

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 200 24 226
UBA-FB 000322



**Leitbildorientierte
physikalisch-chemische
Gewässerbewertung –
Referenzbedingungen und
Qualitätsziele**

von

Dipl.-Geol. Petra Schneider (Hydroisotop-Piewak GmbH)
Dr. Peter L. Neitzel (Hydroisotop-Piewak GmbH)
Dipl.-Geol. Martin Schaffrath (Hydroisotop-Piewak GmbH)
Dr. Helmut Schlumprecht (Büro für Ökologische Studien)

Hydroisotop-Piewak GmbH
Oberfrohnauer Str. 84
D-09117 Chemnitz

Büro für Ökologische Studien
Alexanderstr. 5
D-95444 Bayreuth

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei

Vorauszahlung von 10,00 €

durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Ahornstraße 1-2,
10787 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und
Vollständigkeit der Angaben sowie für
die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 3.4
Dipl.-Ing. Katrin Blondzik

Berlin, März 2003

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer: UBA-FB-000322	2. Berichtszeitraum Mai 2000 bis März 2002	3.
3. Titel des Berichts Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung – Referenzbedingungen und Qualitätsziele		
4. Autoren Dipl.-Geol. Petra Schneider Dr. Peter L. Neitzel Dipl.-Geol. Martin Schaffrath Dr. Helmut Schlumprecht		8. Abschlußdatum 31.03.2002
6. Durchführende Institution(en), Projektleiter Hydroisotop-Piewak GmbH Büro für Ökologische Studien Oberfrohnauer Str. 84 Alexanderstr. 5 D-09117 Chemnitz D-95444 Bayreuth Projektleiterin: Dipl.-Geol. Petra Schneider		9. Veröffentlichungsdatum 10.UFOPLAN-Nr. FKZ 200 24 226
7. Fördernde Institution(en) Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, D-14193 Berlin		11. Seitenzahl 195
15. Zusätzliche Angaben Weitere Bearbeiter:		12. Literaturangaben 218
		13. Tabellen 56
		14. Abbildungen 13
		15. Anlagen 2
16. Kurzfassung Ziel des Projektes war die Schaffung einer Datenbasis für die geogen bedingten Stoffkonzentrationen in deutschen Oberflächengewässern. Wie die Ergebnisse der statistischen Auswertung der Analysenergebnisse der Referenzgewässer zeigen, ist eine Zusammenfassung der Gewässerlandschaften Deutschlands zu folgenden Landschaften möglich: Moore und Moorauen, salinare Landschaften, karbonatisch-dolomitische Landschaften, sandig-tonige Landschaften, silikatische Landschaften, metallogene Landschaften. Die vorhandene Datenlage der ausgewerteten Gewässerlandschaften lässt eine Bewertung hinsichtlich der Plausibilität der Zielvorgaben der LAWA zu. Es wird aber deutlich, dass auf Grund der ubiquitären anthropogenen Belastung die Ableitung von Referenzbedingungen für einige Kenngrößen derzeit nicht möglich ist.		
17. Schlagwörter, Deskriptoren chemisch-physikalische Gewässerbewertung, geogener Hintergrund, Gewässertypisierung,		
18. Preis	19.	20.

