversorgung überwiegend im aeroben Teil des Sedimentes. Dabei muss auch das Hypolimnion in der Stagnationsphase ausreichend Sauerstoff ( $> 2 \text{ mg/L}$ ) enthalten, da sonst die Nitrifikation gehemmt wird. Bei Flutung durch Grundwassereingang ist mit einer erhöhten Ammoniumfracht aus dem zufließenden Grundwasser zu rechnen. Weiterhin besteht bei Fremdflutung eine Abhängigkeit von der Beschaffenheit des Flutungswassers. In der durchlichteten (euphotischen) Zone des Sees kann es bei starker Planktonentwicklung durch den photosynthetischen Hydrogencarbonatentzug zu hohen pH-Werten kommen. Dies ist z. B. im Berzdorfer See zu erkennen ([Bild 12](#)). Aus den erläuterten Zusammenhängen können die wesentlichen Umstände abgeleitet werden, unter denen die etablierenden Biozönose in neutralen Bergbaufolgeseen durch Ammonium/Ammoniak gefährdet wird:

- Zutritt bzw. Zufuhr von ammoniumreichem Grund- oder Flutungswasser
- Gehemmte mikrobielle Nitrifikation (z. B. bei niedrigen Temperaturen, bei geringen Sauerstoffkonzentrationen im Bereich größerer Anteile des Gewässergrundes, bei Anwesenheit von Hemmstoffen)
- Höhere Biomasse von Pflanzen im Gewässer (Phytoplankton, Phytobenthos, Makrophyten) und gleichzeitig hohe Photosyntheseaktivität bei starker Sonneneinstrahlung

- Anwesenheit von Stoffen, die die toxische Wirkung von Ammonium/Ammoniak verstärken

So kann es im Gewässer zu erhöhten Ammoniumkonzentrationen kommen, die dann durch den Anstieg des pH-Wertes, infolge der Photosyntheseaktivität der Wasserpflanzen, auch ökotoxische Konzentrationen von Ammoniak nach sich ziehen können. So traten beispielsweise im Baldeneysee in Nordrhein-Westfalen durch die Kombination von erhöhten Ammoniumkonzentrationen und hohen pH-Werten Fischsterben auf (LUA Nordrhein-Westfalen 2002).

Ein weiterer Gefährdungsfall kann sich v. a. in eutrophen Gewässern ergeben, die ein anoxisches Tiefenwasser aufweisen. Hier kann durch Mineralisierung und Grundwasserzufluss eine Ammoniumanreicherung im Hypolimnion stattfinden. Wenn es dann durch starke Windeinwirkung zu einer schnellen Vermischung von Oberflächen- und Tiefenwasser kommt, sind sowohl nachteilige Effekte durch Sauerstoffzehrung als auch bei entsprechend hohem pH-Wert durch Ammoniak möglich.

### **5.2.3.2 Saure Bergbaufolgeseen**

Die Nitrifikation ist im sauren Milieu gehemmt bzw. kommt spätestens bei  $\text{pH} < 4,5$  meist vollständig zum Erliegen. Saure Bergbaufolgeseen weisen daher deutlich erhöhte Ammoniumkonzentrationen auf (Nixdorf et al. 2000). In sauren Seen ist Ammonium geogenen Ursprungs (vgl. [Abschn. 4.3.1](#)), daher auch die dominierende Stickstoffkomponente (LUA Brandenburg 2001). Der Abbau von Biomasse durch Bakterien und Pilze verläuft in saurem Milieu auch bei Anwesenheit von Sauerstoff sehr langsam. Daher bleibt ein großer Teil des Stickstoffs in organischer Form gebunden. Das organische Material reichert sich mit der Zeit im Sediment an.

Bei pH-Werten im sauren Bereich ( $\text{pH} < 7$ ) liegt das chemische Gleichgewicht zwischen Ammoniak und Ammonium nahezu vollständig auf Seiten der ionisierten Form ( $\text{NH}_4^+$ ). Zwar weist auch das Ammoniumion eine gewisse Ökotoxizität auf, (Hamburg 2001), (Twitchen & Eddy 1994), diese ist aber nach allen Angaben in der Literatur (EA UK 2007) wesentlich geringer als die Ökotoxizität des freien Ammoniaks ( $\text{NH}_3$ ). Daher ist die Gefährdung der sich etablierenden Biozönose durch Ammonium/Ammoniak in einem sauren Tagebaugewässer gering.

Saure Bergbaufolgeseen durchlaufen einen natürlichen Alterungsprozess, bei dem im Laufe der Zeit in Abhängigkeit vom Versauerungspotenzial im zufließenden Grundwasser und den umgebenden Kippen sowie Aufenthaltszeit, Belastung mit organischen und mineralischen Nährstoffen etc. der pH-Wert steigt (Klapper et al. 2001). Dies kann ohne weitere unterstützende Maßnahmen allerdings, insbesondere bei reinen Grundwasserseen, mehrere Jahrzehnte bis Jahrhunderte dauern (Klapper et al. 2001). Da sich bei dem allmählichen pH-Anstieg auf natürlichem Wege auch die Nitrifikanten in ausreichendem Maße etablieren können, nimmt die Ammoniumkonzentration in den Gewässern ebenfalls deutlich ab, wenn sich bei ausreichend hohem pH-Wert (etwa ab  $\text{pH} > 5 \dots 6$ ) empfindlichere Lebensgemeinschaften ansiedeln können, so dass die Gefährdung durch Ammonium und Ammoniak im See selbst gering bleibt

Probleme können sich nach der technischen Neutralisation des Gewässers mit der Ableitung von Überschusswasser in ein anderes Gewässer ergeben (Schultze et al. 2010). Da die Ausbildung einer ausreichenden Nitrifikationsleistung im See nach der Neutralisierung über etwa  $\text{pH} > 5 \dots 6$  eine gewisse Zeit (mehrere Monate) in Anspruch nimmt, kann es bei erhöhten Ammoniumkonzentrationen und schnell über  $\text{pH} > 7$  steigenden pH-Werten im See zu kritischen Ammoniakkonzentrationen kommen. Dies ist allerdings im See selbst nicht bedenklich, da nach einer Neutralisation aus dem stark sauren Bereich noch keine Fische vorkommen. Wenn erhöhte Ammoniumkonzentrationen im Seewasser vorliegen, ist aber bei einer eventuellen Ausleitung in einen Vorfluter Vorsicht geboten.

Eine ähnliche Situation kann bei der Einleitung von Wasser aus Neutralisierungsanlagen eintreten. Wenn die Anlage nur eine kurze Aufenthaltszeit des behandelten Wassers aufweist, kann sich im neutralisierten Abstrom keine ausreichende mikrobielle Nitrifikation aufbauen. So gelangt unter Umständen ammoniumreiches Wasser in den Vorfluter, wo es dann unter ungünstigen Bedingungen (z. B. hoher Photosyntheseaktivität von Wasserpflanzen) zu hohen pH-Werten und damit zu kritischen Ammoniakkonzentrationen kommen kann. Auch die Sauerstoffzehrung durch die im Vorfluter stattfindende mikrobielle Nitrifikation kann nach (Hamm et al. 1991) bereits ab einer Größenordnung von  $0,5 \text{ mg/L}$  Ammonium den Sauerstoffhaushalt von tiefen, sehr langsam fließenden oder gestauten Flüssen kritisch belasten (zeitweise Sauerstoffkonzentrationen  $< 6 \text{ mg/L}$  möglich). In Gewässern mit einer günstigeren Sauerstoffversorgung (z. B. flache, schnellfließende Gewässer) bleiben nach (Hamm et al. 1991) Ammoniumkonzentrationen bis  $3 \text{ mg/L}$  in der Regel ohne gravierende Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt. Als Qualitätsziele werden von (Hamm et al. 1991) aus der Sicht des Sauerstoffgehaltes  $0,5 \text{ mg/L NH}_4\text{-N}$  für tiefe und sehr langsam fließende Fließgewässer bzw.  $3,0 \text{ mg/L NH}_4\text{-N}$  für alle anderen Flüsse angegeben.

## 6 Auswirkungen bzw. Gefährdungspotentiale von Ammonium

### 6.1 Ammonium- und Ammoniak-Toxizität

Zuerst muss die Frage beantwortet werden worauf die Toxizität von Ammonium bzw. Ammoniak beruht. Freies Ammoniak ist für aquatische Organismen wesentlich toxischer als das Ammoniumion. Das Ammoniumion ( $\text{NH}_4^+$ ) hat nach Angaben der Umweltbehörde Hamburg (Hamburg 2001) auch eine Giftigkeit. Diese ist aber sehr viel geringer als beim Ammoniak und spielt nur bei pH-Werten unter 7 eine Rolle. (Althaus & Jung 1978) geben z. B. für Süßwasserinvertebraten eine toxische Wirkung von 17 bis 69 mg/L N für  $\text{NH}_4\text{Cl}$  und 26 bis 32 mg/L N für  $\text{NH}_4\text{S}$  an. Hier sind wohl vor allem Störungen bei der Ammoniumausscheidung von Organismen beteiligt, wenn im umgebenden Medium eine höhere Ammoniumkonzentration vorliegt, als die Ausscheidungsorgane abgeben können. Beispielsweise werden von Karpfen nach (Hamm et al. 1991) etwa 95% des im Stickstoffmetabolismus entstehenden, überschüssigen Ammoniaks durch Diffusionsvorgänge über die Kiemen ausgeschieden und nur etwa 5% über die Nieren.

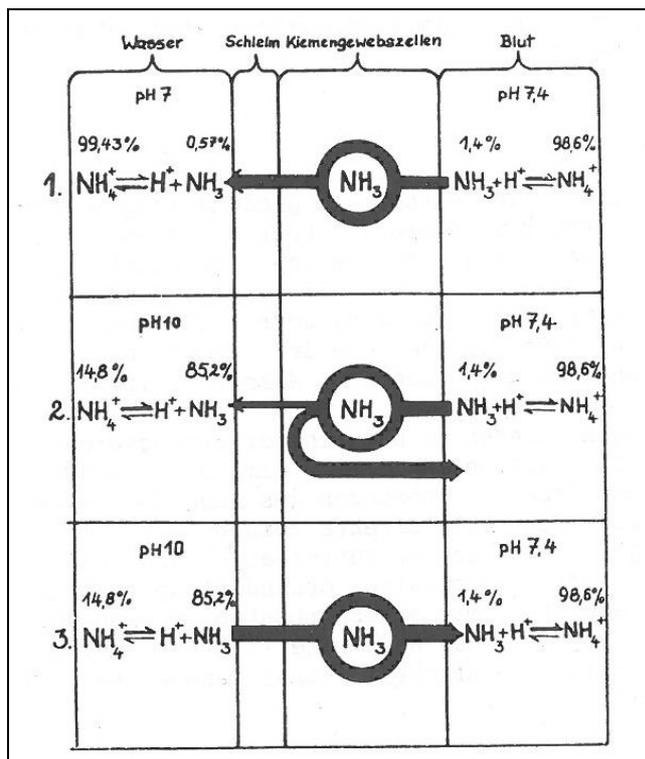


Bild 62: Exkretion von Ammoniak in Fischkiemen aus (Hamm et al. 1991)

Weiterhin können nach (Hamm et al. 1991) hohe Ammoniumkonzentrationen die Natriumaufnahme von Süßwasserorganismen aus dem umgebenden Wasser stören und so die Osmoregulation und den Elektrolythaushalt beeinträchtigen. Untersuchungen von (Twitchen & Eddy 1994), (Twitchen & Eddy 1994a) bei Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) und Lachs (*Salmo salar*) bestätigen dies.

Die wesentlich höhere Toxizität von Ammoniak gegenüber Ammonium ergibt sich nach (Hobinger 1996) aus der Tatsache, dass nichtionisiertes Ammoniak wesentlich leichter durch biologische Membranen diffundiert als das Ammoniumion. Nach (Freudig et al. 2004) wirkt Ammoniak bei erhöhten Konzentrationen als starkes Zellgift, da es mit  $\alpha$ -Ketoglutarat zu Glutamat reagiert und dadurch  $\alpha$ -Ketoglutarat dem Citratzyklus entzieht, was zur Störung des Energiestoffwechsels führt (Aminierung). Das Ammoniumion ähnelt darüber hinaus dem Kaliumion sowohl in Größe als auch in der Ladung, wodurch kaliumgesteuerte Synapsen in Nervenzellen dauerhaft blockiert werden können. Daneben kann die oxidative Phosphorylierung beeinträchtigt werden, was ebenfalls zu Störungen im Energiestoffwechsel der Zellen führt (Hamm et al. 1991). Die toxische Wirkung von Ammoniak beruht zudem auf pH-Verschiebungen und Schädigungen der Zell-Membran (Verätzungen). Durch Überführung von Ammoniak in die Speicher- bzw. Transportformen Asparagin und Glutamin oder durch Überführung in die Ausscheidungsformen Harnstoff, Harnsäure oder Allantoin wird die Giftwirkung von Ammoniak im Organismus verhindert (Ammoniak-Entgiftung). Bei Fischen ist nach (Reichenbach-Klinke 1966) bei Anwesenheit von Metallsalzen mit einer erhöhten Ammoniakempfindlichkeit zu rechnen.

## **6.2 Auswirkungen von Ammonium auf Lebensgemeinschaften und auf Nutzungsanforderungen des Menschen**

### **6.2.1 Beschreibung der Biozönose in den Bergbaufolgeseen und in den bergbaubeeinflussten Fließgewässern sowie Einfluss von Ammonium und Ammoniak auf die Reproduktion der aquatischen Flora und Fauna**

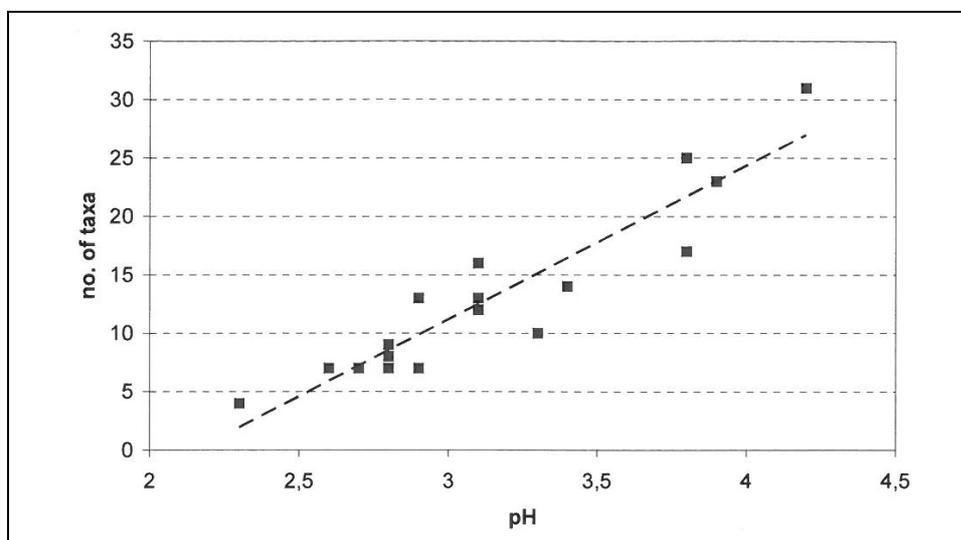
Die Biozönosen sind kurz nach der Entstehung des Tagebaugewässers zunächst meist relativ artenarm. Es siedeln sich zunächst Pionierarten an, die entweder bezüglich der im Gewässer herrschenden Bedingungen relativ anspruchslos sind (Ubiquisten) oder spezielle Bedingungen (geringer Bewuchs der Uferbereiche und Böschungen, Fehlen von Räubern z. B. Fische) bevorzugen. Beispielsweise sind in den durch den Bergbau neu entstandenen Sekundärlebensräumen nach (Pflug 1998) wegen ihrer zunächst nur lückenhaft ausgeprägten Vegetation, der Hangexposition und der geschützten Lage oft Wärmeinseln vorhanden, so dass sich hier wärmeliebende Organismen ansiedeln. Bei verstärktem Aufkommen von Bäumen im Uferbereich nimmt die Artenzahl dieser Arten dann meist wieder ab.

Die Geschwindigkeit der Ansiedlung von Gewässerorganismen ist abhängig von den Bedingungen im Gewässer (v. a. pH-Wert, Trophieparameter, ggf. Schadstoffgehalt) und dem Besiedlungspotenzial in der Umgebung des Gewässers. So verläuft die Ansiedlung deutlich schneller, wenn eine barrierefreie Verbindung zu einem naturnahen Fließgewässer besteht und/oder bereits natürliche oder gut entwickelte künstliche Standgewässer in der Nähe existieren. So können sich pflanzliche und tierische Organismen mit nicht „flugfähigen“ Stadien über den Wasserpfad bzw. Wasserinsekten oder Insekten mit aquatischen Stadien auch über den Luftweg ansiedeln. Eine wichtige Rolle insbesondere bei der Verbreitung von Wasserpflanzen spielen dabei Wasservögel, die Samen über weitere Strecken ins Gewässer transportieren. Diese Pionierarten können sich wegen der anfänglich geringen Konkurrenz manchmal auch stark ausbreiten. Sie werden dann im Rahmen der Alterung (z. B.

Veränderung der Wasserchemie, Sedimentbeschaffenheit und der Wasser- und Ufervegetation) von anderen Arten abgelöst („Sukzession“).

In **neutralen Bergbaufolgeseen** laufen eine gewisse Zeit nach der Entstehung, in der sich die entsprechenden Biozöosen (Bakterien, Plankton, Benthosorganismen, Fische etc.) etablieren, prinzipiell dieselben Prozesse ab, wie in natürlich entstandenen Gewässern. Die Ammoniumkonzentrationen sind hier in der Regel, wenn überhaupt nur anfänglich erhöht, wenn der Zufluss von ammoniumreichen Grundwasser den Wasserhaushalt dominiert und sich die nitrifizierenden Bakterien noch nicht in ausreichender Menge etabliert haben. Eine bedeutsame nachteilige Beeinflussung der Reproduktion der aquatischen Flora und Fauna durch Ammonium und Ammoniak ist in neutralen Bergbaufolgeseen ohne weitere äußere Einflüsse nicht anzunehmen, da sich in der Initialphase zusammen mit der sonstigen Biozönose auch die Nitrifikanten entwickeln und die Ammoniumkonzentration in der Regel schnell auf sehr geringe Werte fällt. Eine Sekundärwirkung auf die Trophie (v. a. Phytoplanktonbiomasse) des Gewässers ist nur zu erwarten, wenn das Gewässer nicht phosphor- oder kohlenstofflimitiert ist. Dies ist aber in den Bergbaufolgeseen gegenwärtig nicht der Fall.

Die Lebensgemeinschaften sind insbesondere vom pH-Regime des Gewässers abhängig. Saure Bergbaufolgeseen weisen im Vergleich zu ähnlichen „neutralen“ Gewässern eine deutlich artenärmere Biozönose aus säuretoleranten Organismen auf, wobei allerdings einzelne Arten hohe Bestandsdichten erreichen können (Uhlmann & Horn 2001). Beispielhaft zeigt dies Bild 63 anhand der Artenzahl des Phytoplanktons.



**Bild 63: Verhältnis zwischen pH-Wert und Anzahl der Phytoplanktontaxa in Bergbaufolgeseen der Lausitz (Lessmann & Nixdorf 2009)**

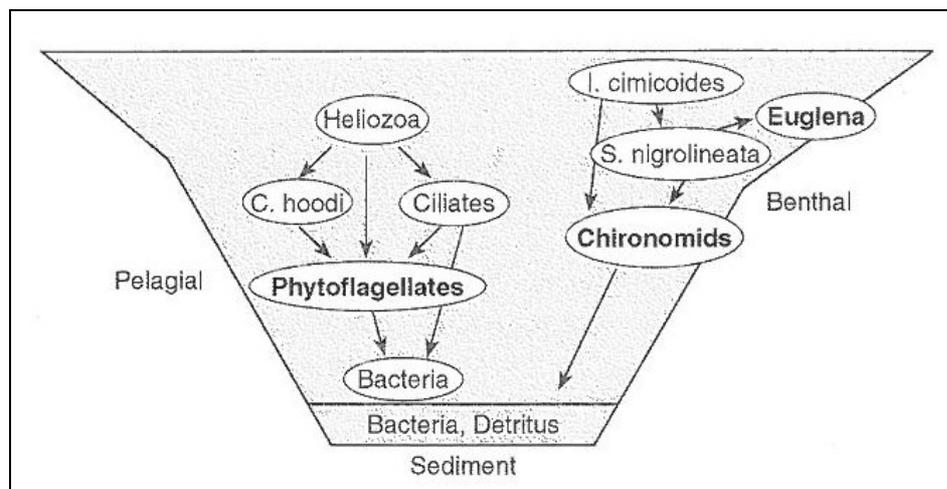
Die Nahrungskette ist kürzer, dafür ist das mikrobielle Nahrungsnetz relativ stärker ausgeprägt, als in neutralen Gewässern. Das Phytoplankton kann nach (Uhlmann & Horn 2001) sehr unterschiedliche Muster der Organismenzusammensetzung ausbilden, während das Zooplankton meist eine sehr charakteristische Artenzusammensetzung (säuretolerante Rädertiere *Elosa woralli*, *Cephalodella hoodi*, *Brachionus urceolaris*, *Chydorus sphaericus* u. a.) aufweist (Lessmann & Nixdorf 2009).

Für die Primärproduzenten (Phytoplankton, Makrophyten, Phytobenthos) besteht bei stark sauren Verhältnissen (pH < 4,3) teilweise eine Kohlenstofflimitation. Bei pH-Werten unter 5,5 kommen nach (Brandrud 2002) nur noch wenige säuretolerante Makrophyten (z. B. *Juncus bulbosus*) submers vor. Es handelt sich vor allem um Pflanzen des Fontinalis-Typs (Uhlmann & Horn 2001), (Pott & Remy 2000), die nur CO<sub>2</sub> assimilieren. Die Abfolge der verschiedenen Pflanzengesellschaften von Makrophyten in Bergbaufolgeseen mit ansteigendem pH-Wert ist in (Pietsch & Klapper 1994) eingehend beschrieben. Eine verkürzte Version von (Uhlmann & Horn 2001) ist in der Tabelle 16 dargestellt.

**Tabelle 16: Stadien der Makrophytenbesiedlung ursprünglich saurer Bergbaufolgeseen**

	Stadium I	Stadium II	Stadium III	Stadium IV
<b>Bezeichnung</b>	„makrophyten-frei“	frühes Stadium	Übergangsstadium	reifes Stadium, circumneutral mit Bicarbonat-Puffer
<b>Arten</b>	<i>Juncus bulbosus</i> ,  emerse Makrophyten: <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha</i> sp. etc.	<i>Juncus bulbosus</i> , <i>Potamogeton natans</i> , <i>Utricularia minor</i> , <i>Sphagnum</i> sp., <i>Pilularia globulifera</i>  emerse Makrophyten	<i>Potamogeton polygonifolius</i> , <i>Nymphaea alba</i> , <i>Eleocharis acicularis</i> , <i>Littorella uniflora</i> , <i>Elatine hydropiper</i>  emerse Makrophyten	<b>Typ 1</b> mit <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Elodea canadensis/nuttallii</i> , <i>Potamogeton crispus</i>  <b>Typ 2</b> mit <i>Alisma plantago-aquatica</i> , <i>Sagittaria sagittifolia</i> , <i>Glyceria fluitans</i>

Für säureempfindliche Makroinvertebraten (Mollusken, viele Crustaceen und Ephemeropteren) liegt der kritische pH-Wert nach (Braukmann & Biss 2004) unter pH < 6,5. Der Artenreichtum der Biozönose geht dann mit abnehmendem pH-Wert schnell zurück. Fischpopulationen sind nach (Reichenbach-Klinke 1970) erst ab etwa pH > 5 zu erwarten. Das Nahrungsnetz eines stark sauren Bergbaufolgesees zeigt Bild 64.



**Bild 64: Nahrungsnetz im Pelagial und Benthos des Sees Plessa 107 (Lessmann et al. 1999)**

Der Abbau von Biomasse durch Bakterien und Pilze verläuft in saurem Milieu auch bei Anwesenheit von Sauerstoff sehr langsam. Die bakterielle Nitrifikation ist gehemmt bzw. kommt bei  $\text{pH} < 4,5$  praktisch völlig zum Erliegen. Dies führt zur erhöhten Ammoniumkonzentrationen im Gewässer. Das Schadpotential des Ammoniums im sauren Bergbaufolgensee ist allerdings als gering einzuschätzen, da das Ammonium nahezu vollständig in der wenig toxischen, dissoziierten Form  $\text{NH}_4^+$  vorliegt (vgl. Einleitung zu Abschn. 6).

Die bergbaubeeinflussten Fließgewässer-Wasserkörper werden insbesondere durch die Verhältnisse im Einzugsgebiet geprägt. Zuflüsse bzw. Einleitungen von Grund- oder Oberflächenwasser aus Tagebaugebieten können je nach deren Beschaffenheit zu deutlichen Beeinflussungen der Wasserbeschaffenheit führen (Guderitz et al. 2010). Dies tritt vor allem dann auf, wenn das Grund- bzw. Seewasser durch Infiltrationen (z. B. aus Kippen) erhöhte Metall-, Sulfat- und Ammoniumkonzentrationen u. a. und/oder einen niedrigen pH-Wert aufweist. In vielen bergbaubeeinflussten Fließgewässern sind somit neben der Ammoniumbelastung über längere Strecken erhöhte Konzentrationen v. a. von Eisen, Aluminium und Sulfat vorhanden, z. B. (Janneck et al. 2007), (Carmienke 2007) und (IWB 2010a). Die Biozönosen sind daher neben den direkt toxischen Einflüssen von Metallionen oft durch die damit einhergehenden Effekte (Verockerung, Trübung, Färbung) zusätzlich belastet und dann auch entsprechend verarmt. Auch die Nitrifikationsleistung kann bei circumneutralen pH-Werten dadurch beeinträchtigt werden.

Die Anfälligkeit eines bergbaubeeinflussten Fließgewässers für eine Gefährdung der Biozönose durch Ammonium/Ammoniak ist insbesondere von folgenden Faktoren abhängig:

- Empfindlichkeit der vorhandenen Biozönose (z. B. Salmonidengewässer oder Cyprinidengewässer)
- Beschaffenheit des Fließgewässers und der bergbaubeeinflussten Zuflüsse (pH-Wert, Pufferkapazität, Ammoniumkonzentration, Sauerstoffgehalt, ATH-BSB<sub>5</sub>)
- Verhältnis der Frachten von „unbeeinflusstem“ Oberflächenwasser und bergbaubeeinflussten Zuflüssen
- Wassertemperatur („Aktivität der Nitrifizierer“)
- Ggf. Anwesenheit und Konzentration von Hemmstoffen der Nitrifikation
- Autotropher Bewuchs im Fließgewässer (Phytobenthos, submerse Makrophyten)

## 6.2.2 Besonders anfällige Artengruppen oder Arten (biologische Komponenten nach EG-WRRL)

In der Literatur findet sich eine Vielzahl von Angaben zur Ökotoxizität von Ammonium und Ammoniak. Umfangreiche Zusammenstellungen von akuten und chronischen Toxizitätsdaten aus der Literatur für aquatische Organismen finden sich beispielsweise in (Hamm et al. 1991), (EC & HC Canada 2001), (EA UK 2007), (US EPA 2009) und (IKSR 2009). Die Autoren der Originalliteratur wurden hier nicht aufgeführt. In der Tabelle 17 sind einige Wirkungsdaten aus den o. g. Veröffentlichungen für die akute Ökotoxizität auf aquatische Organismen zusammengestellt.

**Tabelle 17: Beispiele für akute Wirkungsdaten von Ammonium/Ammoniak auf im Untersuchungsgebiet vorkommende aquatische Organismen**

Spezies	Effekt	Zeit	Kriterium	angeg eben als	Konzentrat ion [mg/l]	Quelle
<b>Fische</b>						
<i>Cyprinus carpio</i> (Karpfen)	Sterblichkeit	96 h	LC50	NH <sub>3</sub>	0,44 – 0,90	EA UK (2007)
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Dreistachliger Stichling)	Sterblichkeit	96 h	LC50	NH <sub>3</sub>	0,73 – 1,31	Hamm et al. (1991)
<i>Ictalurus punctatus</i> (Katzenwels)	-	96 h	NOEC	NH <sub>3</sub>	0,028 – 0,060	IKSR (2009)
<i>Leuciscus idus</i> (Goldorfe)	Verhalten	12 h	LOEC	NH <sub>3</sub>	1,2	EA UK (2007)
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Regenbogenforelle)	-	96 h	NOEC	NH <sub>3</sub>	0,043	IKSR (2009)
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Regenbogenforelle)	Sterblichkeit		Minimum LC50	NH <sub>3</sub>	0,158	Env. Canada (2001)
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Bachsaibling)	Sterblichkeit	96 h	LC50	NH <sub>3</sub>	0,79	EA UK (2007)
<i>Salmo trutta</i> (Bachforelle)	Sterblichkeit	96 h	LC50	NH <sub>3</sub>	0,597 – 0,701	Env. Canada (2001)
<i>Salmo salar</i> (Atlantischer Lachs)	Sterblichkeit	24 h	LC50	NH <sub>3</sub>	0,08 – 0,20	Alabaster et al. (1979)
<b>Phytoplankton und Makrophyten</b>						
<i>Chlorella vulgaris</i> (Grünlage)*	Sterblichkeit	5 d	LC50	NH <sub>3</sub>	8,55	Hamm et al. (1991)
<i>Callitriche hamulata</i> (Makrophyt)*	Sterblichkeit	2-10 w	LC100	NH <sub>3</sub>	0,006 – 0,01	Hamm et al. (1991)
<i>Callitriche platycarpa</i> (Makrophyt)*	Sterblichkeit	2-10 w	LC100	NH <sub>3</sub>	0,006-0,17	Hamm et al. (1991)
<i>Potamogeton coloratus</i> (Makrophyt)*	Sterblichkeit	40 d	LC100	NH <sub>3</sub>	0,006	Hamm et al. (1991)
<b>Makroinvertebraten</b>						
<i>Asellus aquaticus</i> (Wasserassel)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	3,04	Hamm et al. (1991)
<i>Baetis rhodani</i> (Eintagsfliege)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	1,94	Hamm et al. (1991)
<i>Chironomus riparius</i> (Zuckmücke)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	2,19	Hamm et al. (1991)
<i>Daphnia magna</i> (Kleinkrebs)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	189	Hamm et al. (1991)

Spezies	Effekt	Zeit	Kriterium	angeg eben als	Konzentrat ion [mg/l]	Quelle
<i>Daphnia pulex</i> (Kleinkrebs)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	187	Hamm et al. (1991)
<i>Dendrocoelum lacteum</i> (Strudelwurm)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	1,46	Hamm et al. (1991)
<i>Ephemera ignita</i> (Eintagfliege)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	2,55	Hamm et al. (1991)
<i>Gammarus pulex</i> (Flohkrebs)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	2,43	Hamm et al. (1991)
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Köcherfliege)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	2,91	Hamm et al. (1991)
<i>Leuctra inermis</i> (Steinfliege)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	1,82	Hamm et al. (1991)
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Schnecke)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	1,46	Hamm et al. (1991)
<i>Potamopyrgus jenkinsi</i> (Schnecke)	Sterblichkeit (juv. Tiere)	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	0,56	Hamm et al. (1991)
<i>Physa fontinalis</i> (Schnecke)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	1,94	Hamm et al. (1991)
<i>Tubifex tubifex</i> (Wurm)	Sterblichkeit	48 h	LC50	NH <sub>3</sub>	2,67	Hamm et al. (1991)
<b>Mikroinvertebraten</b>	<b>Saprobität</b>				<b>Toleranzbereich</b>	
<i>Chilodonella uncinata</i> (Ciliata)	a	-	Vorkomme n	NH <sub>3</sub>	0 - 20	Hamm et al. (1991)
<i>Coleps hirtus</i> (Ciliata)	a - b	-	Vorkomme n	NH <sub>3</sub>	0 – 0,2	Hamm et al. (1991)
<i>Eulotes affinis</i> (Ciliata)	b - a	-	Vorkomme n	NH <sub>3</sub>	0 – 0,2	Hamm et al. (1991)
<i>Litonotus lamella</i> (Ciliata)	a	-	Vorkomme n	NH <sub>3</sub>	0 – 0,6	Hamm et al. (1991)
<i>Glaucoma scintillans</i> (Ciliata)	p - a	-	Vorkomme n	NH <sub>3</sub>	0 - 25	Hamm et al. (1991)
<i>Paramecium bursaria</i> (Ciliata)	b - a	-	Vorkomme n	NH <sub>3</sub>	0 - 3	Hamm et al. (1991)
<i>Paramecium caudatum</i> (Ciliata)	p - a	-	Vorkomme n	NH <sub>3</sub>	0 - 2	Hamm et al. (1991)
<i>Stylonychia mytilus</i> (Ciliata)	a	-	Vorkomme n	NH <sub>3</sub>	0 - 3	Hamm et al. (1991)

\* Nach (Hamm et al. 1991) sind die aufgeführten niedrigen Toxizitätsschwellenwerte für Ammoniak bei Wasserpflanzen sehr kritisch zu sehen, da möglicherweise auch andere Faktoren beteiligt sind.

**Tabelle 18: Beispiele für chronischen Wirkungsdaten von Ammonium/Ammoniak auf aquatische Organismen**

Spezies	Effekt	Zeit	Kriterium	als	Konzentration [mg/L]	Quelle
<b>wasserlebende Wibelteiere</b>						
<i>Rana clamitans</i> (Frosch)	Wachstum Kaulquappe	114 d	NOEC	NH <sub>3</sub>	1,0	EA UK (2007)

Spezies	Effekt	Zeit	Kriterium	als	Konzentration [mg/L]	Quelle
<b>Fische</b>						
<i>Abramis brama</i> (Brachsen)	Sterblichkeit	23	LC50	NH <sub>3</sub>	0,41	Ball (1967)
<i>Cyprinus carpio</i> (Karpfen)	Schlupf	31 d	NOEC	NH <sub>3</sub>	0,66	EA UK (2007)
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Regenbogenforelle)	-	-	NOEC	NH <sub>3</sub>	0,005	IKSR (2009)
<i>Perca fluviatilis</i> (Flussbarsch)	Sterblichkeit	16 d	LC50	NH <sub>3</sub>	0,29	Ball (1967)
<i>Pimephales promelas</i> (Dickkopf-Elritze)	-	-	NOEC	NH <sub>3</sub>	0,074-0,077	IKSR (2009)
<i>Rutilus rutilus</i> (Plötze)	Sterblichkeit	130 d	NOEC	NH <sub>3</sub>	0,1	EA UK (2007)
<i>Rutilus rutilus</i> (Plötze)	Sterblichkeit			NH <sub>3</sub>	0,1	
<i>Salmo salar</i> (atlant. Lachs)	Wachstum	28 d	NOEC	NH <sub>3</sub>	0,037-0,065	Fivelstad (1993)
<i>Scardinius erythrocephalus</i> (Rotfeder)	Sterblichkeit	6 d	LC50	NH <sub>3</sub>	0,36	Ball (1967)
<i>Scardinius erythrocephalus</i> (Rotfeder)	Sterblichkeit	95 d	LC50	NH <sub>3</sub>	0,24	Wickins (1980)
<b>Phytoplankton und Makrophyten</b>						
<i>Anacystis nidulans</i> (Blualge)	Hemmung der CO <sub>2</sub> -Fixierung	-	77% Hemmung	NH <sub>3</sub>	37,8	Hamm et al. (1991)
<i>Chlorella pyrenoidosa</i> (Grünlage)	Hemmung der CO <sub>2</sub> -Fixierung	-	79% Hemmung	NH <sub>3</sub>	37,8	Hamm et al. (1991)
<i>Plectonema boryanum</i> (Blualge)	Hemmung der CO <sub>2</sub> -Fixierung	-	92% Hemmung	NH <sub>3</sub>	37,8	Hamm et al. (1991)
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Grünalge)	Hemmung der CO <sub>2</sub> -Fixierung	-	10% Hemmung	NH <sub>3</sub>	0,7	Hamm et al. (1991)
<b>Invertebraten</b>						
<i>Brachionus plicatilis</i> (Rädertierchen)			NOEC	NH <sub>3</sub>	2,67	Hamm et al. (1991)
<i>Chironomus tentans</i> (Zuckmücke)	Sterblichkeit	10 d	LC50	NH <sub>3</sub>	0,60 – 11,4	EA UK (2007)
<i>Coloburiscus humeralis</i> (Eintagsfliege)	Sterblichkeit	29 d	NOEC	NH <sub>3</sub>	0,16	EA UK (2007)
<i>Daphnia magna</i> (Kleinkrebs)	Wachstum, Reproduktion		LOEC	NH <sub>3</sub>	1,6	EA UK (2007)

Spezies	Effekt	Zeit	Kriterium	als	Konzentration [mg/L]	Quelle
<i>Deleatidium</i> sp. (Eintagsfliege)	Sterblichkeit	29 d	NOEC	NH <sub>3</sub>	0,066	EA UK (2007)
<i>Gammarus pulex</i> (Kleinkrebs)	Sterblichkeit	90 d	NOEC	NH <sub>3</sub>	0,05	Berenzen (2001)
<i>Lasmigona subviridis</i> (Muschel)	Sterblichkeit (Juvenile)	15 d	LC50	NH <sub>3</sub>	0,030	IKSR (2009)
<i>Lumbriculus variegatus</i> (Wurm)	Sterblichkeit	10 d	LC50	NH <sub>3</sub>	0,37 – 0,99	EA UK (2007)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i> (Krebstier)	Sterblichkeit		iLC50	NH <sub>3</sub>	1,64	Hamm et al. (1991)
<i>Musculinum transversum</i> (Eckige Häubchenmuschel)	Sterblichkeit (Juvenile)	42 d	EC20	NH <sub>3</sub>	0,041	IKSR (2009)
<i>Nitrosomonas</i> sp. (Bakterie)	Hemmung Nitrifikation			NH <sub>3</sub>	> 10	Hamm et al. (1991)
<i>Polycelis felina</i> (Strudelwurm)	Sterblichkeit	30 d	NOEC	NH <sub>3</sub>	0,02	Alonso et al. (2011)
<i>Pteronarcella badia</i> (Steinfliege)	Emergenz	-	NOEC	NH <sub>3</sub>	3,4	EA UK (2007)
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Schnecke)	Sterblichkeit	40 d	NOEC	NH <sub>3</sub>	0,13	Alonso et al. (2008)
<i>Radix ovata</i> (Schnecke)	Sterblichkeit	90 d		NH <sub>3</sub>	0,5	Berenzen (2001)
<i>Simocephalus vetulus</i> (Kleinkrebs)	Sterblichkeit	8-9 d	LC100	NH <sub>3</sub>	0,05 – 1,56	Hamm et al. (1991)

**h = Stunden, d = Tage; w = Wochen**

**a = alpha-mesosaprob, b = beta-mesosaprob, p = polysaprob**

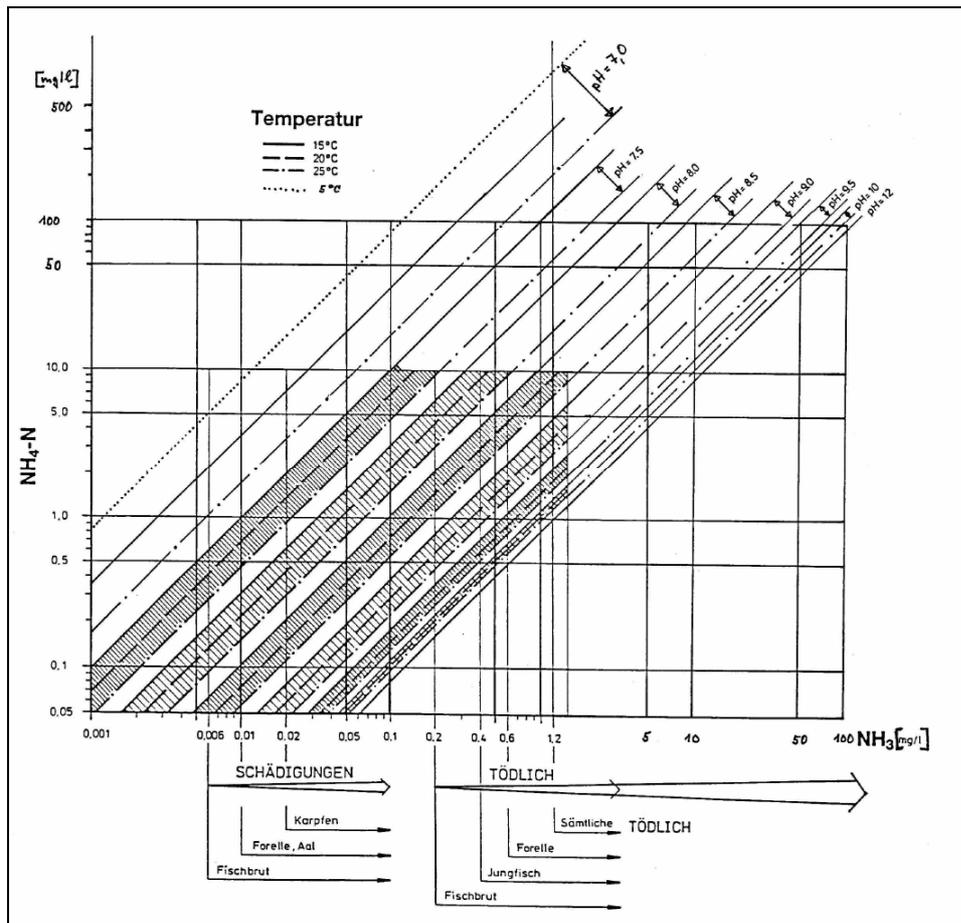
Zur Erarbeitung des Qualitätsnormenvorschlages der (EA UK 2007) standen Daten zur akuten Toxizität (meist ≤ 96 Stunden Testdauer) von Einzelorganismen aus neun verschiedenen taxonomischen Gruppen (Algen, Rotatorien, Crustaceen, Mollusken, Anneliden, Planarien, Insekten, Fische, Amphibien) zur Verfügung. Daten zur chronischen Ökotoxizität (meist ≥ 96 Stunden Testdauer) waren für Taxa aus sieben Gruppen (Algen, Crustaceen, Mollusken, Anneliden, Insekten, Fischen, Amphibien) verfügbar. Die (US EPA 2009) verwendete für die Ableitung des Richtwertes für die akute Toxizität die Daten von 46 Fischarten, 48 Arten von Invertebraten und vier Arten von Amphibien. Zur Herleitung des Richtwertes für die chronische Toxizität wurden die Daten von vier Muschelarten, drei Crustaceenarten und elf Fischarten herangezogen. Die vier empfindlichsten Arten waren dabei Muscheln.

Nach übereinstimmenden Angaben in (IKSR 2009), (EA UK 2007) und (US EPA 2009) sind Fische gegenüber Ammoniak empfindlicher als Bakterien, Algen, die meisten wirbellosen Tiere oder höhere Wasserpflanzen. Dabei gibt es bei der Empfindlichkeit für einzelne Taxa natürlich auch Überlappungen zwischen den Gruppen. Die Spannweite zwischen den Werten der akuten Ökotoxizität beträgt etwa zwei Größenordnungen (Faktor 100) (EA UK 2007). Die größte Empfindlichkeit findet

sich nach (IKSR 2009) bei frisch geschlüpfter Brut von Fischen. Lachsbrut (Dottersackstadium) aus Wildbeständen war empfindlicher als Brut von gehälterten Regenbogenforellen (Twitchen & Eddy 1994). Salmoniden sind dabei empfindlicher als Cypriniden. Es gibt einige neuere Studien aus denen hervorgeht, dass Glochidien einiger Muschelarten noch empfindlicher reagieren können als Fische (IKSR 2009). Bei der Festlegung von Qualitätskriterien für Süßwasserorganismen durch die (US EPA 2009) wurden entsprechende Daten zur Ökotoxizität von Ammonium und Ammoniak auf Muscheln bereits berücksichtigt.

Bei der Toxizität des Ammoniaks spielt nach der Umweltbehörde Hamburg (Hamburg 2001) auch die Dauer der Einwirkung eine Rolle. Kurzzeitige Stossbelastungen über der akut toxischen Konzentration führen zu keinen Schädigungen, wenn sich beispielsweise Fische danach in „reinem“ Wasser erholen können. Ständige Schwankungen der Ammoniak-Konzentration werden schlechter ertragen als eine konstante Exposition über z. B. 96 Stunden. So bewirken bereits geringe Konzentrationen von Ammoniak bei Fischen eine reduzierte Futteraufnahme mit Wachstumsverzögerungen, Degeneration von Kiemen und reduzierte Krankheitsresistenz. Das führt zu geringerer Reproduktion, Krankheiten, Ertragsausfällen in der Fischerei bis zum Verschwinden von Fischarten.

Die Angaben zur Temperaturabhängigkeit der Ammoniaktoxizität sind widersprüchlich. Nach Angaben der Umweltbehörde Hamburg (Hamburg 2001) konnte bei niederen Tieren gezeigt werden, dass die Giftwirkung in gewissem Umfang auch von der Temperatur abhängig ist, was nach Aussage der Behörde nach neueren Untersuchungen nicht für Fische gilt. Die (US EPA 1999) hat allerdings eine eingehende Untersuchung von Studien bezüglich der Temperaturabhängigkeit der Ammonium- und Ammoniaktoxizität durchgeführt. Die Autoren kamen zu dem Schluss, dass die Form der Temperaturabhängigkeit noch nicht vollständig bekannt ist. Zusammenfassend wurde festgestellt, dass bei der überwiegenden Zahl von Tests für akute Wirkungen die  $\text{NH}_3$ -Empfindlichkeit von Fischen mit steigender Temperatur abnimmt. Auch in der neuesten Überarbeitung der (US EPA 2009) wird bezüglich der Temperaturabhängigkeit auf die ältere Version von 1999 verwiesen. Dies darf nicht mit der Tatsache verwechselt werden, dass die Toxizität von Gesamtammonium ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4$ ) wegen des mit höherer Temperatur ansteigenden Anteils von  $\text{NH}_3$  zunimmt. In [Bild 65](#) ist die Abhängigkeit der Ökotoxizität von Fischen von der Ammoniumkonzentration und vom pH-Wert dargestellt.



**Bild 65:** Ammoniakkonzentration in Abhängigkeit von  $NH_4-N$ , pH-Wert und Temperatur sowie die Schädigungen von Fischen nach (Warg 1987) aus Umweltbehörde (Hamburg 2001)

Der pH-Wert könnte neben seinem Einfluss auf das  $NH_4^+/NH_3$ -Gleichgewicht nach (US EPA 1999) auch noch zusätzliche Effekte auf Membranfunktionen und andere physiologische Effekte haben, der bei extremen pH-Werten die toxische Wirkung von Ammonium/Ammoniak noch verstärkt (Thurston et al. 1981a). Der Einfluss der Ionenzusammensetzung des Wassers wird von der (US EPA 1999) als so gering bewertet, dass sie bei der Herleitung des Qualitätskriteriums nicht berücksichtigt wurde. Der Einfluss des Sauerstoffgehaltes ist dagegen nach (EC & HC Canada 2001) deutlich größer als die Auswirkungen der Temperatur. Dies belegen Untersuchungen von (Alabaster et al. 1979) und (Thurston et al. 1981b). Neben den physikalisch-chemischen Einflüssen können auch andere Faktoren die Ökotoxizität von Ammonium und Ammoniak beeinflussen. Beispielsweise postulierten (Randall & Tsui 2002) anhand ihrer Ergebnisse, dass gestresste Fische empfindlicher gegenüber Ammoniak/Ammonium reagieren als nicht gestresste Tiere. Nach (Wicks et al. 2002) ist weiterhin damit zu rechnen, dass die toxische Wirkung auf schwimmende Tiere signifikant höher ist als bei ruhenden Fischen, was Auswirkungen auf Ergebnisse von Labortests haben kann. (Milne et al. 2000) fanden, dass sich Fische auch an bestimmte Ammonium- und Ammoniakkonzentrationen anpassen können, was zu einer nachfolgend geringeren Empfindlichkeit führt.

### 6.2.3 Konflikte mit Nutzungsansprüchen

Konflikte von bergbaubedingt erhöhten Ammoniumkonzentrationen können grundsätzlich bestehen mit:

- Naturschutz
- Bade- und Freizeitnutzung von Gewässern
- Trinkwassernutzung
- Brauchwassernutzung (Landwirtschaft, Industrie)
- Fischbewirtschaftung (Teichwirtschaft, Angelfischerei)

#### 6.2.3.1 Naturschutz

Probleme mit dem Naturschutz können auftreten, wenn Naturschutzgebiete oder geschützte Pflanzen- und Tierarten von bergbaubedingt ammoniumbelasteten Grund- oder Oberflächenwasser beeinträchtigt werden.

Für **terrestrisch lebende Tiere** spielt die Gefährdung durch Ammoniumaufnahme beim Trinken auch in den bergbaubedingt vorkommenden Konzentrationen keine Rolle. In (WHO 1986) wird berichtet, dass sich bei Studien zu den Auswirkungen der Einnahme von Ammoniumchlorid  $\text{NH}_4\text{Cl}$  in einer Dosis von etwa 1 g/kg Körpergewicht pro Tag bzw. Ammoniumsulfamat  $\text{NH}_4(\text{SO}_3\text{NH}_2)$  in einer Dosis von 5 g/kg Körpergewicht pro Tag über 6 Tage in der Woche keine signifikanten toxischen Effekte auf Versuchstiere ergaben.

Ammonium kann von **terrestrischen Pflanzen** als Nährstoff direkt aufgenommen werden. Bei stark ansteigenden Ammoniumkonzentrationen kann es nach (LfU Bayern 2004) zur Eutrophierung terrestrischer Standorte kommen. Stickstoff ist der limitierende Nährstoff für das terrestrische Pflanzenwachstum. Einige Pflanzengemeinschaften (z. B. Magerrasen) haben sich an sehr stickstoffarme „Magerstandorte“ angepasst. Wird nun vermehrt Stickstoff eingetragen, hat das deutliche Auswirkungen. Auswirkungen von verstärktem Eintrag von anorganisch gebundenem Stickstoff auf terrestrische Pflanzen sind (LfU Bayern 2004):

- Wüchsige, stickstoffliebende Arten werden stark gefördert. Sie können das höhere Nährstoffangebot besser nutzen und überwuchern die stickstoffempfindlichen Pflanzen, indem sie zeitiger, schneller und ausladender wachsen. Insbesondere Arten magerer Standorte werden verdrängt. Die Folge ist also eine veränderte Artenzusammensetzung. Z. B. können sich auf Magerstandorten Gräser stark ausbreiten. Ein großer Teil der heute in der Roten Liste geführten Arten ist auf nährstoffarmen Standorten heimisch.
- Pflanzen bilden bei hohem Nährstoffangebot mehr Blattmasse und verholzen weniger. Dadurch werden sie empfindlicher gegen Trockenheit sowie gegen Schädlinge und Windbruch.

Die Auswirkungen von Ammonium/Ammoniak auf **aquatische Tiere in Oberflächengewässern** wurden ausführlich im Abschnitt 6.2.2 diskutiert. Bei erhöhten Ammoniumkonzentrationen besteht u. a. die Gefahr der Schädigung geschützter Muschelarten, z. B. der FFH-Art *Unio crassus*.

Bei sehr hohen Konzentrationen kann es zu Schädigungen **aquatischer Makrophyten** durch Ammonium kommen. (Schneider 2004) zitiert hier Untersuchungen von (Glänzer et al. 1977). Dabei führten hohe Ammonium-Konzentrationen (25 mg/L  $\text{NH}_4^+$ ) an allen untersuchten Arten von submersen Makrophyten zu Schädigungen. In erster Linie traten Verfärbungen der Blätter auf. Empfindliche Arten (z. B. *Potamogeton coloratus*, *Chara hispida*) wiesen bereits bei 15 mg/L  $\text{NH}_4^+$  Schädigungen auf. In (Hamm et al. 1991) wird von einer Verdrängung einiger Pflanzen durch erhöhte Ammoniumkonzentrationen berichtet. Dabei kommt es wie bei den terrestrischen Pflanzen zur Förderung stickstoffliebender Arten. In den angeführten Untersuchungen von (Fricke & Steubing 1984) wird hier berichtet, dass *Berula erecta*, *Nasturtium microphyllum* und *Glyceria fluitans* ab 0,3 mg/L  $\text{NH}_4^+$  deutlich in ihrer Besiedlungsdichte zurückgingen.

Über die Auswirkungen von erhöhten Ammoniumkonzentrationen auf höhere **Grundwasserorganismen** ist wenig bekannt. Da Grundwasser auch natürlicherweise erhöhte Ammoniumkonzentrationen aufweisen kann, dürften zumindest die hier vorkommenden Organismen eine gewisse Toleranz aufweisen. In der EG-Grundwasserrichtlinie (EU 2006b) wird Grundwasser ausdrücklich als Lebensraum bezeichnet. Damit gilt Grundwasser europaweit nicht länger nur als Ressource, sondern auch sein Schutz als Ökosystem findet hier eine rechtliche Anerkennung. Allerdings wurde das Ökosystem Grundwasser bisher nicht ins Naturschutzrecht (z. B. FFH-Richtlinie) übernommen.

### 6.2.3.2 **Bade- und Freizeitnutzung**

Für die Bade- und Freizeitnutzung haben bergbaubedingt hohe Ammoniumkonzentrationen keine nachteiligen Auswirkungen. Gesundheitsschäden durch Ammonium im Wasser sind nicht zu befürchten. Die indirekte Wirkung auf das verstärkte Wachstum von Wasserpflanzen (v. a. Makrophyten, Phytoplankton), die die Bade- und Freizeitnutzung beeinträchtigen können, kommt in den Gewässern in der Regel nicht zum Tragen, da diese meistens phosphorlimitiert sind.

### 6.2.3.3 **Trinkwassernutzung**

Direkte humantoxische Auswirkungen von Ammonium auf den Menschen sind in den Konzentrationen, wie sie in den zur Trinkwassergewinnung genutzten Wässern vorliegen dürfen, vergl. (EWG 1975), nicht zu befürchten. Erst bei einer Ammoniumchlorid-Dosis von mehr als 100 mg/kg Körpergewicht pro Tag (entspricht 33,7 mg  $\text{NH}_4^+$ /kg Körpergewicht pro Tag) wird der menschliche Stoffwechsel u. a. durch Verschiebungen des Säure-Base-Gleichgewichts beeinträchtigt. Dabei muss auch noch die Wirkung des Chloridions in Betracht gezogen werden (WHO 2003).

Der Geruchsschwellenwert von freiem Ammoniak in Wasser liegt bei ca. 1,5 mg/L  $\text{NH}_3$ . Geschmacksbeeinträchtigungen durch Ammonium treten etwa ab 35 mg/L  $\text{NH}_4^+$  auf (WHO 2003).

Erhöhte Ammoniumkonzentrationen gelten bei der Trinkwasserversorgung als Indikatorparameter für eine fäkale Belastung. Im Rohwassers können hohe Konzentrationen bei der Wasseraufbereitung stören (Rheinheimer et al. 1988). Bei der Entkeimung bedingen sie einen erhöhten Verbrauch von Oxidationsmitteln (Chlor, Ozon). Zudem können erhöhte Ammoniumkonzentrationen im Leitungsnetz eine Wiederverkeimung, Sauerstoffzehrung und Nitritbildung herbeiführen. Aus diesem Grunde ist für Trinkwasser in Richtlinie 98/83/EG (EU 1998) bzw. der Trinkwasserverordnung (TrwV 2011) ein Grenzwert von 0,5 mg/L  $\text{NH}_4$  festgelegt. Auch in der Grundwasserverordnung (GrwV 2010) findet sich dieser Wert wieder. Wird der hier festgelegte Schwellenwert überschritten, wird der Grundwasserkörper als gefährdet eingestuft. Es ist zu prüfen, ob die erhöhte Konzentration anthropogenen Ursprungs ist und ob es in davon abhängigen Landökosystemen und damit verbundenen Oberflächengewässern zu keinen signifikanten Schädigungen oder Verschlechterungen kommt. Ggf. müssen Maßnahmen zum Schutz von Gewässerökosystemen, Landökosystemen oder Grundwassernutzungen ergriffen werden. Wenn bergbaubedingt ammoniumbelastetes Grundwasser zu erhöhten Werten in Trinkwassereinzugsgebieten führt, kann es zu Konflikten mit der Trinkwassernutzung kommen.

#### **6.2.3.4 Brauchwassernutzung**

Für die **industrielle Nutzung** spielt in erster Linie die verstärkte Korrosion einiger Metalle (Zink, Kupfer, Aluminium) durch Ammonium/Ammoniak im Wasser eine Rolle.

Für die **Nutzung zu Bewässerungszwecken** kann die längerfristige Zuführung von stark ammoniumhaltigem Wasser neben dem vorteilhaften Effekt der Düngung auch einen nachteiligen Effekt durch eine Versauerung des Bodens haben. Beim Eintrag von Ammonium wird die Versauerung des Bodens durch mehrere Prozesse bestimmt (LfU Bayern 2004). Zum einen geben Pflanzen Protonen ( $\text{H}^+$ ) an die Bodenlösung ab, wenn sie Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) aufnehmen (Ladungsausgleich). Zum anderen werden Protonen freigesetzt, wenn Ammonium in Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) umgewandelt wird. Wird das Nitrat von den Pflanzen aufgenommen oder ausgewaschen, bleibt der Säureüberschuss im Boden.

#### **6.2.3.5 Fischbewirtschaftung (Teichwirtschaft, Angelfischerei)**

Der Zustom von ammoniumhaltigem Oberflächen- und/oder Grundwasser aus einem Bergbauggebiet in Fischgewässer kann sich wegen der bereits in Abschn. 6.2.2 eingehend dargestellten Ökotoxizität für Fische nachteilig auf die Fischbewirtschaftung auswirken. Insbesondere bei der Intensivhaltung von empfindlichen Speisefischen („Forellenteiche“) kann eine erhöhte Ammoniumkonzentration im zulaufenden Wasser, die meist ohnehin schon erhöhten Werte im Zuchtwasser über den kritischen Punkt hinaus ansteigen lassen.

### 6.3 Ableitung von Schwellenwerten

In der Literatur gibt es bereits eine Reihe von Qualitätszielen für Ammoniak, die sich auf die Erhaltung der natürlichen Gewässerbiozönose in Oberflächengewässern beziehen. Um eine Bewertung dieser Werte durchführen zu können, werden im Folgenden, soweit es die Datenlage erlaubt, eigene Schwellenwerte erarbeitet. In Anlehnung an die Methode nach dem Technical Guidance Document (TGD) der (EC TGD 2003) wurden die Schwellenwerte aus Labordaten zur Ökotoxizität abgeleitet. Diese Methode hat den Vorteil, dass die Rahmenbedingungen (z. B. Wasserbeschaffenheit, pH-Wert, Temperatur, Alter der Testorganismen) bei Labortests klar beschrieben werden können. Zudem ist der Aufwand geringer als für Ökosystemuntersuchungen. Nachteilig ist allerdings, dass in Laborversuchen nicht alle in einem Ökosystem vorkommenden, oft vernetzten Prozesse und Verhaltensweisen nachgebildet werden können. So können beispielsweise Wechselwirkungen mit anderen Substanzen die Toxizität sowohl erhöhen als auch senken. So werden bei Freilanduntersuchungen oft höhere Toleranzen gegenüber Ammoniak- bzw. Ammoniumexpositionen beobachtet, als es nach Laboruntersuchungen zu erwarten wäre (Hamm et al. 1991). Daran können z. B. Anpassungen an bestimmte Ammonium- bzw. Ammoniakkonzentrationen mit folgender geringerer Sensitivität beteiligt sein, die von (Milne et al. 2000) nachgewiesen werden konnten.

Da allerdings die Datenbasis für Ökosystemuntersuchungen noch deutlich geringer ist als für chronische Wirkungstests, haben sich die Autoren für die oben genannte Methode entschieden. Es wurden nur die Ökotoxizitätsdaten in Deutschland einheimischer bzw. eingebürgerter Arten in die Grenzwertbestimmung einbezogen, um die Relevanz für den Betrachtungsraum zu gewährleisten. Weiterhin wurde eine Unterscheidung zwischen Salmoniden- und Cyprinidengewässern sowie eine Grenzwertableitung für akute und chronische Belastungszustände durchgeführt. Die verwendete Datenbasis findet sich in den Tabellen in der Anlage 4. Hier wurden nicht alle verfügbaren Daten aufgenommen (ausführliche Listen mit entsprechenden Einschätzungen zur Glaubwürdigkeit der Studien finden sich z. B. in (EA UK 2007), (US EPA 2009), sondern nur eine Auswahl der sensibelsten Arten. Abgeleitet wurde der Wert für freies Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), da  $\text{NH}_3$  deutlich toxischer als  $\text{NH}_4^+$  ist, die pH-Abhängigkeit der toxikologischen Daten für  $\text{NH}_4^+$  entfällt und aus den  $\text{NH}_3$ -Werten beispielsweise anhand der Formel von (Emerson et al. 1975) für jede Temperatur die zugehörige Ammoniumkonzentration berechnet werden kann.

Der Schwellenwert für Ammonium/Ammoniak sollte derart festgelegt sein, dass die zulässigen Konzentrationen langfristig keine nachteiligen Effekte auf die Organismen der Gewässer haben. Es muss folglich eine Konzentration vorhergesagt werden, für die mit recht hoher Sicherheit keine Effekte in der Biozönose zu erwarten sind. Dieser Wert wird als PNEC (predicted no effect concentration) bezeichnet. Bei der Risikobewertung nach der EU-Richtlinie (EC TGD 2003) wird das bestehende Risiko für ein Ökosystem aus der PNEC und der in der Umwelt zu erwartenden Konzentration des Stoffes ermittelt. In der vorliegenden Arbeit wird die abgeleitete PNEC als Schwellenwert verwendet, da dieser Wert den Schutz der Biozönose auf jeden Fall gewährleistet.

Grundlage für die Ableitung des Schwellenwertes sind Toxizitätstests mit verschiedenen Arten und Organismengruppen mit bestimmten Expositionszeiträumen.

Hierfür werden Daten aus akuten und chronischen Toxizitätstests mit Vertretern verschiedener trophischer Ebenen benötigt. Üblicherweise werden Toxizitätsdaten für Bakterien, Algen, höhere Pflanzen, Daphnien und Fische erhoben. Die verwendeten Testspezies müssen hierbei sensitiv und repräsentativ sein.

Für die Festlegung von Akutwerten werden Toxizitätstests mit einer Testdauer von 24 bis 96 Stunden ausgewertet. Als Endpunkt wird dabei in der Regel die Mortalitätsrate der Testorganismen oder ein vergleichbarer Effekt erfasst. Ein chronischer Grenzwert liegt in einem Konzentrationsbereich, der dauerhaft keine Beeinträchtigungen der Biozönose hervorruft. Dafür wurden Langzeitstudien und Daten aus chronischen Toxizitätstests einbezogen, die außer Mortalität auch irreversible subletale Wirkungen mit Einfluss auf die Population erfassen. Dazu gehören vermindertes Wachstum und geringerer Fortpflanzungserfolg. Zur Bestimmung der chronischen Grenzwerte in der vorliegenden Arbeit wurden dagegen alle Studien ausgeschlossen, die lediglich biochemische, physiologische und histologische Veränderungen auf der Individualebene erfassen, da eine nachteilige Auswirkung auf die gesamte Population nicht sicher abgeleitet werden kann. Auf diese Weise wurde auch die Grenzwertableitung in Kanada vorgenommen (EC & HC Canada 2001).

Von den zur Verfügung stehenden Toxizitätsdaten wurde in der vorliegenden Arbeit, wie bei (EA UK 2007) und (IKSR 2009), die sensitivste Art zur Bestimmung einer Umweltqualitätsnorm herangezogen, da die Sensitivität des Ökosystems von der Sensitivität der empfindlichsten Art bedingt wird (Nendza 2003). Wurden die Daten unter Bedingungen erhoben, die eine Extremsituation darstellen, wie zum Beispiel Sauerstoffmangel oder Vorhandensein zusätzlicher Stressfaktoren, so wurden diese Daten zur Bestimmung des Schwellenwertes nicht verwendet.

Unter Verwendung eines Sicherheitsfaktors, der sich aus Art und Menge des Datenmaterials ergibt (siehe Tabelle 19), kann aus diesen Daten der Schwellenwert für die untersuchte Substanz berechnet werden. Der Sicherheitsfaktor dient dazu, aus Labordaten der Toxizität für einzelne Arten auf reale Umweltbedingungen zu extrapolieren und alle dabei existierenden Unsicherheiten zu kompensieren. In der (EC TGD 2003) wurden folgende Sicherheitsfaktoren verwendet (Tabelle 19).

**Tabelle 19: Sicherheitsfaktoren zur Ableitung von PNEC-Werten nach (EC TGD 2003)**

Datensatz	Sicherheitsfaktor
Zumindest jeweils eine akute L(E)C50 von drei trophischen Ebenen des Grundbestands (Fisch, Daphnien, Algen)	1000
Eine chronische NOEC (von Fischen oder Daphnien)	100
Zwei chronische NOECs von Arten, die zwei trophische Ebenen darstellen (Fische und/oder Daphnien und/oder Algen)	50
Drei chronische NOECs von mindestens drei Arten (in der Regel Fische, Daphnien und Algen), die drei trophische Ebenen darstellen	10
Species Sensitivity Distribution (SSD) Method (Methode zur Empfindlichkeitsverteilung von Arten)	5 – 1 (muss in einer Einzelfallentscheidung voll gerechtfertigt werden)
Felddaten oder Daten aus Ökosystemmodellen	Einzelfallbewertung

Von diesen Faktoren kann in gut begründeten Einzelfällen auch abgewichen werden. Für die Bestimmung und Begründung der jeweiligen Sicherheitsfaktoren wurde, wenn möglich, auf die Angaben in den eingehenden Abhandlungen von (EA UK 2007) und (IKSR 2009) zurückgegriffen.

Nach (Nendza 2003) wird die PNEC idealerweise aus mehr als 20 validen, repräsentativen und adäquaten NOECs und dem entsprechenden Sicherheitsfaktor bestimmt. In der Praxis liegt jedoch nur sehr selten eine solche Datenfülle vor. In den wenigen für Ammonium und Ammoniak existierenden Langzeitstudien werden häufig keine NOEC-Werte ausgewiesen. Liegen aus längerfristigen Untersuchungen andere Endpunkte als NOEC-Werte vor, können gemäß (EC TGD 2003) daraus mittels Extrapolationsfaktoren NOEC-Werte abgeschätzt werden (Tabelle 20).

**Tabelle 20: Extrapolation von NOEC-Werten aus anderen experimentellen Werten längerfristiger Untersuchungen gemäß TGD zur Ableitung von Qualitätsnormen für prioritäre Stoffe (Nendza 2003)**

Experimenteller Wert aus längerfristigen Untersuchungen	Extrapolierter NOEC-Wert
EC <sub>10</sub>	NOEC <sub>extrap.</sub> = EC <sub>10</sub>
TGK	NOEC <sub>extrap.</sub> = TGK
MATC	NOEC <sub>extrap.</sub> = MATC / √2
LOEC (< 20 % Effekt)	NOEC <sub>extrap.</sub> = LOEC / 2
EC <sub>X</sub> (mit 10 < X < 20)	NOEC <sub>extrap.</sub> = EC <sub>X</sub> / 2
EC <sub>50</sub>	NOEC <sub>extrap.</sub> = EC <sub>50</sub> / 10

Nach übereinstimmenden Angaben in (IKSR 2009), (EA UK 2007) und (US EPA 2009) reagieren Fische sensibler auf Ammonium und Ammoniak als Bakterien oder Wasserpflanzen. Es gibt einige neuere Studien, z. B. (Augspurger et al. 2003), (Newton et al. 2003), (Bartsch et al. 2003), (Newton & Bartsch 2007), (Wang & Augspurger 2007), aus denen hervorgeht, dass Glochidien einiger amerikanischer Muschelarten (Fam. Unionidae) noch empfindlicher reagieren können, als Salmoniden. Von (Augspurger et al. 2003) wurde eine sichere Gesamtammonium-Konzentration für Muscheln von 0,3 bis 0,7 mg/L N bei pH = 8 (entspricht 0,02 bis 0,04 mg/L NH<sub>3</sub>-N) abgeschätzt. Dieser Wert ist vergleichbar mit dem Bereich der von (Mummert et al. 2003) aus den Daten für zwei Unionidenarten mit 0,2 bis 0,5 mg/L N (Gesamtammonium bei pH = 8) abgeleitet wurde. Bei der Festlegung von Qualitätskriterien für Süßwasserorganismen durch die (US EPA 2009) wurden entsprechende Daten zur Ökotoxizität von Ammonium/Ammoniak auf Muscheln berücksichtigt. So gelten für Gewässer mit Muscheln 2,9 mg/L Gesamtammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N + NH<sub>3</sub>-N) als akuter Grenzwert und 0,26 mg/L als Grenzwert für chronische Belastung. Für Gewässer ohne Muscheln liegen die Grenzwerte für Gesamtammonium bei 5,0 mg/L N akut und 1,8 mg/L N chronisch für Gesamtammonium. Alle Grenzwerte wurden dabei auf pH = 8 und +25°C normiert. Daraus ergeben sich für Muschelgewässer 0,17 mg/L NH<sub>3</sub>-N (akut) und 0,015 mg/L NH<sub>3</sub>-N (chronisch) sowie für Gewässer ohne Muscheln 0,29 mg/L NH<sub>3</sub>-N (akut) und 0,10 mg/L NH<sub>3</sub>-N (chronisch).

Für einheimische Muschelarten konnten allerdings keine verwertbaren Ökotoxizitätsdaten gefunden werden. (Bahr 1994) gibt lediglich an, dass isoliertes Kiemengewebe von *Unio tumidus* bei Konzentrationen von 0,09 und 0,12 mg/L NH<sub>4</sub> einen deutlich

verminderten Sauerstoffumsatz zeigte und *Unio crassus* resistenter gegenüber erhöhten Ammoniumkonzentrationen zu sein scheint als *Unio tumidus* und *Unio pictorum*. Eine Untersuchung irischer Vorkommen von Flussperlmuscheln durch (Moorkens 2000) ergab für reproduzierende Populationen von *Margaritifera margaritifera* eine mittlere jährliche Gesamtammoniumkonzentration ( $\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$ ) von 0,015 bis 0,03 mg/L. Für Flussperlmuschelgewässer wird hier ein Niveau von < 0,1 mg/L N Gesamtammonium vorgeschlagen.

In der vorliegenden Arbeit werden, wegen fehlender Angaben zu Muscheln, vor allem die Daten von Fischen (siehe Tabellen in der [Anlage 4](#)) zur Ableitung des Schwellenwertes herangezogen. Falls in den bergbaubeeinflussten Gewässern empfindliche Muschelarten vorkommen, sollte zumindest geprüft werden, ob die vorkommenden Muschelarten ähnlich empfindlich reagieren, wie die amerikanischen Spezies.

Insgesamt gibt es nur relativ wenige Studien mit in Europa heimischen Fischarten. Häufig wurde dabei die akute Toxizität bei Lachsen (*Salmo salar*) untersucht, der als einer der sensitivsten Fische überhaupt gilt. Die meisten Werte für Salmoniden finden sich für die eingebürgerte Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*). Hier finden sich allein bei (Hamm et al. 1991) 46 Werte für die  $\text{LC}_{50}$ . Für Cypriniden liegen noch weniger Daten einheimischer bzw. eingebürgerter Arten vor. Die meisten Studien mit Cypriniden wurden für den Karpfen *Cyprinus carpio* erstellt. Für die amerikanische Dickkopfritze *Pimephales promelas* finden sich dagegen allein bei (Hamm et al. 1991) 48 Werte für die  $\text{LC}_{50}$ . Seit den 1970er Jahren und dann verstärkt seit den 1990ern, wurden auch Langzeitstudien mit Fischen erstellt. Schwierig hierbei scheint dabei die Erfassung repräsentativer und eindeutig auf Ammoniak und Ammonium rückführbarer Endpunkte für subletale Effekte zu sein. Häufig werden verminderte Wachstumsraten beschrieben (Fivelstad et al. 1993), (Brinkmann 2009), (Burkhalter & Kaya 1977). In mehreren Untersuchungen wurden histologische Veränderungen der Kiemen erfasst (Milne et al. 2000), (Fivelstad et al. 1993), (Hermanutz et al. 1987). Die signifikante Veränderung des Blutplasmas wurde von (Fivelstad et al. 1993) und (Wlasow & Dabrowska 1989) als geeigneter Endpunkt untersucht. (Twitchen & Eddy 1994) identifizierten die Beeinflussung des Natrium-Haushalts als sensiblen Endpunkt, da die  $\text{Na}^+$ -Aufnahme durch Ammoniumionen gestört wird. Die gestörte Natriumaufnahme kann zum Absterben der Organismen führen.

In Fließgewässern können entlang ihres Verlaufs verschiedene Empfindlichkeiten der vorkommenden Arten festgestellt werden, die durch die sich im Verlauf des Gewässers natürlicherweise verändernden Umweltparameter (wie Strömung, Temperatur, Nährstoffgehalte, Sauerstoffsättigung) erklärt werden können. Fließgewässer werden üblicherweise in Salmonidengewässer und Cyprinidengewässer unterteilt. Die Salmonidenregion befindet sich im Oberlauf der Fließgewässer, hat eine jährliche Temperaturamplitude von unter  $+20^\circ\text{C}$  und geringere Nährstofffrachten. Hier kommen in der Regel empfindlichere Arten vor, so dass geringere Nährstofffrachten und Schadstoffgehalte unabdingbar für ein intaktes Ökosystem sind.

Die Cyprinidenregion befindet sich im Mittel- und Unterlauf der Gewässer, in denen beispielsweise geringere Strömung und höhere organische Produktivität aufgrund höherer Nährstofffrachten zu finden sind. Charakteristisch ist eine Temperaturamplitude im Jahresverlauf von mehr als  $+20^\circ\text{C}$ . Die dort vorkommende Biozönose

kann generell als weniger empfindlich betrachtet werden. Zwar müssen Wanderfische (z. B. Meerforelle, Lachs) auch die Cyprinidenregion durchqueren, ihre empfindlichsten Stadien (Eier, Brut) wachsen aber in der Salmonidenregion auf und die Adulten halten sich nur vorübergehend in der Cyprinidenregion auf. Daher werden im Folgenden Schwellenwerte sowohl für Salmonidengewässer als auch für Cyprinidengewässer abgeleitet, um der unterschiedlichen Empfindlichkeit der Biozösen Rechnung zu tragen. Die neu abgeleiteten Schwellenwerte werden dann mit bereits bestehenden Qualitätszielen verglichen und daraus Schlüsse über ihre Relevanz gezogen.

### 6.3.1 Ableitung eines Schwellenwertes für Salmonidengewässer

#### Akutwert (Ausgangsdaten siehe Anlage 4)

Von den einheimischen Salmoniden, die in Toxizitätsstudien verwendet wurden, ist der Lachs (*Salmo salar*) die empfindlichste Fischart gegenüber Ammoniak bzw. Ammonium. Von der (IKSR 2009) werden für die eingebürgerte Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) LC<sub>50</sub>-Werte (96 Stunden) von 0,1 bis 1 mg/L Ammoniak (als NH<sub>3</sub>) genannt. Für den Lachs (*Salmo salar*) sind nach (IKSR 2009) LC 50-Werte (24 Stunden) von 0,1 bis 0,2 mg/L Ammoniak (NH<sub>3</sub>) zu finden. Die von (Knoph 1992) veröffentlichten sehr geringen LC<sub>50</sub>-Werte für NH<sub>3</sub>-N sind fragwürdig, da sie wegen der relativ niedrigen pH-Werte (z. B. pH = 6,05 bei +12,5°C) nur mit sehr hohen Mengen an Gesamtammoniumstickstoff (für die EC<sub>50</sub> von 0,091 mg/L NH<sub>3</sub> im Mittel 427,5 mg/L TAN) erreicht werden konnten. Solche extremen Werte findet man natürlicherweise nicht in Salmonidengewässern, daher wurden sie auch nicht für die Ableitung des Schwellenwertes herangezogen.

Von (Twitchen & Eddy 1994) wurde das erste Lebensstadium nach dem Schlupf (Dottersacklarve) als empfindlichstes Lebensstadium identifiziert. Direkt vergleichende Tests zwischen Bachforelle (*Salmo trutta*) und Lachs (*Salmo salar*) führten ebenfalls (Twitchen & Eddy 1994) durch. Es bestätigte sich eine höhere Empfindlichkeit der Lachse. Zudem kamen die Autoren zu dem Schluss, dass Wildpopulationen empfindlicher sind als Zuchtpopulationen.

Als Ausgangswert für die Ableitung des Schwellenwertes wird hier die von (Alabaster et al. 1979) ermittelte **LC<sub>50</sub> von 0,15 mg/L NH<sub>3</sub>** für eine 24-stündige Exposition von ***Salmo salar*** herangezogen.

Die US-EPA (US-EPA 2009) hat die Studie von (Alabaster et al. 1979) zwar aufgrund der Expositionszeit von nur 24 Stunden von der Bestimmung ihres akuten Kriteriums ausgeschlossen. Von (Hamm et al. 1991) und (EA UK 2007) sowie von der (IKSR 2009), die jeweils eine eingehende Betrachtung ihrer Ausgangsdaten durchgeführt haben, werden die Ergebnisse von (Alabaster et al. 1979) dagegen als zuverlässig eingestuft und für die Ableitung herangezogen. Aus diesem Grund wird der Wert auch hier verwendet.

Aufgrund des großen zur Verfügung stehenden Datensatzes zu akuten Toxizitätswerten für ein breites Spektrum von Taxa (vgl. auch Tabelle 17) und der Verwendung des niedrigsten Wertes kann der Sicherheitsfaktor von 1000 auf 10 reduziert werden (EC TGD 2003). Nach gleicher Methode wurden die Schwellenwerte in Großbritannien (EA UK 2007) und für den Rhein (IKSR 2009) ermittelt.

**Als Schwellenwert für akute Wirkungen in Salmonidengewässern ergibt sich unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors von 10 somit aus der LC<sub>50</sub> von 0,15 mg/L aus (Alabaster et al. 1979) eine PNEC von 0,015 mg/L NH<sub>3</sub>.**

**Chronischer Wert** (Ausgangsdaten siehe Anlage 4)

Daten zur chronischen Wirkung von Ammonium/Ammoniak auf Salmoniden gibt es weit weniger. Dabei darf nicht vernachlässigt werden, dass alle Lebensstadien der Fische für die Ökotoxizität geprüft werden bzw. die Exposition so lange andauern muss, dass eine Langzeitwirkung auch erfasst werden kann. Für die Ableitung der Langzeitumweltqualitätsnorm für Salmonidengewässer wurden auch Ökotoxizitäten für andere, ebenfalls als sensitiv eingestufte Organismen betrachtet.

Chronische Ökotoxizitätsdaten für die Planarie *Polycelis felina* zeigten in einer Untersuchung über 30 Tage, dass bis zu einer Konzentration von 0,02 mg/L NH<sub>3</sub> keine signifikante Mortalität auftrat (Alonso & Camargo 2011). Dieser den Salmoniden sehr ähnliche NOEC-Wert zeigt die Sensitivität der untersuchten Planarienart auf, die eine Charakterart oberer Fließgewässerbereiche ist.

Für *Gammarus pulex* (Crustaceae) fanden (Berenzen et al. 2001) eine NOEC für Mortalität bei 90-tägiger Exposition in Mesokosmen im Fließgewässer von 0,05 mg/L NH<sub>3</sub>.

Für einheimische empfindlichste Muschelarten wie die Unioniden liegen bislang keine chronischen Ökotoxizitätsdaten vor, jedoch lassen Ergebnisse von (Newton et al. 2003) mit der amerikanischen Unionide *Lampsilis cardium* ähnliche Sensitivitäten wie bei den Salmoniden vermuten. Hier fand sich bei 10-tägiger Exposition juveniler Organismen ein EC<sub>50</sub>-Wert von 0,051 mg/L NH<sub>3</sub>. Der Effekt war eine signifikant verringerte Wachstumsrate.

Für Fische liegen mehr Studien vor. Nach Freilandversuchen von (Hermanutz et al. 1987) liegt die NOEC der eingebürgerten Regenbogenforelle zwischen 0,041 und 0,045 mg/L NH<sub>3</sub>-N. Die niedrigsten wirksamen Konzentration (LOEC) bewegten sich in diesen Versuchen zwischen 0,071 und 0,145 mg/L NH<sub>3</sub>-N. (Thurston et al. 1984) beobachteten über fünf Jahre die Wirkungen verschiedener Konzentrationen (0,01 bis 0,07 mg/L NH<sub>3</sub>) von Ammonium und Ammoniak auf Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*). Dabei fanden sie in drei Generationen bis zu einer Konzentration von 0,07 mg/L NH<sub>3</sub> keine nachteiligen Auswirkungen auf Überleben, Fortpflanzung und Wachstum der Fische. Jedoch wurden bereits bei einer Konzentration von 0,04 mg/L (LOEC) bei der Eltern- und F1-Generation Kiemen-schäden festgestellt, die sich aber nicht auf die o.g. Kriterien auswirkten.

Eine von (Burkhalter & Kaya 1977) veröffentlichte Untersuchung über die 42-tägige Exposition von fertilen Eiern und Fischlarven von Regenbogenforellen fand heraus, dass die Fischlarven bei einer Konzentration von 0,05 mg/L NH<sub>3</sub> Wachstumsverzögerungen zeigten.

Von (Solbé & Shurben 1989) wurden Versuche mit Laich von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) über 73 Tage durchgeführt. Dabei wurden in einem Ansatz die Eier am 1. Tag nach der Befruchtung exponiert, in einem zweiten Ansatz wurde 24 Tage nach der Befruchtung (Eier im Augenstadium) mit der Exposition begonnen.

Letale Effekte konnten bereits bei einer Ammoniakkonzentration von 0,027 mg/L festgestellt werden. Bei dieser Konzentration kam es zu einer kumulativen Mortalität von 71% der Eier und Larven. Ein NOEC-Wert konnte nicht bestimmt werden, da die Effekte bereits bei der geringsten untersuchten Konzentration auftraten. Die Studie wird dennoch von (EA UK 2007) als vertrauenswürdig angesehen, da die Methode detailliert beschrieben ist, eine Durchflussmethode verwendet und die Expositionskonzentrationen regelmäßig untersucht wurden. Der NOEC-Wert kann nicht nach der in der (EC TGD 2003) verzeichneten und von (Nendza 2003) beschriebenen Methode abgeleitet werden, da die Effekte bei 71% der exponierten Individuen auftraten. Der von (Solbé & Shurben 1989) gefundene LOEC-Wert von 0,022 mg/L NH<sub>3</sub> für eine Mortalität (Eier, Dottersacklarven und Brut) im Laufe von 73 Tagen von 71% wird ersatzweise als EC<sub>20</sub> behandelt. Die Ökotoxizitätsdaten von (Solbé & Shurben 1989) wurden in dieser Form auch zur Ableitung chronischer Umweltqualitätsstandards in Großbritannien (EA UK 2007) verwendet.

Zur Ableitung der PNEC wird der geringste, aus der Studie von (Solbé & Shurben 1989) abgeleitete, EC<sub>20</sub>-Wert von 0,027 mg/L zunächst durch 2 dividiert, um den NOEC-Wert zu extrapolieren (EC TGD 2003). (EA UK 2007) halten einen zusätzlichen Sicherheitsfaktor von 10 für ausreichend, da eine breite Datenbasis, inklusive einer Studie über mehrere Generationen und eine Reihe von Studien an künstlichen Ökosystemen vorliegen. Auch die (IKSR 2009) verwendet einen Sicherheitsfaktor von 10. Der wird auch in der vorliegenden Arbeit übernommen.

**Als Schwellenwert für chronische Wirkungen in Salmonidengewässer ergibt sich unter Berücksichtigung eines Faktors von 2 für die Berechnung des NOEC und eines Sicherheitsfaktors von 10 somit aus der LC<sub>20</sub> von 0,027 mg/L aus (Solbé & Shurben 1989) eine PNEC von 0,001 mg/L NH<sub>3</sub>.**

### 6.3.2 Ableitung eines Schwellenwertes für Cyprinidengewässer

**Akutwert** (Ausgangsdaten siehe [Anlage 4](#))

Cypriniden gelten im Allgemeinen als weniger empfindlich gegen Ammonium und Ammoniak als Salmoniden (IKSR 2009). (Solbé et al. 1985) postulierten allerdings, dass Cypriniden ähnliche Sensitivitäten gegenüber der Toxizität von Ammoniak und Ammonium haben wie Salmoniden und die Effekte lediglich später eintreten.

Für typische Arten aus Cyprinidengewässern liegen nur relativ wenige Daten vor. Toxizitätstests mit Karpfen (*Cyprinus carpio*) über 96 Stunden wurden von (Abbas 2006) mit einem LC<sub>50</sub> - Wert von 0,93 mg/L NH<sub>3</sub> beschrieben. (Hasan & Macintosh 1986) sowie (Dabrowska & Wlasow 1986) ermittelten LC<sub>50</sub> - Werte von 1,74 mg/L bzw. 1,6 mg/L NH<sub>3</sub> für Karpfenbrut. (Ball 1967) führte Toxizitätstests mit Plötzen (*Rutilus rutilus*), Flußbarschen (*Perca fluviatilis*), Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*) und Brachsen (*Abramis brama*) durch und errechnete chronische Effektkonzentrationen nach der Methode der asymptotischen Annäherung von (Litchfield & Wilcoxon 1949). Dabei erwies sich die Plötze als empfindlichste Art.

(Gomulka et al. 2011) untersuchten Döbel (*Leuciscus cephalus*) und fanden eine LC<sub>50</sub> von 0,62 mg/L NH<sub>3</sub>. (Solbé et al. 1985) führten einen akuten Toxizitätstest mit Adulten der einheimischen Plötze (*Rutilus rutilus*) durch und gelangte zu einem LC<sub>50</sub>-

Wert von 0,35 mg/L NH<sub>3</sub>, den auch (Ball 1967) rechnerisch nach der Methode von (Litchfield & Wilcoxon 1949) ermittelt.

Angewandt wird das gleiche Verfahren zur Ableitung eines Umweltqualitätsstandards für kurzzeitige Exposition wie bei den Salmonidengewässern. Der niedrigste LC<sub>50</sub>-Wert von 0,35 mg/L NH<sub>3</sub> (Solbé et al. 1985) wird dabei mit einem Sicherheitsfaktor von 10 dividiert.

**Als Schwellenwert für akute Wirkungen in Cyprinidengewässern ergibt sich unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors von 10 somit aus der LC<sub>50</sub> von 0,35 mg/L (Solbé et al. 1985) eine PNEC von 0,035 mg/L NH<sub>3</sub>.**

**Chronischer Wert** (Ausgangsdaten siehe Anlage 4)

Es konnten bei den Recherchen nur sehr wenige Langzeitstudien zu den Auswirkungen von Ammonium/Ammoniak auf typische Organismen in einheimischen Cyprinidengewässern gefunden werden. Chronische Toxizitätsdaten für einheimische Cypriniden, bei denen Effekte hinsichtlich Mortalität, Wachstum oder Fortpflanzung beobachtet wurden, waren lediglich bei (Ball 1967) zu finden. Erfasst wurden dabei LC<sub>50</sub>-Werte für Plötzen (*Rutilus rutilus*), Flußbarsche (*Perca fluviatilis*), Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*) und Brachsen (*Abramis brama*) im Bereich von 0,29 bis 0,41 mg/L NH<sub>3</sub>. Einschränkend muss angeführt werden, dass die Werte nicht experimentell über einen bestimmten Zeitraum ermittelt wurden, sondern nach der Methode der asymptotischen Annäherung von (Litchfield & Wilcoxon 1949) bestimmt wurden.

Untersuchungen mit als weniger sensitiv geltenden Invertebraten ergaben für *Potamopyrgus antipodarum* bei einer Exposition über 40 Tage (Alonso & Camargo 2008) einen NOEC-Wert von 0,13 mg/L NH<sub>3</sub>. (Berenzen et al. 2001) ermittelten für *Radix ovata* bei einer Versuchsdauer von 90 Tagen einen NOEC von 0,5 mg/L NH<sub>3</sub>-N.

Für die Festlegung von Umweltqualitätsnormen wurde in Kanada, Großbritannien und den USA keine Unterscheidung der Gewässer in Salmoniden- und Cyprinidengewässer vorgenommen.

Aufgrund der ungenügenden Datenlage wird hier daher auf die Ableitung eines eigenen Schwellenwertes aus den Ökotoxizitätsdaten verzichtet.

Die EU-Fischgewässerverordnung (EU 2006a) gibt für Cyprinidengewässer einen Richtwert von 0,005 mg/L NH<sub>3</sub> und einen imperativen (Grenz-)Wert von 0,025 mg/L NH<sub>3</sub> vor. Diese Werte wurden aus der ersten Fassung der Fischgewässerrichtlinie (78/659/EWG) vom 18.07.1978 unverändert übernommen. (Hamm et al. 1991) nehmen bezug auf den von (Haywood 1983) in einem Literaturreview als Qualitätsziel empfohlenen Grenzwert von 0,01 mg/L NH<sub>3</sub> für Cyprinidengewässer. Seiner Argumentation folgend muss ein Grenzwert für die Langzeitexposition deutlich geringer sein als für akute Expositionszustände. Der von ihm vorgeschlagene Grenzwert beruht auf den Ökotoxizitätsdaten von (Ball 1967), die nur geringe toxische Effekte unterhalb einer Konzentration von 0,03 mg/L NH<sub>3</sub> vermuten lassen. (Haywood 1983) schlägt 0,01 mg/L NH<sub>3</sub> als Grenzwert vor, um nachteilige Effekte bei Dauerkonzentrationen mit hoher Sicherheit auszuschließen. Eine Überschreitung des

Wertes bedeutet laut (Haywood 1983) jedoch nicht zwangsläufig, dass es zu Schädigungen der Biozönose kommt. (Hamm et al. 1991) bezeichnen diesen Wert als „letztendlich anzustrebendes Qualitätsziel“ und merken an, dass dieser Wert vermutlich bereits einen Sicherheitsfaktor von 10 beinhaltet. Wegen der Unterschiede zwischen den Ergebnissen von Labor- und Freilanduntersuchungen sowie unter Beachtung der Tatsache, dass der Wert von Haywood im Bereich der natürlichen Hintergrundwerte liegt, schlagen (Hamm et al. 1991) vor den in der EU Fischgewässerverordnung (EU 2006a) genannten imperativen Wert von 0,025 mg/L NH<sub>3</sub> zu übernehmen. Diesem Vorschlag schließen sich auch die Autoren des vorliegenden Berichtes an.

**Als Schwellenwert für chronische Wirkungen in Cyprinidengewässern wird die Übernahme des imperativen (I-)Wertes der EU-Fischgewässerverordnung (EU 2006a) für Cyprinidengewässer von 0,025 mg/L NH<sub>3</sub>-N empfohlen.**

### 6.3.3 Vergleich der abgeleiteten Schwellenwerte mit vorhandenen Vorgaben

Die vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen für Ammoniak sind in der Tabelle 21 zusammengefasst und gestatten einen Vergleich mit Vorgaben anderer Institutionen.

**Tabelle 21: Übersicht über die für Ammoniak vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen**

Quelle	Salmonidengewässer		Cyprinidengewässer	
	akut	chronisch	akut	chronisch
diese Studie	0,015 mg/L NH <sub>3</sub>	0,001 mg/L NH <sub>3</sub>	0,035 mg/L NH <sub>3</sub>	0,025 mg/L NH <sub>3</sub>
(CCME 2010)	0,019 mg/L NH <sub>3</sub>			
(IKSR 2009)	0,010 mg/L NH <sub>3</sub>	0,005 mg/L NH <sub>3</sub>	-	
(EU 2008) „Muschelgewässer“	0,20 mg/L NH <sub>3</sub> *	0,018 mg/L NH <sub>3</sub> *	0,20 mg/L NH <sub>3</sub> *	0,018 mg/L NH <sub>3</sub> *
(EU 2008) „Nichtmuschelgewässer“	0,35 mg/L NH <sub>3</sub> *	0,12 mg/L NH <sub>3</sub> *	0,35 mg/L NH <sub>3</sub> *	0,12 mg/L NH <sub>3</sub> *
(EA UK 2007)	0,0068 mg/L NH <sub>3</sub>	0,0011 mg/L NH <sub>3</sub>	0,0068 mg/L NH <sub>3</sub>	0,0011 mg/L NH <sub>3</sub>
(LAWA 2007)	0,3 mg/L NH <sub>4</sub> -N (z.B. 0,015 mg/L NH <sub>3</sub> bei pH = 8 und +25°C)			
(EU 2006a) I-Wert	0,025 mg/L NH <sub>3</sub>		0,025 mg/L NH <sub>3</sub>	
(EU 2006a) G-Wert	0,005 mg/L NH <sub>3</sub>		0,005 mg/L NH <sub>3</sub>	
(De Koekkoek 2005)	0,024 mg/L NH <sub>3</sub>		0,036 mg/L NH <sub>3</sub>	

\*) berechnet aus den Angaben für in (US EPA 2009) S. 9 Table B bzw. S. 31 Table C

In Kanada (CCME 2010) wurde ein allgemein gültiger Grenzwert für Süßwasser von 0,019 mg/L NH<sub>3</sub> festgelegt. Eine Unterscheidung in akute und chronische Zeiträume wurde nicht getroffen. Die amerikanische Umweltbehörde (US EPA 2009) nahm eine Unterteilung der Fließgewässer in Muschel- und Nichtmuschelgewässer vor. Die Grenzwerte beziehen sich auf den Gesamtammoniumkonzentration (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>+ NH<sub>3</sub>) und werden aus ausgewählten Datensätzen (GMCV bzw. GMAV) für verschiedene Taxa berechnet. Als Akutwert (CMC) gelten seit 2009 für Muschelgewässer 2,9 mg/L und für Nichtmuschelgewässer 5,0 mg/L Gesamtammonium-N. Als chronische Grenz-

werte (CCC) wurden 0,26 mg/L N für Gewässer mit Muscheln und 1,8 mg/L Gesamtammonium-N für Gewässer ohne Muscheln festgelegt. Die genannten Werte gelten für pH = 8 und +25°C und werden für den jeweiligen Fall nach speziellen Formeln in Abhängigkeit von der Temperatur und dem pH-Wert berechnet.

Die (IKSR 2009) hat als Akutwert für den Rhein eine Umweltqualitätsnorm von 0,01 mg/L NH<sub>3</sub> veröffentlicht. Die chronische Belastung mit Ammoniak soll im Rhein nicht über 0,005 mg/L NH<sub>3</sub> liegen. Das Schutzziel für den Rhein war für die (IKSR 2009) die langfristige Wiederbesiedlung mit Lachsen, so dass die Werte für Salmonidengewässer gelten.

In Großbritannien wurden von (EA UK 2007) für alle Fließgewässertypen gleichermaßen Umweltqualitätsnormen (PNEC) für kurzzeitige und langfristige Belastungen vorgeschlagen. Der Grenzwert für kurzzeitige Ammoniakkonzentrationen beträgt 0,0068 mg/L NH<sub>3</sub>, chronische Ammoniakkonzentrationen sollen 0,0011 mg/L NH<sub>3</sub> nicht überschreiten. In der (LAWA 2007) ist bei Ammonium ein Orientierungswert von 0,3 mg/L NH<sub>4</sub>-N (Jahresmittelwert) für den guten Zustand festgelegt, woraus sich z. B. für pH = 8 und +25°C eine Konzentration von 0,021 mg/L NH<sub>3</sub> ergibt.

Die Fischgewässerrichtlinie der (EU 2006a) gibt als imperativen Wert (I-Wert) 0,025 mg/L Ammoniak für Salmoniden- und Cyprinidengewässer vor. Als Leitwert (G-Wert) soll eine Ammoniakkonzentration unter 0,005 mg/L angestrebt werden. Unterschiede finden sich in den Leitwerten für die Gesamt-Ammoniumkonzentration, die für Salmonidengewässer bei 0,04 mg/L, für Cyprinidengewässer bei 0,2 mg/L NH<sub>4</sub> liegt. Als imperativer Wert gilt für beide Gewässertypen 1 mg/L Gesamtammonium. Die EU-Fischgewässerrichtlinie (EU 2006a) nimmt als einzige gesetzliche Richtlinie in Europa (vgl. Tabelle 4), wie auch die vorliegende Arbeit, eine Unterteilung der Gewässer in Salmoniden- und Cyprinidengewässer (bzw. Bergland- und Flachlandgewässer) vor. Allerdings unterscheiden sich lediglich die Leitwerte (G-Werte) der Gesamtammoniumkonzentration.

In Österreich wurden von (de Koekkoek 2005) Umweltqualitätsnormen getrennt nach Fließgewässern im Bergland und Flachland vorgeschlagen, was der Unterscheidung zwischen Salmoniden- und Cyprinidengewässern entspricht. Für Berglandgewässer wurde ein Wert von 0,024 mg/L NH<sub>3</sub> und für Flachlandgewässer von 0,036 mg/L NH<sub>3</sub> vorgeschlagen

In Großbritannien wurden von (EA UK 2007) für alle Fließgewässertypen gleichermaßen Umweltqualitätsnormen (PNEC) für kurzzeitige und langfristige Belastungen vorgeschlagen. Der in dieser Studie genannte Grenzwert für kurzzeitige Ammoniakkonzentrationen beträgt 0,0068 mg/L NH<sub>3</sub>, chronische Ammoniakkonzentrationen sollen 0,0011 mg/L NH<sub>3</sub> nicht überschreiten. In der (LAWA 2007) ist bei Ammonium ein Orientierungswert von 0,3 mg/L NH<sub>4</sub>-N (Jahresmittelwert) für den guten Zustand festgelegt. Hieraus ergibt sich beispielsweise für pH = 8 und +25°C eine Konzentration von 0,015 mg/L NH<sub>3</sub>.

Ein Vergleich der in dieser Arbeit abgeleiteten Umweltqualitätsnormen mit den Richtlinien anderer Staaten und Organisationen zeigt, dass die Werte in der gleichen Größenordnung liegen wie die Festlegungen der (CCME 2010), (IKSR 2009), (EU 2006a) und (de Koekkoek 2005). Die (US EPA 2009) gibt teilweise höhere und (EA UK 2007) teilweise geringere Schwellenwerte an.

### 6.3.4 Bewertung dieser Vorgaben

Alle Werte in der Tabelle 21 wurden auf wissenschaftlicher Grundlage erarbeitet. Allerdings sind die Hintergrunddaten für die Grenz- und Richtwerte der europäischen Fischgewässerrichtlinie (EU 2006a) und die Schwellenwert der (LAWA 2007) nicht in den entsprechenden Dokumenten aufgeführt. Die Qualitätsnormen der (CCME 2010), (US EPA 2009), (EA UK 2007) bzw. (UKTAG 2008) sind auf Grundlage umfangreicher Sammlungen ökotoxikologischer Daten auf Basis dokumentierter Verfahrensvorschriften (CCME 1991), (Stephan et al. 1985), (EC TGD 2003) erstellt worden, die in den entsprechenden Dokumenten oder zugehörigen Hintergrundberichten eingehend offengelegt sind. Die Basisdaten wurden zudem einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Die Datenbasis umfasste Vertreter aller Trophieebenen. Auch Daten von Ökosystemuntersuchungen wurden zumindest aufgeführt und diskutiert.

Die (IKSR 2009) bezieht sich zwar auf Literaturwerte von Vertretern aller Trophieebenen, die nach einer dokumentierten Verfahrensvorschrift verarbeitet wurden. Allerdings werden nur ausgewählte Daten der empfindlichsten Gruppen (Fische sowie Vergleichswerte für Muscheln) in der Arbeit dokumentiert. Die Herleitung des Akutwertes für Lachse basiert aber auf einem Wert, dessen Quellen nicht angegeben sind. (De Koekkoek 2005) verwendet ebenfalls nur die Daten der empfindlichsten Fischarten und berechnet die Qualitätsnormen nach der Methode der (US EPA 1999). In den sehr gut dokumentierten Studien (CCME 2010), (US EPA 2009), (EA UK 2007) wird auf die Wechselwirkung mit anderen Stressoren eingegangen. Sie werden diskutiert, gehen aber bei der Herleitung der Qualitätsnormen nicht in die jeweiligen Berechnungsalgorithmen ein, da solche Wechselwirkungen bzw. extreme Bedingungen (Sauerstoffmangel etc.) als Ausnahmefälle gesehen werden.

(Hamm et al. 1991) empfehlen nach eingehender Prüfung toxikologischer Daten die von (Haywood 1983) genannten 0,002 mg/L für Salmoniden und 0,010 mg/L  $\text{NH}_3$  für andere Süßwasserfische als letztlich anzustrebende Qualitätsziele zu übernehmen. Der in der EG-Fischgewässer-Richtlinie (EU 2006a) genannte Grenzwert (I-Wert) der Ammoniakkonzentration von 0,025 mg/L wird unter Berücksichtigung ökologischer Betrachtungen weitgehend bestätigt und als vorläufiges Qualitätsziel genannt. Die Autoren der Studie kommen weiterhin zu dem Schluss, dass der I-Wert der Ammoniumkonzentration von 1 mg/L zu hoch ist. Für Salmonidengewässer wird für Gesamtammonium ein Qualitätsziel von 0,2 mg/L  $\text{NH}_4$  und für Cyprinidengewässer ein Qualitätsziel von 0,4 mg/L  $\text{NH}_4$  vorgeschlagen. Es wird aber darauf hingewiesen, dass „eine Flexibilität nach den jeweiligen Gewässerverhältnissen beibehalten werden soll (z. B. Begrenzung auf die kritischen Zeiten Frühjahr/Frühsummer, Beachtung von Temperatur und pH-Wert im Gewässer, Zeitfaktor).“ Angaben zur zeitlichen Dauer bzw. Häufigkeit eventueller Überschreitungen der genannten Qualitätsziele konnten von (Hamm et al. 1991) nicht gemacht werden. Von der (US EPA 2009) wird zu diesem Thema für die akute Belastung festgelegt, dass der Stundenmittelwert im Durchschnitt nicht mehr als einmal in drei Jahren überschritten werden darf. Bei der chronischen Belastung darf der 30-Tages-Mittelwert im Durchschnitt nicht mehr als einmal in drei Jahren überschritten werden. Darüber hinaus darf der höchste 4-Tages-Durchschnittswert innerhalb der 30-tägigen Überschreitungperiode den chronischen Schwellenwert nicht mehr als das 2,5-fache übersteigen. Diese Bestimmungen sind in der Routine schwer zu kontrollieren. Nach den Festlegungen der (IKSR 2009) darf die zulässige Höchstkonzentration

ZHK-UQN (akute Belastung) nicht überschritten werden. Für die chronische Belastung ist eine zulässige Jahresdurchschnittskonzentration (JD-UQN) festgelegt, die nicht überschritten werden darf. Diese Regelung ist praktikabler und wird bezüglich der Einhaltung des Ammoniakwellenwertes auch für die vorliegende Studie empfohlen.

Eine Verschärfung des Qualitätsziels der EG-Fischgewässer-Richtlinie (EU 2006a) für freies Ammoniak ist nach den uns vorliegenden neueren Erkenntnissen nicht erforderlich, obwohl sich anhand der verwendeten ökotoxikologischen Labordaten für Salmonidengewässer ein geringerer Wert für die chronische Belastung ergibt. Nach (Hamm et al. 1991) werden in Gewässern oft erheblich höhere Konzentrationen an Ammonium bzw. Ammoniak ertragen als unter Laborbedingungen. So werden nach (Hamm et al. 1991) in Gewässern oft erheblich höhere Konzentrationen an Ammonium bzw. Ammoniak ertragen als unter Laborbedingungen. Dabei spielen physiologische Anpassungen und Fluchtreaktionen eine Rolle. Zudem liegt der in der vorliegenden Studie errechnete Wert von 0,001 mg/L  $\text{NH}_3$  für die chronische Belastung im Bereich der natürlichen Grundlast, bei der in natürlichen Gewässern keine Schädigungen der Lebensgemeinschaft zu beobachten sind. Er enthält allerdings auch einen Sicherheitsfaktor von 10. Auf der anderen Seite ist unverändert festzustellen dass auch aktuell noch Untersuchungen an vielen empfindlichen, einheimischen Arten bzw. weitere gesamtökologische Untersuchungen nach der Arbeit von (Hermanutz et al. 1987) fehlen. Daher sind die in (Hamm et al. 1991) genannten Qualitätsziele auch beim heutigen Kenntnisstand noch als verlässlich zu bewerten und können somit weiter verwendet werden.

Abschließend wird in der vorliegenden Studie empfohlen den I-Wert der EG-Fischgewässer-Richtlinie (EU 2006a) von 0,025 mg/L  $\text{NH}_3$  als Schwellenwert für die chronische Belastung zu verwenden. Zur orientierenden Bewertung des Gesamtammoniums können die von (Hamm et al. 1991) Qualitätsziele für Salmonidengewässer von 0,2 mg/L  $\text{NH}_4$  und für Cyprinidengewässer 0,4 mg/L  $\text{NH}_4$  übernommen werden. Dies berücksichtigt die Tatsache, dass die Biozönose in Cyprinidengewässern als etwas toleranter angesehen wird. Die Werte haben auch unter Berücksichtigung aktueller ökotoxikologischer Daten weitgehend Bestand. Der I-Wert der EG-Fischgewässer-Richtlinie (EU 2006a) für Ammoniak hat zudem zumindest für benannte Fischgewässer auch in Sachsen noch bis 2013 den Status gültigen Rechts.