report-status

1. report number and status: UBA-FB-000322	2. report time may 2000 to march 2002	3.
3. report title Physico-chemical Surface Water Assessment – Reference Status and Quality Aims		
4. authors Dipl.-Geol. Petra Schneider Dr. Peter L. Neitzel Dipl.-Geol. Martin Schaffrath Dr. Helmut Schlumprecht		8. final date 31.03.2002
6. institution(s), leader Hydroisotop-Piewak GmbH Büro für Ökologische Studien Oberfrohnauer Str. 84 Alexanderstr. 5 D-09117 Chemnitz D-95444 Bayreuth leader: Dipl.-Geol. Petra Schneider		9. date of publishing
7. commissioning institution(s) Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, D-14193 Berlin		10. UFOPLAN-No. FKZ 200 24 226
15. attachments other contributors:		11. pages 195
		12. references 218
		13. tables 56
		14. pictures 13
		15. enclosure 2
16. short summary Aim of the study was the elaboration of a physico-chemical data base for the assessment of the natural background of the surface water bodies in Germany. This data base was used to define the reference status of the surface waters in Germany. The results of the statistical analysis of 3.500 data sets show, that water body types can be summarised: bogs and bog riverside meadows, saliniferous type, carbonatic-dolomitic type, sandy-clayey type, silicatic type and metallogenic type. The representative data base allows an assessment of the plausibility of the environmental quality targets of LAWA. It was not possible to assess the natural background of the surface water bodies for same parameters because of the ubiquitously pressures.		
17. key words, descriptors physico-chemical surface water assessment, natural background, water body classification,		
18. costs	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	13
1. Einleitung und Veranlassung	15
2. Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG)	17
3. Generelle Vorgehensweise bei der Bearbeitung des Forschungsvorhabens	21
3.1 Allgemeines	21
3.2 Wissenschaftliche Grundlagen	21
3.2.1 Geogene Charakteristika der Stoffhaushalte von Oberflächen- gewässern und ihrer Einzugsgebiete (Hauptinhaltsstoffe und Spurenmetalle)	22
3.2.2 Einflussfaktoren auf die Ermittlung geogener Hintergrundwerte	23
3.3 Auswahl geeigneter Referenzgewässer	25
3.3.1 Nutzung von ökologischen Informationen	25
3.3.2 Beurteilungsverfahren der Gewässerqualität - generelle Ansätze	26
3.3.3 Anwendung chemisch-physikalischer Kriterien	27
3.3.4 Verteilung der Messpunkte der Fließ- und Standgewässer	27
3.3.5 Datenprüfung und -bewertung	27
3.4 Modellgeleitete Analogieschlüsse	32
4. Zusammenstellung der Datenbasis - Übersicht der zu berücksichtigenden Fließgewässerlandschaften	33
5. Chemisch-physikalische Güteklassifizierung	36
5.1 Zusammenfassende Darstellung umweltprägender Eigenschaften von Wasserinhaltsstoffen auf die Lebensbedingungen von Organismen - Übersichtseinteilung der Wirkungen der Elemente und Verbindungen	36
5.2 Einfluss von Art und Konzentration bestimmter Wasserinhaltsstoffe auf die Existenzbedingungen von aquatischen Lebensgemeinschaften	37
5.3 Hintergrundbereiche nach SCHUDOMA et al. (1994) und LAWA-Ziel- vorgaben (1998)	39
6. Ableitung von Referenzbedingungen für Fließ- und Standgewässer - Daten aus der Literatur und Projektergebnisse	41
6.1 Summen-, Leit- und Wirkparameter	41
6.1.1 Wassertemperatur	41
6.1.2 pH-Wert	41
6.1.3 Gehalt an gelöstem Sauerstoff im Wasser	43
6.1.4 Spezifische elektrische Leitfähigkeit	43
6.1.5 Sichttiefe	45
6.1.6 Abfiltrierbare Stoffe	46

6.1.7	Gelöster Organisch-gebundener Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon - DOC) und Organisch-gebundener Gesamtkohlenstoff (Total Organic Carbon - TOC)	46
6.1.8	Chemischer Sauerstoffbedarf	48
6.1.9	Biologischer Sauerstoffbedarf	49
6.1.10	Spontane Sauerstoffzehrung in fünf Tagen	50
6.2	Hauptan- und Kationen	50
6.2.1	Einleitung	50
6.2.2	Chlorid	50
6.2.3	Sulfat	51
6.2.4	Hydrogencarbonat	53
6.2.5	Natrium	53
6.2.6	Kalium	55
6.2.7	Calcium	55
6.2.8	Magnesium	57
6.3	Nährstoffe	59
6.3.1	Gesamt-Stickstoff	59
6.3.2	Nitrat-Stickstoff (NO_3^- -N)	60
6.3.3	Nitrit-Stickstoff	62
6.3.4	Ammonium-Stickstoff	64
6.3.5	Gesamt-Phosphor	65
6.3.6	Orthophosphat-Phosphor	68
6.4	Schwermetalle, Arsen und Kupfer	70
6.4.1	Arsen	70
6.4.2	Blei	72
6.4.3	Cadmium	74
6.4.4	Chrom	78
6.4.5	Kobalt	80
6.4.6	Kupfer	81
6.4.7	Nickel	83
6.4.8	Quecksilber	86
6.4.9	Zink	89
6.5	Anionen mit Spurencharakter	91
6.5.1	Fluorid	91
6.5.2	Bromid	92
6.5.3	Cyanid	93
6.5.4	Sulfid	94
6.5.5	Borat (Bor/Borsäure)	95
6.6	Übrige Metalle/Metalloide	96
6.6.1	Aluminium	96
6.6.2	Antimon	97
6.6.3	Barium	98
6.6.4	Beryllium	99
6.6.5	Cäsium	100
6.6.6	Cer	101