Bei der Bewertung konkreter Fälle sollte vor der Einleitung von Wasser mit erhöhter Ammoniumkonzentration eine Untersuchung der real vorliegenden Verhältnisse (pH-Wert, Frachten, Temperatur, Biozönose) erfolgen. Die Werte können entsprechend angepasst werden, wenn die Umstände eine begründete Abweichung von den genannten Ammoniumkonzentrationen (0,2 bis 0,4 mg/L  $\text{NH}_4$ ) erlauben oder erfordern.

## 6.4 Gefährdungen durch Ammonium bzw. Ammoniak bei Vermischung qualitativ und quantitativ verschiedener Wasserströme

### 6.4.1 Beurteilung der ökologischen Folgen punktförmiger Ammonium-einleitungen in Fließgewässer

Bei der Beurteilung der ökologischen Folgen von Ammoniumeinleitungen in Fließgewässer sind folgende Aspekte von Bedeutung:

- Fließgewässertyp und natürliches Arteninventar (z. B. „Salmonidengewässer“ oder „Cyprinidengewässer“)
- Ammoniumkonzentration, Puffervermögen, Temperatur, Sauerstoffgehalt und pH-Wert im Fließgewässer
- Menge der Wasserpflanzen im Fließgewässer
- Ammoniumfracht, Puffervermögen, Temperatur und pH-Wert der Einleitung
- Mengenverhältnis zwischen Durchfluss im Fließgewässer und Einleitmenge
- Fließcharakteristik des Fließgewässers und Gestaltung der Einleitstelle
- Ggf. Anwesenheit und Menge von Hemmstoffen der Nitrifikation
- Ggf. Anwesenheit von Stoffen, die die Ammonium- bzw. Ammoniaktoxizität erhöhen

Der Fließgewässertyp ist von Bedeutung, da hier schon Unterschiede in der Empfindlichkeit der betroffenen Biozönose ausgemacht werden können. In Unterlauf von Fließgewässern (z. B. größere Fließgewässer der Niederungen), d. h. in der „Cyprinidenregion“, ist die vorhandene Biozönose bereits natürlicherweise weniger empfindlich für erhöhte Ammoniumbelastungen als im Oberlauf von Fließgewässern (z. B. kleinere Fließgewässer des Berglandes), d. h. in der „Salmonidenregion“.

Die Wasserbeschaffenheit sowie die Mengenverhältnisse zwischen Fließgewässer und Einleitmenge sind zur Beurteilung der potenziellen Konzentration des toxischen, freien Ammoniaks in der Mischung wichtig. So steigt beispielsweise nach (WHO 1986) die toxische Wirkung von Ammonium auf Fische bei abnehmendem Sauerstoffgehalt. Nach (Reichenbach-Klinke 1966) ist bei Anwesenheit von Metallsalzen mit einer erhöhten Ammoniakempfindlichkeit bei Fischen zu rechnen.

Von der Fließcharakteristik des Fließgewässers und der Gestaltung der Einleitstelle hängt die Ausdehnung der „Abwasserfahne“ ab. Diese ist bei stark turbulenten, gut strukturierten Fließgewässern mit starker horizontaler und vertikaler Durchmischung kürzer als in ruhiger fließenden Gewässern mit einförmiger Gerinnemorphologie.

### 6.4.2 Auswirkungen zeitlich begrenzter Einleitungen von Wässern mit erhöhter Ammoniumkonzentration

Die Auswirkungen zeitlich begrenzter Einleitungen von Wässern mit erhöhter Ammoniumkonzentration hängen allgemein von den unter Abschnitt 6.4.1 aufgeführten Randbedingungen ab. Auch die Dauer der Belastung spielt eine Rolle. Beispielsweise führen kurzzeitige Stoßbelastungen über der akut toxischen Konzentration nach der Umweltbehörde Hamburg (Hamburg 2001) zu keinen Schädigungen, wenn sich Fische anschließend in unbelastetem Wasser erholen können. Ständige Schwankungen der Ammoniakkonzentration werden schlechter ertragen, als eine konstant erhöhte Exposition.

### 6.4.3 Länge der Fließstrecke mit nachteiligen Auswirkungen

Die Länge der Fließstrecke mit nachteiligen Auswirkungen kann nicht auf Basis einer allgemeingültigen Vorgabe festgelegt werden, sondern muss für den konkreten Einzelfall betrachtet werden. Wichtig für die Beurteilung der Länge der betroffenen Fließstrecke in einem Fließgewässer mit Ammoniumeinleitung sind der pH-Wert und die Wassertemperatur für die Aktivität der Nitrifikanten sowie die Fließgeschwindigkeit (Aufenthaltszeit im Abschnitt), die Gerinnegeometrie und der Bewuchs mit Wasserpflanzen. Nach (Hamm et al. 1991) sind die Gerinnegeometrie und der Pflanzenbewuchs entscheidend für die Menge der sessilen Nitrifikanten, die in Fließgewässern den überwiegenden Teil der Nitrifikationsleistung erbringen. Weiterhin spielt der Gehalt an suspendiertem Feinsediment im Wasser eine Rolle für die Nitrifikation, weil die Oberfläche dieser Sedimentpartikel mit Nitrifikanten besiedelt ist. Die submersen Wasserpflanzen nehmen ebenfalls Ammonium aus dem Wasser auf.

Nach (Hamm et al. 1991) ergab eine Modellierung eines Fließgewässers bei gleicher Tallänge und Breite des Gewässers für ein mäandrierendes Gewässer mit entsprechend höherer Pflanzenbiomasse und geringerer Fließgeschwindigkeit für den vollständigen Abbau einer Ausgangsmenge von 4 mg/L NH<sub>4</sub> etwa 10 Kilometer Lauflänge, während für ein begradigtes, schneller fließendes Gewässer mit geringerem Makrophytenbewuchs dafür etwa 20 Kilometer benötigt werden.

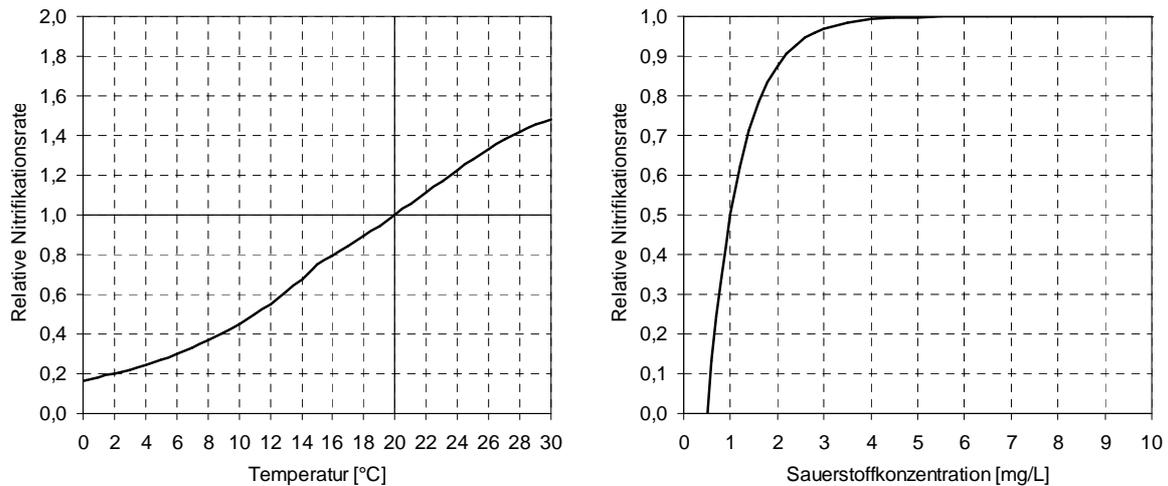
Die Abhängigkeit der Nitrifikation von der Temperatur wird in (Hamm et al. 1991) mit zwei Formeln für unterschiedliche Temperaturbereiche beschrieben. Es werden je nach Temperaturbereich zwei unterschiedliche Exponentialfunktionen für den Abbau von Ammonium in Fließgewässern genannt:

$$K_{(T)} = K_{(20)} \cdot 0,75 \cdot 1,108^{(T-15)} \quad \dots\dots\dots 0^{\circ}\text{C} < T < 15^{\circ}\text{C} \quad \dots\dots\dots (8)$$

$$K_{(T)} = K_{(20)} \cdot \frac{1,5}{\left(\frac{T-32}{17}\right)^2 + 1} \quad \dots\dots\dots +15^{\circ}\text{C} \leq T < +30^{\circ}\text{C} \quad \dots\dots\dots (9)$$

Dabei ist K<sub>(T)</sub> die gesuchte Abbaurrate bei der Temperatur T und K<sub>(20)</sub> die Referenzrate bei +20°C. Weiterhin besteht nach (Hamm et al. 1991) eine Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt in der Form:

$$K_{(O)} = 1 - e^{-1,39 \cdot (O_2 - 0,5)} \quad \dots\dots\dots (10)$$



**Bild 66: Abhängigkeiten der auf +20°C bezogenen relativen Nitrifikationsrate von der Wassertemperatur und von der Sauerstoffkonzentration**

Der Gehalt organischer Substanzen hat bei höheren Konzentrationen einen hemmenden Einfluss auf die Nitrifikation. Im Konzentrationsbereich unter 6 mg/L BSB<sub>5</sub>, wie er üblicherweise auftritt, besteht jedoch keine Hemmung.

## 6.5 Auswirkung der Alkalisierung (Primärneutralisation) der Bergbaufolgeseen auf die Konzentration von Ammonium und Ammoniak und deren Auswirkungen auf die Biozönose

### 6.5.1 Allgemeines

Wegen des chemischen Ammonium-Ammoniak-Gleichgewichtes (vgl. [Abschn. 5.2.1](#)) besteht bei höheren Ammoniumkonzentrationen und Temperaturen im Gewässer v. a. bei plötzlich ansteigendem pH-Wert deutlich über dem Neutralpunkt durch Zugabe von Neutralisationsmitteln eine erhöhte Gefahr von akuten Schädigungen empfindlicher Gewässerorganismen durch Ammoniak (vgl. [Abschn. 6.1](#)). Am meisten kritisch zu bewerten ist hinsichtlich hoher pH-Werte die Verwendung von Kalkhydrat  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  als Neutralisationsmittel. Verfahrensbedingt können bei der Dosierung von Kalkhydrat lokal sehr hohe pH-Werte bis über  $\text{pH} > 9$  auftreten. Fische sind besonders empfindlich gegen Ammoniak. Erste Fischarten können etwa ab  $\text{pH} = 4,0$  bis  $4,5$  im Gewässer vorkommen. Daher sollte der pH-Wert bei der technischen Neutralisierung möglichst durch die zugegebene Menge an Neutralisierungsmittel zunächst nicht über den Neutralpunkt ( $\text{pH} > 7$ ) angehoben werden, wenn die Ammoniumkonzentration über ca.  $1,5 \text{ mg/L NH}_4\text{-N}$  liegt und Fische im Gewässer vorkommen. Durch die Anhebung des pH-Wertes über  $\text{pH} > 5...6$  wird eine Ansiedlung von Nitrifikanten ermöglicht bzw. die Hemmung der Nitrifikation beseitigt.

Ein Anstieg des pH-Wertes deutlich über  $\text{pH} > 8$  erfolgt natürlicherweise erst, wenn der Kohlensäure-Hydrogencarbonat-Puffer im Gewässer erschöpft ist. Dies tritt vor allem dann auf, wenn das Gewässer größere Mengen an Phytoplankton enthält, das bei starker Sonneneinstrahlung durch die Photosynthese Kohlensäure und Hydrogencarbonat verbraucht und so das chemische Gleichgewicht auf die Seite des Carbonats verschiebt.

Da die Phytoplanktonbiomasse in schwefelsauren Bergbaufolgeseen meist gering ist, das Wasser sich kurz nach der Neutralisation durch Ausfällungen (z. B. Eisenocker) meist deutlich eintrübt und durch die Neutralisierung zunächst auch Phosphat mit ausgefällt wird, sind zunächst auch keine größeren Phytoplanktonmengen zu erwarten, die zu pH-Anstiegen deutlich über  $\text{pH} > 8$  beitragen könnten.

Bei der chemischen Neutralisation von Bergbaufolgeseen kommt es aufgrund des Fehlens eines Hydrogencarbonatpuffers bei der Verwendung von Kalkhydrat sehr schnell zu einer Überschreitung des Neutralwertes  $\text{pH} = 7$ .

Die Etablierung von Nitrifikanten und damit die Verminderung der Ammoniumkonzentration im Gewässer dauern wegen ihrer langsamen Vermehrungsrate nach der Neutralisation in der Regel mehrere Monate (vgl. Abschn. 4.3.2.3). Wegen der Temperaturabhängigkeit und dem überwiegend sessilen Vorkommen ist die Dauer auch von der Morphologie des Gewässers abhängig. In strukturreichen Gewässern mit einer großen „Substratoberfläche“ in sich zügig erwärmenden Flachwasserbereichen bauen sich schneller nennenswerte Nitrifikationsleistungen auf, als in Gewässern mit geringem Oberflächen-Volumen-Quotienten. Es wird zwar auch von einer Lichthemmung der Nitrifikation berichtet (Hamm et al. 1991), die in flachen und klaren Seen einen nachteiligen Einfluss auf die Nitrifikation haben kann. Die Hemmwirkung tritt aber vor allem bei Ammoniummangel auf.

In kommunalen Kläranlagen rechnet man bei vorgeimpften Belebungsbecken (nitrifizierender Belebtschlamm) mit einer Einarbeitungszeit für die Nitrifikation von mindestens drei Wochen. In neutralisierten Bergbaufolgeseen dauert dieser Prozess wegen der meist geringeren Temperaturen und dem Fehlen der Startkulturen deutlich länger, in der Regel mehrere Monate (vgl. Abschn. 4.3.3.2 und 4.3.3.3).

Weiterhin ist der Zeitbedarf für die Abnahme der Ammoniumkonzentration im Gewässer nach der Neutralisation abhängig von der Menge an Wasserpflanzen (v.a. submerse Makrophyten) im Gewässer. Die Pflanzen nehmen zum einen selbst Ammonium auf und können zum anderen als Aufwuchsfläche für Nitrifikanten dienen (Hamm et al. 1991).

## 6.5.2 Ergebnisse von Forschungsprojekten der LMBV zu Ammonium

Das UFZ (UFZ 2011) kam nach Untersuchungen an drei Bergbaufolgeseen in der Lausitz zu dem Ergebnis, dass die Nitrifikationsleistung in Schilfbeständen im Uferbereich gleich oder höher sein kann, als im Freiwasser. In der schilffreien Flachwasserzone wurden die niedrigsten Nitrifikationsraten beobachtet. Bei Messungen am Senftenberger See gab es Hinweise, dass die Nitrifikation im Oberflächenwasser gegenüber dem Tiefenwasser evtl. gehemmt ist. Dies soll durch weitere Untersuchungen geklärt werden. (Bilek et al. 2011) fanden bei Säulenversuchen mit Sediment aus dem Sedlitzer See, dass unter aeroben Verhältnissen bei neutralen bis

schwach alkalischen pH-Werten ein signifikanter Ammoniumabbau stattfand. Eine verbesserte Sauerstoffversorgung durch Pflanzen bzw. verstärkte Turbulenz wirkte sich, ebenso wie eine Vergrößerung der durch Nitrifikanten besiedelbaren Fläche, vorteilhaft auf die Nitrifikationsleistung aus. Es wird geschlossen, dass eine erhöhte Turbulenz durch Wind und Strömung die Nitrifikationsleistung durch verstärkte Einmischung von Sauerstoff und Feinsediment in den Wasserkörper erhöht. Unter anaeroben Verhältnissen war dagegen nur eine geringe Minderung der zugeführten Ammoniumfracht zu verzeichnen. Eine Wiederversauerung hatte einen nachteiligen Einfluss auf die Nitrifikation.

### **6.5.3 Betrachtung der Auswirkungen der Nachbehandlung von Bergbaufolgeseen auf die Konzentration von Ammonium und Ammoniak insbesondere auf den Fischbestand**

In neutralisierten Bergbaufolgeseen kann es insbesondere durch Infiltration von Grundwasser mit Versauerungspotenzial zur Wiederversauerung kommen. Dem kann durch Nachdosierungen des Neutralisationsmittels entgegengewirkt werden. Dabei sind bezüglich der Ammonium/Ammoniak-Problematik prinzipiell die gleichen Effekte möglich, wie bei einer Primärneutralisierung (pH-Anstieg, potenzielle Bildung von freiem Ammoniak). Insbesondere bei pH-Werten  $\text{pH} > 8$  kann es je nach Ammoniumkonzentration des Wassers zu potenziell fischtoxischen Konzentrationen von Ammoniak kommen. In der Regel sind die Ammoniumkonzentrationen allerdings in Bergbaufolgeseen, deren pH-Wert das Vorkommen von Fischen ermöglicht, gering. Da Jungfische und Fischbrut am empfindlichsten sind (IKSR 2009), ist bei Überschreitungen der genannten Werte in Abhängigkeit von der Dauer zunächst mit entsprechenden Schädigungen eventuell vorhandener Tiere dieser Altersklasse (0+) zu rechnen.

Die Entwicklung der Ammoniumkonzentration hängt von der bereits erreichten Nitrifikationsleistung und dem pH-Wert vor der Nachdosierung im See ab. Der pH-Wert sollte vor der Nachdosierung nicht wesentlich unter  $\text{pH} < 6$  sinken. Insbesondere bei schneller pH-Absenkung tritt nach (Hamm et al. 1991) bereits im Bereich  $\text{pH} < 6,5$  starke bis vollständige Hemmung ein. Die Nachneutralisierung sichert somit den Erhalt des Nitrifikationspotenzials im See.

Bei den Nachdosierungen von Neutralisierungsmitteln im Bockwitzer See und im Speicher Burghammer konnten anhand der gemessenen Ammoniumkonzentrationen (vgl. [Abschn. 4.3.2.3](#)) keine nachteiligen Auswirkungen (z. B. durch Sedimentation von Fällungsprodukten) auf die Nitrifikation beobachtet werden. Auch (Bilek et al. 2011) fanden bei Säulenversuchen keine nachteilige Beeinflussung der Nitrifikation durch eine Eisenhydroxidschicht. Bei Untersuchungen des Makrozoobenthos und der Makrophyten im Bockwitzer See durch (IDUS 2012) in den Jahren 2009 bis 2011 konnten keine Beeinträchtigungen durch die Nachdosierung von Neutralisationsmitteln festgestellt werden.

#### 6.5.4 Erarbeitung einer geeigneten Neutralisationsstrategie für gefährdete Bergbaufolgeseen mit Regulierung des pH-Wertes sowie der Ammonium- und Ammoniakkonzentrationen im Interesse einer vorteilhaften Entwicklung der Biozönose

Vor Beginn der Neutralisierungsmaßnahmen sollte eine Bestandsaufnahme der vorhandenen aquatischen Flora und Fauna durchgeführt werden.

Beeinträchtigungen des Wachstums von **submersen Makrophyten, Phytoplankton und Phytobenthos** bei technischen Neutralisierungen sind insbesondere durch die Trübung bzw. Ablagerungen durch Ausfällung (Lichtmangel) infolge der Ausbringung von Neutralisierungsmitteln zu erwarten. Dabei sind die submersen Makrophyten aufgrund ihrer deutlich längeren Generationszeit besonders empfindlich. Auch ggf. schon vorhandene Fische und das **Zooplankton** können durch verstärktes Auftreten von mineralischen Schwebstoffen beeinträchtigt werden. Das Einbringen von Neutralisierungsmitteln sollte zur Verminderung derartiger Störungen hinsichtlich der submersen Makrophyten außerhalb der Vegetationsphase möglichst während der Frühjahrs- oder Herbstzirkulation stattfinden. Vermieden werden sollten auch in Hartwasserseen auf jeden Fall eine Überdosierung von Neutralisierungsmitteln, die zu Anstiegen des pH-Wertes deutlich über  $\text{pH} > 8$  führen können.

Die Zugabe von Neutralisierungsmitteln sollte hinsichtlich des **Makrozoobenthos** möglichst während der Frühjahrszirkulation erfolgen, da hier viele holometabole Wasserinsekten kurz vor der Emergenz stehen und damit groß genug sind, um sich von dem ausfallenden Feinsediment zu befreien. Ungünstig sind Sommer und Herbst während und nach der Eiablage, da hier die Mehrzahl der für Überdeckung und daraus resultierenden Sauerstoffmangel empfindlichen Ei- und Junglarvenstadien vorkommen.

Wenn im Gewässer bereits eine **Fischpopulation** ausgebildet ist, müssen in Abhängigkeit von den vorkommenden Arten vor allem die entsprechenden Reproduktionszeiten beachtet werden. Ungünstig sind Zeiten in denen Laich und junge Brut der vorkommenden Arten vorhanden sind. Wenn keine Rücksicht auf Frühjahrs-laicher (z. B. Salmoniden) genommen werden muss, ist die Zugabe von Neutralisierungsmitteln während der Frühjahrszirkulation auch deswegen günstig, weil die Wassertemperaturen in der folgenden warmen Jahreszeit ansteigen und die Nitrifizierer sich dann schneller vermehren und höhere Nitrifikationsleistungen erreichen. Auch die Wasserpflanzen (Phytoplankton, Phytobenthos, submerse Makrophyten) beginnen im Frühjahr zu wachsen und können ebenfalls Ammonium aus dem Wasser aufnehmen.

## 6.6 Konkretisierung und Lokalisierung von Gefahrenpotentialen für Oberflächengewässer (vorhandene und zukünftige Standgewässer-Wasserkörper und Fließgewässer-Wasserkörper)

Die wesentlichen Pfade des Ammoniums sind der Pfad Grundwasser → Bergbaufolgensee und der Pfad Einleiter bzw. Bergbaufolgensee → Fließgewässer. Zunächst soll der Grundwassereinfluss auf die Bergbaufolgeseen bewertet werden. Zur Kennzeichnung der Ammoniumkonzentration des Grundwassers wird nachfolgende fünfgliedrige semiquantitative Klassifizierung vorgeschlagen (Tabelle 22). Hinter der verbalen Klassenkennzeichnung steht eine Bandbreite der Ammoniumkonzentration, die es gestattet, die Messwerte zu gewichten und einzuordnen.

**Tabelle 22: Vorschlag für eine Klassifizierung der Bewertung des Grundwassereinflusses bezüglich der Ammoniumkonzentration**

Klasse der Ammoniumbelastung des Grundwassers	Ammonium-N	Ammonium	Bemerkung
	[mg/L]	[mg/L]	
Kein	< 0,08	< 0,1	
Gering	< 0,39	< 0,5	Schwellenwert nach GWV
Mittel	0,39 ... 1,17	0,5 ... 1,5	Bis Dreifach über SW
Hoch	1,17 ... 3,9	1,5 ... 5,0	Bis Zehnfach über SW
Sehr hoch	> 3,9	> 5,0	

Der Geringfügigkeitsschwellenwert für Ammonium nach der Grundwasserverordnung wurde als Klassenobergrenze der Klasse „geringe Belastung“ gewählt. Die nächsthöheren Klassengrenzen wurden an dem dreifachen und zehnfachen Wert der Geringfügigkeitsschwelle gelegt, also etwa nach einer logarithmischen Skala.

Der Einfluss des Grundwassers auf einen Bergbaufolgensee wird anhand der mittleren Verweilzeit des ammoniumbelasteten Volumenstromes gekennzeichnet. Ein hoher Einfluss liegt vor, wenn die Verweilzeit weniger als ein Jahr beträgt und damit saisonale Wirkungen entfaltet (Tabelle 23). Ansonsten wurde auch hier eine logarithmische Skalierung in Anlehnung an die realen Verweilzeitspektren in den Bergbaufolgeseen gewählt.

**Tabelle 23: Vorschlag für eine Klassifizierung der Bewertung des Grundwassereinflusses auf die Bergbaufolgeseen bezüglich des Volumenstromes**

Klasse der mittleren Verweilzeit des ammoniumbelasteten Teilstroms	Mittlere Verweilzeit	Bemerkung
	[a]	
Sehr hoch	> 10	überjährlich
Hoch	3 ... 10	überjährlich
Mittel	1 ... 3	
Gering	0,3 ... 1	saisonal beeinflusst
Sehr gering	< 0,3	saisonale Effekte dominieren

Unter Verwendung der jeweiligen Klassenobergrenzen für die Ammoniumbelastung und die mittlere Verweilzeit des Teilvolumenstromes im Standgewässer ergibt sich die halbquantitative Bewertung nach der Tabelle 24 als mittlere jährliche Aufstockung der Ammoniumkonzentration im Bergbaufolgensee. Die Verwendung der Klassenmittelwerte und der Klassenuntergrenzen würde zu einem vergleichbaren Ergebnis führen. Aus der Kombination der Ammoniumkonzentration und der Verweilzeit kann das Gefahrenpotential abgeleitet werden. Eine hohe Konzentration bedeutet dabei nicht automatisch ein hohes Gefahrenpotential und umgekehrt. Die kumulierende Wirkung mehrerer ammoniumbelasteter Grundwasserströme ist zu beachten.

**Tabelle 24: Vorschlag zur semiquantitativen Bewertung des Gefahrenpotentials anhand der jährlichen Aufstockung der Ammoniumkonzentration in Standgewässer-Wasserkörpern**

			Jährliche Aufstockung der Ammoniumkonzentration [mg/L]				
			sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
			< 0,1	0,1 ... 0,5	0,5 ... 1,5	1,5 ... 5,0	> 5
Mittlere Verweilzeit des Teilstroms [a]	sehr hoch	> 10	< 0,01	< 0,01	< 0,02	0,05	0,17
	hoch	3 ... 10	< 0,01	0,01	0,05	0,15	0,50
	mittel	1 ... 3	0,01	0,03	0,17	0,50	1,7
	gering	0,3 ... 1	0,03	0,10	0,50	1,5	5,0
	sehr gering	< 0,3	0,10	0,33	1,7	5,0	> 5

Aus den Wertebereichen für die jährliche Aufstockung der Ammoniumkonzentration in den Bergbaufolgeseen lässt sich das Gefahrenpotential aus der Kombination zwischen der Ammoniumkonzentration und dem Volumenstrom des Grundwassers einschätzen. In der Tabelle 25 wird ein Vorschlag für eine fünfgliedrige Klassifikation des Gefahrenpotentials unterbreitet. Die Klassen des Gefahrenpotentials sind farblich hinterlegt. Zu den einzelnen Gefahrenpotentialen werden Handlungsempfehlungen gegeben.

**Tabelle 25: Verbale Kennzeichnung des Gefahrenpotentials in der Tabelle 24 und Tabelle 27**

Farbe	Gefahrenpotential	Handlungsbedarf
Helltürkis	Kein	Kein
Hellgrün	gering	Kein
Hellgelb	Mittel	Beobachtung der Einleiter/Zuflüsse und Wirkungen
Gelbbraun	Hoch	(1) Beobachtung der Einleiter/Zuflüsse und Wirkungen (2) vertiefende Einzelfallprüfung in besonderen Fällen, z. B. bei Kumulation von Belastungseinflüssen oder besonders schützenswerten Schutzgütern
Hellrosa	sehr hoch	(1) Beobachtung der Einleiter/Zuflüsse und Wirkungen (2) Einzelfallprüfung, ob höherer Immissionswert für das betroffene Gewässer zulässig ist (3) Prüfung von Maßnahmen zur Minderung der Ammonium-einträge durch den Einleiter bzw. Zufluss und/oder der Ammoniumbelastung des betroffenen Gewässers

Wenn als Bewertungsmaßstab für eine natürliche Verringerung der Ammoniumkonzentration in den neutralen Bergbaufolgeseen Bärwalde und Burghammer durch Nitrifikation von 0,5 bis 1,0 mg/L pro Jahr zugrunde gelegt wird, dann ergibt sich aus den Klassen „kein“ und „gering“ kein Handlungsbedarf. Die Klasse „mittel“ reicht an die Leistungsgrenze der in den genannten Seen nachgewiesenen Nitrifikation heran und wäre deshalb zumindest zu überwachen. Mit einer dauerhaft hohen Ammoniumkonzentration in Bergbaufolgeseen, die die natürliche Nitrifikationsleistung wahrscheinlich übersteigt, ist erst bei so hohen Einträgen zu rechnen, die den Klassen „hoch“ und „sehr hoch“ entsprechen. Da die Werte in der Tabelle 24 der Obergrenze der Belastung innerhalb der Bandbreite der zugrunde gelegten Kennwerte entsprechen, wird für das Gefahrenpotential „hoch“ zunächst eine Beobachtung des Systemverhaltens empfohlen und werden Maßnahmen voraussichtlich nur bei einer Kumulation der Einflüsse oder für besonders sensible Gewässerbiozöten erforderlich. Für das Gefahrenpotential „sehr hoch“ ist es notwendig, eine Einzelfallprüfung durchzuführen, ob ein höherer Immissionswert für Ammonium als 0,2 bzw. 0,4 mg/L zulässig ist, um eine Ammoniaktoxizität (> 0,025 mg/L) zu vermeiden. Überschreitet die Belastung den gewässerspezifischen Immissionswert, sind bezogen auf den konkreten Einleiter bzw. Zufluss Maßnahmen zur Minderung des Ammoniumeintrags und/oder gewässerspezifisch Maßnahmen zur Minderung der Gesamtbelastung zu prüfen.

In methodischer Anlehnung an den Grundwassereinfluss auf die Bergbaufolgeseen soll auch der Einfluss von Einleitung (Punkteinleitungen, Ausleitungen aus Bergbaufolgeseen) auf die Fließgewässerkörper bewertet werden. Im Unterschied zum Verweilzeitkonzept für die Standgewässer ist in den Fließgewässern der Volumenstromanteil des Einleiters bzw. Zuflusses an der Einleitsstelle bzw. Einmündung und den unterstromigen Fließgewässerabschnitt von Bedeutung. In Anlehnung an die Bandbreite der Einleitmengen im Untersuchungsgebiet wurde folgende fünfgliedrige Skalierung der Volumenstromanteile zugrunde gelegt (Tabelle 26).

**Tabelle 26: Vorschlag für eine Klassifizierung zur Bewertung des Einflusses von Punkteinleitern auf die Fließgewässer anhand des Volumenstromes**

Klasse	Anteiliger Volumenstrom	Bemerkung
	[%]	
Sehr gering	< 1%	
Gering	1 ... 3%	
Mittel	3% ... 10%	
Hoch	10% ... 30%	
Sehr hoch	> 30%	GWBA Kringelsdorf in den Weißen Schöps zeitweise > 90% Volumenstromanteil

In der Kombination mit den Ammoniumkonzentrationen nach der Tabelle 22 ergibt sich anhand der Konzentrationsaufstockung des Ammoniums im Fließgewässer folgende Bewertung des Gefahrenpotentials (Tabelle 27 und Tabelle 25).

**Tabelle 27: Vorschlag zur semiquantitativen Bewertung des Gefahrenpotentials anhand der Aufstockung der Ammoniumkonzentration in Fließgewässern**

			Ammoniumkonzentration [mg/L]				
			sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
			< 0,1	0,1 ... 0,5	0,5 ... 1,5	1,5 ... 5,0	> 5
Anteiliger Volumenstrom	sehr gering	≤ 1%	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	0,05
	gering	1% ... 3%	< 0,01	< 0,01	0,02	0,05	0,15
	mittel	3% ... 10%	< 0,01	0,01	0,05	0,15	0,50
	hoch	10% ... 30%	0,01	0,03	0,15	0,45	1,5
	sehr hoch	> 30%	0,03	> 0,05	> 0,30	> 0,75	> 2,5

Im Vergleich zu den diskutierten Grenzwerten für die Ammoniumkonzentration in den Fließgewässern (vgl. Abschn. 6.3.1 und 6.3.2) wird eine Konzentrationserhöhung des Ammoniums von 0,05 mg/L im Fließgewässer als unkritisch angesehen (entspricht dem Gefahrenpotential „mittel“). Als hohes Gefahrenpotential wird eingeschätzt, wenn durch die Punkteinleitung nahezu der gesamte Toleranzbereich der zulässigen Ammoniumkonzentration in Anspruch genommen wird. Konzentrationsaufstockungen über die diskutierten Grenzwerte müssen folglich mit einem sehr hohen Gefahrenpotential belegt werden.

**Zu der vorgeschlagenen Klassifizierung der Gefahrenpotentiale ist anzumerken, dass sie nicht auf exakten quantitativen Zusammenhängen und ohne gebührende Differenzierung des konkreten Ökosystems erfolgte. Sie dient der Herausarbeitung von Schwerpunkten der Ammoniumbelastung und damit der Priorisierung für vertiefende Beobachtungen und für evtl. erforderliche Maßnahmen im Untersuchungsgebiet. Sie ersetzt keine detaillierte Grundlagenermittlung für die jeweilige Maßnahme.**

Die Bewertung des Gefahrenpotentials der Ammoniumbelastung für die maßgeblichen Transportpfade in die Standgewässer und in die Fließgewässer des Untersuchungsgebietes erfolgt in der Tabelle 28 bzw. in der Tabelle 29. Die Wirkungspfade wurden mit einer fortlaufenden Nummerierung belegt. Die mit einem Gefahrenpotential „mittel“, „hoch“ und „sehr hoch“ bewerteten Transportpfade sind in der Anlage 4 grafisch dargestellt.

**Tabelle 28: Beeinflussung der Oberflächengewässer – Standgewässer hinsichtlich des Gefahrenpotentials der Ammoniumbelastung**

Oberflächengewässer	Lfd. Nr.	Grundwasser-einfluss	Ammonium-Belastung	Mittlere Verweilzeit	Gefahrenpotential	Lfd. Nr.	Zulauf aus Fließgewässer	Ammonium-Belastung	Mittlere Verweilzeit	Gefahrenpotential
BFS Bärwalde	BFS_01	Gewachsene GWL	Mittel	Hoch	Kein	BFS_21	Spree	Gering	Mittel <sup>1)</sup>	Gering
	BFS_02	Kippe	Hoch	Sehr hoch	Kein	BFS_22	Dürnbacher Fließ	Gering	Hoch	Keine
						BFS_23	Schulenburgkanal	Gering	Hoch	Keine
BFS Dreiweibern	BFS_03	Gewachsene GWL	Mittel	Hoch	Kein	BFS_24	Kleine Spree	Sehr gering	Hoch	Keine
BFS Lohsa II	BFS_04	Kippenwasser	Hoch	Mittel	Mittel	BFS_25	Spree	Gering	Gering <sup>1)</sup>	Gering
						BFS_26	Dreiweibern	Sehr gering	Hoch	Keine
BFS Burghammer	BFS_05	Kippenwasser	Hoch	Mittel	Mittel	BFS_27	Kleine Spree	Sehr gering	Mittel <sup>1)</sup>	Keine
	BFS_06	Gewachsene GWL	Hoch	Mittel	Mittel	BFS_28	Überleitung aus SP Lohsa II	Mittel <sup>3)</sup>	Gering <sup>1)</sup>	Mittel
SP Lohsa I	BFS_07	Tiefenwasser aus Innenkippen	Hoch	Hoch	Gering	BFS_29	Kleine Spree	Sehr gering	Gering	Keine
BFS Scheibe	BFS_08	Gewachsene GWL	Mittel	Mittel	Gering	BFS_30	Kleine Spree	Sehr gering	Hoch	Keine
SP Knappensee	BFS_09	Tiefenwasser aus Innenkippen	Hoch	Hoch	Gering	BFS_31	Hoyerswerdaer Schwarzwasser	Gering	Hoch	Keine
						BFS_32	Koblener Graben	Gering	Hoch	Keine
BFS Lugteich	BFS_10	Kippenwasser	Hoch	Mittel	Mittel	BFS_33	Weststrandgraben	Mittel	Hoch	Gering
						BFS_34	Abwasser	Sehr hoch	(Hoch) <sup>2)</sup>	Hoch <sup>2)</sup>
BFS Kortitzmühle	BFS_11	Kippenwasser	Mittel	Hoch	Keine	BFS_35	Schwarze Elster	Mittel	Gering	Mittel
						BFS_36	Überleitung aus BFS Lugteich	Sehr hoch <sup>3)</sup>	Hoch	Mittel
BFS Laubusch	BFS_12	Kippenwasser	Hoch	Hoch	Gering	BFS_37	Überleitung aus BFS Kortitzmühle	Mittel	Hoch <sup>4)</sup>	Keine



Oberflächen- gewässer	Lfd. Nr.	Grundwasser- einfluss	Ammonium- Belastung	Mittlere Verweil- zeit	Gefahren- potential	Lfd. Nr.	Zulauf aus Fließgewässer	Ammonium- Belastung	Mittlere Verweil- zeit	Gefahren- potential
	BFS_13	Gewachsene GWL	Gering	Mittel	Keine	BFS_38	Schleichgraben	Hoch	Gering	Hoch
	BFS_14	Abwasser und Altlasten	Sehr hoch	Mittel	Hoch	BFS_39	Goldgräbchen <sup>3)</sup>	Sehr hoch	Mittel	Hoch
BFS Spreetal- Nordost	BFS_15	Kippenwasser	Sehr hoch	Sehr hoch	Mittel	BFS_40	Kleine Spree	Sehr gering	Sehr hoch	Kein
						BFS_41	Schwarze Pumpe	Mittel	Mittel	Gering
BFS Nordschlauch	BFS_16	Kippenwasser	Hoch	Mittel	Mittel	BFS_42	Überleitung aus BFS Spreetal-NO	Mittel <sup>3)</sup>	Hoch	Kein
						BFS_43	Oberer Landgraben	Mittel	Hoch	Kein
BFS Nordrand- schlauch	BFS_17	Kippenwasser	Hoch	Mittel	Mittel	BFS_44	Überleitung aus Nordschlauch	Mittel <sup>3)</sup>	Hoch	Kein
BFS Bluno	BFS_18	Kippenwasser	Sehr hoch	Mittel	Hoch	BFS_45	Schwarze Elster	Mittel	Mittel	Gering
BFS Koschen	BFS_19	Gewachsene GWL	Mittel	Mittel	Gering	BFS_46	Schwarze Elster	Mittel	Mittel	Gering
BFS Skado	BFS_20	Gewachsene GWL	Sehr hoch	Mittel	Hoch	BFS_47	Überleitung aus BFS Bluno	Gering	Mittel	Kein

BFS-Bergbaufolgesee  
SP-Speicher

- 1) bei geplanter Nutzung als wasserwirtschaftlicher Speicher
- 2) findet nicht mehr statt
- 3) im sauren Zustand
- 4) ohne Bewirtschaftung aus der Schwarzen Elster



**IDUS**  
GmbH

Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (Dresden)  
IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH (Ottendorf-Okrilla)  
Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen  
Abschlussbericht (August 2012)

**Tabelle 29: Beeinflussung der Oberflächengewässer – Fließgewässer hinsichtlich des Gefahrenpotentials der Ammoniumbelastung**

Fließgewässer	Lfd. Nr.	Einleiter/Ausleiter	Ammoniumbelastung	Anteiliger Volumenstrom bei Niedrigwasser	Gefahrenpotential
Schwarzer Schöps	FG_01	GWBA Kringelsdorf	Mittel	Sehr hoch	Sehr hoch
	FG_02	Ausleiter Bärwalde	Gering	Hoch <sup>2)</sup>	Mittel
	FG_03	Regenwassersammler Kraftwerk Boxberg	Gering	Sehr gering	Kein
	FG_04	Erdbecken Kraftwerk Boxberg	Gering	Sehr gering	Kein
Kleine Spree	FG_05	Ausleiter Lohsa I	Sehr gering	Sehr hoch	Gering
	FG_06	Ausleiter Scheibe	Gering <sup>1)</sup>	Hoch	Mittel
	FG_07	Ausleiter Burghammer	Gering <sup>1)</sup>	Sehr hoch	Hoch
	FG_08	Diffus Grundwasser	Hoch	Sehr hoch	Sehr hoch
Spree	FG_09	GWBA Tzschelln	Hoch	Hoch	Sehr hoch
	FG_10	Diffus Grundwasser	Hoch	Mittel <sup>3)</sup>	Hoch
Schwarze Elster	FG_11	SP Knappenrode	Sehr gering	Hoch	Gering
	FG_12	Kläranlage Hoyerswerda	Hoch	Mittel	Hoch
	FG_13	Ausleiter Laubusch (Schleichgraben)	Gering <sup>1)</sup>	Hoch	Mittel

1) im neutralen Zustand

2) bei Bewirtschaftung

3) Einschätzung anhand der sichtbaren Eisenbelastung

## 7 Verfahren zur Ammoniumverminderung

### 7.1 Übersicht

#### 7.1.1 Physikalisch-chemische Verfahren

Die im Folgenden aufgelisteten Verfahren zur Ammoniumverminderung stammen mit Ausnahme der MAP-Fällung und der Verkapselung aus der Trink- und Reinstwassertechnik und sind hier erprobt und teilweise auch im Einsatz. Das MAP-Verfahren wurde zum Phosphatrecycling aus phosphatreichem Abwasser entwickelt. Die Verkapselung wird vor allem in der Altlastensanierung eingesetzt.

#### **Knickpunktchlorung**

aus (Tränckner et al. 2005) und (Rheinheimer et al. 1988)

Grundlage der Knickpunktchlorung ist die Oxidation des Ammoniums zu gasförmigen Stickstoff ( $N_2$ ) und Salzsäure (HCl) durch Zugabe von Chlor ( $Cl_2$ ). Das Chlor reagiert im Wasser zunächst sehr schnell zur unterchlorigen Säure (HOCl), die Ausgangspunkt für die weiteren Umsetzungsprozesse ist. Die Reaktion von HOCl mit Ammonium verläuft über verschiedene Oxidationsstufen des Chloramins (Mono-, Di-, Trichloramin). Welcher Chloramintyp sich bildet, ist von dem stöchiometrischen Chlor-Ammonium-Verhältnis, der Temperatur, dem pH-Wert und der Kontaktzeit abhängig. Zunächst werden nur Chloramine gebildet, die als gebundenes Chlor nachgewiesen werden. Bei weiterer Chlorzugabe reagiert das Chlor mit den bereits gebildeten Chloraminen unter Bildung von Stickstoff und Chlorid. Die Konzentration an gebundenem Chlor nimmt dabei ab. Theoretisch liegt das Chlor-Ammonium-Verhältnis ( $Cl_2/NH_4-N$ ) für die vollständige Umsetzung bei 7,6 : 1,0. Allerdings werden auch im Wasser enthaltene organische Verbindungen chloriert und es entstehen organische Chlorverbindungen. Dabei zeigt sich meist ein linearer Zusammenhang zwischen dem DOC des Rohwassers und dem Gehalt an Organochlorverbindungen. Dadurch erhöht sich in der Praxis der Chlorbedarf je nach Konzentration des organisch gebundenen Kohlenstoffs im Rohwasser.

#### **Ammoniumoxidation mit Ozon oder Wasserstoffperoxid**

aus (Tränckner et al. 2005) und (Rheinheimer et al. 1988)

Unter üblichen Bedingungen in der Wasseraufbereitung wird Ammonium nicht von Ozon bzw. Wasserstoffperoxid angegriffen und nur Nitrit leicht oxidiert. Eine effektive Oxidation des Ammonium durch Ozon ist erst bei hohen pH-Werten  $pH > 9$  möglich (Schwarz 1980). Die Reaktion führt zur Absenkung des pH-Wertes ( $2 \text{ mol } H^+ / \text{ mol } NH_4^+$ ), was eine kontinuierliche Dosierung alkalischer Chemikalien (Natronlauge, Kalkmilch) erfordert. Nachteile der Ammoniumoxidation mit Ozon ist neben der relativ langsamen Reaktionsgeschwindigkeit (Halbwertszeit bei  $+20^\circ C$  etwa 13 Minuten) auch der hohe spezifische Ozonverbrauch. Stöchiometrisch ergibt sich nach (Rheinheimer et al. 1988) zwar nur ein Verbrauch von  $10,7 \text{ mg } O_3 / \text{ mg } HN_4$ , der tatsächliche Verbrauch liegt aber bei  $pH \approx 9$  um den Faktor 3 höher. Bei Einhaltung optimaler Reaktionsbedingungen findet eine vollständige Oxidation bis zum Nitrat statt, ohne dass mit einer Nitritbildung zu rechnen ist.

## Strippverfahren

aus (Tränckner et al. 2005) und (Rheinheimer et al. 1988)

Ammoniak lässt sich grundsätzlich durch Gasaustausch aus dem Wasser entfernen. Dazu muss das Gleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak durch eine starke Anhebung pH-Wert auf  $\text{pH} \geq 10$  verschoben werden, damit das Ammoniak ausgeblasen werden kann. Durch die erforderliche pH-Wert-Anhebung und den zusätzlich wesentlich wirkungsvolleren Gasaustausch mit Kohlenstoffdioxid findet die Desorption immer im calcitabscheidenden Bereich statt. Praktische Erfahrungen liegen nach (Rheinheimer et al. 1988) bzw. (Tränckner et al. 2005) nur aus der Abwasserreinigung vor. In (Rheinheimer et al. 1988) werden Anlagen in den USA mit Aufbereitungsleistungen von  $600 \text{ m}^3/\text{h}$  bzw.  $2.400 \text{ m}^3/\text{h}$  aufgeführt. Bei einem hohen Luft-Wasser-Verhältnis sind nach (Rheinheimer et al. 1988) zwar Eliminationsraten bis 98% möglich, der spezifische Luftbedarf nimmt aber mit der Steigerung der Eliminationsrate beträchtlich zu.

## Umkehrosmose

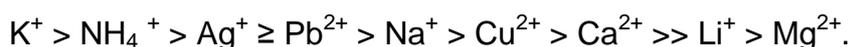
aus (Rheinheimer et al. 1988)

Das Umkehrosmoseverfahren beruht auf der Trennung des aufzubereitenden Rohwassers von seinen gelösten Inhaltsstoffen mit Hilfe einer semipermeablen Membran. Hierzu wird eine Druckdifferenz zwischen 15 und 30 bar an die Membranen angelegt. Die Membranen bestehen entweder aus Celluloseacetat oder aus Polyamid. Die höchsten Packungsdichten an Membranflächen lassen sich mit der Hohlfasermembranbauweise erreichen. Eine vollständige Trennung zwischen Wasser und gelösten Stoffen ist durch Umkehrosmosemembranen nicht möglich. Beispielsweise beträgt der Salzschlupf für das Nitrat-Ion etwa 15%. Zweiwertige Ionen werden deutlich besser zurückgehalten (Salzschlupf 5 bis 10%). Hierzu wurden einige Pilotanlagen zur Trinkwasseraufbereitung mit Zulaufkapazitäten von  $2 \text{ m}^3/\text{h}$  (Nitratelimination) bis zu  $130 \text{ m}^3/\text{h}$  (Sulfatentfernung) betrieben.

## Adsorption und Ionenaustausch

aus (Tränckner et al. 2005)

Die Adsorption von Ammonium an Aktivkohle ist in Hinblick auf einen wirkungsvollen Rückhalt vernachlässigbar gering. Eine relativ gute Adsorption wird an natürlichen Zeolithen (meist Tonmineralien) erreicht. Die beste Selektivität gegenüber Ammonium weist Clinoptilolit auf. Von (Gradev et al. 1993) wurde folgende Selektivität gegenüber verschiedenen Kationen bestimmt:



Die Adsorptionskapazität ist bezogen auf das Einzelmolekül  $\text{NH}_3$  mit 4 bis 5 Gew.-% (Zeoforte 2005) erheblich. (Rheinheimer et al. 1988) nennen eine maximale Austauschkapazität für Ammonium im Bereich von 20 bis  $40 \text{ mg/g}$ . Die effektive Sorptionskapazität ist je nach Wasserbeschaffenheit deutlich niedriger und liegt im Bereich von  $0,3$  bis  $2,5 \text{ mg NH}_4^+$  je Gramm Austauschermaterial (Dimova et al. 1999), (Oldenbourg & Sekoulov 1995), (Lahav & Green 1998). Mit Abwasser wurden nach (Rheinheimer et al. 1988) Eliminationsraten zwischen 90% und 97% bei einer mittleren Austauschkapazität von  $5 \text{ mg/g NH}_4^+$  erreicht.

Die Adsorptionsleistung ist im relevanten Temperaturbereich weitgehend temperaturunabhängig (McLaren & Farquar 1973), (Marking & Bils 1982). Die Restkonzentration an Ammonium im Ablauf der Austauschere liegt nach (Rheinheimer et al. 1988) unabhängig von der Zulaufkonzentration meist um 0,5 mg/L. Eine weitergehende Ammoniumelimination < 0,1 mg/L ist aufgrund der Konkurrenz mit anderen, meist in wesentlich höheren Konzentrationen vorliegenden Kationen, nicht möglich. Das beladene Austauschmaterial kann regeneriert werden, was üblicherweise mit Calciumsalzen oder NaCl erfolgt. Dabei fällt eine konzentrierte Salzlösung als Abwasser an. Zur Verringerung der Betriebskosten wurden zahlreiche Versuche zur „biologischen Regeneration“ des beladenen Zeolithes durch anschließende und parallel ablaufende Nitrifikation durchgeführt. Die kombinierte Anwendung des Ionenaustauschs mit einer biologischen Nitrifikation bietet gegenüber einer alleinigen Nitrifikation eine relativ hohe Betriebssicherheit und eine geringere Temperaturabhängigkeit des Ionenaustauschs. Bei kurzzeitigen starken Konzentrations- oder Durchsatzschwankungen könnte der Einsatz von Zeolithen somit Vorteile bieten. In der Trinkwasseraufbereitung wurden bisher keine großtechnischen Anlagen gebaut.

### **Elektrodialyse**

aus (Rheinheimer et al. 1988)

Die Elektrodialyse ist ein elektrochemischer Prozess bei dem unter dem Einfluss eines elektrischen Feldes mit Hilfe ionenselektiver Membranen elektrisch geladene Teilchen (Ionen) aus einer Rohlösung (Retentat, Diluat) in eine höher konzentrierte Lösung (Permeat, Konzentrat) überführt werden. Befindet sich eine Salzlösung in einem elektrischen Feld, wie beispielsweise in einem Elektrodialysem modul, so kommt es zu einer Bewegung der Ladungsträger in der Lösung. Definitionsgemäß wandern dabei die negativ geladenen Anionen zur Anode und die positiv geladenen Kationen zur Kathode. Zur Entfernung von Salzen aus einer Lösung werden ionenselektive Membranen, die im Idealfall jeweils nur für eine Ionensorte permeabel sind, senkrecht zum elektrischen Feld in die Lösung eingebracht. Dadurch können negativ geladene Teilchen (Anionen) auf ihrem Weg zur Anode zwar eine Anionenaustauschermembran durchdringen, werden aber an der darauf folgenden Kationenaustauschermembran selektiv zurückgehalten. Aus diesem Verfahrensschritt der Stofftrennung resultieren eine Elektrolytanreicherung im so genannten Konzentratkreislauf und eine Abreicherung an Ladungsträgern im so genannten Diluatkreislauf.

### **Fällung als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP)**

aus (Pinnekamp et al. 2007)

Die meisten Ammoniumsalze sind in Wasser leicht löslich, deshalb ist eine Ammoniumeliminierung durch Fällungsreaktionen wenig wirksam. Eine gewisse Ausnahme bildet das MAP- bzw. Struvit-Verfahren, das den Fällungsverfahren zugeordnet werden kann. Das Kürzel MAP bedeutet Magnesium-Ammonium-Phosphat und bezeichnet das Kristallisationsprodukt des Verfahrens. Die Fällung erfolgt nach der Reaktionsgleichung:



Im MAP-Salz sind die drei Stoffe Magnesium, Ammonium und Phosphat im stöchiometrischen Verhältnis von 1:1:1 enthalten. Um dieses molare Gleichgewicht in einem wässrigen Medium zu erhalten, müssen in der Regel Magnesium und Phosphor in

unterschiedlicher Konzentration zudosiert werden. Das MAP-Salz ist im pH-Bereich zwischen 8 und 10 am geringsten löslich. Das Löslichkeitsprodukt von MAP beträgt bei +25°C in Wasser  $2,5 \cdot 10^{-13} \text{ mol}^3/\text{L}^3$ . Die Reaktionszeit beträgt einschließlich der Sedimentation und dem Abzug des Salzes maximal eine Stunde.

### 7.1.2 Biotechnologische Verfahren

Biotechnologische Verfahren wurden sowohl für die Trinkwasser- als auch für die Abwassertechnik entwickelt. Alle biotechnologischen Verfahren beruhen im Grundsatz auf Festbett- oder Belebtschlammverfahren, die in der Abwassertechnik üblich sind. Grundlage für die Verfahren ist die mikrobielle, aerobe Nitrifikation. Dabei sind die Nitrifizierer mit Belebtschlammflocken oder suspendierten Feststoffen assoziiert (sogen. Belebtschlammverfahren) oder in Biofilmen auf festen Materialien fixiert, z. B. an Sand, Kunststoffen, Tonmaterialien, Lavagranulat oder Aktivkohle (sogen. Festbettverfahren). Die Belebtschlammverfahren sind für die reine Nitrifikation von Ammonium im Nachteil, weil die Belebtschlammflocken bei den zu erwartenden geringen Gehalten an organischen Stoffen instabil werden und dann zu einem hohen Austrag der nitrifizierenden Biomasse aus dem Reaktor führen.

Grundlage der Verfahren ist, dass Ammonium bei Anwesenheit von Sauerstoff, unter annähernd neutralen Bedingungen und bei ausreichend hohen Temperaturen durch mikrobielle Prozesse effizient über Nitrit zu Nitrat oxidiert wird. Nach (Tränckner et al. 2005) ist in nitrifizierenden Nass- und Trockenfiltern auch bei Temperaturen unter +5°C noch eine Ammoniumeliminierung möglich. Voraussetzungen sind allerdings eine ausreichende Besiedlung mit Nitrifikanten, keine starken Schwankungen der Ammoniumkonzentration und eine Einarbeitungsphase der Filtermaterialien für die Nitrifikanten. Da die Nitrifizierer (v. a. *Nirosomonas*, *Nitrobacter*) relativ langsam wachsen, ist in Belebtschlammssystemen ein relativ hohes Schlammalter erforderlich bzw. es müssen Festbettverfahren angewandt werden. Die Trägermaterialien sollten möglichst rauh sein, um auch im Mikrobereich eine möglichst große besiedelbare Oberfläche zu bieten und eine gute Haftung des Biofilms zu gewährleisten. Die Sauerstoffkonzentration muss nach (Hajek 1984) für eine optimale Nitrifikationsleistung an jedem Punkt des Reaktors mindestens um den Faktor 2,5 größer sein, als die Ammoniumkonzentration. Dies ergibt sich aus dem Verhältnis der Diffusionskonstanten und dem spezifischen Sauerstoffbedarf der Reaktion. Die maximale oberflächenspezifische Nitrifikationsleistung bei +10°C beträgt nach (Hajek 1984) 2,53 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>/d. In Filtern verläuft die Ammoniumeliminierung nach (Rheinheimer et al. 1988) im Konzentrationsbereich unter 2 mg/L NH<sub>4</sub>-N langsamer ab, als bei höheren Konzentrationen. Für eine weitgehende Ammoniumelimination sind daher wesentlich längere Aufenthaltszeiten erforderlich, als nach der maximalen, oberflächenspezifischen Nitrifikationsleistung zu erwarten wäre. Grundsätzlich ist bei allen biologischen Verfahren wichtig, dass das Eisen vollständig oxidiert ist, da es sonst zu Störungen der Nitrifikation kommt. Hohe Eisenkonzentrationen wirken nach (Tränckner et al. 2005) zwar grundsätzlich nicht hemmend auf die Nitrifikation. Die beobachtete Hemmung bei gleichzeitiger Anwesenheit von Eisen(II) ist vermutlich auf das niedrige Redoxpotential zurückzuführen. Die biologische Ammoniumoxidation setzt erst bei einem Redoxpotential von ca. +300 mV ein, (Overrath 1988) in (Tränckner et al. 2005).

### 7.1.2.1 Belebtschlammverfahren

Die nachfolgend genannten Verfahren sind Varianten der aus der Abwasserbehandlung bekannten Nitrifikation in Belebungsbecken. Die Nitrifikanten sind hier in Belebtschlammflocken bzw. auf im Wasser schwebenden Trägermaterialien angesiedelt. Voraussetzung bei Verfahren mit Belebtschlammflocken ist ein hohes Schlammalter, damit sich eine ausreichende Zahl von Nitrifikanten im Belebungsbecken halten kann.

Acceleratoren, Wirbelschichtreaktoren und Schwebebettverfahren sind nach Dr. Wricke (pers. Mitteilung) Schlammkontaktanlagen, in denen Reaktionsprodukte (z. B. ausgefälltes Eisen bzw. Calciumkarbonat oder als Folge einer Flockungsmittelzugabe gebildete Flocken) manchmal mit zusätzlicher Zugabe von Feststoffen im Reaktor verbleiben und in diesem in Schwebelage gehalten werden. Damit werden entsprechende Aufenthaltszeiten erreicht, so dass sich hier bei ausreichender Sauerstoffversorgung Nitrifikanten ansiedeln können. Aufgrund der geringen Effektivität und Prozessstabilität werden die Anlagen nicht gezielt für die Ammoniumoxidation errichtet. Wird eine Grobaufbereitung des Wassers z. B. für die Eisenfällung erforderlich, kann bei entsprechender Konstruktion nach Einarbeitung auch eine Nitrifikation erreicht werden.

#### **Nitrifikation in niedrig belasteten Acceleratoren**

nach (Rheinheimer et al. 1988)

Bei einem Accelerator handelt es sich um eine Abwasser-Ausflockungsanlage. Hier werden durch Zugabe von Flockungsmitteln zum Wasser ungelöste, feine Stoffe abgeschieden. Im Wasserwerk Langenau in Baden-Württemberg fand beispielsweise nach einer Umrüstung in einen nun geringer belasteten Accelerator zusätzlich zur Trübstoffentfernung eine mikrobielle Nitrifizierung statt. Voraussetzung war ein ausreichend hohes Schlammalter in den Acceleratoren, was durch die Umrüstung möglich wurde. In dieser Anlage wurde die mittlere Ammoniumkonzentration des Rohwassers von 2,2 mg/L bei einer Aufenthaltszeit von 3 bis 4 Stunden auch bei sehr niedrigen Wassertemperaturen von +2,5°C vollständig nitrifiziert. Dies wäre ein Beispiel für ein „Belebtschlammverfahren“, weil die Nitrifizierer mit den Trübstoffen assoziiert sind.

#### **Nitrifikation in Wirbelschicht- oder Schwebebettreaktoren**

aus (Rheinheimer et al. 1988)

Bei Wirbelschichtreaktoren werden zusätzlich mineralische Partikel, wie z. B. Sand, Aktivkohle oder spezielle Kunststoffkörper als Trägermaterial für die Nitrifizierer eingesetzt, um die Oberfläche für die Ansiedlung der Nitrifizierer zu erhöhen. Bei dem von (Rheinheimer et al. 1988) beschriebenen Verfahren wurde das vorher bis zur vollständigen Sauerstoffsättigung belüftete ammoniumhaltige Rohwasser am unteren Ende eines konischen Reaktors zugegeben und gut verteilt, so dass sich eine gute Durchmischung des Trägermaterials mit dem Wasser ergibt. Grundsätzlich kann die Belüftung auch im Reaktor erfolgen. Die höchsten Nitrifikationsleistungen wurden bei Feststoffkonzentrationen um die 35 Volumenprozent erreicht. Bei Ammoniumkonzentrationen von > 2 mg/L im Rohwasser reicht eine alleinige vorherige Belüftung des Rohwassers nicht aus. Entweder muss Sauerstoff (bzw. Luft) zudosiert werden oder es muss eine Kreislaufführung mit Zwischenbelüftung erfolgen. Entscheidend ist

bei diesem Verfahren die Korngröße des Trägermaterials. (Short 1975) erzielte gute Ergebnisse mit Sand der Korngröße 0,05-0,15 mm. (Jekel 1979) berichtet, dass bei Versuchen im Wasserwerk Dohne mit Sand der Körnung 0,16-0,4 mm auch nach längerem Betrieb keine Nitrifikation zu beobachten war, während sich mit Aktivkohlevoraktivat (Zwischenprodukt der Aktivkohleherstellung) der Korngröße 0,3-0,5 mm eine anhaltend gute Ammoniumelimination ergab.

Beim Schwebebettverfahren werden spezielle poröse Kunststoffformteile in ein klassisches Belebungsbecken mit Druckluftbegasung eingebracht. Darauf siedeln sich Mikroorganismen in hoher Konzentration an. Es können praktisch alle bewährten baulichen und maschinellen Einrichtungen des herkömmlichen Belebungsverfahrens beibehalten werden. Bei entsprechender Ausführung kann auch auf Absetzbecken und Schlammrückführung verzichtet werden. Es wird speziell zur Nitrifikation von organisch schwach belasteten Abwässern verwendet.

### **7.1.2.2 Festbettverfahren**

Bei den Festbettverfahren sind die Nitrifikanten in Biofilmen an feste Trägermaterialien gebunden. Auch Tropfkörper, wie sie in der Abwassertechnik eingesetzt wurden, sind eine Variante der Festbettverfahren. Diese werden hier aber nicht weiter behandelt, da es effektivere Verfahren nach dem gleichen Prinzip gibt. Im Folgenden werden einige Verfahren vorgestellt, die bereits im Trink- und Abwasserbereich eingesetzt werden oder wurden.

#### **Nitrifikation in Trocken- und Nassfiltern**

aus (Rheinheimer et al. 1988) und (Tränckner et al. 2005)

Bei beiden Filterarten müssen zur Verminderung der Verstopfung Filterspülungen durchgeführt werden, bei denen Spülwasser anfällt. Bei hohen Eisen- bzw. Schwebstoffkonzentrationen kann eine vorgeschaltete Eisenelimnierung und Schwebstoffentfernung nötig werden. Eine stabile Nitrifikation ist bei Beachtung der abiotischen und technologischen Rahmenbedingungen auch bei geringen Temperaturen  $< +5^{\circ}\text{C}$  noch möglich. Allerdings ist nach (Tränckner et al. 2005) bei geringen Temperaturen bei Inbetriebnahme bzw. Anpassung an erhöhte Ammoniumbelastungen eine sehr lange Einarbeitungsphase erforderlich. Bei zeitweise länger andauernden niedrigeren Ammoniumkonzentrationen sollte zudem eine Zudosierung von Ammonium erfolgen, da die Nitrifikationskapazität im Filter sonst zurückgeht.

Bei Trockenfiltern (Dreiphasenstömung) wird im Gegensatz zur Nassfiltration (Zweiphasenstömung, „Überstaufilter“) Luft oder Sauerstoff als Gas im Gleich- oder Gegenstromprinzip zum Wasserstrom zugegeben. Das Filtermaterial hat dabei üblicherweise eine Korngröße von 2-4 mm. Verfahren, die mit Wasser und Luft im Gleichstrom arbeiten, sind bei hohen Ammoniumkonzentrationen allerdings deutlich effektiver, als Gegenstromverfahren (Rheinheimer et al. 1988). Dies liegt daran, dass bei Gleichstromverfahren der Sauerstoffpartialdruck in den Zonen mit hoher Sauerstoffzehrung höher ist, als beim Gegenstromprinzip und die Abnahme des Sauerstoffgehaltes im Flüssigkeitsfilm infolge der besseren Nachlieferung aus der Gasphase kleiner gehalten werden kann. Eine entsprechende Pilotanlage wurde nach (Rheinheimer et al. 1988) von 1981 bis 1984 im Wasserwerk Boursberg der Hamburger Wasserwerke betrieben. Das Rohwasser enthielt neben Ammoniumkonzentrationen von 9 mg/L u. a. 10 mg/L Eisen, 2,4 mg/L Mangan, 1,6 mg/L Methan

und Schwefelwasserstoff. Zur Aufbereitung des Rohwassers erfolgte zunächst eine Belüftung. Anschließend erfolgte eine Nassfiltration über Sand bzw. Kies. In dieser Stufe erfolgte bereits nach kurzer Zeit eine vollständige Enteisenung und Methanoxidation. Die Nitrifikation wurde in den nachgeschalteten zweistufigen Trockenfiltern im Gleichstromprinzip betrieben. Die Ausbildung einer nitrifizierenden Biozönose in den Filtern dauerte allerdings ca. 6 Monate. Dies lag unter anderem daran, dass wegen der hohen Durchsatzrate und sich daraus ergebenden hohen Strömungsgeschwindigkeit im Filter ein unerwünschter Austrag von Biomasse erfolgte. Bei Versuchen von (Baumgardt et al. 2000) ergaben sich bei der Ammoniumelimination mit Trockenfiltern starke Probleme, wenn das zu reinigende Wasser höhere Gehalte an Methan und Schwefelwasserstoff aufwies. Ohne vorgeschaltete Intensivbelüftung sowie Zudosierung von Kaliumpermanganat zur Anhebung des Redoxpotenzials war in diesem Fall im Trockenfilter keine nennenswerte Ammoniumeliminierung festzustellen.

Im Nassfilter (Schnellfilter) strömt lediglich das zu reinigende Wasser durch den Filter. Günstige Filtermaterialien wie z. B. Sand, Aktivkohle oder Hydroanthrazit besitzen eine hohe spezifische Oberfläche und eine hohe Porosität. Es können auch unterschiedliche Filtermaterialien in mehreren Schichten verwendet werden, z. B. als Zweischichtfilter. Die Fließgeschwindigkeit im Filter beeinflusst u. a. die Kontaktzeit, den Konzentrationsgradienten, den Stofftransport und die auf den Biofilm wirkende Scherkraft. Schnellfilter sind nach (Tränckner et al. 2005) durch eine ausgeprägte Propfenströmung gekennzeichnet. Dadurch bildet sich mit zunehmender Betriebszeit ein ausgeprägter Konzentrations- und Biofilmgradient über den Filter aus. Limitierend für die Leistungsfähigkeit eines Nassfilters sind das Redoxpotential und die Sauerstoffkonzentration im Rohwasser. Das Redoxpotential muss für die biologische Nitrifikation über +300 mV liegen. Eine Anhebung der Redoxspannung durch Zugabe von Kaliumpermanganat kann unter bestimmten Bedingungen sinnvoll sein. Für die Oxidation von 1 mg Ammonium werden stöchiometrisch 3,55 mg/L O<sub>2</sub> benötigt. Die optimale Sauerstoffkonzentration liegt für die vollständige Nitrifikation von Ammonium bei etwa 2 mg/L. Die Halbsättigungskonzentration liegt nach Daten verschiedener Autoren bei etwa 0,5 bis 1,0 mg/L O<sub>2</sub>. Bei dickeren Biofilmen liegen die Konzentrationen allerdings aufgrund der langsameren Diffusion teilweise deutlich darüber. Da die Sauerstoffsättigungskonzentration im Wasser bei +20°C nur etwa 8,8 mg/L beträgt, müssen für die weitgehend vollständige Oxidation höherer Ammoniumkonzentrationen (> 2 mg/L) in der Regel mehrstufige Anlagen mit Zwischenbelüftung eingesetzt werden.

### **7.1.2.3 Kombinierte Verfahren**

#### **Mühlheimer-Verfahren**

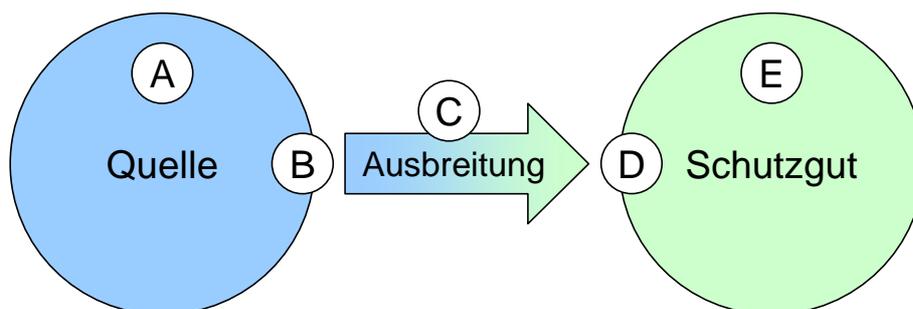
im Wasserwerk Dohne aus (Rheinheimer et al. 1988)

Beim „Mühlheimer Verfahren“ handelt es sich um eine Verfahrenskombination zur Oberflächenwasseraufbereitung, die neben der Ammoniumoxidation auch die Eliminierung organischer Wasserinhaltsstoffe sichern soll. Unter dem Gesichtspunkt der Nitrifikation ist es eine Nassfilteranlage mit nachgeschalteter Bodenpassage (anaerober Bodenfilter). Die Ozonung spielt dabei für die Nitrifikation keine Rolle. Der für die Nitrifikation erforderliche Sauerstoff kann auch direkt eingetragen werden.

Das Verfahren kombiniert eine Ozonierung mit Festbettverfahren (zwei Filtrationsstufen: Kies- und Aktivkohlefilter) und einer anschließenden Bodenpassage. Die Gesamtaufbereitung des Rohwasser aus der Ruhr mit einer damals bestehenden mittleren Ammoniumkonzentration von 1,6 mg/L und Spitzenwerten bis 5 mg/L setzt sich aus Vorozonierung, Flockung und Sedimentation, Hauptozonierung, Kiesfiltration, Aktivkohlefiltration und einer Bodenpassage zusammen. Die Ammoniumoxidation findet nahezu ausschließlich in den beiden Filtrationsstufen statt, die der Trübstoffentfernung und dem Abbau bzw. der Sorption organischer Substanzen dienen. Bei Ammoniumkonzentrationen im Zulauf zwischen 1,26 und 2,36 mg/L fand bereits im Kiesfilter eine weitgehende Nitrifikation (Ablaufkonzentration 0,09 bis 0,54 mg/L) statt. Bereits nach dem anschließenden Aktivkohlefilter waren in der Regel nur noch sehr niedrige Ammoniumkonzentrationen vorhanden (0,04 bis 0,15 mg/L). Bei einem starken und schnellen Anstieg der Ammoniumkonzentrationen im Rohwasser konnten aber auch nach den Aktivkohlefiltern noch höhere Restkonzentrationen auftreten. Diese Restkonzentrationen wurden dann durch die Bodenpassage auf < 0,01 mg/L gesenkt. Die Verfahrenskombination gewährleistet eine sichere Entfernung von Ammonium auch bei tiefen Temperaturen um +4°C.

### 7.1.3 Naturräumliche Verfahren

In konzeptioneller Abgrenzung zu den physikalisch-chemischen und biotechnologischen Verfahren, die überwiegend in speziellen technischen Reaktoren durchgeführt werden, sollen die naturräumlichen Verfahren definiert werden, die zur Minderung der Ammoniumkonzentration in den Quellbereichen der Ammoniumbelastung, der Verhinderung bzw. Minderung der Ausbreitung des Ammoniums sowie dem Schutz ggf. betroffener Gewässer dienen sollen. Dabei ist folgende Maßnahmengliederung sinnvoll (Bild 67):



**Bild 67:** Maßnahmeneinteilung zur Ammoniumelimination im Naturraum

- (A) Maßnahmen zur Behandlung der Ammoniumquelle
- (B) Maßnahmen zur Verhinderung/Minimierung des Ammoniumaustrags aus der Quelle
- (C) Maßnahmen zur Verhinderung/Minimierung der Ammoniumausbreitung von der Quelle zu den Schutzgütern
- (D) Maßnahmen zur Verhinderung/Minimierung des Ammoniumeintrags in die Schutzgüter
- (E) Maßnahmen zur Behandlung des beeinflussten Schutzgutes

In Anbetracht der derzeitigen Situation im Sanierungsbergbau und im aktiven Braunkohlenbergbau der Lausitz sind folgende Konstellationen der Quellen, Transportpfade und Schutzgüter für das Ammoniumproblem gegeben (Tabelle 30). Schutzgüter sind in der Rangfolge der Aufzählung die Fließgewässer, die Bergbaufolgeseen sowie das Grundwasser in den gewachsenen Grundwasserleitern. Die festgelegte Rangfolge ergibt sich aus der Betroffenheit, den natürlichen Potentialen der Selbstreinigung und den Möglichkeiten der Einflussnahme. Bei Fließgewässern ist die Betroffenheit sehr groß, das Selbstreinigungspotential ist begrenzt und die Möglichkeit der Einflussnahme sehr gering. Im Unterschied dazu ist zum Beispiel das natürliche Selbstreinigungspotential in Standgewässern sehr hoch und eine unmittelbare Betroffenheit beim Grundwasser meist nicht gegeben.

**Tabelle 30: Konstellationen und Beispiele von Quellen, Transportpfaden und Schutzgütern**

Quellen	Transportpfade	Schutzgüter	Beispiel
Kippen		Bergbaufolgeseen	Burghammer
Kippen	Gewachsene Grundwasserleiter	Fließgewässer	Burghammer → Spreewitzer Rinne → Kleine Spree Bärwalde → Spreewitzer Rinne → Schwarzer Schöps
Bergbaufolgeseesee	Gewachsene Grundwasserleiter	Fließgewässer	Lohsa II → Spreewitzer Rinne → Spree
Bergbaufolgeseesee		Fließgewässer	Burghammer → Kleine Spree
(Kippe →) GWBA		Fließgewässer	GWBA Tzschelln → Spree

Die wesentlichen Strategien naturräumlicher Maßnahmen zur Verhinderung der Ammoniumbelastung in den Gewässern sind die Verhinderung der Stoffausbreitung und die Wasserbehandlung im Naturraum.

Der Übertritt von ammoniumreichen Kippenwasser in die Bergbaufolgeseen lässt sich aus wasserhaushaltlichen und geotechnischen Gründen nur begrenzt verhindern. Einen gewissen Beitrag zur Verringerung des Grundwasserzustromes zu Bergbaufolgeseen liefern versteckte Kippendämme, die eigentlich eine geotechnische Funktion erfüllen. Der Abstrom aus Kippen oder Bergbaufolgeseen in gewachsene Grundwasserleiter lässt sich durch Dichtwände sinnvoll einschränken. Entsprechende Vorschläge wurden in (IWB 2010b) unterbreitet, um das Problem der Eisenbelastung in den Fließgewässern einzudämmen. Die gleichen Maßnahmen würden auch das Ammoniumproblem eindämmen helfen.

Eine weitere Möglichkeit besteht in der Untergrundwasserbehandlung, d. h. in der Ammoniumelimination in den Kippen (Quellen) oder in den gewachsenen Grundwasserleitern als Maßnahmen an den Übergängen (Barrieren) oder in der Fläche (Transportpfad).

Als wesentlich aussichtsreicher ist die naturräumliche Wasserbehandlung in Oberflächengewässern als Maßnahme in den Schutzgütern selbst einzuschätzen. Hier sind Lösungen als Teiche oder Bodenfilter oder die Kombination beider vorstellbar.

## **Verminderung des Ammoniumaustrages** aus kohlehaltigen Kippenbereichen (Einkapselung)

Aus den Braunkohleflözen in Tagebaugebieten und vor allem aus der in den Kippen dispergierten Braunkohle erfolgt eine Freisetzung von Huminstoffen (Harms 2005), (These 2005). Diese werden im Grundwasser teilweise mikrobiell mineralisiert, wobei u. a. Ammonium freigesetzt wird (LfULG 2011). Durch eine wasserundurchlässige Abdichtung (Einkapselung) mit entsprechenden Materialien kann der Austrag von Wasser aus den Kippen in die benachbarten, weitgehend unbeeinflussten Grundwasserleiter und weiter in die Fließgewässer verringert werden. Vergleichbares wäre auch an der Nahtstelle zwischen den Kippen und den künftigen Bergbaufolgeseen theoretisch vorstellbar. Der Bau von undurchlässigen oder halbdurchlässigen Wänden im Untergrund hat nachhaltige Auswirkungen auf die Grundwasserströmung und die Grundwasserstände und setzt deshalb eine detaillierte Grundlagenermittlung und Planung voraus.

## **Oxidation des Ammoniums im Untergrund durch reaktive Wände oder Zonen** (Nitrifikation im Untergrund) aus (Rheinheimer et al. 1988)

Bei der Infiltration von sauerstoffreichem Wasser in anaerobes und ammoniumreiches Grundwasser konnte von (Rödelsperger & Hunke 1990) nachgewiesen werden, dass sich innerhalb von zwei Monaten eine nitrifizierende Biozönose im Untergrund entwickelte. Dazu wurde eine Galerie von zehn Vertikalbrunnen in einer Reihe quer zur Anströmrichtung des ammoniumhaltigen Grundwassers errichtet. Aus jedem zweiten der Brunnen wurden 20 m<sup>3</sup>/h Wasser gefördert, mit Sauerstoff angereichert und über die anderen fünf Brunnen wieder infiltriert. Im täglichen Wechsel wurde zwischen Förder- und Schluckbrunnen umgeschaltet. Auf diese Weise wurde im Untergrund ein "Sauerstoffschleier" erzeugt und der Nahbereich der Brunnen blieb ständig sauerstoffreich, so daß die Einzelbrunnen auch vor Verockerung geschützt wurden. Die Ammoniumkonzentration konnte von 5 mg/L auf etwa 1 mg/L verringert werden. Darüber hinaus kann das positiv geladene Ammoniumion durch Ammoniumaustauschprozesse fest an Tonmineralien gebunden werden (EC & HC Canada 2001). Daher hat auch das Bodenmaterial selbst eine gewisse Kapazität zur Ammoniumbindung.

## **Ammoniumelimination in bewachsenen Bodenfiltern** bzw. „constructed wetlands“

In Deutschland wird die Abwasserbehandlung von häuslichem Abwasser in bewachsenen Bodenfiltern (sogen. Pflanzenkläranlagen) seit einigen Jahren praktiziert (LHW Sachsen-Anhalt 2010). Im englischsprachigen Raum wird der Begriff der „constructed wetlands“ gebraucht, der verschiedene Arten der Wasserbehandlung in speziell gestalteten Feuchtgebieten einschließt (OWP Sacramento State 2009). Pflanzenkläranlagen zur Behandlung von häuslichem Abwasser, das viel organisch leicht abbaubares Material enthält, haben oft nur eine geringe Nitrifikationsleistung. Dabei nitrifizieren horizontal durchströmte Anlagen wesentlich schlechter als vertikal durchströmte Bauweisen. (Schlesinger 2003) und (LHW Sachsen-Anhalt 2010) stellen fest, dass in vertikal durchströmten Anlagen bei ausreichender Sauerstoffversorgung eine fast vollständige Nitrifikation möglich ist. (Platzer SWW 1998) fand in schwach belasteten Horizontalanlagen Nitrifikationsleistungen von über 70%. In den so genannten „constructed wetlands“, die in Großbritannien zur Behandlung von eisen-

reichem Wasser konstruiert wurden, konnte als Nebeneffekt eine Ammonium-oxidation von ca. 89% beobachtet werden (Demin & Dudeney 2003). Den Vertikalfiltern kann ein Horizontalfilter nachgeschaltet werden, um auch den nitrifizierten Stickstoff zu vermindern. Die Kolmation der Pflanzenkläranlagen ist durch richtigen Aufbau, hochwertiges Filtermaterial und eine gut funktionierende Vorklärung zu vermeiden. Bei normalem Betrieb ist bei Pflanzenkläranlagen eine Lebensdauer von mehreren Jahrzehnten ohne Verminderung der Reinigungsleistung möglich (Geller & Thum 1999). Neben der Nitrifikation ist auch die Bindung von Ammonium an Tonminerale von Bedeutung für die Ammoniumelimination. Der Ammoniumabbau in aeroben Bodenfiltern ist nach (LfU Baden-Württemberg 2002) ein regenerativer Vorgang, da der Kationenspeicher an den Tonmineralen immer wieder mit Ammonium aufgefüllt und nach der Bildung von Nitrat (Nitrifikation) entleert wird. Die Ammoniumelimination in Lehmböden ist wegen ihrer höheren Sorptionskapazität für Ammonium deutlich weniger empfindlich gegen niedrige Temperaturen als in Sandböden.

## 7.2 Darstellung von Verbesserungsansätzen oder innovativer noch nicht praxiserprobter Ansätze

Viele der in [Abschn. 7.1](#) beschriebenen Verfahren können auch in Kombinationen angewendet werden. So wurden für spezielle Anforderungen z. B. bereits Nass- und Trockenfilter (Baumgardt et al. 2000) kombiniert. Darüber hinaus gibt es auch einige alternative Verfahren, die lediglich in Laborversuchen oder in kleinem Maßstab in Feldversuchen untersucht wurden. Diese Verfahren werden im Folgenden kurz vorgestellt.

### Wasserpflanzenbeete

(Biomasseproduktion) mit mikrobieller Nitrifikation („constructed wetlands“)

Dieses Verfahren ist eine Variante der „constructed wetlands“ bzw. bewachsenen Bodenfilter mit horizontalem Durchfluss. Viele Wasserpflanzen können sehr effektiv Ammonium als Stickstoffquelle aus dem Wasser aufnehmen. (Porath & Pollock 1982) berichten beispielsweise, dass eine Reinkultur von *Lemna gibba* (Wasserlinse) innerhalb von 5 Stunden etwa 50% des im Medium enthaltenen Ammoniums eliminierte. Die amerikanische Wasserpest (*Elodea nuttallii*) kann ebenfalls Ammonium aus dem Medium in Biomasse umsetzen (Rolland & Tremolieres 1995). Diese Wasserpflanzen können in größeren Becken ausgebracht werden, in denen das neutralisierte ammoniumbelastete Wasser gereinigt wird. Ein vorteilhafter Nebeneffekt ist dabei, dass sich auf den Wasserpflanzen ein nitrifizierender Aufwuchs ansiedelt, der unter Umständen eine deutlich größere Ammoniumelimination (Hamm et al. 1991) vollbringt, als die Makrophyten selbst. *Elodea nuttallii* hat dabei gegenüber Wasserlinsen den Vorteil, dass sie submers wächst (keine Behinderung des Sauerstoffeintrags ins Wasser wie bei *Lemna*) und auch in trübem Wasser gut gedeiht. Die entstehende überschüssige Biomasse kann entnommen und beispielsweise als Kosubstrat in Biogasanlagen verwertet werden (Muños Escobar et al. 2011). Nachteil des Verfahrens ist, dass die Leistung von Anlagen auf Basis von Wasserpflanzen in der kalten Jahreszeit stark abnimmt. Eine Kombination mit bewachsenen Bodenfiltern ist vorstellbar.

## Optimierung der Nitrifikationsleistung

in Bergbaufolgeseen Projekt: (Bilek et al. 2011)

In stark sauren Bergbaufolgeseen ist die Nitrifikation gehemmt (vgl. [Abschn. 5.2.3.2](#)). Durch Erhöhung des pH-Wertes auf  $\text{pH} > 6$  kann eine Nitrifikationsleistung aufgebaut werden. Zur Sanierung des Ablaufwassers aus dem Sedlitzer See wird von (Bilek et al. 2011) geprüft, welche ingenieurtechnischen und landschaftsplanerischen Maßnahmen ergriffen werden können, um im Ablauf des Sees in die Rainitz eine Ammonium-N-Konzentration von  $< 1 \text{ mg/L}$  zu gewährleisten. Dazu soll im tiefen Seebereich die Neutralisation stattfinden. Im flachen Südwestarm, über den die Ausleitung erfolgt, sollen optimierte Bedingungen für die bakterielle Nitrifikation geschaffen werden. Als Zwischenergebnisse der Untersuchungen ergaben sich u. a. der durch Messungen direkt belegte Nachweis einer Hemmung der Nitrifikation in sauren Bergbaufolgeseen, eine Verbesserung der Nitrifikationsleistung durch erhöhte Turbulenz (Wind, Strömung) und ein vorteilhafter Einfluss von lebendem Pflanzenmaterial (Schilf) auf die Nitrifikation. Die (GFI Dresden 2010) plant am Sedlitzer See eine Abtrennung des südwestlichen Arms des Sedlitzer Sees vom Hauptwasserkörper. Im größeren und tieferen Teil soll die Neutralisierung und Pufferung erfolgen. Im abgetrennten kleineren und flacheren Seearm, aus dem die Ausleitung in die Rainitz erfolgt, sollen durch Ufer- und Seebodengestaltung die Bedingungen für die Nitrifikation optimiert werden. Ergebnisse von Untersuchungen in gefluteten und chemisch neutralisierten Bergbaufolgeseen (vgl. [Abschn. 4.3.2.2](#) und [4.3.2.3](#)) zeigen, dass nach einer gewissen Übergangszeit nach der Flutung bzw. Neutralisation die Nitrifikation selbständig einsetzt und innerhalb von mehreren Monaten Ammonium-N-Konzentrationen in den Seen natürlicherweise erreicht werden, die deutlich unter dem angestrebten Ausleitwert von  $1 \text{ mg/L}$  liegen.

## Adsorption und Sedimentation mit ammoniumbindenden Mineralien (z. B. Bentonit)

Als Verfahrensvariante zum Ionenaustauschverfahren hat (Booth 1999) Versuche zur **Ammoniumeliminierung mit Bentonit** in der Fischhälterung durchgeführt. Bentonit besteht aus einer Mischung verschiedener Tonminerale. Wichtigster Bestandteil ist mit  $> 60 \%$  Montmorillonit, ein Aluminiumhydroxysilikat, das zur Gruppe der Phyllosilikate (Silikate mit Blätterstruktur) gehört. Bentonit wird als Granulat oder Pulver gehandelt. Durch das Einbringen von Bentonit mit einer Konzentration von  $0,2 \text{ g/L}$  ins Aquarienwasser wurde eine Ammoniumabnahme von  $18\%$  erreicht. Die Fische (*Melanotaenia duboulayi*) zeigten nach 170 Stunden Behandlung keine Mortalität oder kein reduziertes Wachstum.

(Srinivasan et al. 2008) berichten von einer maximal 70%-igen **Ammoniumeliminierung** aus Niederschlagswasser unter Laborbedingungen mit einer **durchlässigen reaktiven Barriere** aus gemahlenem Zeolit und Kalkstein, das in Polyethylenetzbeuteln auf dem Untergrund aufgebracht war. Bei vergleichbaren Feldversuchen waren die Ergebnisse allerdings sehr unterschiedlich. In verschiedenen Versuchsansätzen wurden sowohl hohe als auch völlig fehlende Eliminationsraten festgestellt. Diese Unterschiede wurden auf die Ausführung der Netzbeutel, andere biotische und abiotische Faktoren sowie auf verschiedene physikalische Faktoren zurückgeführt.

(Paudel & Kansakar 2010) verwendeten zur **Ammoniumeliminierung** im Rahmen der Trinkwasserbereitung in Laborversuchen **zerkleinerte und überbrannte Ziegel**. Als optimal erwies sich eine Korngröße von 0,60-0,85 mm, die in Säulen von 4,2 cm Durchmesser in eine Schichtdicke von 0,8 Meter eingebracht wurden.

Die beschriebenen Verfahren können beispielsweise mit bewachsenen Bodenfiltern bzw. „constructed wetlands“ kombiniert werden, um die Nitrifikationsleistung zu stabilisieren.

### **7.3 Bewertung der Verfahren hinsichtlich ihrer Wirkung, Praxis-tauglichkeit, Effizienz, Genehmigungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit**

Die Bewertung der im Trinkwasserbereich erprobten Verfahren beruht maßgeblich auf den Einschätzungen des Leiters der Außenstelle Dresden des Technologie-zentrums Wasser TZW Dr.-Ing. B. Wricke. In der nachfolgenden Tabelle findet sich eine Kurzbewertung der Verfahren mittels eines fünfstufigen Bewertungsschlüssels (sehr gut, gut, bedingt/unsicher, schlecht, ausschließend). Im darauf folgenden Text werden die Gründe für die Einstufung kurz dargestellt. Für alle biologischen Verfahren gilt, dass das zu behandelnde Wasser für eine ausreichende Nitrifikation in der Regel einen pH > 5...6 aufweisen muss.

**Tabelle 31: Bewertung der vorgestellten Verfahren zur Ammoniumelimination im Rahmen der Braunkohlensanierung**

Verfahren	Wirkungsweise	Mögliches Anwendungsgebiet	Praxis-tauglichkeit	Verfahrens-effizienz	Genehmigungs-fähigkeit	Wirtschaft-lichkeit
<b>Physikalisch-chemische Verfahren</b>						
Knickpunktchlorung	Oxidation	Punktquelle	+	+	-	○
Oxidation mit Ozon oder Wasserstoffperoxid	Oxidation	Punktquelle	+	+	+	-
Strippverfahren	Ausgasung	Punktquelle	-	○	+	-
Umkehrosmose	Osmose	Punktquelle	-	+	○	-
Adsorption und Ionenaustausch	Bindung an Mineralien	Punktquelle	-	-	○	-
Elektrodialyse	selektive Ionentrennung	Punktquelle	-	-	○	-
Fällung als MAP	Fällung	Punktquelle	○	-	○	-
<b>Biotechnologische Verfahren</b>						
Niedrig belastete Acceleratoren	Nitrifikation	Punktquelle	+	○	+	○
Wirbelschicht- oder Schwebebettreaktoren	Nitrifikation	Punktquelle	+	○	+	○
Trocken- und Nassfilter	Adsorption, Nitrifikation	Punktquelle	+	+	+	○
<b>Kombinierte bzw. in der Praxis unerprobte Verfahren</b>						
Mühlheimer-Verfahren	Oxidation, Nitrifikation	Punktquelle	+	+	+	-
Adsorption und Sedimentation mit ammoniumbindenden Mineralien	Adsorption	Punktquelle	○	-	+	○

Verfahren	Wirkungsweise	Mögliches Anwendungsgebiet	Praxis-tauglichkeit	Verfahrens-effizienz	Genehmigungs-fähigkeit	Wirtschaft-lichkeit
<b>Naturräumliche Verfahren</b>						
Verminderung des Ammoniumaustrages	hydraulische Abdichtung	Grundwasser	++	++	+	o
Reaktive Wände (Untergrundbehandlung)	Adsorption, Nitrifikation	Grundwasser	o	o	o	-
Bewachsene Bodenfilter	Adsorption, Nitrifikation	Punktquelle	+	o	+	o
Wasserpflanzenbeete	Aufnahme in Biomasse, Nitrifikation	Punktquelle	+	o	+	o
Optimierung der Nitrifikationsleistung in Bergbaufolgeseen	Nitrifikation	Oberflächenwasser	+	+	+	o
Nutzung der natürlichen Nitrifikationsleistung neutralisierter Bergbaufolgeseen	Nitrifikation	Oberflächenwasser	++	++	(+)	++

- ++ sehr gut
- + gut
- o bedingt, nicht sicher
- ungünstig
- ausschließendes Kriterium
- () Kriterium nicht zutreffend oder nicht erforderlich

**Knickpunktchlorung:** Die Knickpunktchlorung wird in einigen Ländern immer noch bei der Trinkwasseraufbereitung zur Ammoniumeliminierung angewandt. Das Verfahren ist somit praxistauglich und effizient. In Deutschland ist gemäß der Liste der Aufbereitungsstoffe und Desinfektionsverfahren gemäß §11 der (TrwV 2011) der Einsatz von Chlor ausschließlich zur Desinfektion zulässig. Problematisch bei diesem Verfahren sind der Einsatz von Chlor und damit die Genemigungsfähigkeit bei der Ammoniumeliminierung im Bereich der Braunkohlensanierung. Die als Zwischenprodukt gebildeten Chloramine stellen zwar nach (Rheinheimer et al. 1988) im Allgemeinen keine Gesundheitsgefährdung für den Menschen dar, sind aber für Fische bereits im Konzentrationsbereich von wenigen  $\mu\text{g/L}$  toxisch. Auch die bei Anwesenheit von organischen Verbindungen gebildeten organischen Chlorverbindungen sind aus ökotoxikologischer Sicht problematisch.

**Oxidation mit Ozon oder Wasserstoffperoxid:** Das Verfahren ist praxistauglich und effizient. Als Endprodukt entsteht Nitrat ( $3,4 \text{ mg/L NO}_3$  pro  $\text{mg NH}_4$ ). Schädliche Nebenprodukte treten nicht auf. Damit wäre eine entsprechende Anlage genehmigungsfähig. Nachteilig ist der hohe Ozonbedarf (ca.  $11 \text{ g Ozon pro g Ammonium}$ ) und die notwendige pH-Wert-Einstellung (zunächst pH-Wert-Erhöhung  $\text{pH} \geq 9$  für Oxidation, dann Neutralisierung für Einleitung in Oberflächengewässer). Dadurch ist das Verfahren sehr kostenintensiv und damit im Bereich der Braunkohlensanierung unwirtschaftlich.

**Stripperverfahren:** Das Verfahren wurde in der Abwasseraufbereitung praktisch angewandt, ist allerdings aufgrund des verhältnismäßig schlechten Übergangsverhaltens von gelöstem Ammoniak in die Gasphase nicht sehr effizient. Zum Erreichen praxisrelevanter Wirkungsgrade sind somit sehr hohe Luft-Wasser-Verhältnisse und damit ein hoher Energieaufwand für die technischen Einrichtungen (v. a. Kompressoren) erforderlich. Bei einer gewünschten Eliminationsleistung von 95% wäre bei  $\text{pH} \approx 11$  und  $+20^\circ\text{C}$  nach (Rheinheimer et al. 1988) beispielsweise ein Wasser-Luft-Verhältnis von  $3.000 \text{ m}^3/\text{m}^3$  erforderlich. Die Anwendung von Stripperverfahren bei der Aufbereitung von ammoniumbelasteten Wässern im Tagebaugebieten wäre zwar bei Nachschaltung einer Neutralisierungsanlage genehmigungsfähig, ist aber bei den üblicherweise zu erwartenden Ammoniumkonzentrationen in den Wässern aus den Braunkohlentagebaugebieten nicht wirtschaftlich.

**Umkehrosmose:** Die Umkehrosmose wurde in der Praxis bereits bei der Trink- und Reinstwasserbereitung angewandt. Im Bereich der Braunkohlensanierung ist dieses Verfahren allerdings kaum praxistauglich, da die Wässer in Tagebaugebieten meist neben Ammonium noch weitere Ionen in hohen Konzentrationen enthalten, die eine Vorbehandlung (z. B. Eisenentfernung, Filtration) erfordern. Bei hohen Gehalten suspendierter und kolloidaler Stoffe ist eine Vorreinigung des Rohwassers durch Filtrationsverfahren erforderlich, um eine Membranverstopfung zu vermeiden. Um zu verhindern, dass bei der Aufkonzentrierung Membranverstopfungen durch Ausfällung von anorganischen Verbindungen (z. B. Kalk, Gips) auftreten, muss dem Rohwasser zusätzlich Säure und Phosphat zugesetzt werden. Die Membranen müssen zudem regelmäßig regeneriert werden. Die Effizienz ist aus diesem Grund sowie wegen des Salzschlupfes relativ gering. Zudem muss das bei dem Verfahren entstehende Salzkonzentrat entsorgt werden. Das erschwert voraussichtlich die Genehmigungsfähigkeit. Deshalb ist das Verfahren in der Braunkohlensanierung unwirtschaftlich.

**Adsorption und Ionenaustausch:** Das Verfahren wird bei der Herstellung von deionisiertem Wasser angewandt, während im Trinkwasserbereich bisher keine großtechnischen Anlagen betrieben werden. Aufgrund der geringen Sorptionskapazität ist eine häufige Regeneration (üblicherweise mit NaCl) erforderlich. Die Regeneration, inklusive Behandlung und Entsorgung des Regenerats, verursachen ca. 80% der Kosten des Gesamtprozesses (Lahav & Green 1998). Die Praxistauglichkeit und Effizienz im Bereich der Braunkohlensanierung ist aus diesem Grunde sowie der erforderlichen Vorbehandlung (Enteisenung, Entfernung von Schwebstoffen u. a.) gering. Zudem muss die bei der Regeneration entstehende Salzlauge (Regenerat) entsorgt werden, was Probleme bei der Genehmigungsfähigkeit verursacht. Von Nachteil sind zudem die geringen Standzeiten und der hohe technologische Aufwand. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass eine Ammoniumeliminierung durch Ionenaustausch aufgrund der hohen Regenerierungskosten ökonomisch nicht sinnvoll ist.

**Elektrodialyse:** Die Elektrodialyse findet beispielsweise zur Gewinnung von Speisesalz aus Meerwasser, zur Trinkwassergewinnung aus Brackwasser, zur Aufbereitung von Kesselspeisewasser und zur Entsalzung von Molke großtechnische industrielle Anwendung. Im Bereich der Braunkohlensanierung ist die Praxistauglichkeit und Effizienz allerdings wegen der erforderlichen Vorbehandlung (Enteisenung, Entfernung von Schwebstoffen u. a.) gering. Wie bei der Umkehrosmose entsteht ein Salzkonzentrat, das entsorgt werden muss und Probleme bei der Genehmigungsfähigkeit verursacht. Das Verfahren ist kostenintensiv und damit für die Tagebausanierung unwirtschaftlich.

**Fällung als MAP:** Das MAP-Verfahren wurde nicht zur Ammoniumeliminierung sondern zur Rohstoffrückgewinnung für Phosphat entwickelt. Obwohl das MAP-Verfahren schon seit den 1980er Jahren bekannt und im Grundsatz erforscht ist, existiert in Deutschland nur eine Pilotanlage auf dem Klärwerk Berlin Wassmannsdorf. Dies ist neben ursprünglichen Schwierigkeiten bei der Prozesssteuerung auch auf die hohen Behandlungskosten zurückzuführen (Pinnekamp et al. 2007). (Stumpf 2007 und 2008) berichtet über verschiedene Pilotanlagen zur MAP-Gewinnung auf Kläranlagen in Australien, Japan, Italien und Deutschland (Berlin). Die Praxistauglichkeit zur Ammoniumeliminierung im Bereich der Braunkohlensanierung ist daher unklar. Zur Ammoniumeliminierung müssen Magnesium und Phosphor zudosiert werden. Da bei der Reaktion im technischen Maßstab immer Restmengen der Reaktionspartner im aufbereiteten Wasser verbleiben, sind im Ablauf auch erhöhte Phosphatkonzentrationen zu erwarten, die vor der Einleitung in Oberflächengewässer wegen der Eutrophierungsproblematik wieder gefällt werden müssen. Dies ließe sich zwar eventuell durch eine entsprechende Zugabe von eisenreichem Wasser erreichen, was vor Ort verfügbar wäre. Es bedeutet aber einen zusätzlichen Verfahrensschritt und Probleme bei der Genehmigungsfähigkeit insbesondere bei der Einleitung in Standgewässer. Wegen der hohen Kosten ist das Verfahren als unwirtschaftlich zu bewerten.

**Niedrig belastete Acceleratoren:** Bei diesem Verfahren handelt es sich im Prinzip um eine Variante des Belebtschlammverfahrens. Das Verfahren wurde schon in einem Wasserwerk (Langenau) praktisch eingesetzt. Die Effizienz ist wie bei allen Belebtschlammverfahren vom Schlammalter und von der Wassertemperatur abhängig. Bei vielen Belebtschlammmanlagen geht die Nitrifikationsleistung bei niedrigen Temperaturen ( $< +10^{\circ}\text{C}$ ) deutlich zurück. Die Genehmigungsfähigkeit ist in

der Regel gegeben (abhängig von der Anlagengröße und dem Schutzstatus des Standortes). Das Verfahren wurde allerdings nur verwirklicht, weil die Anlagen schon zur Verfügung standen und lediglich die Prozessführung geändert werden musste. Im Bereich der Braunkohlensanierung ist es unwirtschaftlich.

**Wirbelschicht- und Schwebebettreaktoren:** Diese Verfahren sind im Prinzip eine Mischung zwischen Belebtschlamm und Festbettverfahren. Die Anlagen werden in der Praxis zur Abwasserreinigung verwendet und müssen für den Einsatz zur Ammoniumelimination in der Braunkohlensanierung modifiziert werden (z. B. durch Nährstoffdosierung). Die Effizienz der Verfahren geht bei niedrigen Temperaturen meist deutlich zurück. Die Genehmigungsfähigkeit ist meist gewährleistet. Die Anlagen sind sowohl in der Herstellung als auch im Betrieb relativ teuer (vergleichbar mit einer kommunalen Kläranlage) und damit nur bedingt wirtschaftlich.

**Trocken- und Nassfilter:** Die Ammoniumelimination in Trocken- und Nassfiltern wird in der Praxis bei der Trinkwasseraufbereitung eingesetzt. Dabei ist der Einsatz von Nassfiltern (mündliche Mitteilung Dr. Wricke, TZW Dresden) derzeit, wegen des im Vergleich zu Trockenfiltern geringeren technischen Aufwandes, als Stand der Technik in der Trinkwasseraufbereitung anzusehen. Das Verfahren ist bei Einhaltung entsprechender Rahmenbedingungen auch bei niedrigen Temperaturen effizient. Die Genehmigungsfähigkeit ist in der Regel in Abhängigkeit von der Anlagengröße und dem Schutzstatus des Standortes gegeben. Pro m<sup>2</sup> Filterfläche liegt der Raumbedarf etwa bei 30 bis 40 m<sup>3</sup>. Für eine Anlage mit einer Aufbereitungskapazität von ca. 300 L/s ist allein für die Ausrüstung ein Investitionsvolumen von ca. 1,4 Mio. Euro erforderlich (mündliche Mitteilung Dr. Wricke, TZW Dresden). Dazu kommen die Bau- und Betriebskosten. Vorgesehen werden muss zusätzlich eine Entsorgung des Spülwassers sowie ggf. der Stoffe aus der Eisenelimination. Daher ist das Verfahren im Bereich der Braunkohlensanierung nur bedingt wirtschaftlich, z. B. als zusätzliche Stufe hinter einer bestehenden Eiseneliminierungsanlage.

**Mühlheimer-Verfahren:** Das Verfahren wurde für die Trinkwasseraufbereitung entwickelt und auch praktisch mit Erfolg angewendet. Das Verfahren ist effizient und auch bei niedrigen Temperaturen ist eine stabile Nitrifikation gewährleistet. Die Genehmigungsfähigkeit ist gegeben. Allerdings ist das Verfahren recht aufwändig, kostenintensiv (siehe Ozonierung) und damit im Bereich der Braunkohlensanierung unwirtschaftlich.

**Verminderung des Ammoniumaustrages durch vertikale Dichtwände:** Dieses Verfahren wird bei der Altlastensanierung zur Verminderung des Austrages von Schadstoffen aus Schadstoffquellen und des Eintrages ins Grundwasser angewandt. Das Verfahren ist in der Praxis erprobt. Im Bergbau ist die Dichtwandtechnologie ebenfalls Stand der Technik. Hier wurde die Technologie in den letzten Jahren besonders intensiv weiterentwickelt. Derzeit sind Teufen bis 120 Meter erreichbar und Baukapazitäten für mehrere hundert Metern horizontale Dichtwandlänge im Jahr verfügbar. Voraussetzung für die Anwendung der Dichtwandtechnologie ist das Vorhandensein eines bindigen Einbindehorizontes. Zum Bau von vertikalen Dichtwänden in Kippen besteht eine kostengünstige Alternative in der Nutzung der Rütteldruckverdichtung unter Beimischung bindiger bzw. abbindender Substanzen, wie z. B. Kraftwerksaschen oder Kalksteinmehl. Die Rütteldruckverdichtung ist Stand der Technik im Sanierungsbergbau der Lausitz.

Im Braunkohlenbergbau dient die Dichtwandtechnologie bevorzugt der Begrenzung der flächigen Auswirkungen der Grundwasserabsenkung. Eine Anwendung der Dichtwandtechnologie zur Eindämmung der Stoffausbreitung z. B. aus Kippen erfolgte bislang noch nicht. Solche Anwendungen sind jedoch grundsätzlich vorstellbar. Die Genehmigungsfähigkeit ist erreichbar. Die Investitionskosten für den Bau von Dichtwänden sind jedoch vergleichbar hoch. Dafür fallen keinerlei Betriebskosten an, was insbesondere deshalb die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens im Vergleich zu anderen Maßnahmen, z. B. der chemischen oder biologischen Wasserbehandlung deutlich verbessert, weil die Prozesse sehr langwierig sind. Problematisch sind die Großflächigkeit der Ammoniumbelastung und damit der Aufwand zur Eindämmung der Ammoniumquellen mittels Dichtwänden. Effizient wird das Verfahren der Dichtwandtechnologie dann, wenn weitere Synergien erzielt werden können, wie zum Beispiel die Eindämmung der Eisenbelastung oder die Verringerung von Versickerungsverlusten aus wasserwirtschaftlichen Speichern.

**Untergrundwasserbehandlung mit reaktiven Wänden:** Dieses Verfahren wurde nach Angaben in (Rheinheimer et al. 1988) bisher lediglich im Rahmen der weitergehenden Abwasserreinigung und zur Grundwasseraufbereitung angewandt. Aktuellere Informationen wurden nicht gefunden. Die Durchführbarkeit des Verfahrens hängt zudem stark vom pH-Wert, der Ammoniumkonzentration des Wassers und der damit verbundenen Sauerstoffzehrung ab. Grundsätzlich möglich ist neben der Infiltration von sauerstoffangereichertem Wasser auch das Einbringen von gasförmigem Sauerstoff in den Grundwasserleiter. Sowohl das Einbringen von sauerstoffhaltigem Wasser als auch von gasförmigem Sauerstoff ist von einer hinreichend guten Verteilung im Untergrund und damit von der geologischen Struktur des Grundwasserleiters abhängig. Daher ist die Praxistauglichkeit eingeschränkt. Auch die Effizienz ist nur bedingt gegeben, da beim Pilotversuch bei einer Ausgangskonzentration von 5 mg/L Ammonium noch eine „Restkonzentration“ von 1 mg/L verblieb und der Aufwand insgesamt beträchtlich ist. Die Genehmigungsfähigkeit ist gegeben, da lediglich sauerstoffangereichertes Wasser bzw. Luft in den Grundwasserleiter eingebracht wird. Aufgrund des hohen Aufwandes und der Unwägbarkeiten ist die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens nur in sehr speziellen Fällen gegeben, in denen z. B. eine Ammoniumsanie rung in einem Grundwasserkörper mit geeigneten Eigenschaften zwingend erforderlich und eine Wasserförderung und anschließende Behandlung an der Oberfläche nicht möglich ist. Für die großräumige Ammoniumbelastung im Braunkohlenbergbau scheidet das Verfahren praktisch aus.