6.6.7 Eisen	102
6.6.8 Mangan	103
6.6.9 Molybdän	105
6.6.10 Silber	106
6.6.11 Thallium	107
6.6.12 Titan	107
6.6.13 Uran	108
6.6.14 Vanadium	111
6.6.15 Wismut	112
6.6.16 Zinn	113
6.7 Ausweisung der Datendefizite und Ableitung des Untersuchungsbedarfs	114
6.8 Zusammenfassung von Fließgewässerlandschaften	116
6.9 Ermittlung des potenziell natürlichen chemisch-physikalischen Zustands von Gewässereinzugsgebieten mit verschiedenen Fließgewässerlandschaftstypen und/oder anthropogenen Einflüssen	122
6.10 Ergebnisse der zusammengefassten Gewässerlandschaften	130
7. Zusammenfassung	136
Kurzfassung	145
Abstract	147
Quellenverzeichnis	149

Anhang

Anlage 1	Verwendete Messpunkte der Fließ- und Standgewässer für die Ermittlung der gewässertypischen Referenzbedingungen
Anlage 2	Hintergrundwerte in Bächen [aus: GEOCHEMISCHER ATLAS BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1985) - Wasserphase (Werte in µg/l)]

Verzeichnis der Tabellen und Abbildungen (im Text)

- Tabelle 1: Schwermetallkonzentrationen ($\mu\text{g/l}$) unbelasteter Gewässer (aus: NORRA et al., 2000, S. 19)
- Tabelle 2: Prozentuales Verhältnis zwischen atmosphärischer Deposition und geogen bedingtem Eintrag von Schwermetallen und Kupfer in die Oberflächengewässer auf der Grundlage von Frachtdaten (nach BÖHM et al. 2000, S. 106)
- Tabelle 3: Abhängigkeit der Schwermetallkonzentrationen in der Wasserphase (Filtrat) einer belasteten Wasserprobe von der Ausschlussgröße der eingesetzten Filtermaterialien (PULS und BARCELONA, 1989, Angaben in mg/l)
- Tabelle 4: Fließgewässerlandschaften - Typisierung nach naturräumlichen und geomorphologischen Gesichtspunkten
- Tabelle 5: Anzahl geeigneter Messstellen für die einzelnen Gewässerlandschaften
- Tabelle 6: Ausgewählte metallorganische Stoffe mit Relevanz in allen Umweltmatrizes
- Tabelle 7: Einfluss der Konzentration der Wasserinhaltsstoffe auf die Existenzbedingungen von aquatischen Lebensgemeinschaften / Fischen im Süßwasser
- Tabelle 8: Ökotoxikologische Kennwerte (Wirkparameter) für ausgewählte Schwermetalle
- Tabelle 9: Zielvorgaben der LAWA für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften"
- Tabelle 10: Vergleich der geogenen Hintergrundkonzentration nach Angaben von SCHUDOMA et al. (1994) bzw. FERGUSON (1990) und der dort zitierten Literatur
- Tabelle 11: Gewässergüteklassifikation der Summen-, Leit- und Wirkkennwerte, zu bewerten nach 90-Perzentilen bzw. 10-Perzentilen im Fall des O_2 -Gehalts (LAWA, 1998)
- Tabelle 12: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für den pH-Wert und die Einordnung der Resultate bezogen auf die Fließgewässerlandschaften
- Tabelle 13: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für den Kennwert eLf und die Einordnung der Resultate bezogen auf die Fließgewässerlandschaften
- Tabelle 14: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte des TOC (90-Perzentil)
- Tabelle 15: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Chlorid (90-Perzentil)
- Tabelle 16: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Sulfat (90-Perzentil)
- Tabelle 17: Statistische Auswertung der Na^+ -Konzentrationen in Fließgewässern (90-Perzentil) - Einteilung nach hydrochemischem Aspekt (keine LAWA-Zielvorgabe vorhanden)
- Tabelle 18: Abhängigkeit der Calcium-Konzentration (90-Perzentil) von den Fließgewässerlandschaften (keine LAWA-Zielvorgaben vorhanden)
- Tabelle 19: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Gesamt-N (Fließgewässer, 90-Perzentil)
- Tabelle 20: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Nitrat-N (Fließgewässer, 90-Perzentil)
- Tabelle 21: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Nitrit-N (Fließgewässer, 90-Perzentil)