**Bewachsene Bodenfilter und „constructed wetlands“:** Bewachsene Bodenfilter und hier vor allem die vertikal durchströmten Anlagen werden seit vielen Jahren erfolgreich auch mit guten Nitrifikationsleistungen betrieben. Das Verfahren ist damit praxistauglich. Die Effizienz ist allerdings nur bedingt gegeben, da im Winter bei niedrigen Temperaturen die Nitrifikationsleistung deutlich abnimmt. Die Genehmigungsfähigkeit ist gegeben. Der Flächenbedarf ist allerdings relativ groß. Als groben Anhaltspunkt kann man eine Beschickung von ca. 120 L/m<sup>2</sup>/d zugrunde legen, der nach (Franzen 2003) für häusliches Abwasser angesetzt werden kann. Bei hoher Eisenbelastung des zu behandelnden Wassers müsste eine Eiseneliminierung vorgeschaltet werden, da sonst eine Kolmation des Filtermaterials erfolgt. Die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens ist gut, da die Betriebskosten der Anlagen (bei entsprechendem Gefälle Betrieb ohne Pumpen möglich) meist nur sehr gering sind.

**Wasserpflanzenbeete:** Dieses Verfahren wurde für die gezielte Nitrifikation nach Kenntnis der Autoren bisher nicht praktisch angewendet. Die Effizienz ist zumindest im Winterhalbjahr gering, da die Wasserpflanzen dann größtenteils absterben. Der Flächenbedarf ist relativ hoch. Die Genehmigungsfähigkeit ist gegeben. Die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens ist gut, da die Betriebskosten der Anlagen (bei entsprechendem Gefälle Betrieb ohne Pumpen möglich) nur gering sind.

**Optimierung der Nitrifikationsleistung in Bergbaufolgeseen:** Die Ammoniumeliminierung in Bergbaufolgeseen wurde bisher noch nicht gezielt gefördert. Sie wurde allerdings bei vielen Neutralisierungsprojekten als vorteilhafter Nebeneffekt beobachtet. Derzeit läuft ein Projekt, das die Optimierungsmöglichkeiten hinsichtlich der Ammoniumeliminierung untersucht (Bilek et al. 2011). Zumindest die Neutralisation von Bergbaufolgeseen als Mittel zur Stimulierung der Nitrifikation ist praxistauglich. Nach einer Initialphase von einigen Monaten verläuft die Ammoniumeliminierung natürlicherweise sehr stabil und effizient, solange der pH-Wert im Neutralbereich bleibt. Das Verfahren ist genehmigungsfähig. Die Wirtschaftlichkeit ist nur bedingt gegeben. Die Neutralisationsmittel müssen oft über längere Zeiträume nachdosiert werden und es sind meist erhebliche Mengen erforderlich. Dies relativiert sich allerdings insofern, da Genehmigungen von Einleitungen aus Bergbaufolgeseen in Oberflächengewässer bereits an die Einhaltung bestimmter pH-Werte (in der Regel im Bereich zwischen  $6,5 \leq \text{pH} \leq 8,5$ ) gebunden ist. Die Ammoniumelimination ist dann ein günstiger Nebeneffekt der Neutralisation.

**Adsorption und Sedimentation mit ammoniumbindenden Mineralien:** Die aufgeführten Verfahren wurden nach Kenntnisstand des Verfassers bisher nur in kleinem Maßstab bzw. bei Laborversuchen hinsichtlich der Ammoniumeliminierung untersucht. Die Praxistauglichkeit wird daher als bedingt bewertet. Die Effizienz wird als schlecht bewertet, da bei einigen Versuchsansätzen keine nennenswerte Ammoniumeliminierung zu beobachten war. Zudem ist die Adsorptionsfähigkeit der Materialien begrenzt, so dass eine längerfristige Funktion nur gewährleistet ist, wenn zusätzlich die biologische Nitrifikation einsetzt. Die Genehmigungsfähigkeit ist gegeben. Die Wirtschaftlichkeit wird im Rahmen der Braunkohlesanierung nur als bedingt bewertet. Es ist zwar kein großer technischer Aufwand erforderlich, aber wegen der unsicheren Effizienz müssen möglicherweise erhebliche Mengen des Adsorptionsmittels eingesetzt werden. Das Verfahren eignet sich vermutlich am besten als Ergänzung zu bewachsenen Bodenfiltern bzw. „constructed wetlands“. Die ammoniumadsorbierenden Materialien können hier als Puffer und Speicher bei schwankenden Ammoniumkonzentrationen dienen. Dies kann die biologische Nitrifikationsleistung verbessern.

**Nutzung der natürlichen Nitrifikationsleistung neutralisierter Bergbaufolgeseen:** Das mit Abstand kostengünstigste Verfahren der Ammoniumeliminierung ist die natürlicherweise in neutralen Bergbaufolgeseen ablaufende Nitrifikation. Da für Bergbaufolgeseen, die in die öffentliche Vorflut ausleiten, generell ein neutraler Zustand gefordert wird, kann die Ammoniumeliminierung als Gratisleistung der Natur in Anspruch genommen werden. Voraussetzung ist ein entsprechender zeitlicher Vorlauf der chemischen Neutralisation vor der Ausleitung und die Stabilisierung des neutralen Zustandes in den chemisch behandelten Bergbaufolgeseen. Das kann durch eine entsprechende Ablaufplanung der Wasserbehandlungsmaßnahmen und ggf. durch eine entsprechend angepasste Wasserbewirtschaftung erreicht werden. Die natürliche Nitrifikation in den neutralisierten Bergbaufolgeseen bevorteilt die In-

lake-Verfahren gegenüber den Wasserbehandlungsmaßnahmen am Auslauf der Bergbaufolgeseen, die z. B. für den Bergbaufolgensee Burghammer ursprünglich geplant waren. Eine Genehmigung für die natürliche Nitrifikation in den Bergbaufolgeseen ist nicht erforderlich. Das Verfahren ist unter Berücksichtigung der notwendigen Anpassungszeiten hoch effizient und auf Dauer praktisch kostenfrei.

## 7.4 Einsatzmöglichkeit im Rahmen der Braunkohlensanierung und des aktiven Braunkohlenbergbaus

Ammoniumhaltiges Grund- und Oberflächenwasser in den Tagebaugebieten enthält in der Regel auch erhöhte Konzentrationen an Sulfat, Eisen, Mangan und anderen Komponenten und ist zudem häufig sauer bzw. bei Belüftung säuregenerierend. Die hydrochemischen Besonderheiten dieser Wässer führen zu verfahrenstechnischen Problemen bei der Ammoniumelimination und erfordern die Vorschaltung entsprechender zusätzlicher Behandlungsschritte. Den Autoren ist kein Fall bekannt, in dem ein bergbaulich belastetes Grund- oder Oberflächenwasser lediglich hinsichtlich des Ammoniums behandelt werden müsste. Nur das Reinwasser aus den Grubenwasserbehandlungsanlagen ist von dem beschriebenen stofflichen Problempaket der bergbaulichen Wässer bereits befreit. Hier könnten ohne weitere Verfahrensschritte die Verfahren der Ammoniumeliminierung direkt nachgeschaltet werden.

Die beschriebenen physikalisch-chemischen Verfahren sind in der Regel mit einem hohen Aufwand verbunden und damit entsprechend teuer. Sie kommen daher nur für sehr spezielle Einsatzzwecke in Frage. Vorteilhaft bei diesen Verfahren ist, dass es keine längere Einlaufphase gibt, die bei den biotechnologischen und naturräumlichen Verfahren mehrere Wochen bis Monate dauern kann. Weiterhin sind die technischen im Unterschied zu den biologischen Verfahren weniger empfindlich gegen Konzentrationsschwankungen, Betriebsunterbrechungen und niedrige bzw. schwankende Wassertemperaturen.

Bei den biotechnologischen Verfahren (mit Nitrifikation) ist teilweise ebenfalls ein erheblicher technischer bzw. baulicher Aufwand notwendig. Für Punktquellen, insbesondere als ergänzender Verfahrensschritt einer bestehenden Grundwasserbehandlungsanlage, ist vor allem die **Nassfiltration** (je nach Ammoniumkonzentration auch in mehrstufiger Ausführung) geeignet, wenn keine großen Flächen für bauliche Maßnahmen zur Verfügung stehen. Wenn Flächen verfügbar sind und die zu behandelnde Wassermenge nicht zu groß ist, kommen auch vertikal durchströmte, bewachsene Bodenfilter in Betracht. Diese Anlagen haben den Vorteil, dass nach der Fertigstellung in der Regel keine großen Betriebskosten für die Nitrifikationsstufe anfallen.

**Für saure und ammoniumreiche Bergbaufolgeseen genügt erfahrungsgemäß eine stabile Neutralisation über  $\text{pH} > 5 \dots 6$ , um die Ammoniumkonzentration auf unbedenkliche Werte überwiegend deutlich unter  $0,3 \text{ mg/L NH}_4\text{-N}$  zu verringern.**

Die natürlicherweise in den neutralisierten Bergbaufolgeseen ablaufende Nitrifikation ist das Vorbild für die Gestaltung **naturräumlicher Wasserbehandlungsanlagen**. Der Bau von naturräumlichen Wasserbehandlungsanlagen kommt jedoch nur dann in Betracht, wenn vergleichsweise geringe Volumenströme mit hohen Ammoniumkonzentrationen gezielt behandelt werden müssen und ein für diese Zwecke nutzbarer Bergbaufolgensee nicht zur Verfügung steht. Da die zu behandelnden Volumenströme im Sanierungsbergbau, z. B. am Auslauf von Bergbaufolgeseen, und im aktiven Braunkohlenbergbau, z. B. an den Ausleitungen der Grubenwasserbehandlungsanlagen, in der Regel sehr hoch sind und mitunter bis zu mehreren Kubikmeter pro Sekunde betragen, werden solche Anwendungen in der ostsächsischen Lausitz von den Autoren derzeit nicht gesehen.

Grundwasser lässt sich in situ nur sehr begrenzt sanieren. Hier müssen die hydrogeologischen Verhältnisse sehr genau untersucht werden, bevor z. B. eine Infiltration von Sauerstoff oder eines entsprechend konditionierten Wassers vorgenommen werden kann. Die Verfahrensführung ist wegen des heterogenen geologischen Untergrundes in der Regel sehr kompliziert und das Verfahren insgesamt als sehr teuer einzuschätzen. Da das ammoniumbelastete Grundwasser in der Regel auch eisenbelastet ist, würde sich der Sauerstoffbedarf für die abiotische und biotische Oxidation vervielfachen. Sofern es nicht bereits sauer ist, würde das Grundwasser in der Folge der Sauerstoffinfiltration abschließend versauern. Damit würden Schwermetalle gelöst und neue umweltchemische Probleme erzeugt. Projekte der Grundwassersanierung in der für den Sanierungsbergbau erforderlichen Größenordnung sind weltweit nicht bekannt.

Große Chancen zur Eindämmung der Ausbreitung von ammoniumbelasteten Grundwasser werden der **Dichtwandtechnologie** eingeräumt. Für Kippen steht die Rüttel-druckverdichtung in der Kombination mit einer Zugabe von alkalischen Bindemitteln und für gewachsene Grundwasserleiter stehen Schlitzfräs- und Schlitzgreifertechnologien zum Dichtwandbau zur Verfügung (siehe [Abschn. 7.1.3 und 7.3](#)). Der alleinige Einsatz von Dichtwänden zur Minderung der Ammoniumbelastung ist wirtschaftlich nicht darstellbar. Da die Ammoniumbelastung des bergbaubeeinflussten Grundwassers jedoch häufig nur eine Begleiterscheinung anderer, häufig stärker ausgeprägter stofflicher Belastungen ist (wie Versauerung, Sulfat und Eisen), kommt diese Technologie durchaus in Frage.

Im **Ergebnis** der Darlegungen muss festgehalten werden, dass für den Sanierungsbergbau und für den aktiven Braunkohlenbergbau aus verfahrenstechnischer und wirtschaftlicher Sicht insgesamt nur wenige Verfahren zur Verfügung stehen, um die Ammoniumbelastung der Gewässer zu beeinflussen. Für geringe Volumenströme mit sehr hohen Ammoniumkonzentrationen eignen sich als technisches Verfahren die Nassfiltration und als halbtechnisches Verfahren die naturräumliche Wasserbehandlung in künstlich gestalteten Feuchtgebieten. Die Gefährdungen durch hohe Volumenströme mit moderat hohen Ammoniumkonzentrationen lassen sich nur durch ein integrales Wassermanagement im Einzugsgebiet unter Nutzung der natürlichen Selbstreinigungspotentiale der Fließ- und Standgewässer mindern.

## 8 Maßnahmen im Untersuchungsgebiet

### 8.1 Maßnahmen zur Vorsorge und Vermeidung sowie Optimierungsmaßnahmen zur Minimierung potentieller Gefährdungen

Durch das montanhydrologische Monitoring der LMBV an gefluteten und chemisch neutralisierten Bergbaufolgeseen im Sanierungsbergbau ist ausreichend sicher belegt, dass die Neutralisation der Seen auch der Minderung der Ammoniumkonzentration dient. Die bakterielle Nitrifikation stellt sich in neutralen Gewässern bei  $\text{pH} > 5 \dots 6$  natürlicherweise ein, unabhängig davon, ob der neutrale Zustand durch Flutung oder durch chemische Wasserbehandlung erreicht wurde. Die im Flutungs- und Konditionierungskonzept der LMBV festgeschriebene Neutralisation saurer Bergbaufolgeseen dient damit nicht nur der Einstellung eines ökologisch gesunden pH-Wertes, der weitgehenden Metallelimination und Trübungsfreiheit der Gewässer sondern auch der Ammoniumeliminierung.

Aus wirtschaftlichen Erwägungen ist grundsätzlich die Neutralisation durch Flutung und die Aufrechterhaltung des neutralen Zustandes durch Spülungsnachsorge zu favorisieren. Im Bedarfsfall sind aus der Sicht der Ammoniumbelastung chemische Wasserbehandlungen bevorzugt als In-lake-Maßnahmen durchzuführen, die den gesamten Wasserkörper erfassen. Die aktuellen Planungen der LMBV zum Einsatz fremder und zum Bau eigener Konditionierungsschiffe entsprechen diesem Zweck.

Die neutralen Bergbaufolgeseen stellen praktisch großvolumige naturräumliche Wasserbehandlungsanlagen für Ammonium dar. Die lange Verweilzeit des Wassers von deutlich mehr als einem Jahr sichert niedrige Ammoniumkonzentrationen auch bei zeitweilig deutlich verringerter Nitrifikation und pflanzlicher Ammoniumaufnahme, z. B. in den Winterhalbjahren. Die Potenzen der Bergbaufolgeseen für die naturräumliche Wasserbehandlung sollten gezielt für diese Zwecke genutzt werden.

Im Abschn. 4.3.3.3 wurde herausgearbeitet, dass die Ammoniaktoxizität kein Problem der Initialneutralisation der Bergbaufolgeseen, sondern ein Problem der chemischen Nachbehandlungen ist. Als problematisch bei der chemischen Wasserbehandlung nach einer Wiederversauerung stellen sich hohe pH-Werte dar. Wie kann dieses Problem gelöst werden?

Zur Verzögerung der Wiederversauerung in den Bergbaufolgeseen werden von der LMBV Konzepte verfolgt, die den Aufbau eines stärkeren Hydrogencarbonatpuffers als sich natürlicherweise herausbildet, zum Ziel haben. Parallel zur chemischen Wasserbehandlung soll zu diesem Zweck Kohlendioxid in die Seen eingetragen werden. Der Hydrogencarbonatpuffer würde neben dem beabsichtigten erhöhten Säurepuffer zugleich die Wirkungen einer Überdosierung von Kalkhydrat in den Behandlungszyklen puffern. Eine weitere Alternative, das Problem der Ammoniaktoxizität bei Nachbehandlungen zu lösen, wäre der Einsatz von Soda als chemisches Neutralisationsmittel anstelle von Kalkhydrat. Der molspezifische Preis hierfür liegt jedoch deutlich höher. Deshalb muss diese Alternative verfahrenstechnisch und wirtschaftlich geprüft werden.

Eine derzeit aktuelle Aufgabe des Sanierungsbergbaus ist die Minderung der diffusen Stoffeinträge über den Grundwasserpfad in die Fließgewässer. Hierzu laufen intensive Untersuchungen im Auftrag der LMBV. In Anbetracht der Problemdimension sind raumgreifende Lösungen derzeit noch nicht in Sicht.

Eine naheliegende Aufgabe des aktiven Braunkohlenbergbaus ist die Minimierung der Ammoniumeinträge in die Fließgewässer aus den Grubenwasserbehandlungsanlagen durch Minimierung der Sumpfungswassermengen. Diesem Zweck dient langfristig der Bau von Dichtwänden in Teilbereichen der Tagebaue Nochten und Reichwalde. Da aufgrund des erreichten Tagebaufortschrittes hiermit keine kurzfristigen Verbesserungen erreichbar sind, bietet sich die Verringerung der Ammoniumeinträge durch die räumliche Verteilung des ammoniumreichen Wassers auf mehrere Fließgewässer an. Die geplante Verwendung des gereinigten Sumpfungswassers der GWBA Tzschelln zur Flutung des Hermannsdorfer Sees und zur Substitution eines Teils des Stützungswassers im Floß- und Rothwassergraben wird diesem Anliegen gerecht. Voraussetzung ist, dass das Selbstreinigungspotential der entsprechenden Gewässer nicht überbeansprucht wird. Im Hermannsdorfer See, der mit behandeltem und neutralem Sumpfungswasser der GWBA Tzschelln geflutet werden soll, wird sich wie in den neutralisierten Bergbaufolgeseen des Sanierungsbergbaus die Nitrifikation einstellen. Es wäre zu prüfen, ob der Hermannsdorfer See als naturräumliche Wasserbehandlungsanlage auch für die Einleitungen des Stützungswassers in den Floß- und Rothwassergraben genutzt werden kann.

Weiterhin sollte geprüft werden, ob die Menge des in die Fließgewässer direkt eingeleiteten Sumpfungswassers weiter verringert werden kann, indem zumindest ein Teil in bestehende Bergbaufolgeseen umgelenkt wird. Neben den vorteilhaften Effekten hinsichtlich der Nitrifikation werden weitere Synergien für die Bergbaufolgeseen erwartet. Das behandelte Sumpfungswasser enthält eine hohe Alkalinität, die der Neutralisation der Bergbaufolgeseen förderlich ist und bedeutsame Einsparungen für die In-lake-Wasserbehandlung erwarten lässt. Die Vorteile einer Vergleichmäßigung der Sulfatbelastung in den Fließgewässern wären gesondert zu prüfen. Die Betrachtung des Versauerungs- und Sulfatproblems war nicht Gegenstand der vorliegenden Studie.

## **8.2 Verortung von Verfahren der Ammoniumverminderung im Untersuchungsgebiet**

In der Anlage 4 sind die in Abschnitt 6.6 halbquantitativ bewerteten Gefahrenpotentiale des Ammoniums dargestellt, wobei sich die Visualisierung auf die mit „mittel“, „hoch“ und „sehr hoch“ deklarierten Gefahrenpotentiale beschränkt. Die Gefahrenpotentiale werden als diffuse und Punktquellen unterschieden. Die diffusen Quellen entsprechen Uferlinien von Bergbaufolgeseen und Fließgewässerabschnitten. Aufgrund der zusammenfassenden Einschätzung in Abschnitt 7.4 hinsichtlich der Eignung von Maßnahmen zur Minderung der Ammoniumbelastung wird eine Verortung konkreter Maßnahmen nicht vorgenommen. Von den Autoren wurde herausgearbeitet, dass sich die Ammoniumbelastung nur durch eine integrale Wassermengen- und Wassergütebewirtschaftung in den betroffenen Flussgebieten wirkungsvoll mindern lässt. Die Kombination der entsprechenden Maßnahmen ist zunächst durch weitere Planungen hinsichtlich ihrer Wirkung und Wirtschaftlichkeit zu prüfen.

### 8.3 Notwendigkeit zusätzlicher Messstellen

Die Notwendigkeit zusätzlicher Messstellen besteht aus der Sicht der Autoren nicht. Als problematisch für die Datenkonsistenz haben sich zeitliche Lücken in den Messreihen erwiesen. Es wäre grundsätzlich wünschenswert, wenn die Messungen an den behördlichen Messstellen in den Fließgewässern, an den Messstellen der LTV und an den maßgebenden Einleitern im gleichen Rhythmus durchgeführt werden. Monatliche Messungen sind dabei ausreichend aber auch notwendig um die Saisonalität der Ammoniumkonzentration adäquat abzubilden. Bei den Ammoniumuntersuchungen muss stets der Kontext zur Durchfluss- bzw. Einleitmenge hergestellt werden.

Die Autoren empfehlen weiterhin, das Ammonium in das Untersuchungsprogramm zu den Grubenwasserbehandlungsanlagen aufzunehmen.

### 8.4 Fachliche Diskussion der Forderung weniger strenger Umweltziele oder Änderung der gesetzlich vorgegebenen Grenzwerte

In [Abschn. 6.3](#) wurde dargelegt, dass die u.a. in der sächsischen Fischgewässerverordnung (SMUL 1997) festgelegten Grenz- und Leitwerte für freies Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) auch unter Berücksichtigung aktueller ökotoxikologischer Daten weiterhin Bestand haben, während der Grenzwert (I-Wert) für Gesamt-Ammonium von 1 mg/L  $\text{NH}_4$  in bestimmten Fällen als zu hoch anzusehen ist. Der Orientierungswert der (LAWA 2007) von 0,3 mg/L  $\text{NH}_4\text{-N}$  genügt dagegen mit wenigen Ausnahmen, die bei sehr hohen pH-Werten zu erwarten sind, den Anforderungen des Schutzes der Biozönose. Ob die von der AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster“ (SMUL 2009) für die Spree und die Schwarze Elster festgelegten Ausleitwerte für die Bergbaufolgeseen und Immissionsziele für die Fließgewässer nach ökotoxikologischen Maßstäben auch für andere Gewässer ausreichen, muss anhand der jeweils vorliegenden Daten zum pH-Wert und zur Temperatur für einzelne Flussabschnitte geprüft werden.

Der in der Grundwasserverordnung (GrwV 2010) festgelegte Wert von 0,5 mg/L  $\text{NH}_4$  genügt, um die betroffenen Schutzgüter (Trinkwasser, Oberflächenwasser) ausreichend zu sichern. Eine Überschreitung der oben genannten Zielwerte für Ammoniak ist daher nicht zu empfehlen. Eine Überschreitung von Umweltzielen bezüglich des Ammoniums (LAWA, AG Flussbewirtschaftung) sollte nur nach einer Einzelfallprüfung erfolgen. Die Werte können entsprechend angepasst werden, wenn die Umstände eine begründete Abweichung von den genannten Ammoniumkonzentrationen erlauben.

Die sächsische Fischgewässerrichtlinie wird im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 2013 außer Kraft gesetzt. Danach soll die Überprüfung auf der Grundlage der in der Oberflächengewässerverordnung (BMU 2011) festgelegten Kriterien und der Einhaltung mindestens des guten Zustandes der biologischen Qualitätskomponenten nach der Wasserrahmenrichtlinie erfolgen. In der (OGewV 2011) sind allerdings, wie bereits in [Abschn. 6.3](#) ausgeführt, nur die Kriterien ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) für den „sehr guten“ Zustand bzw. für ein gutes Potenzial aufgeführt. Gerade eine Regelung für den kritischen Übergang vom guten zum mäßigen Zustand, die noch

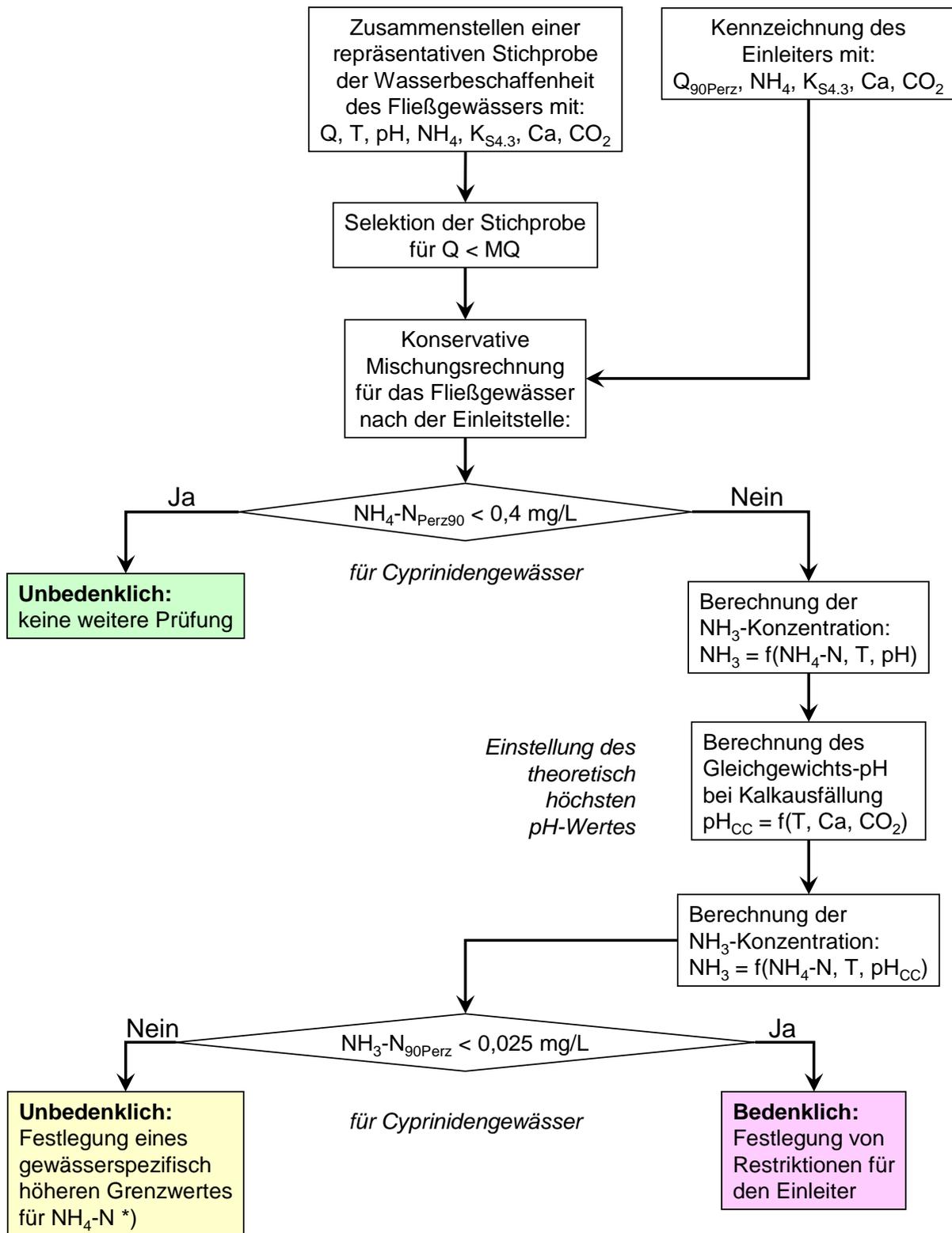
von der (LAWA 2007) mit 0,3 mg/L  $\text{NH}_4\text{-N}$  genannt wird, fehlt. Da der Zustand der biologischen Qualitätskomponenten erst nach einer Belastung überprüft werden kann, besteht hier eine Regelungslücke. Es ist also im Vorfeld jeder Maßnahme eine Einzelfallprüfung hinsichtlich der ökotoxikologischen Kriterien auf Basis der vorliegenden Ammoniakkonzentration und sonstigen hydrochemischen durchzuführen.

Zur Ermittlung einer gewässerspezifischen Immissionskonzentration von Ammonium-Stickstoff wird von den Autoren nachfolgendes Prüfschema vorgeschlagen (Bild 68). Die Prüfroutine geht davon aus, dass für das betroffene Gewässer eine statistisch repräsentative Stichprobe zur Durchflussmenge, zur Wassertemperatur und zur Hydrochemie (mindestens pH-Wert, Ammoniumstickstoff und alle Kennwerte des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes) vorliegt. Gleiches gilt für die Kennzeichnung des Einleiters bzw. der Einleitungen. Die Stichprobe für das Fließgewässer wird hinsichtlich des Durchflusses für alle Ereignisse separiert, wo der Durchfluss unterhalb des Mittelwassers liegt. Damit werden alle Hochwasserereignisse ausgeschlossen, die als kurzfristige hydraulische Stoßbelastung mit unterschiedlichen stofflichen Belastungen auftreten und nicht einleiterverursacht sind.

Durch konservative Mischungsrechnungen wird die Immissionskonzentration des Ammonium-Stickstoffs als 90er Perzentil ermittelt. Unterschreitet der 90er Perzentil, z. B. das von (Hamm et al. 1991) empfohlene Qualitätsziel von 0,4 mg/L für Cyprinidengewässer, ist keine weitere Prüfung erforderlich. Überschreitet der 90er Perzentil den empfohlenen Grenzwert, ist eine Prüfung hinsichtlich der Ammoniaktoxizität erforderlich. Dazu wird zunächst die Ammoniakkonzentration für die konkreten zeitkongruenten Datensätze ( $\text{NH}_4\text{-N}$ , pH, T) berechnet. In einem weiteren Schritt wird ein möglicher hydrochemischer Stress berücksichtigt. Der mögliche hydrochemische Stress besteht in einem Anstieg des pH-Wertes infolge der Calcit-ausfällung. Die Calcit-ausfällung wird bis zum Erreichen des Fällungsgleichgewichtes für Calcit (Sättigungsindex  $\text{SI}_{\text{Cc}} = 0,0$ ) bei einem Gleichgewicht des Kohlendioxids  $\text{CO}_2$  im Wasser mit dem atmosphärischen Partialdruck von 0,036 mbar ermittelt. Dieser Fall kann bei langsamer Fließgeschwindigkeit (entsprechend niedrigen Durchflüssen) im Fließgewässer nach einer gewissen Distanz theoretisch eintreten.

Ein zusätzlicher Stress hinsichtlich der Wassertemperatur, wie in (IWB 2007) für die Einleitung aus einer biologischen Kläranlage praktiziert, wird auf die Daten nicht beaufschlagt. Damit wird den Tatsachen Rechnung getragen, dass die Ammoniumkonzentration im Winter infolge der geringeren temperaturabhängigen Nitrifikationsleistung der Fließgewässer höher ist, als im Sommer und dass die Einleitungen aus den Braunkohlenbergbau, insbesondere aus den Grubenwasserreinigungsanlagen, in der Regel sehr kontinuierlich und mit weitgehend gleichbleibenden Ammoniumkonzentrationen erfolgen.

Mit dem pH-Wert bei Calcitsättigung  $\text{pH}_{\text{Cc}}$  kann nunmehr die Ammoniakkonzentration berechnet werden. Der 90er Perzentil der Ammoniakkonzentration wird mit dem entsprechenden Grenzwert verglichen. Unterschreitet der 90er Perzentil den Grenzwert kann die höhere Ammoniumkonzentration im Fließgewässer als Immissionskonzentration zugelassen werden. Durch rekursive Berechnung kann ein höchster Immissionswert ermittelt werden, bei dem der 90er Perzentil der Ammoniakkonzentration exakt dem Grenzwert entspricht. Das sollte jedoch nur für eine ausreichend große und repräsentative Stichprobe erfolgen.



\*) ggf. rekursive Ermittlung aus den Messwerten

**Bild 68: Prüfschema zur gewässerspezifischen Ermittlung eines Ammoniumgrenzwertes für die Gewässereinleitung aus Punktquellen**

Überschreitet der 90-Perzentil der berechneten Ammoniakkonzentration den Grenzwert, ist der Einleiter mit Restriktionen zu belegen. Das können Einschränkungen der Ausleitmengen aus Bergbaufolgeseen im Sommerhalbjahr, Umlenkung von Teilströmen in andere Gewässer, die Behandlung von Teilströmen und andere geeignete, technisch durchführbare und wirtschaftlich darstellbare Maßnahmen sein (vgl. Abschn. 7.4).

## 9 Weiterer Untersuchungs- und Handlungsbedarf

Die im Abschn. 8.1 vorgeschlagenen Maßnahmen berühren die Belange unterschiedlicher Behörden und Unternehmen. Um überzogenen Forderungen sowie daraus resultierenden Fehlentscheidungen und Fehlinvestitionen vorzubeugen, ist es erforderlich, die Datenbasis problemspezifisch zu erweitern und zu verbessern.

Analog zur Sulfatproblematik in der Spree schlagen die Autoren ein qualifiziertes Ammoniummonitoring im Kernbereich der Belastungen vor. Das Monitoring soll die Überwachung der maßgeblichen Einleiter, der in die Fließgewässer eingebundenen Bergbaufolgeseen und der diffusen Grundwasserzutritte umfassen. Der Kernbereich ist mit der Einleitung der GWBA Kringelsdorf in den Weißen Schöps, dem Pegel Reichwalde 2 im Schwarzen Schöps, dem Wehr Uhyst an der Spree, dem Pegel Burg 2 an der Kleinen Spree und der Gütemessstelle des Freistaates Sachsen in Zerre räumlich umrissen.

Zu den Schwerpunkten des Ammoniummonitorings sollten gehören:

- Die Ermittlung der Quellstärken der maßgeblichen Einleiter und ihre zeitliche Varianz
- Die Abgrenzung des räumlichen Bereiches der Einmischung punktteller Einleitungen in die Fließgewässer
- Untersuchungen zur Saisonalität der Ammoniumbelastung in den Fließgewässern
- Quantifizierung des Ammoniumabbaus in den betroffenen Fließgewässern in Abhängigkeit von den äußeren Einflussfaktoren

Zusätzliche ökotoxikologische Untersuchungen sind, aufgrund der vorhandenen relativ breiten Datenbasis für akute Wirkungen, nach Auffassung der Verfasser lediglich für chronische Wirkungen vor allem auf einheimische Organismen aus der Cyprinidenregion sowie auf die Entwicklungsstadien heimischer Muschelarten wünschenswert. Diese Tests sind jedoch sehr aufwändig.

Infolge der sehr variablen Rahmenbedingungen ist die Aussagekraft von Untersuchungen aquatischer Biozönosen im Freiland nur begrenzt. Lediglich Untersuchungen in kontrollierten künstlichen Ökosystemen (z. B. Gerinneversuche) könnten hier weitere Aufschlüsse bringen. Diese Untersuchungen sind aber noch deutlich aufwändiger als chronische Ökotoxizitätstests.

## 10 Literatur

(Abbas 2006)	Abbas H. (2006): Acute toxicity of Ammonia to Common Carp Fingerlings ( <i>Cyprinus carpio</i> ) at different pH levels; Pakistan Journal of Biological Sciences 9(12): 2215-2221
(AbwV 2009b)	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit BMU (2009): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV); "Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 20 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585) geändert worden ist"
(AG 2009)	Grundsätze für die länderübergreifende Bewirtschaftung der Flussgebiete Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße. AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree - Schwarze Elster“. Stand 24.04.2009.
(Alabaster et al. 1979)	Alabaster J. S., Shurben D. G. & Knowles G. (1979): The effect of dissolved oxygen and salinity on the toxicity of ammonia to smolts of salmon, <i>Salmo salar</i> L.; J. Fish. Biol. 15: 705-712
(Alonso & Camargo 2008)	Alonso A., Camargo J. (2008): Long-Term Effects of Ammonia on the Behavioral Activity of the Aquatic Snail <i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Hydrobiidae, Mollusca); Arch Environ Contam Toxicol 56:796–802
(Alonso & Camargo 2011)	Alonso A., Camargo J. (2011): The freshwater planarian <i>Polycelis felina</i> as a sensitive species to assess the long-term toxicity of ammonia; Chemosphere 84: 533–537
(Althaus & Jung 1978)	Althaus H. & Jung K. D. (1978): Wirkungskonzentrationen gesundheitsschädlicher Stoffe im Wasser – Nachtrag; Minister. f. Ernährung Landwirtschaft u. Forsten NRW, Düsseldorf.
(Anthonisen et al. 1976)	Anthonisen A.C., Loehr R.C., Prakasam T.B.S., Srinath, E.G. (1976): Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid Journal Wat. Poll. Con. Fed. 48, No. 5, pp. 835-852
(ARMCANZ & ANZECC 2000)	Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand ARMCANZ & ANZECC (2000): National Water Quality Management Strategy - The Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality, October 2000
(Arthur et al. 1987)	Arthur J., West C., Allen K. & Hedtke S. (1987): Seasonal toxicity of ammonia to five fish and nine invertebrate species; Bull. Environ. Cont. Toxicol. 38:324-331
(ATV 2001a)	DWA-Gewässergütemodell. Handbuch. Autor: Steffen Müller. Erftverband aqua tec GmbH, Bergheim, 2001
(ATV 2001b)	DWA-Gewässergütemodell. Beschreibung der Modellbausteine. Autor: Steffen Müller. Erftverband aqua tec GmbH, Bergheim, 2001

(Augsपुरger et al. 2003)	Augsपुरger T., Keller A., Black M. (2003): Water quality guidance for protection of freshwater mussels (Unionidae) from ammonia exposure, <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , Vol. 22, No. 11: 2569–2575
(Baden-Württemberg 1998)	Sozialministerium und Umweltministerium Baden-Württemberg (1998): Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen, Erlaß des Sozialministeriums und des Umweltministeriums Baden-Württemberg vom 16. September 1993, AZ: 32-8984.00 (UM), 57-8490.1.40 (SM) in der Fassung vom 1.3.1998
(BAFU 2010)	Bundesamt für Umwelt Schweizer Eidgenossenschaft BAFU (2010): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer - Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe
(Bahr 1994)	Bahr K. (1994): Untersuchungen zu Schalenbewegungen und Sauerstoffverbrauch einheimischer Großmuscheln unter verschiedenen experimentellen Bedingungen, Dissertation am Institut für Zoologie der Tierärztlichen Hochschule Hannover
(Ball 1967)	Ball I. (1967): The relative susceptibilities of some species of fresh water fish to poisons - I. Ammonia, <i>Water Research</i> , Pergamon Press 1967. Vol. 1, pp. 767-775
(Bartsch et al. 2003)	Bartsch M., Newton T., Allran J., o'Donnell J. A. & Richardson W. B. (2003): Effects of pore-water ammonia on in situ survival and growth of juvenile mussels ( <i>Lampsilis cardium</i> ) in the St. Croix riverway, Wisconsin, USA, <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , Vol. 22, No. 11: 2561–2568
(Baumgardt et al. 2000)	Baumgardt W., Keller H., Wricke B., Paklina D. & Halimonenko S. (2000): Aufbereitung eines reduzierten Grundwassers mit hohen Ammoniumgehalten; <i>gwf Wasser-Abwasser</i> 141 (2000) Nr. 6
(Berenzen et al. 2001)	Berenzen N., Schulz R. & Liess M. (2001): Effects of chronic ammonium and nitrite contamination on the macroinvertebrate community in running water microcosms; <i>Wat. Res.</i> Vol. 35, No. 14: 3478–3482
(Bilek et al. 2011)	Bilek F., Zieger A., Rudlof M., Reichel M. (2011): Planung eines Demonstrationsvorhabens im Feldmaßstab zur Minderung der Ammonium-Konzentration im Auslauf der erweiterten Restlochkeite, einschließlich Genehmigungsplanung; 3. Zwischenbereich 2011 für den Beauftragungszeitraum 2010/2011 im Auftrag der LMBV Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH
(Bock 1980)	Bock E. (1980): Nitrifikation-die bakteriologische Oxidation von Ammoniak zu Nitrat; <i>Forum Mikrobiologie</i> 1/80, 24-32
(Bohl 1982)	Bohl, M. (1982): Zucht und Produktion von Süßwasserfischen, DLG-Verlag, München
(Booth 1999)	Booth D. J. (1999): Effects of dietary and free bentonite on ammonia buildup in aquarium fish; <i>Australasian Journal of Ecotoxicology</i> Vol. 5 pp. 149 – 152

(Bork & Hahn 2008)	Bork J. & Hahn H. J. (2008): Groundwater and Biodiversity; in Symposium Biodiversität von Gewässern, Auen und Grundwasser, Veröffentlichung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit BMU
(Brandrud 2002)	Brandrud T. E. (2002): Effects of liming on aquatic macrophytes, with emphasis on Scandinavia; Aquatic Botany Volume 73, Issue 4, August 2002, pp. 395-404
(Braukmann & Biss 2004)	Braukmann, U. & Biss, R. (2004): Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. Limnologica 34: 433-450.
(Brinkmann 2009)	Brinkman S. (2009): Chronic Toxicity of Ammonia to Early Life Stage Rainbow Trout; Transactions of the American Fisheries Society 138:433–440
(BTU 2010)	Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Speicher Burghammer. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 26.11.2010.
(BTU 2012)	Untersuchungen zu den Ursachen der im Jahr 2011 aufgetretenen Gewässerversauerung im Westteil des Tagebaurestgewässers Laubusch. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft. Cottbus, 12.04.2012.
(Burkhalter & Kaya 1977)	Burkhalter D. & Kaya C. (1977): Effects of prolonged exposure to ammonia on fertilized eggs and sac fry of Rainbow Trout ( <i>Salmo gairdneri</i> ); Trans. Am. Fish. Soc., Vol. 106, No. 5
(Carmienke 2007)	Carmienke I. (2007): Auswirkungen der Ablaufbeschaffenheit der Seen auf die Fließgewässer, Präsentation im Rahmen des Fachgesprächs am 13.06.2007 „Versauerung der Seen im Südraum von Leipzig“, Regierungspräsidium Leipzig 2007
(CCME 1991)	CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) (1991): Appendix IX—A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life (April 1991). In: Canadian water quality guidelines, Canadian Council of Resource and Environment Ministers. 1987. Prepared by the Task Force on Water Quality Guidelines. [Updated and reprinted with minor revisions and editorial changes in Canadian environmental quality guidelines, Chapter 4, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999, Winnipeg.
(CCME 2010)	Canadian Council of Ministers of the Environment CCME (2010): Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Ammonia. In: Canadian Environmental Quality Guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
(Charley et al. 1980)	Charley R. C., Hooper D. G., McLee A. G. (1980): Nitrification kinetics in activated sludge at various temperatures and dissolved oxygen concentrations, Wat. Res. 14, pp. 1387-1396
(CIW 2000)	Commissie Integraal Waterbeheer CIW Nederland (2000): Normen voor het waterbeheer; Achtergronddocument NW4 CIW, mei 2000

(Cole & Wells 2008)	Thomas M. Cole and Scott A. Wells: CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.6. User Manual. U.S. Army Corps of Engineers, August 2008.
(Dabrowska & Wlasow 1986)	Dabrowska H. & Wlasow T. (1986): Sublethal effect of ammonia on certain biochemical and haematological indicators in common carp ( <i>Cyprinus carpio</i> ); Camp. Biochem. Physiol. Vol. 83C, No. 1: 179-184
(Dahmke et al. 2005)	Dahmke A., Ebert M. et al. (2005): Bewertung und Weiterentwicklung von Voruntersuchungs- Monitoring- und Qualitätsmanagementansätze für Reaktionswände - eine vergleichende Labor- und Standortstudie unter besonderer Berücksichtigung vollständiger, stoffspezifische Bilanzen des Schadstoffumsatzes beim Einsatz reaktiver Wände; Endbericht für PTWT, Projektträger des BMBF für Wassertechnologie, Forschungszentrum Karlsruhe, Kiel Oktober 2005
(Demin & Dudeney 2003)	Demin O. a. & Dudeney A. W. L. (2003): Nitrification in Constructed Wetlands Treating Ochreous Mine Water; Mine Water and the Environment (2003) 22: 15-21
(Dimova et al. 1999)	Dimova, G., Mihailov, G., Tzankov, T. (1999): Combined filter for ammonia removal – Part I: Minimal zeolite contact time requirements for desorption, Wat. Sci. Techn. Vol 39, No. 8, pp 123-129
(EA UK 2007)	Environment Agency UK & Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research Sniffer (2007): Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: ammonia (un-ionised)
(EC & HC Canada 2001)	Environment Canada & Health Canada (2001): Canadian Environmental Protection Act CEPA 1999 - Priority Substances List Assessment Report - Ammonia in the Aquatic Environment; Minister of Public Works and Government Services Canada 2001
(EC TGD 2003)	European Commission EC (2003): Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market Part II; Office for Official Publications of the European Communities, L – 2985 Luxembourg
(EG 2001)	Europäische Kommission (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU-WRRL), geändert durch: Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001. ABI. L 331 1 15.12.2001.
(Emerson et al. 1975)	Emerson K., Russo R. C., Lund R. E., Thurston R. V. (1975): Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. J. Fish. Res. Board Can., 32, 2379-2383

(Erdös & Altorfer 1976)	Erdös E., Altorfer H. (1976): Zur Korrosion von unlegiertem Stahl und Aluminium in wäßrigen Lösungen von Ammoniak und Kohlensäure — 1. Mitteilung: Korrosionsprodukte; Materials and Corrosion Volume 27, Issue 9, pages 611–618, September 1976
(EU 1998)	EU (1998): Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 330/32, 5.12.98
(EU 2000)	Europäische Kommission (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU-WRRRL), geändert durch: Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001. ABl. L 331 1 15.12.2001.
(EU 2006a)	EU (2006a): Richtlinie 2006/44/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten, Amtsblatt der Europäischen Union L 264/20, 25.9.2006
(EU 2006b)	EU (2006 b): Richtlinie 2006/118/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung, Amtsblatt der Europäischen Union L 372/19, 27.12.2006; zuletzt berichtigt im Abl. L 139/39 vom 31.5.2007
(EU 2006c)	EU (2006 c): Richtlinie 2006/7/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG, Amtsblatt der Europäischen Union L 64/37, 4.3.2006
(EU 2008)	EU (2008): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG vom 16. Dezember 2008, Amtsblatt der Europäischen Union
(EWG 1975)	EWG (1975): Richtlinie des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten (75/440/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 194/34, 25.7.1975
(EWG 1976)	EWG (1976): Richtlinie des Rates vom 08.12.1975 über die Qualität der Badegewässer (76/160/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 31/1 vom 05.02.1976
(EWG 1978)	EWG (1978) Richtlinie 78/659/EWG „Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten“

(EWG 1991a)	EWG (1991 a): Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG) Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 135 vom 30.5.1991, Geändert durch Richtlinie 98/15/EG der Kommission zur Änderung der Richtlinie 91/271/EWG des Rates im Zusammenhang mit einigen in Anhang I festgelegten Anforderungen vom 27. Februar 1998, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 67/29, 7. 3. 98
(EWG 1991b)	EWG (1991 b): Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 375, 31.12.1991
(EWG RL76/464 1976)	EWG (1976): Richtlinie des Rates vom 04.04.1976 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft (RL76/464/EWG), Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 129/23 vom 18.05.1976
(Fivelstad et al. 1993)	Fivelstad S., Kallevik H., Iversen, H. (1993): Sublethal effects of ammonia in soft water on Atlantic salmon smolts at a low temperature; Aquaculture International 1:157-169
(FOCON PtWT1991)	FOCON®-Ingenieurgesellschaft für Umwelttechnologie- und Forschungsconsulting mbH (1991): Neue Technologien der Phosphatentfernung aus Abwässern. Hrsg.: Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Wassertechnologie und Schlammbehandlung (PtWT): im Auftrag des Bundesministeriums für Forschung und Technologie
(Franzen 2003)	Franzen R. (2003): Pflanzenkläranlagen im Mischsystem aus Sicht des Landesamtes für Umweltschutz; Veröffentlichung des Landesamtes für Umweltschutz des Saarlandes, Sachbereich Kommunales Abwasser; 2003
(Freudig et al. 2004)	Freudig D. Redaktion et al. (2004): Lexikon der Biologie, Spektrum-Verlag
(Fricke & Steubing 1984)	Fricke G. & Steubing L. (1984): Die Verbreitung von Makrophyten und Mikrophyten in Hartwasserzuflüssen des Ederstausees – Archiv für Hydrobiologie 101/3, S. 361-372
(Geller & Thum 1999)	Geller G. & Thum R. (1999): Langzeitbetrieb von Pflanzenkläranlagen: Stoffanreicherung und Betriebsstabilität; in: Wasser & Boden, 1+2 / 1999, S.39-43
(GFI Dresden 2010)	GFI GmbH Dresden (2010): Projektskizze – Sicherung der Ausleitbarkeit des Überschusswassers aus der ERLK in die Raintza bezüglich Ammonium; 24.02.2010
(Glänzer et al. 1977)	Glänzer U., Haber W. & Kohler A. (1977): Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fließgewässer-Makrophyten. Archiv für Hydrobiologie 79 (2): 193-232.
(Gomulka et al. 2011)	Gomulka P., Zarski, Kucharczyk D., Kupren K., Krejszef S. & Targońska K. (2011): Acute ammonia toxicity during early ontogeny of chub, <i>Leuciscus cephalus</i> (Cyprinidae), Aquatic Living Resources 24 : 211-217

(Gradev et al. 1993)	Gradev G., Sekoulov I., Oldenbourg M., Gulyas H. (1993): Exchange of ammonia on clinoptilolite and its application in sewage wastewater purification, Zeolite '93, 4 <sup>th</sup> conference on the I, Properties and Utilization of Natural Zeolites, Idaho, June 20-28, Proceedings
(Grünwald et al. 2010)	Grünwald U., Ender R., Mazur M. Schapp A., Seiler D., Uhlmann W. (2010): Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Speicher Burghammer
(GrwV 2010)	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit BMU (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung - GrwV); "Grundwasserverordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513)"
(GSchV Schweiz 1998)	Schweizerischer Bundesrat (1998): Gewässerschutzverordnung (GSchV) 814.201 vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. August 2011)
(Guderitz et al. 2010)	Guderitz I., Heinrich B., Ulrich K.-U., Pokrandt K.-H. (2010): Wassergütebewirtschaftung in Bergbaufolgelandschaften: Tageausee contra Vorfluter?, ; Magdeburger Gewässerschutzseminar 2010 in Teplice, Tagungsband S. 101 - 105
(Hajek 1984)	Hajek P. M. (1984): Stickstoffoxidation in Fließgewässern; Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen Nr. 52, TU München
(Hamburg 2001)	Umweltbehörde Freie und Hansestadt Hamburg (2001): Stickstoff in Oberflächengewässern Nitrat, Nitrit, Ammonium, Ammoniak - Hinweise zur Beurteilung von Auswirkungen auf das Gewässer bei der Einleitung von ammoniumhaltigem Grundwasser oder Abwasser, z.B. aus Wasserhaltungsmaßnahmen; Hamburg April 2001
(Hamm et al. 1991)	Hamm, A. et al. (1991): Hrsg. vom Arbeitskreis Wirkungsstudie im Hauptausschuss Phosphate und Gewässer in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker durch Alfred Hamm (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, Academia Verlag St. Augustin, Studie der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker im Auftrag des Bundesumweltministeriums und des Umweltbundesamtes
(Hänel 1986)	Hänel, K. (1986): Biologische Abwasserreinigung mit Belebtschlamm, VEB Gustav Fischer Verlag Jena
(Harms 2005)	Harms W. (2005): Huminstoffkontinuen – eine unbestimmbare Matrix - ein Anlass zur Prüfung und Bewertung der nach Bundesbodenschutzverordnung rechtsverbindlichen Extraktionsverfahren für die chemische Analyse organischer Schadstoffe in Böden; Dissertation an der Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
(Hasan & Macintosh 1986)	Hasan M., Macintosh D. (1986): Acute toxicity of ammonia to common carp fry; Aquaculture, 54: 97-107
(Haywood 1983)	Haywood G. (1983): Ammonia Toxicity in Teleost Fishes: A Review, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1177