- Tabelle 22: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für NH_4^+ -N (Fließgewässer, 90-Perzentil)
- Tabelle 23: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Gesamt-P (Fließgewässer, 90-Perzentil)
- Tabelle 24: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte an Gesamt-P in Standgewässern, zugeordnet nach LAWA-Klassifizierung von 1999 (Mittelwert/90-Perzentil)
- Tabelle 25: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte von o-Phosphat-P (Fließgewässer, 90-Perzentil)
- Tabelle 26: As-Konzentrationen in der Schwebstoff- und in der Wasserphase von Fließgewässern
- Tabelle 27: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Pb in der Schwebstoffphase (Fließgewässer, Mittelwert)
- Tabelle 28: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Blei in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil)
- Tabelle 29: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Cadmium im Schwebstoff (Fließgewässer, Mittelwert)
- Tabelle 30: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Cd in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil)
- Tabelle 31: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Cr im Schwebstoff (Fließgewässer, Mittelwert)
- Tabelle 32: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Chrom in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentilwert)
- Tabelle 33: Co-Konzentrationen in der Schwebstoff- und in der Wasserphase von Fließgewässern
- Tabelle 34: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Cu im Schwebstoff (Fließgewässer, Mittelwert)
- Tabelle 35: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Kupfer in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil)
- Tabelle 36: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Nickel in der Schwebstoffphase (Fließgewässer, Mittelwert)
- Tabelle 37: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Nickel in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil)
- Tabelle 38: Ergebnisse der statistische Bearbeitung der Messwerte für Quecksilber in der Schwebstoffphase (Fließgewässer, Mittelwert)
- Tabelle 39: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Hg in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil)
- Tabelle 40: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Zink in der Schwebstoffphase (Fließgewässer, Mittelwert)
- Tabelle 41: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Zink in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil)

- Tabelle 42: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Al in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil)
- Tabelle 43: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Ba²⁺ in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil)
- Tabelle 44: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Fe in der Wasserphase - Einordnung der Gewässerlandschaften für die Hintergrundbereiche nach WEDEPOHL bzw. MERKEL und SPERLING (Fließgewässer, 50-Perzentil)
- Tabelle 45: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Mn in der Wasserphase - Einordnung der Gewässerlandschaften in Analogie zu den oben genannten Hintergrundbereichen (Fließgewässer, 50-Perzentil)
- Tabelle 46: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Uran in der Wasserphase (Fließgewässer, Mittelwert)
- Tabelle 47: Messstellen für die Berechnung der Abfluss-Konzentrations-Beziehungen
- Tabelle 48: Vergleich der LAWA-Güteklassifikation für Nährstoffe, Salze und Summenkenngrößen mit den berechneten 90-Perzentilen/50-Perzentilen für zusammengefasste Fließgewässerlandschaften (beim Sauerstoff-Gehalt: 10-Perzentil als Minimum)
- Tabelle 49: Schwebstoffgebundene Schwermetalle und Kupfer - Vergleich der Güteklasse I nach LAWA (1998) mit den statistisch bearbeiteten Daten der zusammengefassten Fließgewässerlandschaften (Überwachungswert: 50-Perzentil)
- Tabelle 50: Schwermetalle und Kupfer in der Wasserphase - Vergleich der berechneten 50-Perzentile für Schwermetalle und Kupfer in den zusammengefassten Fließgewässerlandschaften mit den aus den Hintergrundwerten für Schwebstoffkonzentrationen berechneten Hintergrundkonzentrationen Wasser (gesamt) nach LAWA (1998, S. 10, Tab. 3)
- Tabelle 51: Die Kennwerte Gesamt-P und Sichttiefe nach VORLÄUFIGER LAWA-RICHTLINIE (1999) für stehende Gewässer (Wasserphase) im Vergleich zu den statistischen Daten der zusammengefassten Gewässerlandschaften
- Tabelle 52: Abgeleitete Referenzbedingungen und Bewertung hinsichtlich der gegenwärtigen LAWA-Gewässergüteklassifikation (Nährstoffe, Summen-, Leit-, Wirkparameter)
- Tabelle 53: Ableitung von Referenzbedingungen und Ergebnisbewertung nach vorläufiger LAWA-RICHTLINIE für Summen-, Leit- und Wirkparameter in Standgewässern
- Tabelle 54: Ableitung von Referenzbedingungen und Bewertung der Ergebnisse für die schwebstoffgebundene Fraktion der Schwermetalle hinsichtlich der LAWA-Gewässergüteklasse I (1998)
- Tabelle 55: Ableitung von Referenzbedingungen und Bewertung der Ergebnisse für die Fraktion der Schwermetalle in der Wasserphase (unfiltriert) hinsichtlich der Hintergrundkonzentrationen nach LAWA (1998, S. 10), berechnet aus dem Hintergrundwert für Schwebstoffe (Schwebstoffgehalt bezogen auf 25 mg/l)
- Tabelle 56: Vorschläge für Referenzbedingungen und Bewertung der Ergebnisse für Metalle, Metalloide und weitere Schwermetalle in der Wasserphase, für die keine LAWA-Zielvorgabe existiert