(Helmer & Sekoulov 1977)	Helmer, R., Sekoulov, I. (1977): Weitergehende Abwasserreinigung; Deutscher Fachschr. Verlag Braun & Co., Mainz
(Hermanutz et al. 1987)	Hermanutz, R.O., Hedtke, S.F, Arthur, J.W., Andrew, J.W, Allen, K.N, Helgen, J.C. (1987): Ammonia effects on microinvertebrates and fish in outdoor experimental streams. Environmental Pollution 47(4), 249-283.
(Hobinger 1996)	Hobinger G. (1996): Ammoniak in Wasser, Ableitung einer Formel zur Berechnung von Ammoniak in wässrigen Lösungen; Hrsg: Umweltbundesamt UBA Österreich, Wien, November 1996
(IDUS 2012)	IDUS GmbH (2012): Untersuchung des Makrozoobenthos und der aquatischen Makrophyten im Bockwitzer See nach Herstellung pH-neutraler Verhältnisse – 2011; Abschlussbericht Februar 2012
(IKSR 2009)	IKSR Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2009): Ableitung von Umweltqualitätsnormen für die Rhein-relevanten Stoffe
(IWB 2007)	Betrachtungen und Untersuchungen zur Abwassersituation im Industriepark Schwarze Pumpe. Gutachten um Auftrag der ASG Altstadtsanierungsgesellschaft Spremberg mbH, Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 30.11.2007
(IWB 2010a)	Untersuchung der hydrochemischen und ökologischen Auswirkungen der Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser in die Kleine Spree (nördlich Speicher Burghammer) und in die Spree (Ruhlmühle). Teil 1: Erkundung. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 31.05.2010
(IWB 2010b)	Untersuchung der hydrochemischen und ökologischen Auswirkungen der Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser in die Kleine Spree (nördlich Speicher Burghammer) und in die Spree (Ruhlmühle). Teil 1: Maßnahmen. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 31.05.2010
(IWB 2011a)	Weiterentwicklung des Gütesteuermodells Spree und fachliche Begleitung der angewandten Modellnutzung. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 30.06.2011
(IWB 2011b)	Grundwassermonitoring im Bereich aktiver Braunkohletagebaue der Vattenfall Europe Mining AG. Grundwassergütebericht 2011 für den Förderraum Nochten / Reichwalde. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, 31.08.2011
(IWB 2012)	Modellgestützte Bewertung der In-lake-Neutralisation des Speichers Burghammer und Ableitung von Empfehlungen für die weitere Vorgehensweise. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 31.08.2012
(Janneck et al. 2007)	Janneck E., Höhn R., Kahnt R., Schreiter F., Waage S. (2007): Ermittlung des diffusen Stoffeintrages in die Spree, Studie der G.E.O.S. Freiberg Ingenieursgesellschaft mbH im Auftrag des Regierungspräsidiums Dresden, Halsbrücke 22.02.2007
(Jekel 1979)	Jekel M. (1979): Biologisch-adsorptive Trinkwasseraufbereitung in Aktivkohlefiltern, Veröffentlichungen des Bereiches und des Lehrstuhl für

	Wasserchemie Karlsruhe Heft 13
(Klapper et al. 2001)	Klapper H., Boehrer B., Packroff D., Schultze M., Tittel J., Wendt-Potthoff K. (2001): Bergbaufolgewässer – Limnologie – Wassergütebewirtschaftung, in Handbuch Angewandte Limnologie Hrsg. Steinberg, Calmano, Klapper, Wilken V-1.3, 13.Erg.Lfg. 11/01, ecomed-Verlag
(Knoph 1992)	Knoph M. (1992): Acute toxicity of ammonia to atlantic salmon ( <i>Salmo salar</i> ) parr; Comp. Biochem. Physiol. Vol. IOIC, No. 2:275-282
(Konrad 2006)	Konrad C. (2006): Methoden zur Bestimmung des Umsatzes von Stickstoff, dargestellt für drei pleistozäne Grundwasserleiter Norddeutschlands; Dissertation an der Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden
(Kors et al. 1998)	Kors L. J., Moorman J. H. N., Wind A. P. M., van der Hoek J. P. (1998): Nitrification and low temperature in a raw water reservoir and rapid sand filters, Water Science and Technology 37, Nr. 2, S. 169-176
(Kunkel et al 2002)	Kunkel R., Hannappel S., Voigt H.-J., Wendland F. (2002): Die natürliche Grundwasserbeschaffenheit hydrostratigrafischer Einheiten in Deutschland; Endbericht FuE-Verfahren im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser und Boden“ der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Jülich Berlin Cottbus Dezember 2002
(Lahav & Green 1998)	Lahav O., Green M. (1998): Ammonium removal using ion exchange and biological regeneration, Wat. Res. Vol. 32, No. 7, pp. 2019-2028
(LAWA 1998)	LAWA Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation -
(LAWA 2001)	LAWA (2001): Tagebaurestseen, Anforderungen an die Wasserqualität; 1. Auflage, Kulturbuch-Verlag GmbH Berlin (März 2001)
(LAWA 2007)	LAWA (2007): LAWA-Arbeitskreis AO „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“: Rahmenkonzeption Monitoring: Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen Arbeitspapier II, Hintergrund- und Orientierungswerte für physikal.-chemische Komponenten, Stand: 07.03.2007
(Lepper 2004)	Lepper P. (2004): Manual of the Methodological Framework Used to Derive Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive; Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Aachen 15 January 2004
(Lessmann et al. 1999)	Lessmann D., Deneke R., Ender R., Hemm M., Kapfer M., Krumbeck H. Wollmann K., Nixdorf B. (1999): Lake Plessa 107 (Lusatia, Germany) – an extremely acidic shallow mining lake; Hydrobiologica 408/409, 293-299
(Lessmann & Nixdorf 2009)	Lessmann & Nixdorf (2009): Studie „Konzeption zur Ermittlung des ökologischen Potentials von sauren Bergbauseen anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton“; Abschlussbericht Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 2009

(LfU Baden-Württemberg 2002)	Landesanstalt für Umweltschutz LfU Baden-Württemberg Hrsg. (2002): Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem; 2. überarbeitete Auflage Karlsruhe
(LfU Bayern 2004)	Bayerisches Landesamt für Umwelt LfU Hrsg. (2004): UmweltWissen - Ammoniak und Ammonium, Augsburg 2004
(LfULG 2011)	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie LfULG (2011): Erste Ergebnisse der mikrobiellen und isotopehydrochemischen Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Ammoniumbelastung im Grundwasser auf der rekultivierten Kippe des Tagebaus NochtenGrundwasser – Altlasten – Boden aktuell, Schriftenreihe, Heft 45/2011
(LHW Sachsen-Anhalt 2010)	Landesamt für Umweltschutz, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft & Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt (2010): Pflanzenkläranlagen im Land Sachsen-Anhalt – 3. Erfahrungsbereich, Halle, Dezember 2010
(Litchfield & Wilcoxon 1949)	Litchfield J. R. & Wilcoxon F. W. (1949): A simplified method of evaluating dose-effect experiments. J. pharmac. exp. Ther. 96, 99-113.
(LUA Brandenburg 2001)	Landesumweltamt Brandenburg LUA (2001): Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütwirtschaftliche Sanierung – Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen; Studien und Tagungsbereich Band 35, Cottbus, September 2001
(LUA Nordrhein-Westfalen 2002)	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2002): Gewässergütebericht 2001 Nordrhein-Westfalen - Berichtszeitraum 1995 – 2000, Essen 2002
(Maniak 2010)	Maniak U. (2010): Hydrologie und Wasserwirtschaft - Eine Einführung für Ingenieure; 6. Auflage; Springer Verlag Berlin Heidelberg
(Marking & Bils 1982)	Marking, L.L., Bils T.D. (1982): Factors affecting the efficiency of clinoptilolite for removing ammonia from water, Progr. Fish-Cult., 44(4), pp. 187-189
(McLaren & Farquar 1973)	McLaren J.R., Farquar G.J. (1973): Factors affecting ammonia removal by clinoptilolite, Journal Environ. Eng. Division 8, pp. 429-446
(MfURL NRW 1991)	MfURL NRW (1991): Runderlass des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW vom 14.5.91: "Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA)", Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden in wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren, Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen Nr. 42 vom 3. Juli 1991
(Milne et al. 2000)	Milne I., Seager J., Mallett M. (2000): Effects of short-term pulsed ammonia exposure on fish; Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 19, No. 12: 2929–2936
(Moorkens 2000)	Moorkens E. (2000): Conservation management of the freshwater pearl mussel <i>Margaritifera margaritifera</i> Part 2: Water quality requirements, Irish Wildlife Manuals No. 9

(Mummert et al. 2003)	Mummert A. K, Neves R. J., Newcomb T. J., Cherry D. S. (2003): Sensitivity of juvenile freshwater mussels ( <i>Lampsilis fasciola</i> , <i>Villosa iris</i> ) to total and un-ionized ammonia; Environ Toxicol Chem 22: 2545–2553
(Muños Escobar et al. 2011)	Muñoz Escobar M., Voyevoda M., Fühner C. & Zehndorf A. (2011): Potential uses of Elodea nuttallii-harvested biomass; Energy, Sustainability and Society 2011, 1:4
(Nendza 2003)	Nendza, M. (2003): Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern; Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes vom Dezember 2003, Förderkennzeichen (UFOPLAN) 202 24 276
(Neumann et al. 2007)	Neumann V., Nitsche C., Tienz B.-S., Pokrandt K.-H. (2007): Erstmalige Neutralisation eines großen Tagebausees durch In-Lake-Verfahren; 58. Berg- und Hüttenmännischer Tag: Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer
(Newton et al. 2003)	Newton T. J., Allran J. W., o'Donnell J. A., Bartsch M. R. & Richardson W. B. (2003): Effects of ammonia on juvenile unionid mussels ( <i>Lampsilis cardium</i> ) in laboratory sediment toxicity tests; Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 22, No. 11, pp. 2554–2560
(Newton & Bartsch 2007)	Newton T. J. & Bartsch M. R. (2007): Contaminant Sensitivity of Freshwater Mussels - Lethal and sublethal effects of ammonia to juvenile <i>Lampsilis</i> mussels (Unionidae) in sediment and water-only exposures; Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 26, No. 10, pp. 2057–2065
(Nixdorf et al. 2000)	Nixdorf B., Hemm M., Schlundt A., Kapfer M., Krumbek H. (2000): Braunkohletagebauseen in Deutschland – Gegenwärtiger Kenntnisstand über wasserwirtschaftliche Belange von Braunkohletagebaurestlöchern – Abschlussbericht zum F & E – Vorhaben FKZ 29822240 BTU Cottbus in Kooperation mit dem UFZ Magdeburg im Auftrag des Umweltbundesamtes
(Nowak & Schweighofer 1998)	Otto Nowak und Peter Schweighofer: Betrachtungen zur Reaktionskinetik – insbesondere der Nitrifikation – am Biofilm. Fortbildungskurs Biologische Abwasserreinigung. Wiener Mitteilungen – Band 145 (1998).
(OgewV 2011)	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit BMU (2011): Oberflächengewässerverordnung Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429)
(Oldenbourg & Sekoulov 1995)	Oldenbourg M., Sekoulov I. (1995): Multipurpose filters with ion-exchanger for the equalization of ammonia peaks, Water Science and Technology, Volume 32, Issue 7, pp. 199-206
(OWP Sacramento State 2009)	Office of Water Programs California State University Sacramento (2009): Ammonia Removal in Wetlands: a Literature Review; Prepared For: Sacramento Regional County Sanitation District, June 2009

(Parkhurst & Appelo 1999)	Parkhurst, D.L and C.A.J. Appelo: Users guide to PHREEQC (version 2) – a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations. U.S.G.S. Water Resources Investigations Report 99-4259, USA, Denver, Colorado 1999.
(Paudel & Kansakar 2010)	Paudel S. R. & Kansakar B. R. (2010): Dissolved Ammonia Adsorption in Water Using Over Burnt Brick; Energy Research Journal 1 (1): 1-5, 2010
(Pflug 1998)	Pflug, W. Hrsg. (1998): Braunkohlentagebau und Rekultivierung – Landschaftsökologie, Folgenutzung, Naturschutz, Springer Verlag
(Pietsch & Klapper 1994)	Pietsch, W. (1994): Gewässertypen der Bergbaufolgegewässer des Lausitzer Braunkohlenreviers und Makrophytenverbreitung. In: Klapper H. Hrsg. (1994): Abschlussbericht zum Forschungsprojekt „Erarbeitung der wissenschaftlichen Grundlagen für die Gestaltung, Flutung und Wassergütebewirtschaftung von Bergbaurestseen“ BMFT-Förderkennzeichen 0339450 B
(Pietsch & Wolfram 1998)	Pietsch, W. (1998): Besiedlung und Vegetationsentwicklung in Tagebaugewässern in Abhängigkeit von der Gewässergenese; in Pflug, Wolfram (1998): Braunkohletagebau und Rekultivierung, Springer Verlag
(Pinnekamp et al. 2007)	Pinnekamp J., Montag D., Gethke K., Goebel S. Herbst H. (2007): Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers „Magnesiumammoniumphosphat – MAP“ aus Abwasser und Klärschlamm; UBA-Texte 25/07, Forschungsbericht 202 33 308 UBA-FB 001009
(Platzer SWW 1998)	Platzer C. (1998): Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen; In: Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft (SWW) Nr. 6, zugl. Diss. TU Berlin: 131 S. +Anhänge.
(Porath & Pollock 1982)	Porath D. & Pollock J. (1982): Ammonia stripping by duckweed and its feasibility in circulating aquaculture. <i>Aquatic Botany</i> , 13: 125-131
(Pott & Remy 2000)	Pott R.; Remy D. (2000): Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart
(QZV Chemie OG 2006)	Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft der Republik Österreich (2006): 96. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG); Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich Jahrgang 2006 Teil II, ausgegeben am 2. März 2006
(Randall & Tsui 2002)	Randall D. J. & Tsui T. K. N. (2002): Ammonia toxicity in fish; <i>Marine Pollution Bulletin</i> 45 (2002) 17–23
(Reichenbach-Klinke 1966)	Reichenbach-Klinke H.H. (1966): Untersuchungen über die Einwirkung des Ammoniakgehaltes auf den Fischorganismus – <i>Arch. Fischereiwiss.</i> 17; S. 122 - 132
(Reichenbach-Klinke 1970)	Reichenbach-Klinke (1970): Grundzüge der Fischkunde, VEB Gustav Fischer Verlag Jena

(Rheinheimer et al. 1988)	Rheinheimer G., Hegemann W., Raff J., Sekoulov I. Hrsg. (1988): Stickstoffkreislauf im Wasser – Stickstoffumsetzungen in natürlichen Gewässern, in der Abwasserreinigung und Wasserversorgung; R. Oldenbourg Verlag München Wien
(Rice & Stoke 1975)	RICE S. & R.M. STOKES (1975): Acute toxicity of ammonia to several development stages of rainbow trout, <i>Samo gaidneri</i> . – In: Fish. Bull. 73: 207-211.
(Rödelsperger & Hunke 1990)	Rödelsperger M. & Hunke D. (1990): Großversuch zur Verbesserung der Grundwasserqualität durch Denitrifikation im Untergrund; Schlußbericht des BMFT-Forschungsvorhabens 02WT324, DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Inst., Univ. (TH), 1990
(Rolland & Tremolieres 1995)	Rolland T., Tremolieres M. (1995): The role of ammonium nitrogen in the distribution of two species of Elodea; Acta Botanica Gallica (1995) Volume: 142, Issue: 6, Pages: 733-739
(Rosenwinkel et al. 2004)	Rosenwinkel K.-H., Cornelius A., Thöle D. (2004): Großtechnisches Untersuchungsvorhaben zur Deammonifikation von Stickstoff in hochbelasteten Teilströmen mit Hilfe eines Schwebebettverfahrens, Abschlussbericht Forschungs- und Entwicklungsvorhaben gefördert vom Ministerium für Umwelt, Natur, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Hannover/Essen Februar 2004
(SächsFischgewV 1997)	Sächs. Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung (1997): Verordnung des Sächs. Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung zur Umsetzung der Richtlinie 78/659/EWG über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (SächsFischgewV) vom 03.07.1997, Zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 23. November 2001
(SächsWG 2010)	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2010): Sächsisches Wassergesetz (SächsWG), Rechtsbereinigt mit Stand vom 19. Oktober 2010
(SächsWRRLVO 2004)	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2004): Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Bestandsaufnahme, Einstufung und Überwachung der Gewässer (Sächsische Wasserrahmenrichtlinienverordnung – SächsWRRLVO); vom 7. Dezember 2004, Rechtsbereinigt mit Stand vom 1. August 2008
(Schäperclaus et al. 1998)	Schäperclaus, W.; v. Luowicz. M. (1998): Lehrbuch der Teichwirtschaft (4. Aufl.), Parey Verlag
(Schlesinger 2003)	Schlesinger, R. (2003): Dezentrale Abwasserentsorgung - neue Erkenntnisse, hygienische Aspekte -; Wissenschaftliche Arbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplom-Ingenieur (FH), Fachbereich Architektur, Bauingenieurwesen und Versorgungstechnik der Fachhochschule Lausitz (Cottbus), Juli 2003
(Schmidt & Bock 1997)	Schmidt & Bock (1997): Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by <i>Nitro-somonas eutropha</i> , Arch. Microbiol. 167, pp. 106-111

(Schneider 2004)	Schneider S. (2004): Indikatoreigenschaften und Ökologie aquatischer Makrophyten in stehenden und fließenden Gewässern; Habilitationsschrift an der Technische Universität München Wissenschaftszentrum Weihenstephan Limnologische Station Iffeldorf, November 2004
(Schultze et al. 2010)	Schultze M., Geller W., Wendt-Potthoff K., Benthaus F.-C. (2010): Erfahrungen beim Management der Wasserqualität in deutschen Tagebauseen; Magdeburger Gewässerschutzseminar 2010 in Teplice, Tagungsband S. 84 - 87
(Schwarz 1980)	Schwarz D. (1980): Ammoniumoxidation und Nitratreduktion; DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 206, 22-1-22-23
(Schwoerbel & Brendelberger 2005)	Schwoerbel, J. Brendelberger H. (2005): Einführung in die Limnologie, 9. Aufl. ELSEVIER Spektrum Akademischer Verlag
(Short 1975)	Short C. S. (1975): Removal of Ammonia from River Water, Water Research Centre, Medranham , Bucks, Technical Report TR-3, 1975
(SMUL 2009)	AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster (2009): Grundsätze für die länderübergreifende Bewirtschaftung der Flussgebiete Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße“ (Stand: 24.04.2009)
(Solbé et al. 1985)	Solbé J. F. de L. G., Cooper V. A., Willis C. A. & Mallet M. J. (1985): Effects of pollutants in fresh waters on European non-salmonid fish I: Non-metals, J. Fish Biol. 27 (Supplement A), 197-207
(Solbé & Shurben 1989)	Solbé J. F. de L. G. & Shurben D. G. (1989): Toxicity of Ammonia to Early Life Stages of Rainbow Trout ( <i>Salmo gairdneri</i> ); Water Res. 23:127-129
(Srinivasan et al. 2008)	Srinivasan R., Hoffman D. W., Wolfe J. E., Prcin L. J. (2008): Evaluation of removal of orthophosphate and ammonia from rainfall runoff using aboveground permeable reactive barrier composed of limestone and zeolite; Journal of Environmental Science and Health Part A, Toxichazardous Substances Environmental Engineering (2008) Volume: 43, Issue: 12, Pages: 1441-1450
(Stephan et al. 1985)	Stephan C.E., Mount D. I., Hansen D. J., Genile J. H., Chapman G. A., Brungs W. A. (1985): Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses; PB85-227049. National Technical Information Service, Springfield, VA.
(Stumpf 2007)	Stumpf, D. (2007): Phosphorrecycling durch MAP-Fällung im kommunalen Faulschlamm; Publikation des Umweltbundesamtes, Berlin 2007
(Stumpf et al. 2008)	Stumpf D., Gros S., Heinzmann B., Kraume M. (2008): Phosphorus Recovery by Induced MAP-Precipitation; Proceedings 17th International Conference Process Engineering and Chemical Plant Design, Krakow 2008
(TGL 22764)	Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft (1982): TGL 22764 Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern

(TGL 27885/01)	Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft (1982), TGL 27885/01 Stehende Binnengewässer – Klassifizierung; Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft der DDR; Berlin, April 1982
(These 2005)	These A. (2005): Strukturelle Charakterisierung von Fulvinsäuremolekülen mittels LC-MS/MS: Hinweise zu Quellen, Bildung und Reaktivität; Dissertation an der Fakultät III – Prozesswissenschaften – der TU Berlin
(Thurston et al. 1981a)	Thurston R., Russo R. & Vinogradov G. (1981): Ammonia toxicity to fishes: effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. Environ. Sci. Technol. 15: 837–840
(Thurston et al. 1981b)	Thurston R., Phillips G., Russo R. & Hinkins S. (1981a): Increased toxicity of ammonia to rainbow trout ( <i>Salmo gairdneri</i> ) resulting from reduced concentrations of dissolved oxygen. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 983–988
(Thurston et al. 1984)	Thurston R. V., Russo R. C. & Luedtke R. J. (1984): Chronic Toxicity of Ammonia to Rainbow Trout; Transactions of the American Fisheries Society 13:56-73
(Tränckner et al. 2005)	Tränckner J., Wricke B., Große D. (2005): Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und –entsorgung Teil I: Trinkwasser, Technische Verfahren Schlussbericht Teilprojekt C3 „Ammoniumeliminierung bei niedrigen Temperaturen“ vom 30.06.2005 gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)
(TrwV 2011)	Bundesregierung (2011): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001); "Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 28. November 2011 (BGBl. I S. 2370), die durch Artikel 2 Absatz 19 des Gesetzes vom 22. Dezember 2011 (BGBl. I S. 3044) geändert worden ist"
(Twitchen & Eddy 1994)	Twitchen D. & Eddy F. B. (1994): Sublethal effects of ammonia on freshwater fish; in Müller R. & Lloyd R.: Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish, Blackwell Science Ltd
(Twitchen & Eddy 1994a)	Twitchen D. & Eddy F. B. (1994a): Effects of ammonia on sodium balance in juvenile rainbow trout <i>Oncorhynchus mykiss</i> Walbaum; Aquatic Toxicology Volume 30, Issue 1, September 1994, Pages 27–45
(UBA Österreich 2002)	Umweltbundesamt Österreich UBA (2002): Gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern - Textband - Fachgrundlagen für österreichische Programme nach Artikel 7 der Richtlinie 76/464/EWG; Umweltbundesamt Wien Juli 2002
(UFZ 2011)	UFZ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (2011): Sicherung der Ausleitbarkeit des Überschusswassers aus der ERLK in die Rainitza bezüglich Ammonium: Bericht zur Projektphase I – UFZ, Halle 03.11.2011
(Uhlmann & Horn 2001)	Uhlmann D., Horn W. (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer; Verlag Eugen Ulmer Stuttgart
(UKTAG 2008)	UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive UKTAG (2008): Proposals for Environmental Quality Standards for Annex VIII Substances, Final January 2008 (Revised June 2008)

(US EPA 1999)	United States Environmental Protection Agency US EPA (1999): 1999 Update of Ambient Water Quality Criteria for Ammonia
(US EPA 2009)	United States Environmental Protection Agency US EPA (2009): Draft 2009 Update Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria for Ammonia - Freshwater
(van de Graaf et al. 1997)	van de Graaf A.A., de Bruijn P., Robertson L.A., Jetten M.S.M., Kuenen J.G. (1997): Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of 15N studies in a fluidized bed reactor; <i>Microbiology (UK)</i> 143, pp. 2415-2421
(Wang & Augspurger 2007)	Wang N. & Augspurger T. (2007): Intra- and interlaboratory variability in acute toxicity tests with glochidia and juveniles of freshwater mussels (Unionidae), <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , Vol. 26, No. 10: 2029–2035
(Warg 1987)	Warg, G. (1987): Diskussionsbeitrag zu den Themen: Zulässiges Ammonium in Fließgewässern; Toxizität des Ammoniaks; Zuordnung zu Güteklassen. <i>Korrespondenz Abwasser</i> 34: 873-876
(WHG 2009a)	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit BMU (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) "Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das durch Artikel 2 Absatz 67 des Gesetzes vom 22. Dezember 2011 (BGBl. I S. 3044) geändert worden ist"
(WHO 1986)	World Health Organization WHO (1986): International Programme On Chemical Safety IPCS - Environmental Health Criteria 54 – Ammonia; Geneva 1986
(WHO 2003)	World Health Organization WHO (2003): Ammonia in Drinking-water; Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality; Geneva 2003
(Wickins 1980)	Wickins J. F. (1980): Water quality requirements for intensive aquaculture: a review. – <i>Proc. World Symp. Of Aquacult. In Heatet Effluents and Recirculation Systems</i> . Stavanger 1980 Vol. I, 17-37, Berlin 1981
(Wicks et al. 2002)	Wicks B. J., Joensen R., Tang Q., Randall D. J. (2002): Swimming and ammonia toxicity in salmonids: the effect of sub lethal ammonia exposure on the swimming performance of coho salmon and the acute toxicity of ammonia in swimming and resting rainbow trout; <i>Aquatic Toxicology</i> 59 (2002) 55–69
(Willscher u. a. 2012)	Willscher, u.a.: Ammonium in Kippen. Technische Universität Dresden, 2012.
(Wlasow & Dabrowska 1989)	Wlasow T. & Dabrowska H. (1989): Cellular changes in the blood and haemopoietic tissues of common carp exposed to sublethal concentration of ammonia; <i>Aquat. Living Resour.</i> , 1989, 2: 169-174
(Wölfel et al. 1982)	Wölfel P., Werner G., Flinsbach D. (1982): Die neue Kompaktflockungsanlage des Zweckverbandes Landeswasserversorgung Stuttgart – Entwicklung, Bau, Einsatzmöglichkeiten und betriebserfahrung; <i>DVGW-Schriftenreihe Wasser</i> Nr. 104 S. 67-91

(Wuhrmann & Woker 1948)	Wuhrmann K., Woker H. (1948) Experimentelle Untersuchungen über die Ammoniak- und Blausäurevergiftung. Schweiz. Z. Hydrol. 11: 210-244
(Zeoforte 2005)	Zeoforte, Internetseite: <a href="http://www.zeolith.de/q-zeoforte.html">http://www.zeolith.de/q-zeoforte.html</a> , Stand 11.03.2005

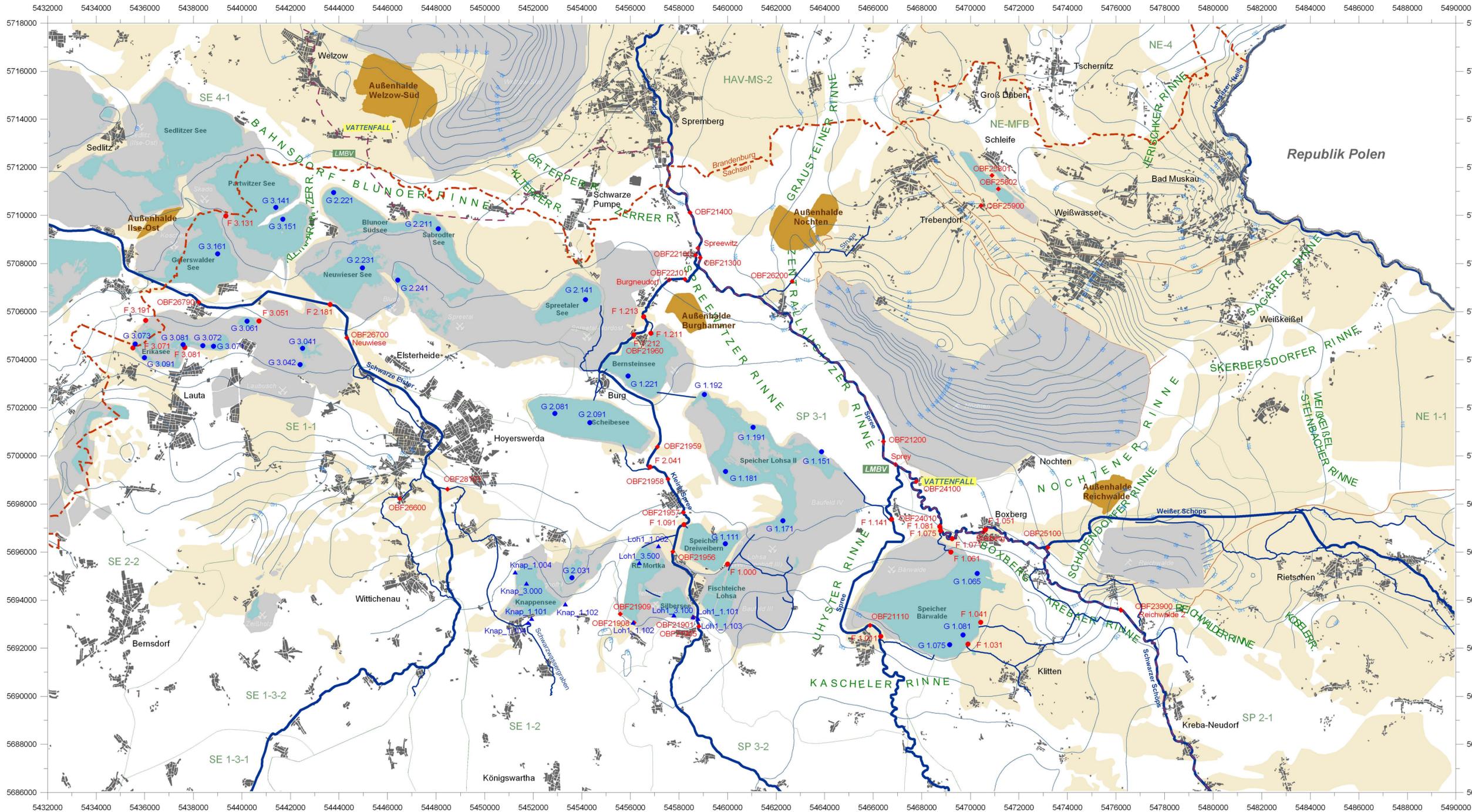
*Für das Sächsische Landesamt  
für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie*

## **Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen**

**Abschlussbericht August 2012**

# **Anlage 1**

Messstellenübersichten



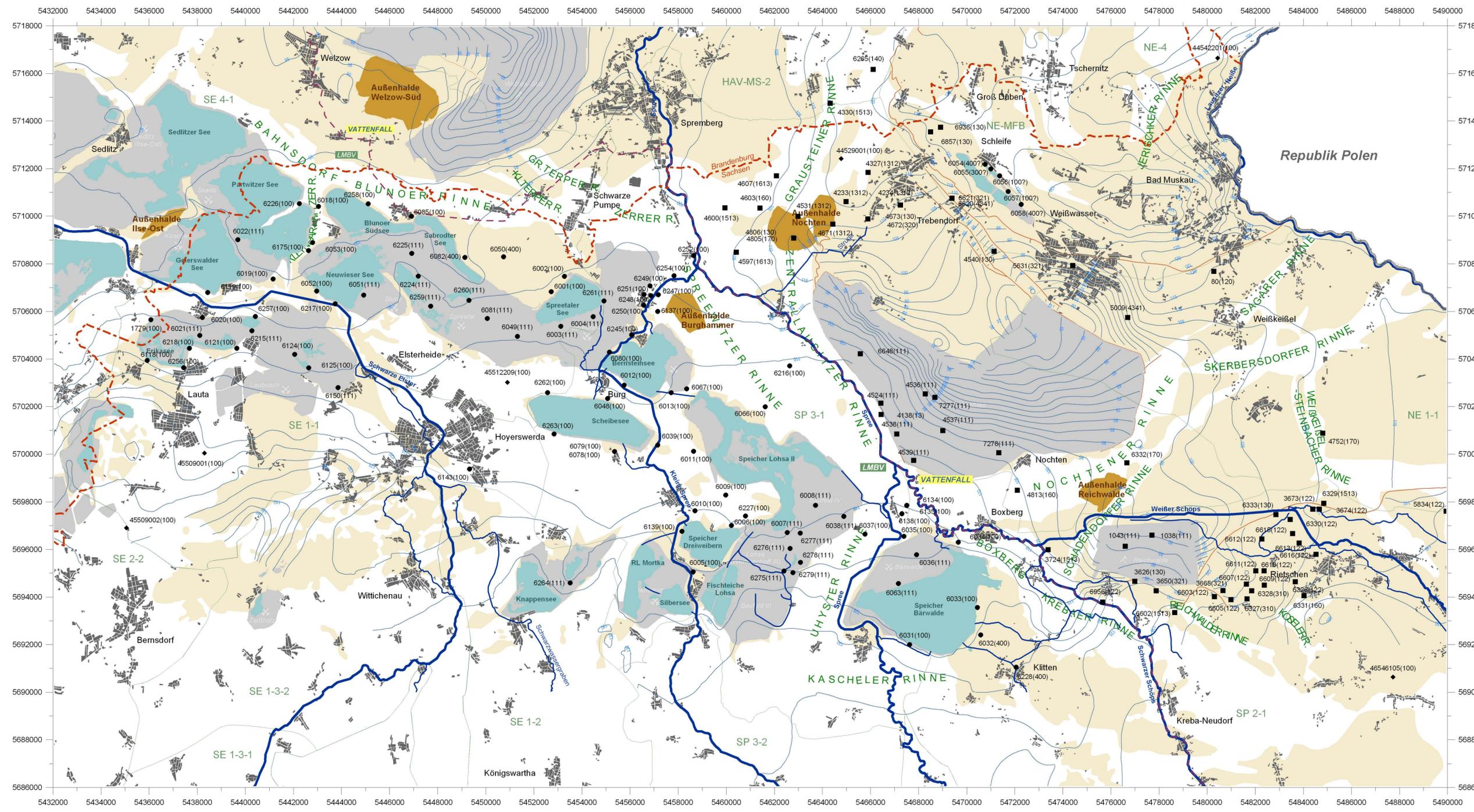
- Legende**
- Staatsgrenze
  - - - Landesgrenze Sachsen / Brandenburg
  - - - Linie der wasserwirtschaftlichen Verantwortung Vattenfall Europe Mining AG / Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
  - Verbreitung 2. Lausitzer Flözhorizont
  - Störungen
  - Landinanspruchnahme Bergbau
  - Außenhalde
  - Tagebausee
  - Fließgewässer
  - Grundwassergleichen in mNNH
  - Grundwasserkörper
  - Gütemessstellen Fließgewässer LMBV
  - ♦ Gütemessstellen Fließgewässer LULG
  - ◇ Durchflussmessstellen Fließgewässer LULG
  - Gütemessstellen Tagebausen LMBV
  - ▲ Gütemessstellen Tagebausen LTV

**Kartengrundlagen:**  
 Topographische Karte 1:50.000  
 Blatt - Nr.: L4550, L4552, L4554, 4750, 4752, 4754  
 Lage: Deutsches Hauptdreiecksnetz (Gauß - Krüger / Bessel - Ellipsoid)  
 Herausgeber:  
 Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie  
 Geobasisdaten © 2012, Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN)

Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann  
 Lungkitzer Straße 12 - 01259 Dresden  
 Telefon: 0351 / 27 09 854  
 E-Mail: info@iwb-dresden.de

Projekt: **Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen**

Datum	Name	Anlage	Anlage 1.1	Blatt	1
bearb.:	02/2012	Lundig			
gez.:	02/2012	Lundig	Zeichnung:		
gepr.:	02/2012	Uhlmann			
Maßstab:	1 : 100.000				
Übersichtskarte der Oberflächenwassermessstellen					



- Legende**
- Staatsgrenze
  - - - Landesgrenze Sachsen / Brandenburg
  - - - Linie der wasserwirtschaftlichen Verantwortung  
Vattenfall Europe Mining AG /  
Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
  - Verbreitung 2. Lausitzer Flözhorizont
  - Störungen
  - Landinanspruchnahme Bergbau
  - Außenhalde
  - Tagebaue
  - Fließgewässer
  - Grundwassergleichen in mNHN
  - Grundwasserkörper
  - 7277(111) Grundwassermessstelle (GWL)
  - Gütemessstellen Grundwasser VEM
  - Gütemessstellen Grundwasser LMBV
  - ◆ Gütemessstellen Grundwasser LfULG

**Kartengrundlagen:**  
 Topographische Karte 1:50.000  
 Blatt - Nr.: L4550, L4552, L4554, 4750, 4752, 4754  
 Lage: Deutsches Hauptdreiecksnetz (Gauß - Krüger / Bessel - Ellipsoid)  
 Herausgeber:  
 Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie  
 Geobasisdaten © 2012, Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN)

Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann  
 Lungkitzer Straße 12 - 01259 Dresden  
 Telefon: 0351 / 27 09 854  
 E-Mail: info@iwb-dresden.de

Projekt: **Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen**

Datum	Name	Anlage	Anlage 1.2	Blatt	1
bearb.	02/2012	Lundig			
gez.	02/2012	Lundig	Zeichnung:		
gepr.	02/2012	Uhlmann			
Maßstab:	1 : 100.000				
Übersichtskarte der Grundwassermessstellen					



### Messstellen- und Datenübersicht zu den Bergbaufolgeseen

Messstelle	Hochwert	Rechtswert	See	Teilsee/Messstelle	Datenreihe	Betreiber	Tiefenstufen					
							o/u	e	m	h	p/i	g
G 1.065	5695105,0	5470286,0	Bärwalder See	nördlich, nahe Auslauf	2003-2011	LMBV	x	x	x	x	x	x
G 1.075	5692142,0	5469151,0	Bärwalder See	Seemitte	2003-2011	LMBV	x	x	x	x	x	x
G 1.081	5692554,0	5469699,0	Bärwalder See	östlich	1999-2011	LMBV	x	x	x	x	x	x
G 1.111	5696345,0	5459907,0	Speicherbecken Dreiweibern	Seemitte	2010-2011	LMBV	x	x	x	x	x	x
G 1.151	5700172,0	5463875,0	Speicherbecken Lohsa II	RL Nordostmarkscheide	-	LMBV						
G 1.171	5697305,0	5462280,0	Speicherbecken Lohsa II	RL DP Kolpen	2010-2011	LMBV	x	x	x		x	x
G 1.181	5699355,0	5459919,0	Speicherbecken Lohsa II	RL Westrandschlauch	2010-2011	LMBV	x	x	x		x	x
G 1.191	5701186,0	5461052,0	Speicherbecken Lohsa II	RL Teilfeld 1/2	2010-2011	LMBV	x	x	x		x	x
G 1.192	5702551,3	5459044,9	Speicherbecken Lohsa II	RL Nordmarkscheide	2010-2011	LMBV	x	x	x		x	x
G 1.221	5703326,0	5455903,0	Bernsteinsee	südlich	1999-2011	LMBV	x	x	x	x	x	x
G 1.222	5704500,0	5457100,0	Bernsteinsee	nördlich	2009-2011	LMBV	x		(x)			x
G 2.031	5694927,0	5453595,0	Graureihersee	Seemitte	2010-2011	LMBV	x				x	
G 2.081	5701764,0	5452888,0	Scheibe See	Seemitte	2010-2011	LMBV	x	x	x	x	x	x
G 2.091	5701383,0	5454327,0	Scheibe See	westlich	2010-2011	LMBV	x	x	x	x	x	x
G 2.141	5706499,8	5454156,0	Spreetaler See	Seemitte	2010-2011	LMBV	x	x	x	x	x	x
G 2.211	5709445,1	5448086,3	Sabrodter See	Seemitte	2010-2011	LMBV	x	x	x		x	x
G 2.221	5710954,3	5443777,5	Blunoer Südsee	Seemitte	2010-2011	LMBV	x	x	x	x	x	x
G 2.231	5707815,0	5444965,0	Neuwieser See	Seemitte	2010-2011	LMBV	x	x	x		x	x
G 2.241	5707308,0	5446418,0	Bergener See	westlich	2010	LMBV					x	
G 3.041	5704472,0	5442503,0	Lugteich	Klärteich	2010-2011	LMBV	x					x
G 3.042	5703800,0	5442400,0	Lugteich	Lugteich	2010-2011	LMBV	x					x
G 3.061	5705600,6	5440215,2	Kortitzmühler See	Seemitte	2010-2011	LMBV	x					x
G 3.071	5704563,0	5438837,0	Erikasee	nordöstlich	2010-2011	LMBV	x					x
G 3.072	5704586,0	5438397,0	Erikasee	östlich	2010-2011	LMBV					(x)	
G 3.073	5704649,0	5435605,0	Erikasee	westlich, nahe Einlauf Goldgräbchen	2010-2011	LMBV	x				x	x
G 3.081	5704628,0	5437578,0	Erikasee	nördlich, nahe Auslauf Schleichgraben	2000-2011	LMBV	x				x	x
G 3.091	5704081,0	5435988,0	Erikasee	südwestlich	2000-2011	LMBV	x	x	x		x	x
G 3.141	5710336,0	5441403,0	Partwitzer See	nördlich	2010-2011	LMBV	x	x	x	x	x	x
G 3.151	5709840,0	5441689,0	Partwitzer See	südwestlich	2010-2011	LMBV	x	x	x	x	x	x
G 3.161	5708400,0	5439000,0	Geierswalder See	Seemitte	2010-2011	LMBV	x	x	x	x	x	x
G 5.007	5661182,5	5496813,5	Berzdorfer See	Wasserhaltung	2010-2011	LMBV	x	x		x	x	x
G 5.010	5660219,0	5495909,0	Berzdorfer See	Aschemischkippe	2010-2011	LMBV	x	x		x	x	x
Knap_1.004	5695160,0	5451260,0	Speicher Knappenrode	Schwarzwasser, Abfluss SP Knappenrode	2000-2011	LTV	x					
Knap_1.101	5693230,0	5451930,0	Speicher Knappenrode	Schwarzwasser, Zufluss SP Knappenrode	2000-2011	LTV	x					



### Messstellen- und Datenübersicht zu den Bergbaufolgeseen

Messstelle	Hochwert	Rechtswert	See	Teilsee/Messstelle	Datenreihe	Betreiber	Tiefenstufen					
							o/u	e	m	h	p/i	g
Knap_1.102	5693830,0	5453320,0	Speicher Knappenrode	Koblenzer Graben, Zufluss SP Knappenrode	2000-2011	LTV	x					
Knap_1.103			Speicher Knappenrode	MTS Graben, Zufluss SP Knappenrode	2000-2008	LTV	x					
Knap_1.104	5693060,0	5451790,0	Speicher Knappenrode	Schwarzwasser, oberhalb Zuflusswehr	2011	LTV	x					
Knap_3.000	5694690,0	5451720,0	Speicher Knappenrode	SP Knappenrode, Nördlich der Inseln	2000-2011	LTV	(x)		(x)		x	x
Loh1_1.002	5696250,0	5457160,0	Speicher Lohsa 1	Kleine Spree, Abfluss SP Lohsa 1	2000-2011	LTV	x					
Loh1_1.101	5693290,0	5458580,0	Speicher Lohsa 1	Kleine Spree, Zufluss SP Lohsa 1	2000-2011	LTV	x					
Loh1_1.102	5693070,0	5456120,0	Speicher Lohsa 1	Mortkaer Graben, Zufluss SP Lohsa 1	2000-2011	LTV	x					
Loh1_1.103	5693230,0	5458780,0	Speicher Lohsa 1	Kleine Spree, oberhalb Wehr	2011	LTV	x					
Loh1_3.100	5693370,0	5457790,0	Speicher Lohsa 1	TP Friedersdorfer Weg (TRG Friedersdorf)	2000-2010	LTV	x		(x)		x	x
Loh1_3.500	5695550,0	5456370,0	Speicher Lohsa 1	TP Verbindungsgraben (TRG Mortka)	2000-2010	LTV	(x)	(x)	(x)	(x)	x	x

Erläuterung zur Tiefenstufe:

o/u - Oberflächenprobe / Uferprobe

e - Epilimnionprobe

m - Metalimnionprobe

h - Hypolimnionprobe

p/i - Profilmischprobe / Intervallprobe

g - grundnahe Probe

### Messstellenübersicht Fließgewässer

Gewässer	Messstelle	Zweck	Kennung	Hochwert	Rechtswert	Fluss-kilo-meter	Bezugs-pegel	Datenreihe	Daten-umfang	Betreiber
Spree	Lieske	Q	582060	5688520,0	5467400,0	300,6	-			LfULG
Spree	Sprey	Q	582080	5699635,0	5466920,0	283,6	-			LfULG
Spree	Spreewitz	Q	582820	5708640,0	5458780,0	268,2	-			LfULG
Kleine Spree	Burgneudorf	Q	583350	5707320,0	5457600,0	3,0	-			LfULG
Kleine Spree	Lippitsch	Q	583340	5686973,4	5460879,7	29,4	-			LfULG
Schwarzer Schöps	Boxberg	Q	583200	5696840,0	5470540,0	7,8	-			LfULG
Schwarzer Schöps	Reichwalde 2	Q	583221	5693600,0	5476190,0	15,8	-			LfULG
Weißer Schöps	Särichen	Q	583290	5681830,0	5492110,0	32,6	-			LfULG
Lausitzer Neiße	Görlitz	Q	660160	5669570,0	5499660,0	151,3	-			LfULG
Schwarze Elster	Kamenz	Q	553000	5680113,6	5438680,1		-			LfULG
Schwarze Elster	Neuwiese	Q	553020	5704913,9	5444319,9		-			LfULG
Spree	Zerre oh. ESPAG	C	OBF21400	5710119,9	5458449,8	266,7	Spreewitz			LfULG
Spree	Spreewitz	C	OBF21300	5708240,2	5458880,0	268,2	Spreewitz			LfULG
Spree	Tzschelln	C	OBF21200	5700599,5	5466419,6	280,2	Sprey			LfULG
Spree	Lieske	C	OBF21000	5688559,7	5467400,4	300,6	Lieske			LfULG
Spree	Uhyst uh. Wehr	C	OBF21110	5692950,2	5465875,3	292,0	Lieske			LfULG
Kleine Spree	Lippitsch	C	OBF21900	5686973,4	5460879,7	29,4	Lippitsch			LfULG
Kleine Spree	Zufluss SP Lohsa 1	C	OBF21901	5693283,6	5458579,6		Lippitsch			LfULG
Mortkaer Graben	Zufluss SP Lohsa 1	C	OBF21908	5693055,8	5456153,0		-			LfULG
WW Graben	Zufluss SP Lohsa 1	C	OBF21909	5693423,5	5455579,8		-			LfULG
Kleine Spree	Spreewiese	C	OBF21951	5682033,7	5467614,1					LfULG
Kleine Spree	Commerau (Kauppa)	C	OBF21952	5683983,0	5464717,4					LfULG
Kleine Spree	Milkel	C	OBF21953	5685124,9	5462361,9					LfULG
Kleine Spree	Litschen	C	OBF21955	5692907,8	5458815,4					LfULG
Kleine Spree	uh. Lohsa	C	OBF21956	5696016,1	5457747,0					LfULG
Kleine Spree	oh. Weißkollm	C	OBF21957	5697650,1	5458184,1					LfULG
Kleine Spree	uh. Weißkollm	C	OBF21958	5699041,8	5457549,8					LfULG
Kleine Spree	am Scheibensee	C	OBF21959	5700375,3	5457114,1					LfULG
Kleine Spree	Burghammer	C	OBF21960	5705034,9	5456134,5					LfULG
Kleine Spree	Spreewitz	C	OBF22100	5708350,5	5458680,4	0,1	Burgneudorf			LfULG
Kleine Spree	oh. Spreewitz	C	OBF22101	5707341,3	5458252,1		Burgneudorf			LfULG
Schwarzer Schöps	Sprey	C	OBF24100	5698940,0	5467780,3	1,1	Boxberg			LfULG
Schwarzer Schöps	Brücke B156	C	OBF24010	5697083,7	5468744,8	3,5	Boxberg			LfULG

### Messstellenübersicht Fließgewässer

Gewässer	Messstelle	Zweck	Kennung	Hochwert	Rechtswert	Fluss-kilo-meter	Bezugs-pegel	Datenreihe	Daten-umfang	Betreiber
Schwarzer Schöps	Reichwalde	C	OBf23900	5693580,0	5476199,7	16,2	Reichwalde 2			LfULG
Schwarzer Schöps	Sproitz	C	OBf23800	5683780,1	5482480,4	29,7	Reichwalde 2			LfULG
Weißer Schöps	Mündung	C	OBf25100	5696193,7	5473199,7	0,2				LfULG
Weißer Schöps	Särichen	C	OBf24700	5681779,6	5492140,2	34,4	Särichen			LfULG
Lausitzer Neiße	uh. Görlitz	C	OBf17400	5672020,5	5500710,2	149,5	Görlitz			LfULG
Lausitzer Neiße	uh. Steinbach	C	OBf17600	5697920,3	5497800,3	109,1	Görlitz			LfULG
Struga	Zufluss Badesees Halbendorf	C	OBf25801	5711664,2	5470892,5	-				LfULG
Struga	Zufluss Badesees Halbendorf	C	OBf25802	5711103,0	5471159,6	-				LfULG
Struga	Trebendorf	C	OBf25900	5710414,2	5470440,1	13,2				LfULG
Struga	Neustadt	C	OBf26200	5707258,6	5462662,0	2,1				LfULG
Schwarze Elster	oh. Kamenz	C	OBf26300	5680113,6	5438680,1	164,6	Kamenz			LfULG
Schwarze Elster	Dörghausen	C	OBf26600	5698213,7	5446499,8	133,9	Neuwiese			LfULG
Schwarze Elster	Neuwiese	C	OBf26700	5704913,9	5444319,9	124,0	Neuwiese			LfULG
Schwarze Elster	Tätzschwitz	C	OBf26790	5706395,7	5438220,9		Neuwiese			LfULG
Schwarzwasser	Maukendorf	C	OBf28101	5698611,1	5448474,2					LfULG
Fischteiche Lohsa	Ablauf	C	F 1.000	5695500,0	5460000,0	-		2010	(1)	LMBV
Spree	Wehr Uhyst	C	F 1.011	5692490,0	5466314,0			2010-2011	m	LMBV
Schulenburgkanal	Mündung in den TBS Bärwalde	C	F 1.031	5692167,0	5469902,0	0,0		2010-2011	m	LMBV
Dürrbacher Fließ	Mündung in den TBS Bärwalde	C	F 1.041	5693074,0	5470427,0	0,0		2010-2011	m	LMBV
Schwarzer Schöps	Wehr Boxberg	C	F 1.051	5696926,0	5470624,0			2010	(1)	LMBV
Schwarzer Schöps	Auslauf Bärwalde	C	F 1.061	5696000,0	5469200,0	-		2010-2011	w	LMBV
Schwarzer Schöps	oh. Einmündung Ausleiter Bärwalde	C	F 1.071	5696558,0	5469253,0			2010-2011	w	LMBV
Schwarzer Schöps	Mündung Ausleiter Bärwalde	C	F 1.075	5696886,0	5468780,0	-		2010-2011	w	LMBV
Schwarzer Schöps	uh. Einmündung Ausleiter Bärwalde	C	F 1.081	5697058,0	5468739,0			2010-2011	w	LMBV
Kleine Spree	Zulauf TBS Dreiweibern	C	F 1.091	5697137,0	5458211,0			2010-2011	m	LMBV
Spree	Wehr Bärwalde am Zuleiter Lohsa II	C	F 1.141	5697359,0	5466753,0			2010-2011	m	LMBV
Kleine Spree	Auslauf Burghammer	C	F 1.211	5705103,0	5456844,0	-		2010-2011	m	LMBV
Kleine Spree	Ortslage Burghammer	C	F 1.212	5705036,0	5456143,0			2010-2011	m	LMBV
Kleine Spree	uh. Einlauf Burghammer	C	F 1.213	5705788,0	5456552,0			2010-2011	m	LMBV
Kleine Spree	Wehr am Zuleiter Scheibe	C	F 2.041	5699541,0	5456799,0			2010-2011	m	LMBV
Schwarze Elster	Zulauf Koschen	C	F 2.181	5706295,0	5443635,0			2010-2011	m	LMBV
Südgraben	Zulauf Kortitzmühle	C	F 3.051	5705608,0	5440702,0	0,0		2010-2011	m	LMBV
Goldgräbchen	Mündung in TBS Laubusch	C	F 3.071	5704488,0	5435518,0	0,1		2010-2011	m	LMBV



### Messstellenübersicht Fließgewässer

Gewässer	Messstelle	Zweck	Kennung	Hochwert	Rechtswert	Fluss- kilo- meter	Bezugs- pegel	Datenreihe	Daten- umfang	Betreiber
Schleichgraben	Mündung in TBS Laubusch	C	F 3.081	5704510,0	5437650,0	0,0		2010	(3)	LMBV
Barbarakanal	Zulauf Skado	C	F 3.131	5709980,0	5439344,0	-		2010-2011	m	LMBV
Schleichgraben	Auslauf TBS Laubusch	C	F 3.191	5705632,0	5436038,0			2010-2011	m	LMBV
Pließnitz	Pegelhaus Tauchritz	C	F 5.001	5658794,0	5496205,0			2010-2011	m	LMBV
Neiße	Einlauf Neißeinleiter	C	F 5.002	5662398,0	5498775,0			2010-2011	m	LMBV
Kleinneuendorfer Wasser	Ende Verrohrung	C	F 5.004	5663255,0	5496568,0			2010-2011	q	LMBV
Buschbach	Bereich Wasserhaltung	C	F 5.005	5662356,0	5495452,0	-		2010-2011	q	LMBV
Jauernicker Wasser	Bereich Wasserhaltung	C	F 5.006	5661903,0	5494788,0	-		2010-2011	q	LMBV
Nordrandumfluter-Becken 4	Bereich Wasserhaltung	C	F 5.009	5661539,0	5494631,0	-		2010-2011	q	LMBV