Abbildung 1: PIPER-Diagramm der Mittelwerte der untersuchten Fließgewässerlandschaften

Abbildung 2: Nach steigenden pH-Werten geordnete Fließgewässerlandschaften

Abbildung 3: Nach elektrischen Leitfähigkeiten geordnete Fließgewässerlandschaften

Abbildung 4: Korrelationsdiagramm Calcium/Leitfähigkeit der Fließgewässerlandschaften

Abbildung 5: Korrelationsdiagramm Calcium/Sulfat der Fließgewässerlandschaften

Abbildung 6: Korrelationsdiagramm Aluminium/pH-Wert der Fließgewässerlandschaften

Abbildung 7: Korrelationsdiagramm Zink/pH-Wert der Fließgewässerlandschaften

Abbildung 8: Gewässerlandschaften Deutschlands, aggregiert nach chemisch-physikalischen Merkmalen (Maßstab 1 : 4.000.000)

Abbildung 9: Beispiel zur Abfluss-Konzentrations-Beziehung nach HELLMANN (1999, Abb. 2.52) für gelöstes Chrom 1974 im Rhein bei Koblenz.

Abbildung 10: Beispiel zur linearisierten Abfluss-Konzentrations-Beziehung.

Term $a = 0,2557 \mu\text{g/l}$

Abbildung 11: Widersprüchliche Abfluss-Konzentrations-Beziehungen zum theoretischen Modell bei einem Gewässer.

Abbildung 12: Widersprüchliche Abfluss-Konzentrations-Beziehungen zum theoretischen Modell beim gleichen Stoff.

Abbildung 13: Nicht signifikante Abfluss-Konzentrations-Beziehungen am Beispiel Fintau

Vorwort

Auf EU-Ebene wird mit der neuen EG-Wasserrahmenrichtlinie ein guter chemischer und ökologischer Zustand aller Oberflächengewässer angestrebt. Der chemische Zustand wird anhand EU-weit gültiger Umweltqualitätsnormen für etwa 30 prioritäre Stoffe beurteilt. Der ökologische Zustand wird über eine Klassifikation bewertet. Bezugspunkt der Klassifikation sind dabei die gewässertypspezifischen Referenzbedingungen, die der sehr guten Gewässerqualität entsprechen und einen anthropogen weitgehend unbeeinflussten Gewässerzustand charakterisieren sollen. Die Gewässertypen sollen die unterschiedlichen naturraumtypischen Lebensgemeinschaften z.B. im Hoch-, Mittelgebirge oder Flachland reflektieren. Als erster Schritt zur Typisierung der Oberflächengewässer wurden Landschaftsräume, die weitgehend gleiche geologische (Substrat) und geomorphologische (Relief) Merkmale aufweisen, in der Karte der Gewässerlandschaften zusammengefasst und beschrieben. Diese Karte ist in mehreren biologischen Forschungsvorhaben und in dieser Studie Grundlage für die Zuordnung der Messstellen und der Bestimmung der Referenzbedingungen. Die Standorte, die die Referenzbedingungen in den einzelnen Gewässertypen repräsentieren, sind nach hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Merkmalen auszuwählen und anschließend über biologische Merkmale zu charakterisieren.