#### Erläuterungen:

##### Zweck:

Q - Durchfluss

C - Wasserbeschaffenheit

##### Datenumfang:

(n) - Anzahl der vorliegenden Analysen

q - quartalsweise

m - monatlich

w - wöchentlich

### Messstellenübersicht Grundwasser

Grundwasser-körper	Grundwasser-leiter	Messstelle	Blatt-schnitt	Rechtswert	Hochwert	Eigen-tümer	Datum Proben-nahme	pH (vor Ort)	NH <sub>4</sub> -N
									[mg/L]
SP 3-1	100	44529001		5464776,0	5712416,0	LfULG	07.03.11		0,03
NE 4	100	44542201		5480434,0	5716641,0	LfULG	12.07.11		0,05
SE 1-1	100	45509001		5438300,0	5700044,0	LfULG	07.03.11		1,48
SE 2-2	100	45509002		5435057,0	5696903,0	LfULG	07.03.11		< 0,02
SE 4-1	100	45512209		5450902,3	5703014,8	LfULG	12.07.11		1,09
SE 2-2	100	46492207		5428307,0	5689185,0	LfULG	18.05.11		< 0,02
SE 1-3-1	100	46506624		5438648,0	5686517,0	LfULG	18.05.11		< 0,02
SE 1-3-2	100	46516603		5445556,0	5688754,0	LfULG	22.06.11		0,12
SP 2-1	100	46530001		5472772,0	5688303,0	LfULG	23.03.11		0,03
SP 3-1	100	46539001		5466528,0	5689301,0	LfULG	23.03.11		0,27
SP 2-1	100	46539002		5470120,0	5686783,0	LfULG	23.03.11		0,26
SP 2-1	100	46540002		5478978,4	5687067,7	LfULG	08.02.11		0,03
SP 2-1	100	46546105		5487729,0	5690634,0	LfULG	29.03.11		< 0,02
SE 1-3-1	100	47509001		5438447,0	5674667,0	LfULG	31.03.11		< 0,02
SE 1-3-1	100	47509002		5437914,3	5674809,1	LfULG	20.06.11		< 0,02
SE 1-3-1	100	47509005		5435267,0	5680962,0	LfULG	20.06.11		0,06
SE 1-2	100	47510001		5445319,5	5680437,4	LfULG	22.06.11		< 0,02
SP 3-2	100	47520001		5458476,6	5679493,9	LfULG	30.05.11		< 0,02
SP 1-2	100	47532203		5468469,2	5683130,1	LfULG	21.06.11		0,04
SP 1-2	100	47540002		5481217,0	5678042,3	LfULG	21.06.10		0,04
SP 2-2	100	47540003		5481634,3	5677832,4	LfULG	23.03.11		< 0,02
NE 1-2	100	47550001		5499315,0	5678346,0	LfULG	02.02.11		< 0,02
SP 2-1	100	47556002		5499057,6	5683051,2	LfULG	12.07.11		< 0,02
SP 2-2	100	47556004		5492398,0	5679143,0	LfULG	12.07.11		< 0,02
SP 2-1	100	47559001		5496733,0	5681155,0	LfULG	29.03.11		< 0,02
NE 1-2	100	47569002		5500771,0	5677529,0	LfULG	29.03.11		< 0,02
SP 1-1	100	48522600		5463036,0	5665102,0	LfULG	31.03.11		< 0,02
SP 1-2	100	48532414		5470816,0	5666199,0	LfULG	31.03.11		< 0,02
SP 2-2	100	48549002		5481703,0	5670698,0	LfULG	31.03.11		< 0,02
SP 1-1	100	49520001		5462104,0	5658600,0	LfULG	08.02.11		< 0,02
SP 1-1	100	49536116		5471606,0	5654531,0	LfULG	09.03.11		< 0,02
SE 1-3-2	100	46516601_1		5443509,0	5688161,0	LfULG	05.07.11		< 0,02
SE 1-3-2	100	46516601_2		5443509,0	5688161,0	LfULG	05.07.11		< 0,02
SP 2-1	400	4655W0002		5492207,8	5688039,5	LfULG	29.03.11		< 0,02
SE 1-3-1	100	4750W0002		5436446,1	5680620,4	LfULG	20.06.11		< 0,02
SE 1-3-1	100	4750W0008		5441504,1	5675745,4	LfULG	02.02.11		< 0,02
SP 2-2	100	4754T0001		5481893,0	5678117,0	LfULG	08.02.11		0,03
SE 1-2	100	48510001_1		5451357,0	5670662,7	LfULG	30.05.11		0,09
NE 2	001	2542	81T	5497171,7	5659133,1	LMBV	17.05.11	6,70	0,03
NE 2	001	2576	81T	5495774,9	5659185,5	LMBV	11.05.11	5,74	< 0,02
NE 2	001	2577	80T	5498383,6	5663898,6	LMBV	23.05.11	5,69	0,03
NE 2	001	2578	80T	5498044,8	5664487,7	LMBV	09.05.11	6,00	0,02
NE 2	001	2580	80T	5498441,1	5664248,3	LMBV	17.05.11	6,43	1,20
NE 2	002	2523	80T	5498039,9	5664489,8	LMBV	12.05.11	6,67	0,25
NE 2	002	2525	80T	5498433,6	5664204,8	LMBV	17.05.11	6,52	0,04
NE 2	002	2579	80T	5497512,7	5660224,5	LMBV	10.05.11	6,48	0,55
NE 2	006	2545	80T	5494378,6	5660254,7	LMBV	19.05.11	6,29	1,24

**Messstellenübersicht Grundwasser**

Grundwasser-körper	Grundwasser-leiter	Messstelle	Blatt-schnitt	Rechtswert	Hochwert	Eigen-tümer	Datum Proben-nahme	pH (vor Ort)	NH <sub>4</sub> -N
									[mg/L]
NE 2	006	2563	80T	5494563,4	5660024,2	LMBV	11.05.11	6,85	0,31
NE 2	006	2565	81T	5494614,7	5659241,7	LMBV	19.05.11	7,83	0,94
NE 2	006	2566	81T	5494755,0	5659875,6	LMBV	18.05.11	7,06	0,45
NE 2	006	2567	80T	5496767,7	5662606,5	LMBV	23.05.11	6,43	0,84
NE 2	006	2568	80T	5496419,7	5662484,2	LMBV	12.05.11	6,96	0,52
NE 2	006	2569	80T	5496157,8	5662426,5	LMBV	18.05.11	6,36	0,13
NE-MFB	100?	6056	70Q	5471371,4	5711694,5	LMBV	24.05.11	5,52	0,62
NE-MFB	100?	6057	70Q	5471722,0	5711039,3	LMBV	26.05.11	4,99	0,15
NE-MFB	300?	6055	70Q	5471002,6	5711985,7	LMBV	23.05.11	4,42	0,31
NE-MFB	400?	6054	70Q	5470762,9	5712182,3	LMBV	23.05.11	5,32	0,48
NE-MFB	400?	6058	70Q	5472269,0	5710491,0	LMBV	24.05.11	4,27	1,30
SE 1-1	100	1779	71L	5436070,3	5705649,5	LMBV	13.04.11	5,90	0,13
SE 1-1	100	6020	71L	5438213,2	5705746,5	LMBV	12.04.11	4,55	3,90
SE 1-1	100	6118	72L	5435923,0	5703936,7	LMBV	11.04.11	6,97	0,21
SE 1-1	100	6121	72L	5439645,9	5704448,6	LMBV	11.04.11	6,02	1,30
SE 1-1	100	6124	72M	5442047,8	5704194,5	LMBV	15.04.11	4,50	5,50
SE 1-1	100	6125	72M	5442639,3	5703630,8	LMBV	15.04.11	4,81	1,20
SE 1-1	100	6143	73N	5449324,7	5699380,6	LMBV	04.05.11	5,94	0,60
SE 1-1	100	6218	72L	5437675,1	5704448,2	LMBV	11.04.11	5,19	0,09
SE 1-1	100	6256	72L	5437432,7	5703636,8	LMBV	11.04.11	6,20	27,0
SE 1-1	100	6257	71M	5440413,7	5705785,0	LMBV	14.04.11	4,72	0,98
SE 1-1	111	6021	72L	5438102,1	5704994,5	LMBV	12.04.11	4,09	2,10
SE 1-1	111	6150	72M	5443857,5	5702801,1	LMBV	18.04.11	5,30	2,70
SE 1-1	111	6215	71M	5440276,2	5705189,2	LMBV	14.04.11	5,63	1,40
SE 1-1	500	6122	72L	5439646,7	5704449,7	LMBV	11.04.11	7,28	0,26
SE 1-1	500	6123	71L	5438850,1	5705944,0	LMBV	12.04.11	6,59	1,10
SE 1-1	500	6126	72M	5442638,4	5703629,6	LMBV	15.04.11	5,50	1,30
SE 1-2	111	6264	74N	5453505,7	5694592,6	LMBV	23.05.11	5,62	1,20
SE 4-1	100	6001	71N	5452723,6	5706829,0	LMBV	21.04.11	4,86	1,10
SE 4-1	100	6002	71N	5453269,2	5707469,7	LMBV	26.05.11	5,24	0,48
SE 4-1	100	6018	70M	5443038,8	5710408,0	LMBV	18.04.11	4,71	5,40
SE 4-1	100	6019	71M	5441149,5	5707359,3	LMBV	13.04.11	5,28	0,71
SE 4-1	100	6052	71M	5442962,9	5706851,9	LMBV	26.05.11	4,27	1,50
SE 4-1	100	6053	71M	5442797,0	5708895,0	LMBV	14.04.11	4,22	6,50
SE 4-1	100	6085	71M	5446908,9	5709993,2	LMBV	26.04.11	6,49	0,66
SE 4-1	100	6119	71L	5438437,6	5706790,5	LMBV	12.04.11	5,46	1,00
SE 4-1	100	6175	71M	5442629,8	5708552,2	LMBV	14.04.11	5,45	3,30
SE 4-1	100	6217	71M	5443734,2	5706324,3	LMBV	14.04.11	5,90	0,89
SE 4-1	100	6226	70M	5442250,1	5710530,0	LMBV	19.04.11	4,13	4,00
SE 4-1	100	6258	70M	5445108,7	5710521,0	LMBV	19.04.11	3,09	4,00
SE 4-1	100	6262	72N	5452571,4	5702583,4	LMBV	04.05.11	4,67	1,60
SE 4-1	111	6003	71N	5453115,5	5705375,7	LMBV	21.04.11	3,62	6,20
SE 4-1	111	6004	71N	5454465,2	5705775,8	LMBV	27.04.11	5,31	2,20
SE 4-1	111	6022	71L	5439687,2	5709013,6	LMBV	13.04.11	5,63	4,80
SE 4-1	111	6049	72N	5451317,3	5704947,6	LMBV	20.04.11	5,40	4,30
SE 4-1	111	6051	71M	5444923,4	5706686,1	LMBV	20.04.11	4,47	6,00
SE 4-1	111	6081	71N	5450065,0	5705702,7	LMBV	27.04.11	4,19	2,60

**Messstellenübersicht Grundwasser**

Grundwasser-körper	Grundwasser-leiter	Messstelle	Blatt-schnitt	Rechtswert	Hochwert	Eigen-tümer	Datum Proben-nahme	pH (vor Ort)	NH <sub>4</sub> -N
									[mg/L]
SE 4-1	111	6224	71M	5447195,1	5707479,4	LMBV	20.04.11	5,73	3,00
SE 4-1	111	6225	71M	5446921,8	5708440,6	LMBV	20.04.11	5,75	3,30
SE 4-1	111	6259	71N	5447708,0	5706219,4	LMBV	28.04.10	5,69	3,60
SE 4-1	111	6260	71N	5449300,2	5706466,6	LMBV	27.04.11	4,95	6,20
SE 4-1	111	6261	71N	5454915,9	5706439,4	LMBV	21.04.11	4,20	5,80
SE 4-1	400	6050	71N	5450743,0	5708292,3	LMBV	26.04.11	5,71	0,56
SE 4-1	400	6082	71N	5449132,2	5708268,8	LMBV	26.04.11	6,24	0,75
SE 4-1	500	6083	71N	5449133,3	5708269,0	LMBV	26.04.11	6,22	0,56
SE 4-1	500	6084	71M	5446908,0	5709992,8	LMBV	26.04.11	6,68	0,38
SE 4-1	500	6148	70M	5443031,1	5710386,4	LMBV	18.04.11	6,30	1,40
SE 4-1	600	6120	71L	5438436,1	5706791,8	LMBV	12.04.11	6,76	0,14
SE 4-1	600	6147	70M	5442545,2	5711389,1	LMBV	19.04.11	6,39	3,30
SE 4-1	5/6	6149	71M	5441172,4	5708108,4	LMBV	13.04.11	5,79	1,30
SP 2-1	100	6031	74P	5467625,4	5691997,0	LMBV	20.05.11	6,51	0,82
SP 2-1	100	6033	74Q	5470446,8	5693555,5	LMBV	20.05.11	6,00	1,50
SP 2-1	100	6034	73P	5469648,0	5696301,7	LMBV	18.05.11	4,36	0,32
SP 2-1	111	6036	73P	5467911,3	5695774,5	LMBV	19.05.11	5,42	4,80
SP 2-1	111	6063	74P	5467159,6	5694563,8	LMBV	18.05.11	5,81	5,20
SP 2-1	400	6032	74Q	5470579,5	5692409,2	LMBV	20.05.11	6,30	2,00
SP 2-1	400	6228	74Q	5472051,7	5691056,0	LMBV	26.05.11	6,20	2,40
SP 2-1	500	6062	73P	5469602,9	5696129,7	LMBV	20.05.11	5,80	0,96
SP 3-1	100	6005	73O	5458625,7	5695060,9	LMBV	17.05.11	6,30	4,70
SP 3-1	100	6006	73O	5460211,2	5697004,2	LMBV	05.05.11	6,08	0,43
SP 3-1	100	6009	73O	5459978,7	5698285,2	LMBV	05.05.11	5,97	1,40
SP 3-1	100	6010	73O	5458695,3	5697625,8	LMBV	05.05.11	6,36	0,56
SP 3-1	100	6011	72O	5458640,1	5700121,2	LMBV	05.05.11	5,76	1,40
SP 3-1	100	6012	72O	5455754,3	5702901,5	LMBV	03.05.11	5,85	4,00
SP 3-1	100	6013	72O	5457704,2	5702582,8	LMBV	03.05.11	5,41	1,70
SP 3-1	100	6035	73P	5467391,1	5696552,0	LMBV	19.05.11	6,08	1,00
SP 3-1	100	6037	73P	5465765,8	5696645,3	LMBV	19.05.11	5,69	0,16
SP 3-1	100	6039	72O	5457145,5	5700386,1	LMBV	29.04.11	5,57	0,47
SP 3-1	100	6048	72O	5455070,0	5702344,0	LMBV	04.05.11	5,86	1,60
SP 3-1	100	6066	72O	5461619,7	5701991,8	LMBV	29.04.11	5,09	1,10
SP 3-1	100	6067	72O	5458351,8	5702746,8	LMBV	03.05.11	5,17	1,60
SP 3-1	100	6078	72O	5455355,4	5700111,1	LMBV	04.05.11	5,20	0,53
SP 3-1	100	6079	72O	5455355,7	5700110,2	LMBV	04.05.11	5,80	0,42
SP 3-1	100	6080	72O	5455145,6	5704291,0	LMBV	03.05.11	4,80	0,77
SP 3-1	100	6134	73P	5467509,6	5697849,6	LMBV	18.05.11	6,22	0,32
SP 3-1	100	6135	73P	5467508,2	5697846,7	LMBV	18.05.11	6,29	1,30
SP 3-1	100	6137	71O	5457151,8	5705997,7	LMBV	02.05.11	4,23	2,00
SP 3-1	100	6138	73P	5467299,1	5697500,3	LMBV	19.05.11	5,78	0,43
SP 3-1	100	6139	73O	5458153,0	5696764,1	LMBV	24.05.11	5,53	1,10
SP 3-1	100	6216	72P	5462635,6	5703708,9	LMBV	29.04.11	6,40	0,56
SP 3-1	100	6227	73O	5460801,9	5697400,8	LMBV	05.05.11	6,04	0,46
SP 3-1	100	6245	71O	5456067,9	5705012,8	LMBV	28.04.11	5,63	0,84
SP 3-1	100	6247	71O	5457173,6	5706698,1	LMBV	02.05.11	3,77	2,20
SP 3-1	100	6248	71O	5456871,5	5706656,9	LMBV	28.04.11	5,32	1,70

### Messstellenübersicht Grundwasser

Grundwasser-körper	Grundwasser-leiter	Messstelle	Blatt-schnitt	Rechtswert	Hochwert	Eigen-tümer	Datum Proben-nahme	pH (vor Ort)	NH <sub>4</sub> -N
									[mg/L]
SP 3-1	100	6249	71O	5456829,0	5707076,6	LMBV	28.04.11	5,34	0,54
SP 3-1	100	6250	71O	5456563,7	5706261,4	LMBV	28.04.11	5,19	1,40
SP 3-1	100	6251	71O	5456583,9	5706707,0	LMBV	28.04.11	4,56	1,10
SP 3-1	100	6252	71O	5458651,8	5708345,4	LMBV	02.05.11	5,80	0,20
SP 3-1	100	6254	71O	5457828,1	5707498,5	LMBV	02.05.11	4,97	0,33
SP 3-1	100	6263	72N	5452836,1	5700853,3	LMBV	04.05.11	5,60	1,40
SP 3-1	111	6007	73P	5462537,6	5696711,9	LMBV	17.05.11	5,32	5,40
SP 3-1	111	6008	73P	5463710,4	5697855,6	LMBV	17.05.11	5,46	2,10
SP 3-1	111	6038	73P	5464888,0	5697384,0	LMBV	17.05.11	5,06	7,00
SP 3-1	111	6275	73O	5462397,2	5695091,1	LMBV	16.05.11	5,43	2,50
SP 3-1	111	6276	73P	5462657,1	5696043,2	LMBV	16.05.11	6,40	5,40
SP 3-1	111	6277	73P	5463074,5	5696680,7	LMBV	16.05.11	4,92	2,00
SP 3-1	111	6278	73P	5463085,5	5695452,0	LMBV	16.05.11	6,13	7,70
SP 3-1	111	6279	73P	5462768,2	5695020,8	LMBV	06.05.11	5,99	0,98
SP 3-1	500	6064	73O	5458625,2	5695059,5	LMBV	17.05.11	6,23	2,60
SP 3-1	500	6136	73P	5464536,4	5697550,4	LMBV	26.05.11	6,24	1,60
SP 3-1	600	6065	73O	5460212,1	5697005,2	LMBV	05.05.11	6,30	1,20
SP 3-1	600	6068	72O	5456696,6	5704794,1	LMBV	03.05.11	5,50	8,40
HAV_MS_2	140	6265	69P	5466112,6	5716168,6	VEM	01.06.10	6,85	0,05
HAV_MS_2	1513	4330	70P	5464325,7	5714747,5	VEM	02.05.11	5,72	0,15
NE 1-1	120	80	71R	5480273,1	5707684,2	VEM	27.04.11	6,22	0,62
NE 1-1	170	4752	72R	5484808,1	5700887,8	VEM	27.04.11	6,14	0,72
NE 1-1	4341	5009	71Q	5476691,4	5705747,6	VEM	11.05.11	6,27	0,35
NE-MFB	130	6857	70P	5468495,8	5713545,1	VEM	01.06.10	6,75	68,0
NE-MFB	130	6936	70P	5468914,0	5713742,0	VEM	04.05.10	6,28	0,32
NE-MFB	321	6621	70P	5469387,0	5710751,6	VEM	10.05.11	5,98	0,27
NE-MFB	800	6600	70P	5468912,0	5713740,0	VEM	04.05.10	7,67	0,19
NE-MFB	4341	6620	70P	5469382,8	5710754,1	VEM	10.05.11	5,65	0,30
NE-MFB	7162	6619	70P	5469378,2	5710756,4	VEM	10.05.11	6,40	0,76
SP 2-1	111	1038	73R	5477705,1	5696596,4	VEM	04.05.11	5,80	3,40
SP 2-1	111	1043	73Q	5476591,3	5696135,0	VEM	04.05.11	5,82	3,20
SP 2-1	122	3673	73R	5484390,4	5697688,6	VEM	26.04.11	6,55	0,55
SP 2-1	122	3674	73R	5484660,3	5697693,1	VEM	26.04.11	6,91	0,48
SP 2-1	122	3700	73R	5481451,3	5696727,2	VEM	14.04.09	6,11	2,60
SP 2-1	122	5834	73S	5489939,0	5697607,6	VEM	18.04.11	5,78	0,15
SP 2-1	122	6326	74R	5483661,5	5694641,5	VEM	27.04.11	6,31	0,42
SP 2-1	122	6330	73R	5483448,3	5697257,8	VEM	18.04.11	6,08	0,31
SP 2-1	122	6603	74R	5480304,2	5694015,0	VEM	19.04.11	6,28	0,17
SP 2-1	122	6605	74R	5480989,2	5693892,2	VEM	19.04.11	5,80	0,20
SP 2-1	122	6607	74R	5481630,0	5694539,6	VEM	19.04.11	5,18	0,36
SP 2-1	122	6609	73R	5482374,1	5694502,9	VEM	26.04.11	4,81	0,05
SP 2-1	122	6610	73R	5482365,5	5695096,7	VEM	18.04.11	5,44	0,10
SP 2-1	122	6611	73R	5482023,7	5695100,2	VEM	13.04.11	4,59	0,15
SP 2-1	122	6612	73R	5482278,0	5696440,1	VEM	18.04.11	6,51	0,29
SP 2-1	122	6613	73R	5483825,9	5696271,8	VEM	13.04.11	5,78	0,06
SP 2-1	122	6615	73R	5483555,8	5696669,1	VEM	13.04.11	5,66	0,13
SP 2-1	122	6616	73R	5484530,0	5695793,3	VEM	13.04.11	5,29	0,09

### Messstellenübersicht Grundwasser

Grundwasser-körper	Grundwasser-leiter	Messstelle	Blatt-schnitt	Rechtswert	Hochwert	Eigen-tümer	Datum Proben-nahme	pH (vor Ort)	NH <sub>4</sub> -N
									[mg/L]
SP 2-1	122	6956	74Q	5475650,5	5693785,0	VEM	16.05.11	5,44	0,05
SP 2-1	130	3626	74Q	5476988,8	5694658,3	VEM	11.05.11	3,83	0,60
SP 2-1	130	6333	73R	5482859,4	5697459,9	VEM	12.05.11	6,30	0,74
SP 2-1	160	6331	74R	5484025,9	5694056,4	VEM	16.05.11	7,10	0,15
SP 2-1	310	6327	74R	5481652,4	5693921,7	VEM	19.04.11	6,31	0,22
SP 2-1	310	6328	74R	5481854,1	5694259,1	VEM	18.04.11	5,81	0,21
SP 2-1	321	3650	74R	5477881,5	5694258,9	VEM	19.04.11	6,40	0,09
SP 2-1	321	3665	74R	5480655,2	5694274,0	VEM	26.04.11	6,35	0,96
SP 2-1	720	3216	73R	5484707,0	5695474,0	VEM	11.05.11	6,92	0,31
SP 2-1	720	3696	73S	5485255,0	5696454,9	VEM	27.04.11	6,77	0,35
SP 2-1	720	4006	73R	5483771,0	5695464,0	VEM	27.04.11	6,89	0,37
SP 2-1	720	9806	73R	5479163,0	5695999,2	VEM	22.06.10	6,42	0,46
SP 2-1	1513	3724	73Q	5473385,4	5695986,5	VEM	11.05.11	6,34	0,65
SP 2-1	1513	6329	73R	5484847,4	5697936,9	VEM	26.04.11	6,16	0,84
SP 2-1	1513	6602	74R	5478652,3	5693348,7	VEM	04.05.11	4,69	0,05
SP 3-1	111	4524	72P	5466427,2	5702146,2	VEM	03.05.11	4,58	0,61
SP 3-1	111	4536	72P	5468272,6	5702534,0	VEM	03.05.11	5,11	3,00
SP 3-1	111	4537	72P	5469008,8	5700997,6	VEM	03.05.11	5,72	4,90
SP 3-1	111	4538	72P	5467094,7	5700846,0	VEM	03.05.11	6,21	2,30
SP 3-1	111	4539	73P	5467791,8	5699742,4	VEM	03.05.11	6,18	0,70
SP 3-1	111	6648	72P	5465577,2	5704222,7	VEM	09.05.11	5,54	1,50
SP 3-1	111	7277		5468676,2	5702389,3	VEM	26.07.11	5,37	1,40
SP 3-1	111	7278		5471335,9	5700059,9	VEM	26.07.11	5,73	2,90
SP 3-1	130	4540	71Q	5471140,4	5708522,8	VEM	14.04.11	5,15	0,05
SP 3-1	130	4673	71P	5465892,2	5709881,2	VEM	14.04.11	3,85	1,90
SP 3-1	130	4806	71P	5462807,0	5709082,6	VEM	02.05.11	6,15	0,42
SP 3-1	160	4603	70O	5461400,9	5710342,3	VEM	09.05.11	4,94	0,42
SP 3-1	160	4813	73Q	5472100,2	5698486,0	VEM	11.05.11	6,88	0,77
SP 3-1	170	4805	71P	5462807,0	5709082,6	VEM	21.04.10	7,53	0,66
SP 3-1	170	6332	73Q	5476660,0	5699638,7	VEM	12.05.11	7,11	0,60
SP 3-1	320	4672	71P	5465892,2	5709881,2	VEM	14.04.11	5,82	0,88
SP 3-1	321	5631	71Q	5474403,8	5707928,4	VEM	10.05.11	5,51	0,22
SP 3-1	720	6647	72P	5465577,2	5704222,4	VEM	09.05.11	6,68	0,30
SP 3-1	1312	4233	70P	5464979,8	5710616,0	VEM	02.05.11	3,43	2,00
SP 3-1	1312	4234	70P	5467246,1	5710468,6	VEM	14.04.11	3,92	0,52
SP 3-1	1312	4327	70P	5465895,8	5711838,8	VEM	02.05.11	3,53	0,43
SP 3-1	1312	4531	71P	5462987,2	5709994,8	VEM	09.05.11	4,76	1,60
SP 3-1	1312	4671	71P	5464431,9	5709664,0	VEM	21.04.10	5,15	1,60
SP 3-1	1513	4600	70O	5459945,1	5710355,2	VEM	21.04.10	6,06	0,06
SP 3-1	1613	4597	71O	5460417,4	5708486,9	VEM	16.05.11	6,66	0,21
SP 3-1	1613	4607	70O	5462089,5	5711696,7	VEM	02.05.11	5,15	0,08

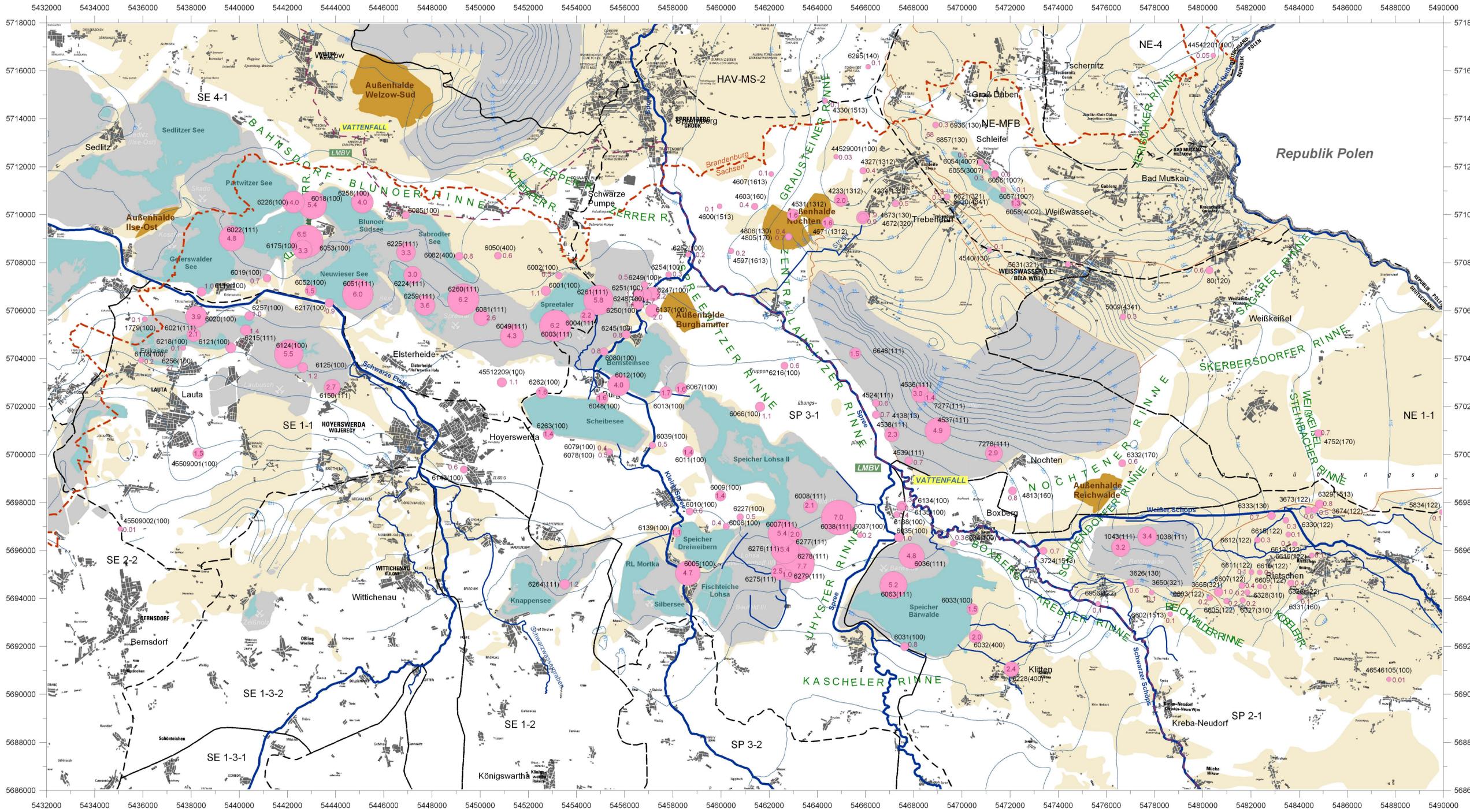
*Für das Sächsische Landesamt  
für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie*

## **Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen**

**Abschlussbericht August 2012**

# **Anlage 2**

Karte der Ammonium-N-Konzentration  
im Grundwasser



- Legende**
- Staatsgrenze
  - Landesgrenze Sachsen / Brandenburg
  - Linie der wasserwirtschaftlichen Verantwortung Vattenfall Europe Mining AG / Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
  - Verbreitung 2. Lausitzer Flözhorizont
  - Störungen
  - Landinanspruchnahme Bergbau
  - Außenhalde
  - Tagebauee
  - Fließgewässer
  - Grundwassergleichen in mNNH
  - Grundwasserkörper
  - 7277(111) Grundwassermessstelle (GWL)
  - 0.0 Ammonium-Stickstoff in mg/L

**Kartengrundlagen:**  
 Topographische Karte 1:50.000  
 Blatt - Nr.: L4550, L4552, L4554, 4750, 4752, 4754  
 Lage: Deutsches Hauptdreiecksnetz (Gauß - Kröger / Bessel - Ellipsoid)  
**Herausgeber:**  
 Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie  
 Geobasisdaten © 2012, Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN)

**Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann**  
 Lungkwitzer Straße 12 - 01259 Dresden  
 Telefon: 0351 / 27 09 854  
 E-Mail: info@iwbdresden.de

**Projekt:** Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen

Datum	Name	Anlage:	Anlage 2	Blatt:	1
bearb.:	02/2012	Lindig			
gez.:	02/2012	Lindig	Zeichnung:		
pers.:	02/2012	Uhlmann			
Maßstab:	1 : 100.000	Ammoniumkonzentration im Grundwasser (Datengrundlage 2011)			

*Für das Sächsische Landesamt  
für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie*

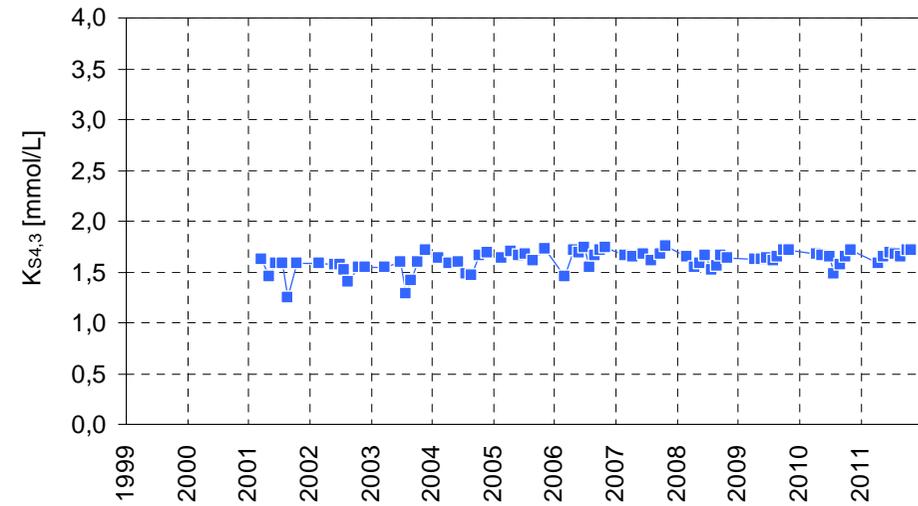
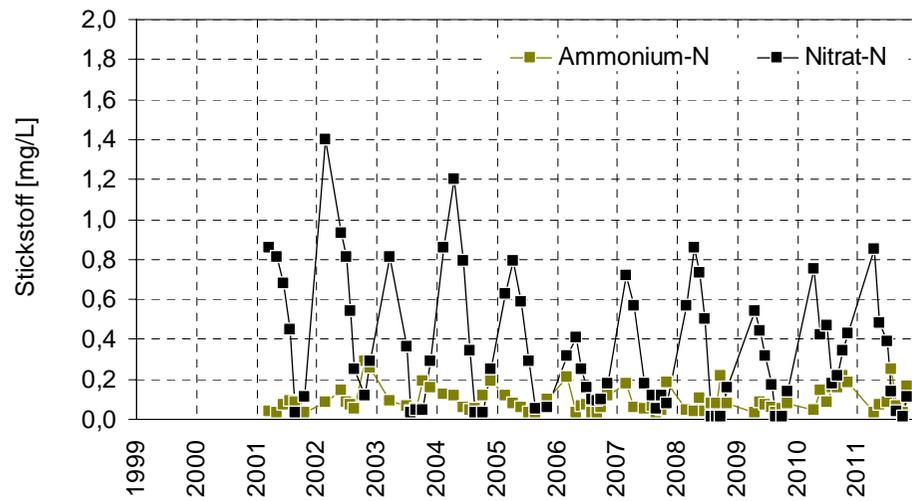
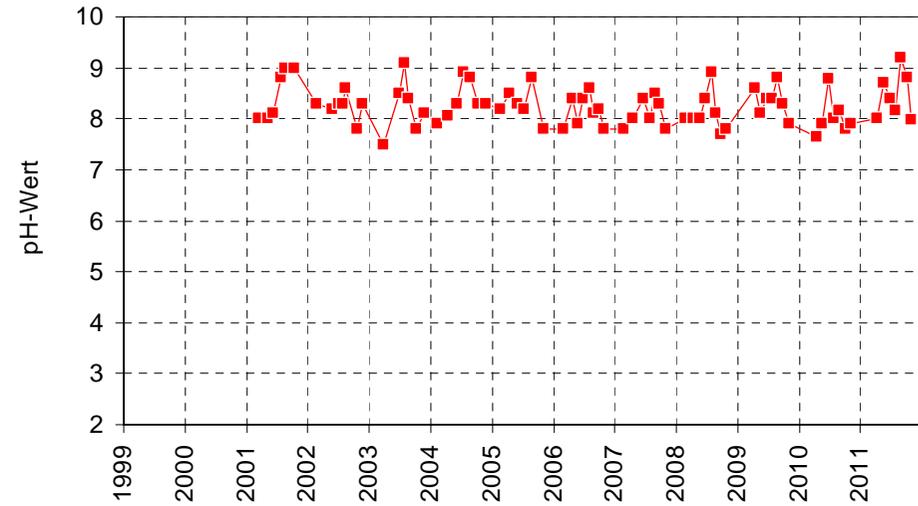
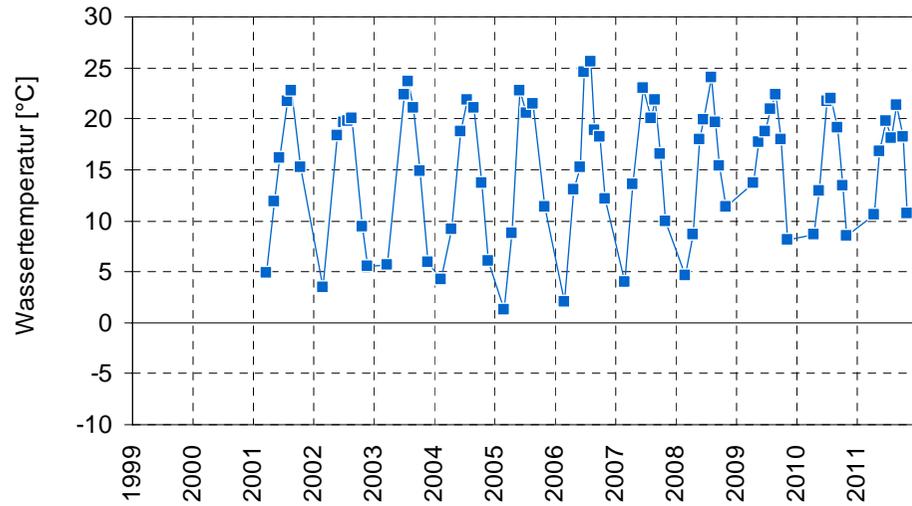
## **Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen**

**Abschlussbericht August 2012**

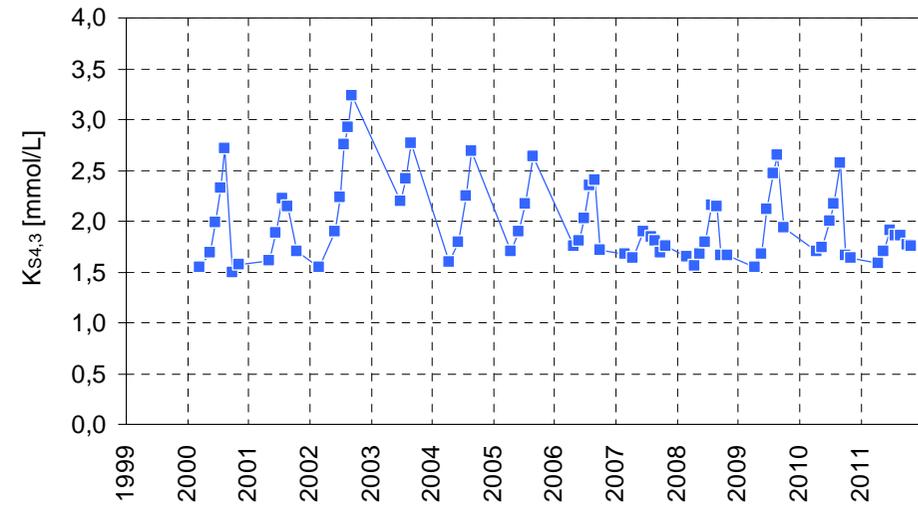
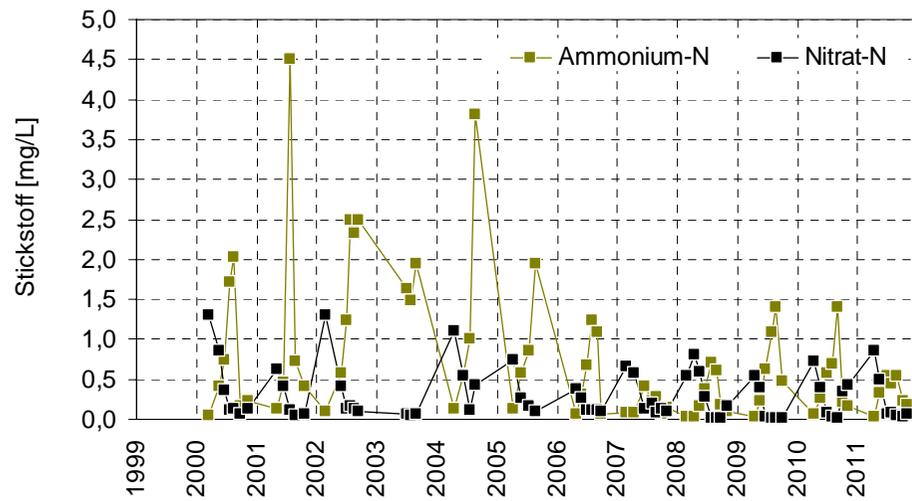
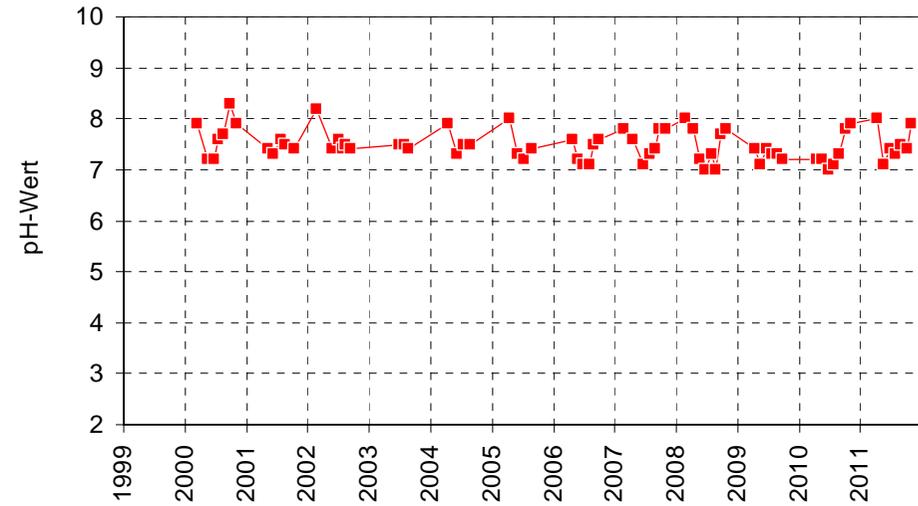
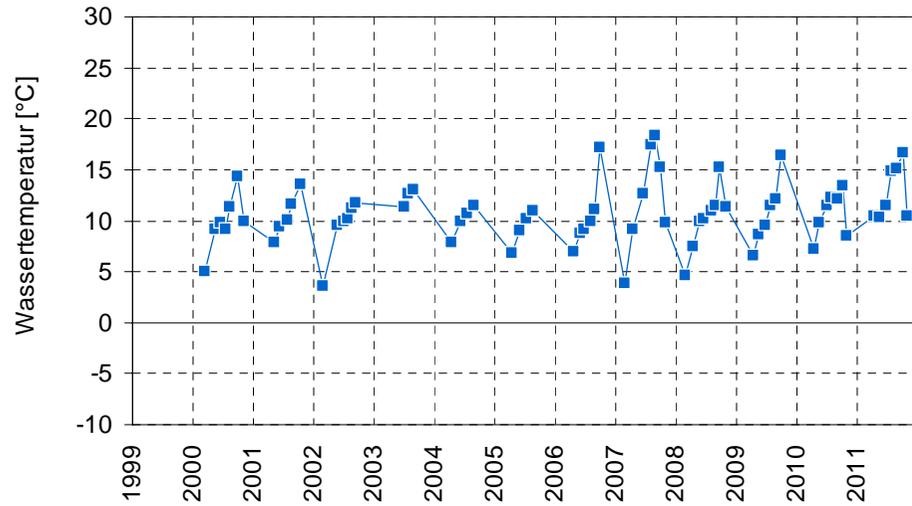
# **Anlage 3**

Zeitreihen der Wasserbeschaffenheit  
in den Bergbaufolgeseen und Speichern

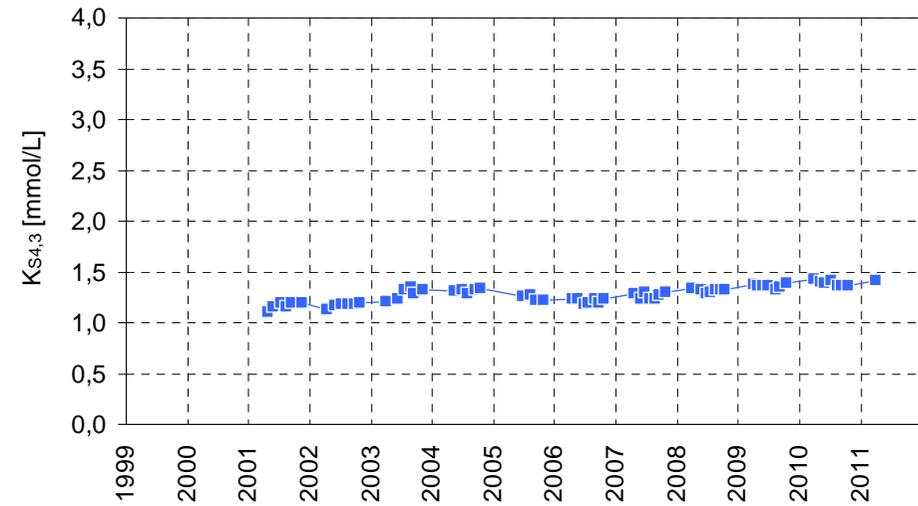
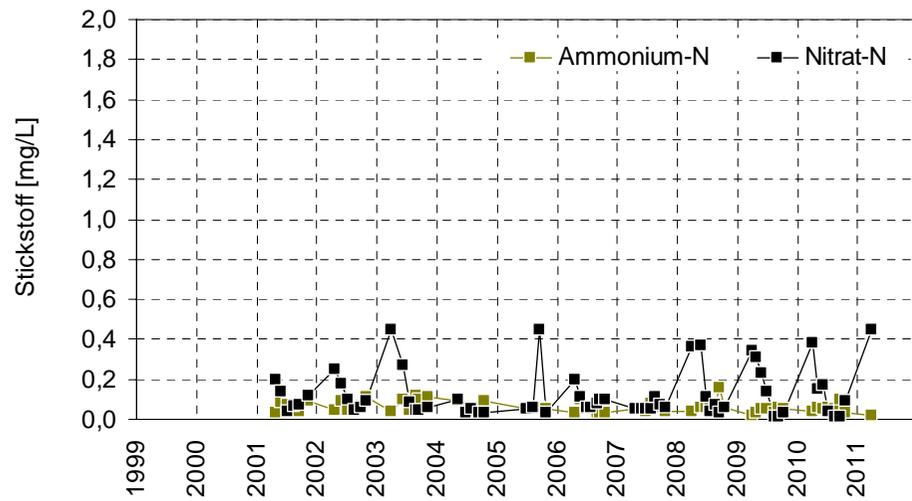
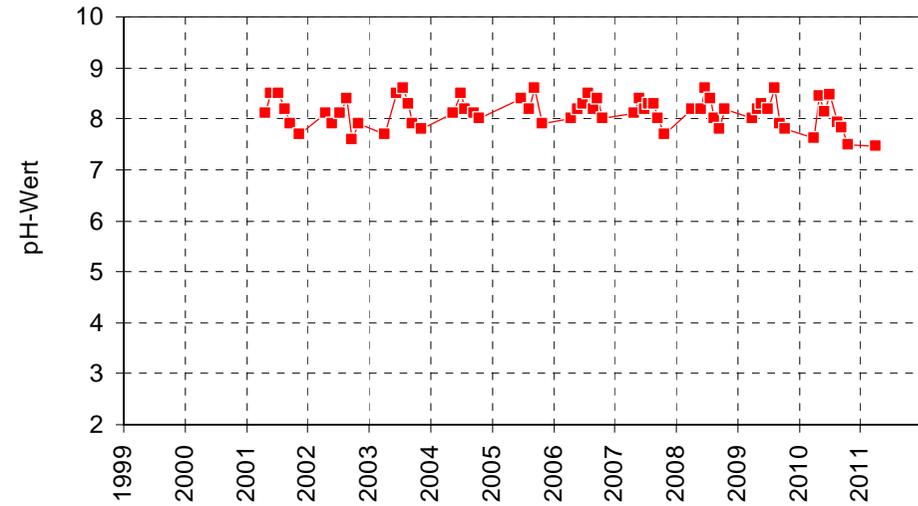
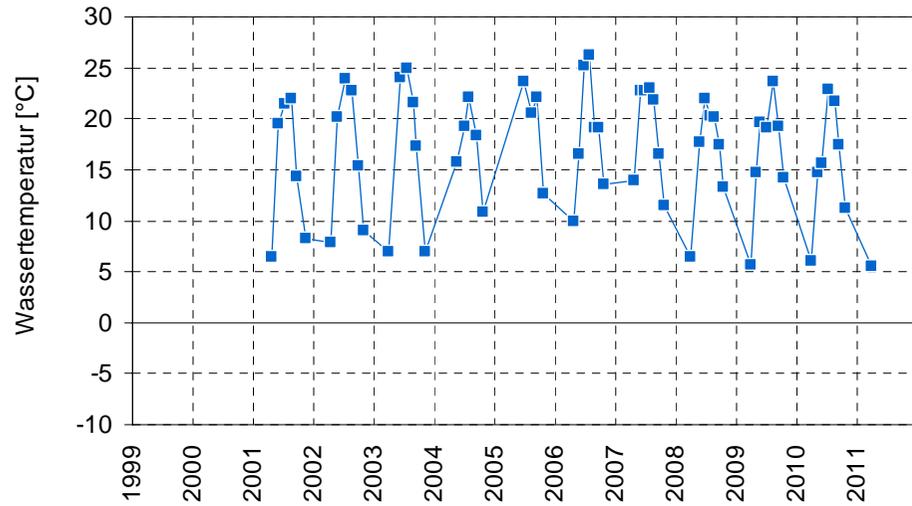
SP Knappenrode	Knap_3_000	LTV	Profilmischprobe
----------------	------------	-----	------------------



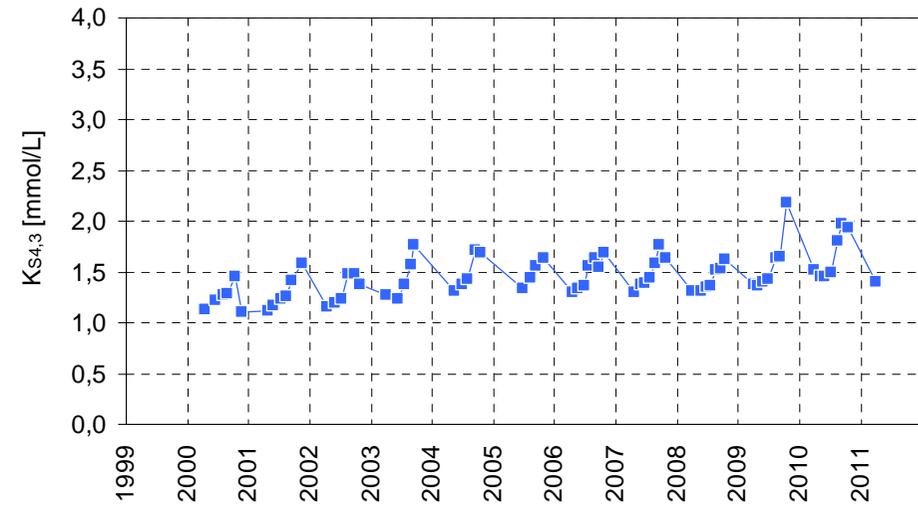
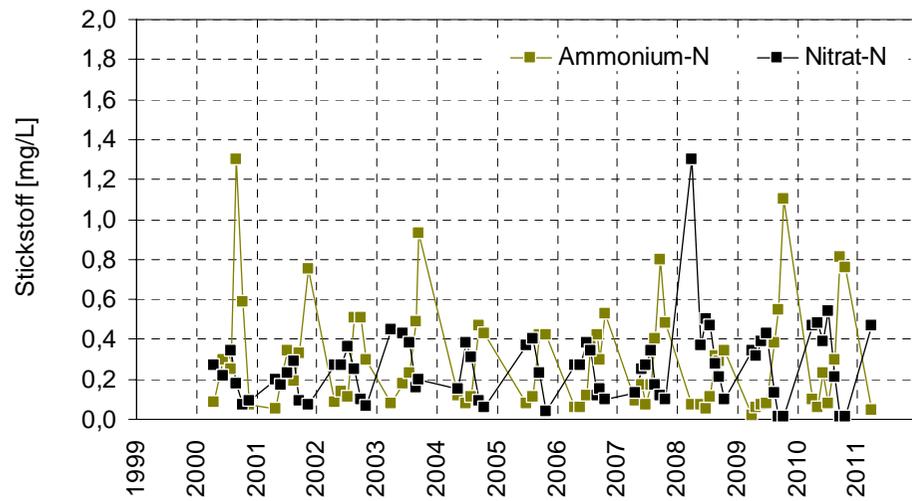
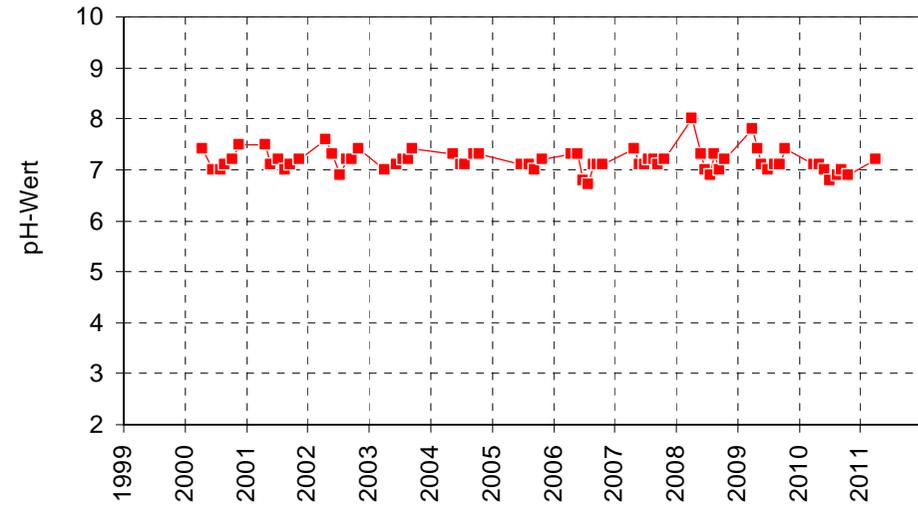
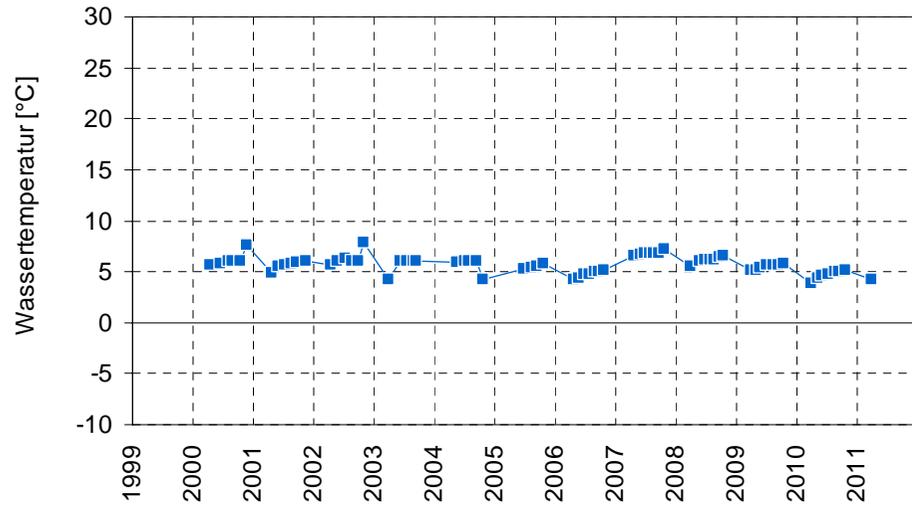
SP Knappenrode	Knap_3_000	LTV	grundnah
----------------	------------	-----	----------



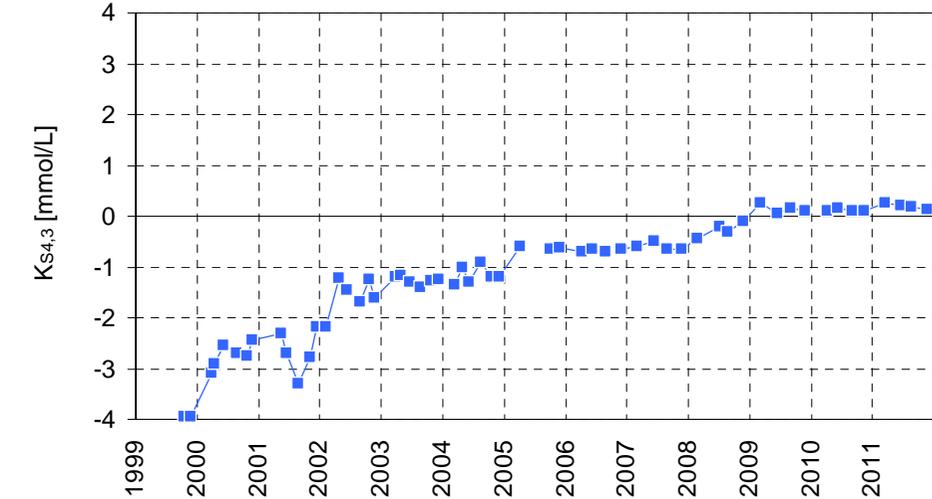
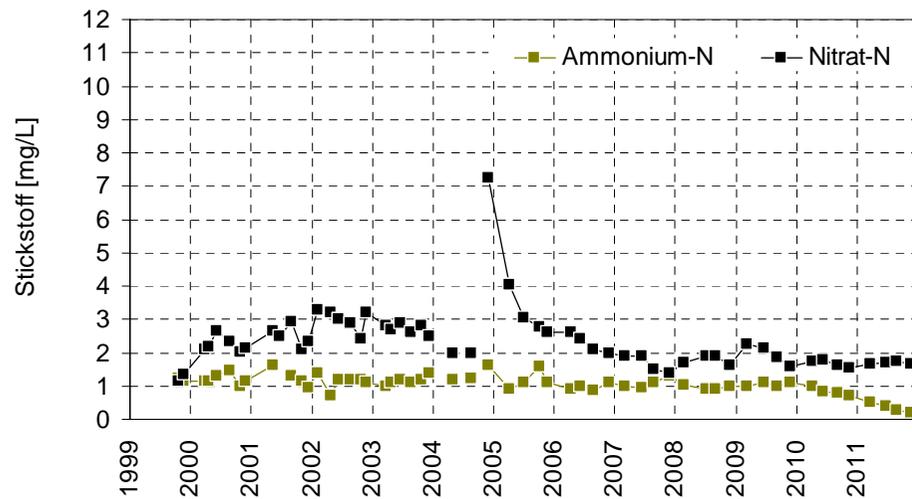
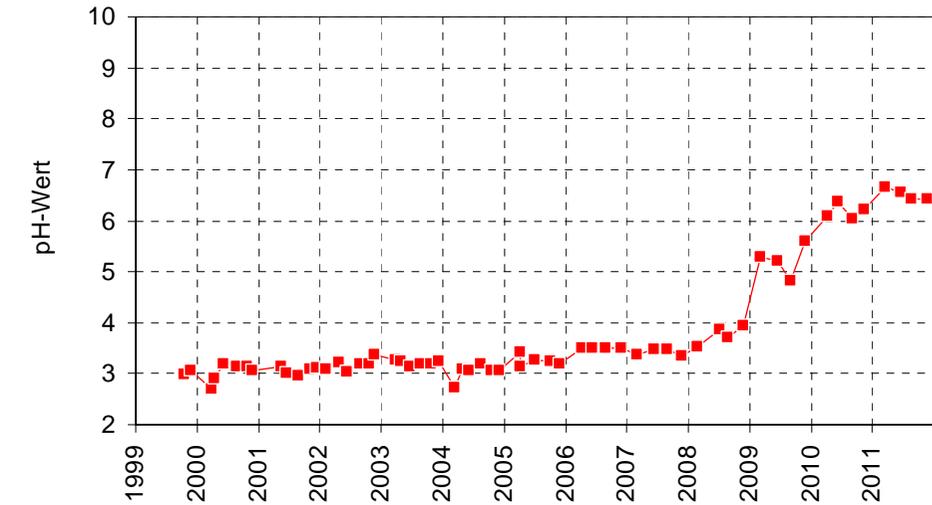
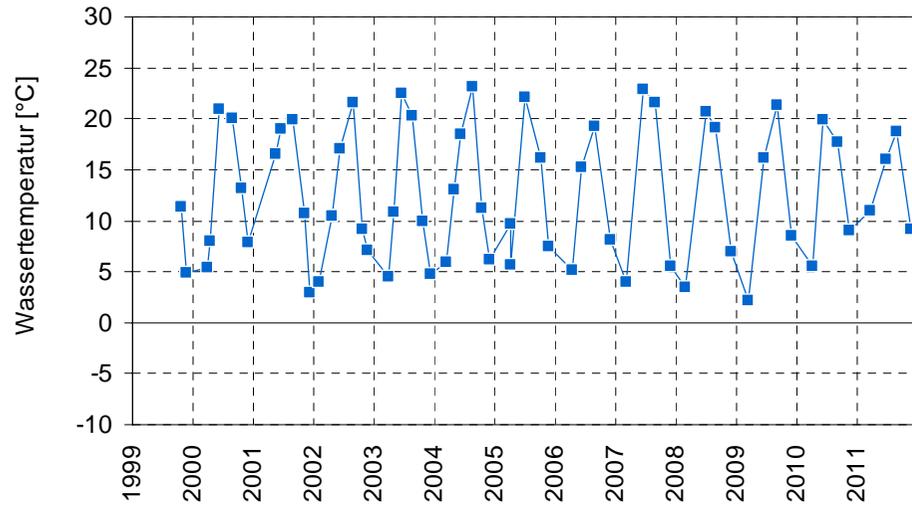
SP Lohsa 1	Loh1_3_500	LTV	Profilmischprobe
------------	------------	-----	------------------



SP Lohsa 1	Loh1_3_500	LTV	grundnah
------------	------------	-----	----------

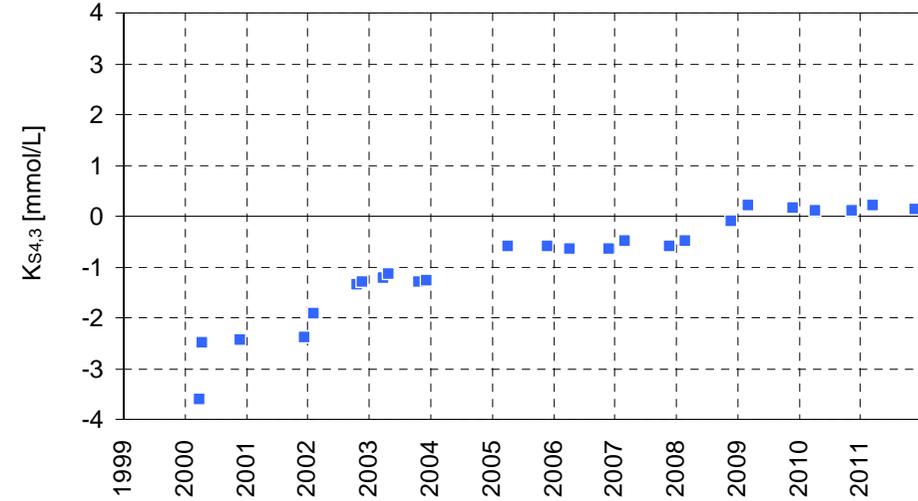
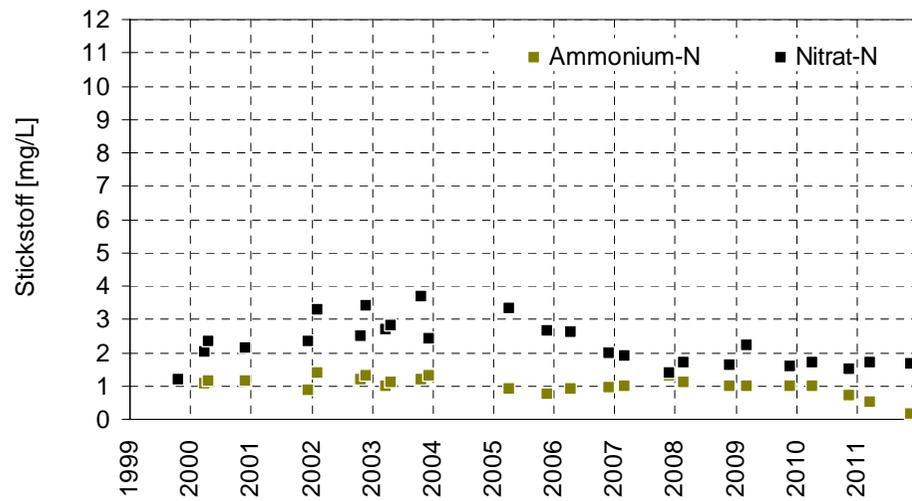
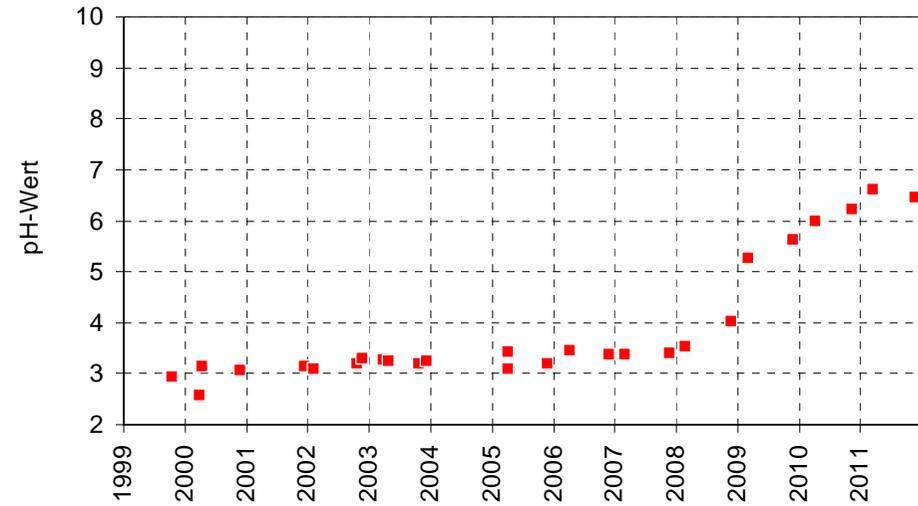
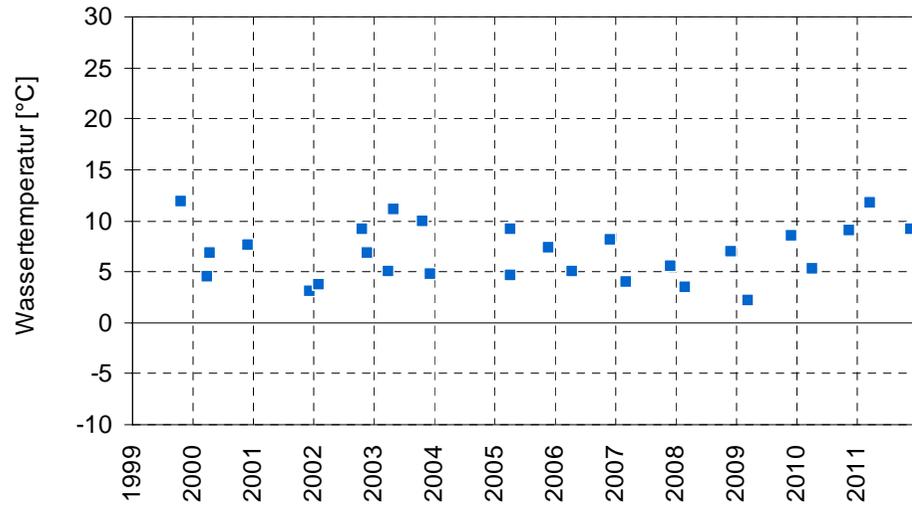


<b>SB Bärwalder See</b>	<b>G 1.081</b>	<b>LMBV</b>	<b>oberflächennah</b>
-------------------------	----------------	-------------	-----------------------



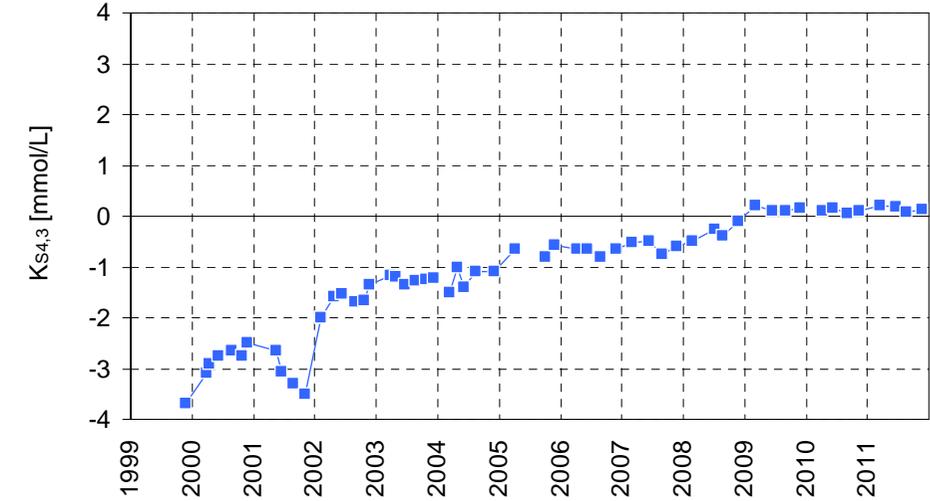
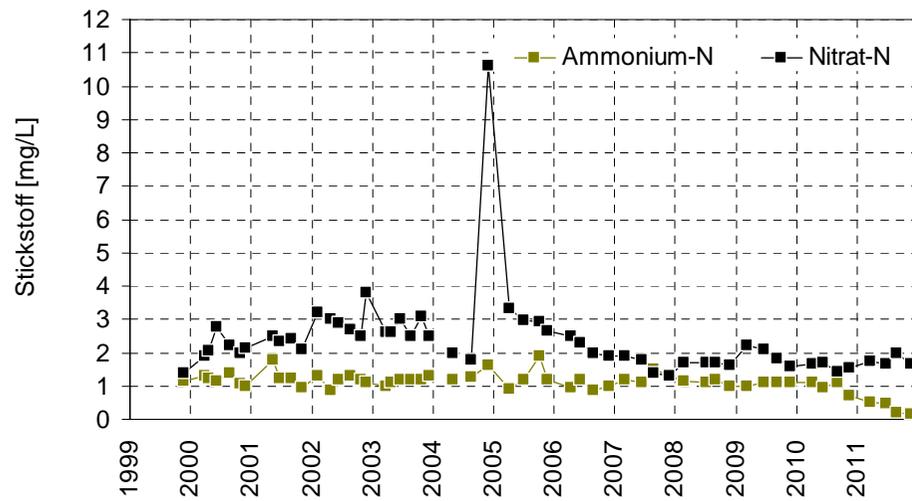
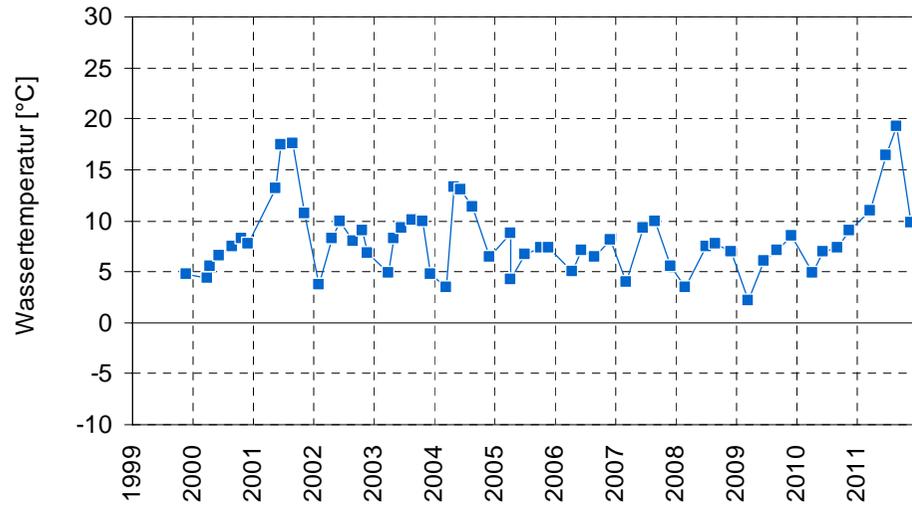


<b>SB Bärwalder See</b>	<b>G 1.081</b>	<b>LMBV</b>	<b>Profilmischprobe</b>
-------------------------	----------------	-------------	-------------------------





<b>SB Bärwalder See</b>	<b>G 1.081</b>	<b>LMBV</b>	<b>grundnah</b>
-------------------------	----------------	-------------	-----------------

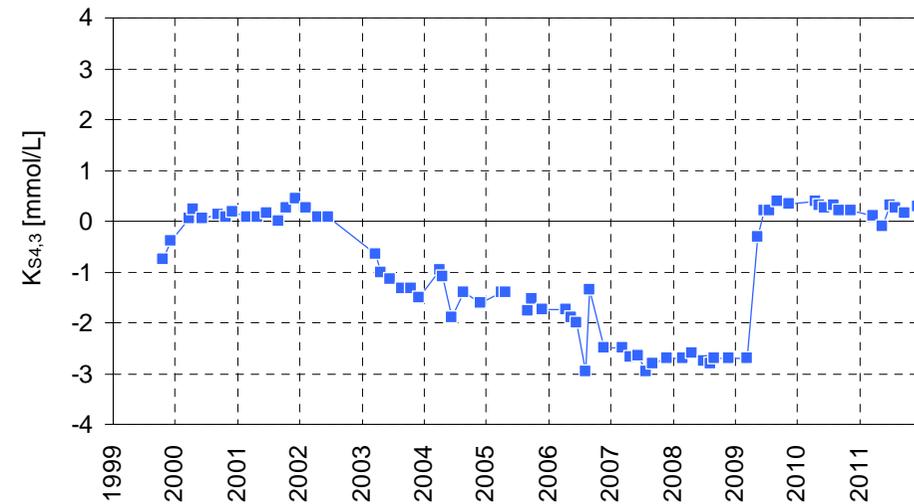
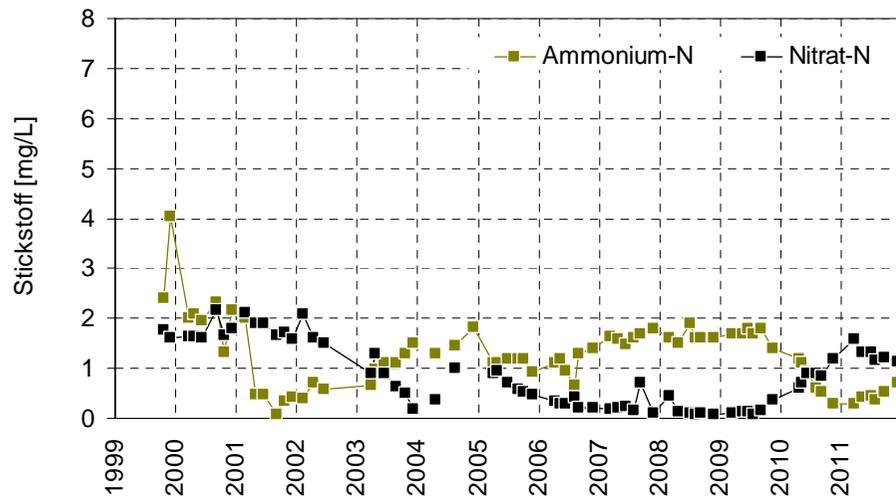
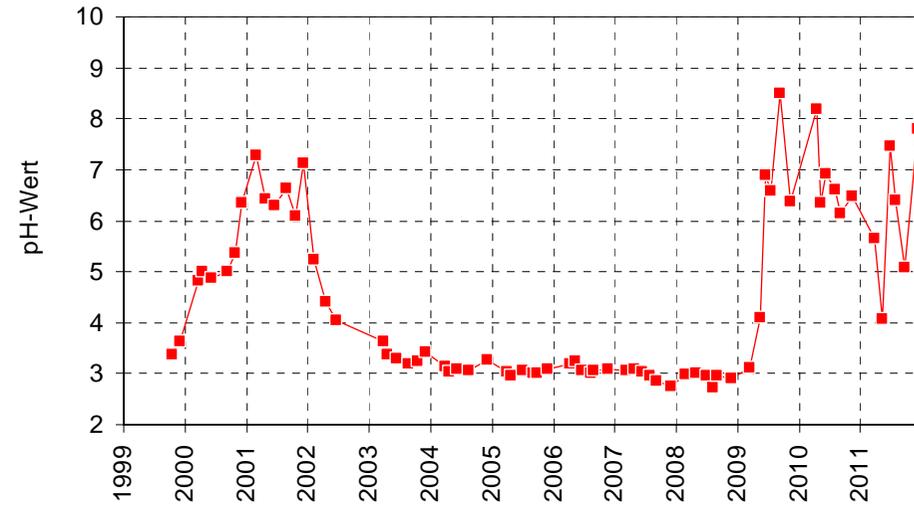
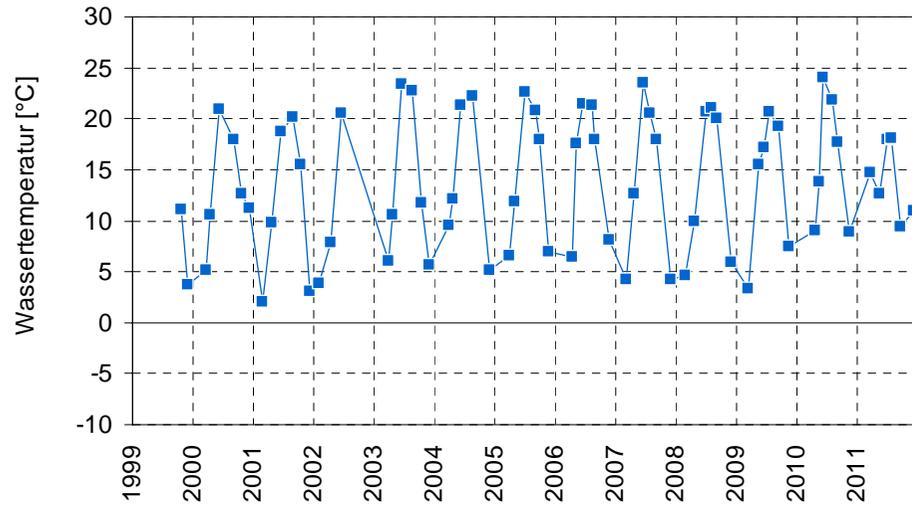


**Bernsteinsee**

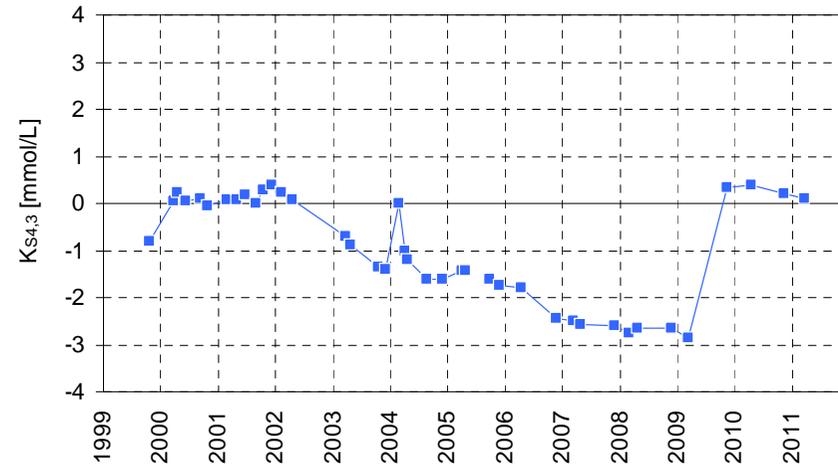
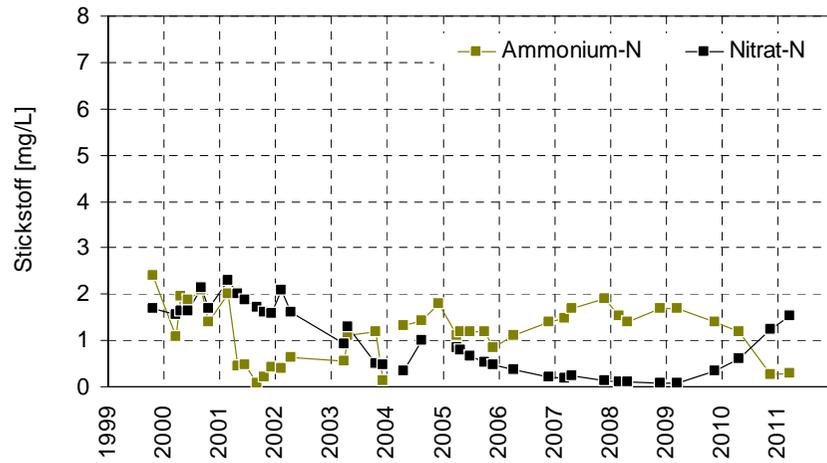
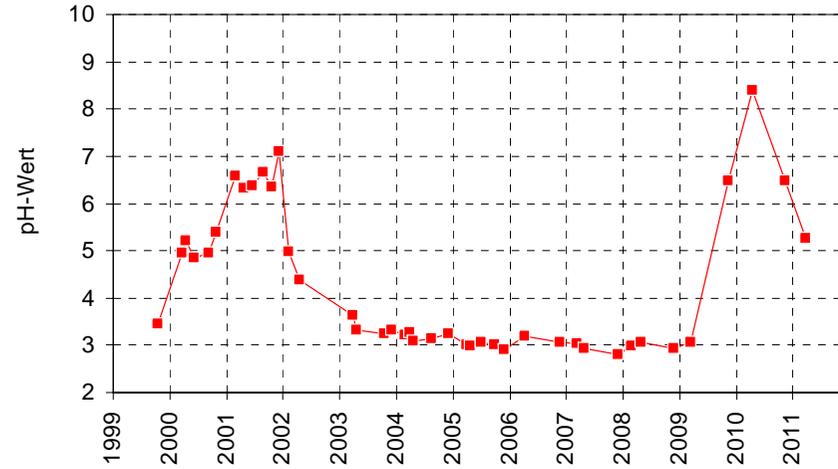
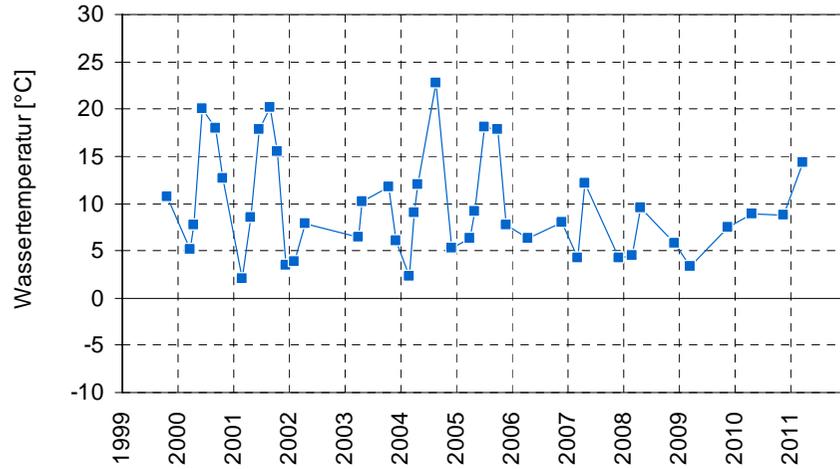
**G 1.221**

**LMBV**

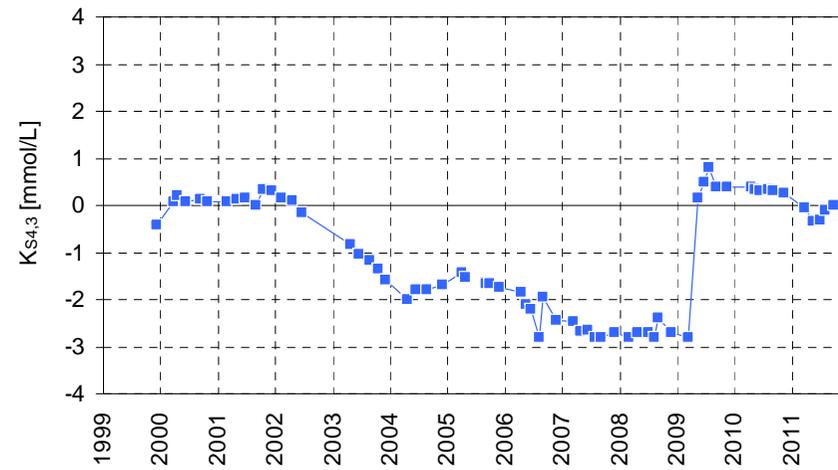
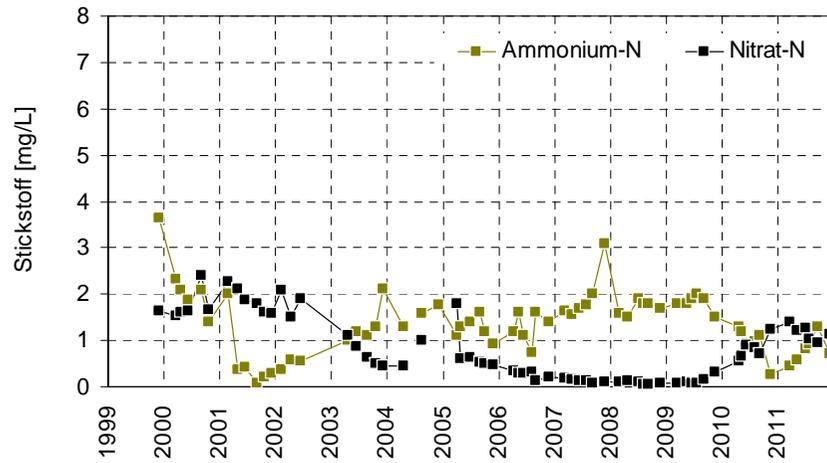
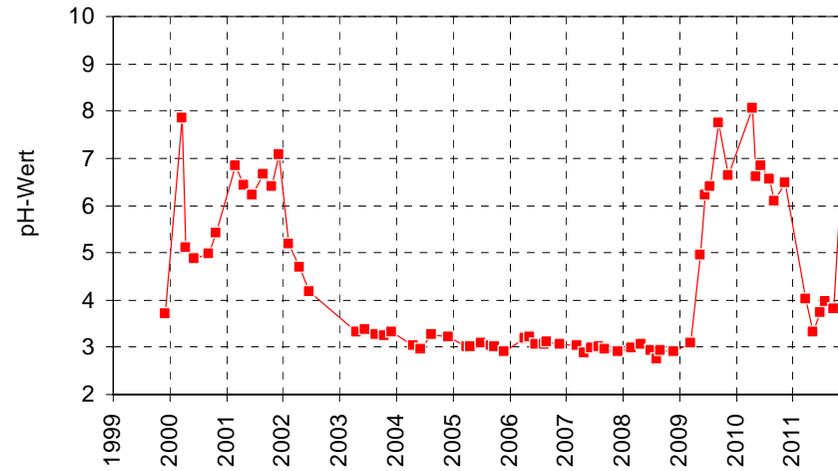
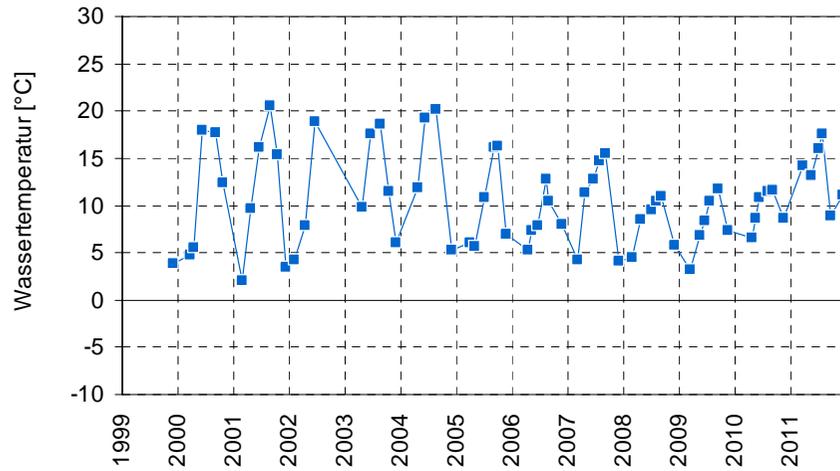
**oberflächennah**



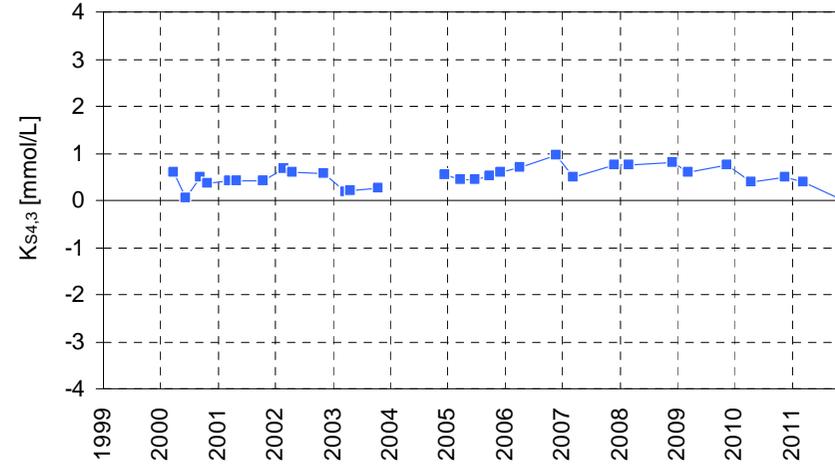
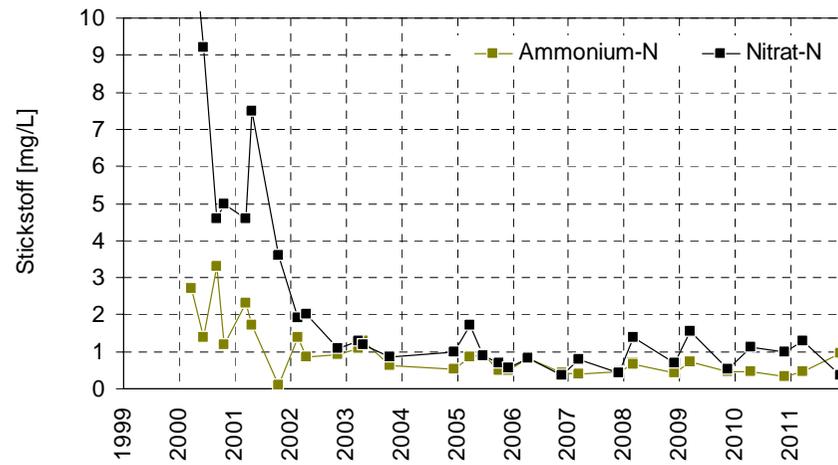
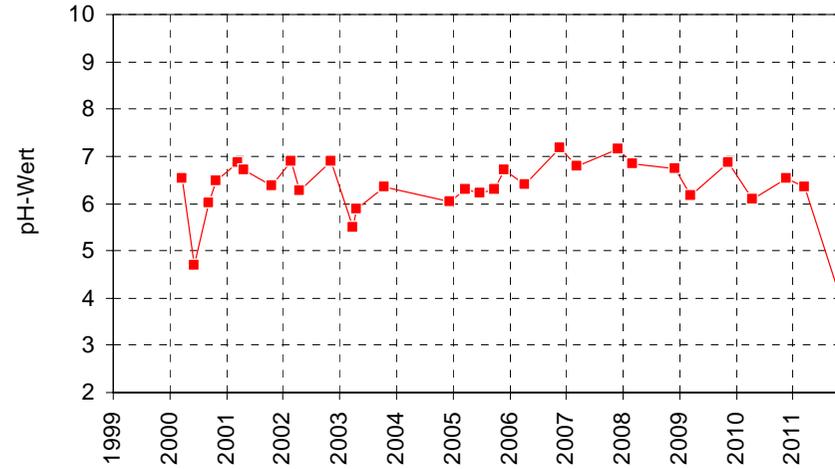
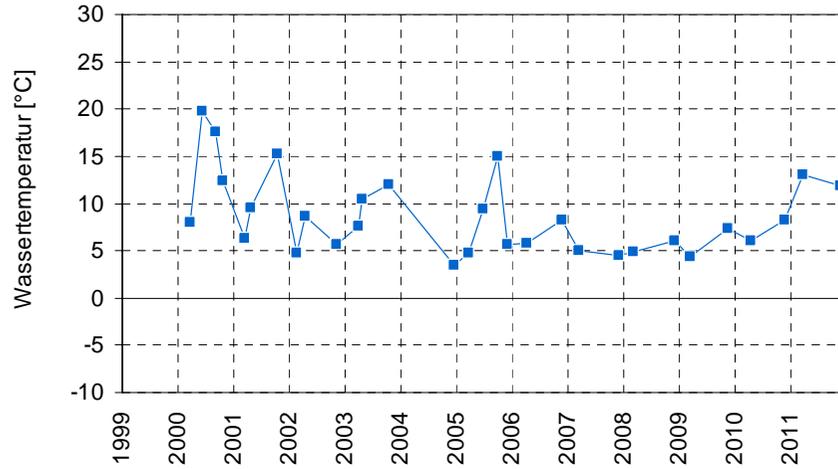
<b>Bernsteinsee</b>	<b>G 1.221</b>	<b>LMBV</b>	<b>Profilmischprobe</b>
---------------------	----------------	-------------	-------------------------



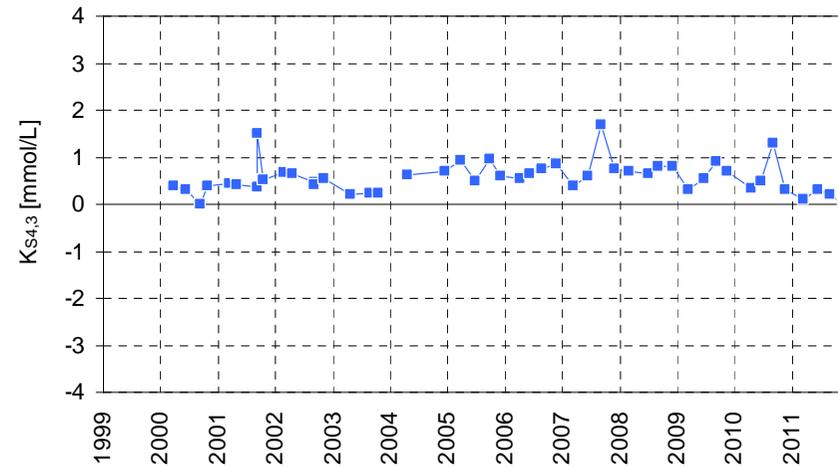
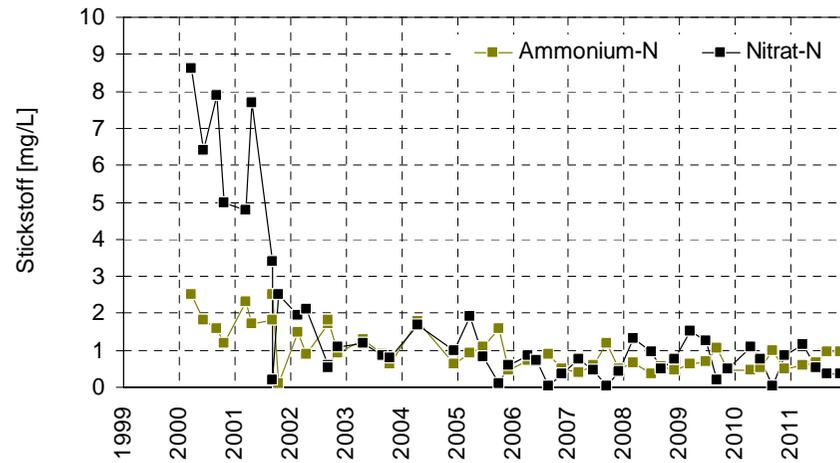
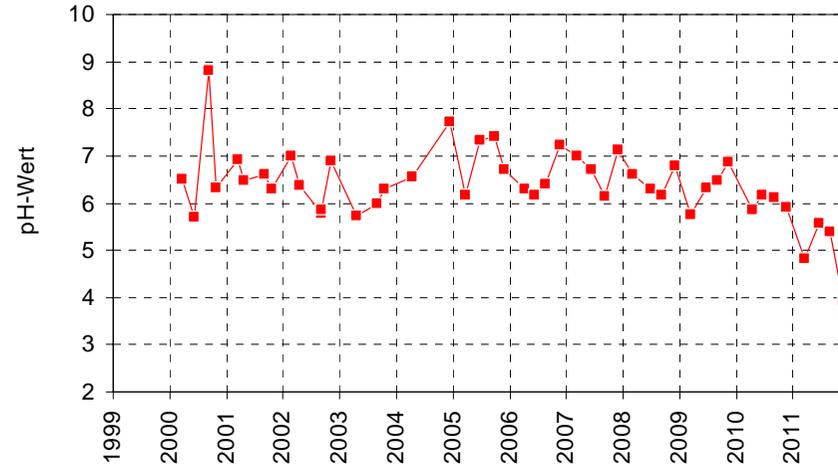
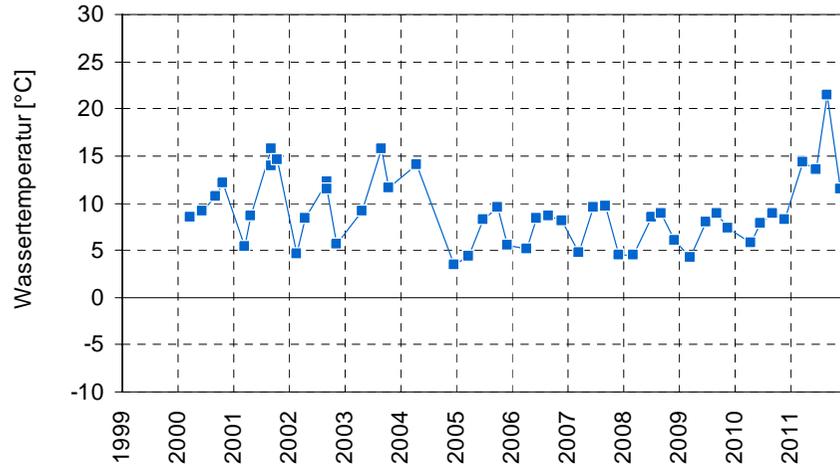
<b>Bernsteinsee</b>	<b>G 1.221</b>	<b>LMBV</b>	<b>grundnah</b>
---------------------	----------------	-------------	-----------------



<b>Erikasee</b>	<b>G 3.091</b>	<b>LMBV</b>	<b>Profilmischprobe</b>
-----------------	----------------	-------------	-------------------------



<b>Erikasee</b>	<b>G 3.091</b>	<b>LMBV</b>	<b>grundnah</b>
-----------------	----------------	-------------	-----------------



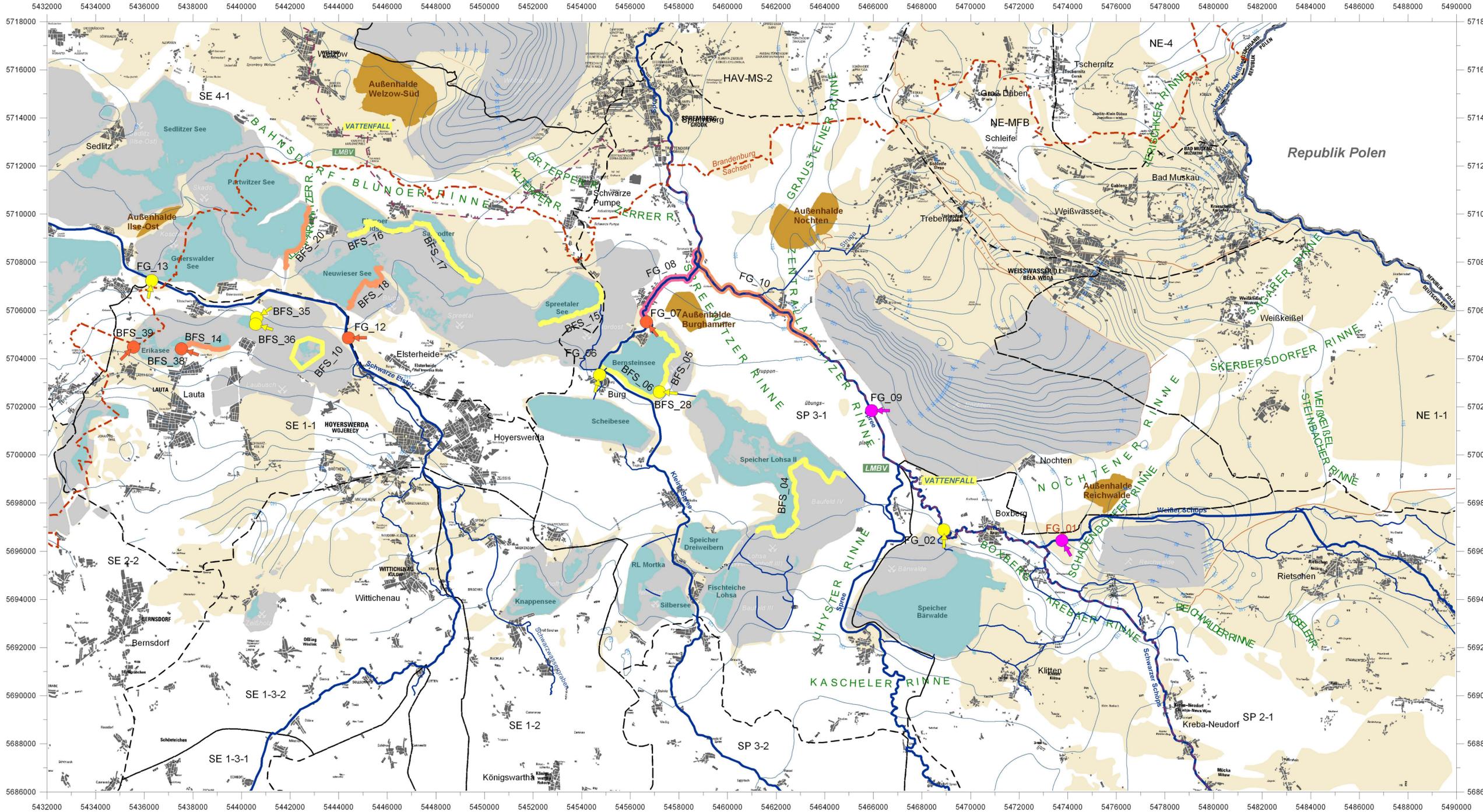
*Für das Sächsische Landesamt  
für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie*

## **Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen**

**Abschlussbericht August 2012**

# **Anlage 4**

Verortung der Gefahrenpotentiale



- Legende**
- Staatsgrenze
  - - - Landesgrenze Sachsen / Brandenburg
  - - - Linie der wasserwirtschaftlichen Verantwortung Vattenfall Europe Mining AG / Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
  - Verbreitung 2. Lausitzer Flözhorizont
  - Störungen
  - Landinanspruchnahme Bergbau
  - Außenhalde
  - Tagebauee
  - Fließgewässer
  - Grundwassergleichen in mNN
  - Grundwasserkörper
  - Gefahrenpotential Punktquelle
    - sehr hoch
    - hoch
    - mittel
  - Gefahrenpotential diffuser Stoffeintrag
    - sehr hoch
    - hoch
    - mittel

FG\_01 Beeinflussung der Fließgewässerkörper  
 BSF\_01 Beeinflussung der Seewasserkörper

**Kartengrundlagen:**  
 Topographische Karte 1:50.000  
 Blatt - Nr.: L4550, L4552, L4554, 4750, 4752, 4754  
 Lage: Deutsches Hauptdreiecksnetz (Gauß - Krüger / Bessel - Ellipsoid)  
**Herausgeber:**  
 Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie  
 Geobasisdaten © 2012, Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN)

Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann  
 Lungkwitzter Straße 12 - 01259 Dresden  
 Telefon: 0351 / 27 09 854  
 E-Mail: info@iwb-dresden.de

Projekt: **Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgesen**

bearb.:	02/2012	Lindig	Anlage:	Anlage 4	Blatt:	1
gez.:	02/2012	Lindig	Zeichnung:			
gesp.:	02/2012	Uhlmann				

Maßstab: 1 : 100.000  
 Karte der Gefahrenpotentiale