Mit der vorliegenden Studie werden die gewässertypspezifischen Referenzbedingungen für chemisch-physikalische Kenngrößen (Summen- und Leitparameter, Nährstoffe, Schwermetalle, weitere Metalle und Metalloide) in deutschen Fließgewässern und Seen dokumentiert. Die natürlichen Hintergrundwerte wurden auf der Grundlage von Literaturrecherchen, modellgeleiteten Analogieschlüssen, Expertenbefragungen und der Auswertung von Messdaten zusammengestellt. Vorliegende Qualitätsziele für die physikalisch-chemischen Kenngrößen wurden anhand der ermittelten gewässertypspezifischen Referenzbedingungen auf Plausibilität geprüft. Die Qualitätsziele müssen gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie gewährleisten, dass die Funktionalität der aquatischen Ökosysteme nicht beeinträchtigt wird.

Der Forschungsbericht gibt eine erste Einschätzung der gewässertypspezifischen chemisch-physikalischen Referenzbedingungen in deutschen Oberflächengewässern. Es wird aber auch deutlich, dass auf Grund der ubiquitären anthropogenen Belastung (Einträge durch Staub und Niederschlag, „saurer Regen“, Grundwasserbelastung) die Ableitung von Referenzbedingungen für einige Kenngrößen schwierig ist.

Die dokumentierten Daten können im Sinne eines „Steinbruchs“ als erster Anhaltspunkt bei der Ausweisung von Referenzmessstellen dienen. Dies sollte jedoch nur unter Beachtung der in der Studie aufgeführten Randbedingungen der Datenerhebung erfolgen.

Katrin Blondzik

1. Einleitung und Veranlassung

“Die Süßwasserressourcen sind ein essenzieller Bestandteil der Hydrosphäre und ein unverzichtbarer Teil aller Ökosysteme der Erde. Der Wasserhaushalt wird durch den Wasserkreislauf geprägt, worin auch Hochwasser und Trockenzeiten eingeschlossen sind.“

Dieses Zitat aus dem Agenda-21-Bericht (UNO, 1992) macht deutlich, wie wichtig eine integrierte und grenzüberschreitende Betrachtung sowie der Schutz von Flüssen und Seen heute geworden sind. Seit dem Ende der achtziger Jahre gab es auf der Ebene der Europäischen Union Bemühungen, eine gemeinschaftlich akzeptierte, **ökologisch orientierte Gewässerschutzrichtlinie** zu verabschieden und danach in den Mitgliedsstaaten umzusetzen. Beweggründe dafür sind u.a. “die wachsende Nachfrage nach Wasser in ausreichender Menge und angemessener Güte in allen Anwendungsbereichen“ (EG-Wasserrahmenrichtlinie, 2000, S. 1). Neben dem Grundwasser kommt dabei vor allem den Oberflächengewässern eine zentrale Bedeutung zu, zumal einige von diesen grenzüberschreitend verlaufen.

Die Realisierung einer derart komplexen Aufgabenstellung setzt die Analyse des Ist-Zustands der Oberflächengewässer hinsichtlich ihrer Morphologie, den physikalisch-chemischen Kennwerten sowie biologischen Parametern und die Formulierung EU-weit akzeptierter Zielstellungen auf der Grundlage entsprechenden Referenzbedingungen und Maßnahmen zur Erreichung (oder mindestens Annäherung) dieser bzw. verbindlicher Qualitätszustände innerhalb eines verbindlichen Zeitrahmens voraus.

Beginnend in den siebziger Jahren hat die EU schrittweise gemeinsame Regelungen zum Schutz der aquatischen Umwelt ausgehend von einem Immissionsansatz (z.B. Richtlinie über Oberflächengewässer zur Trinkwassergewinnung, Richtlinie über Fisch- und Muschelgewässer) bzw. Emissionsansatz (z.B. Richtlinie zur Behandlung von kommunalem Abwasser) geschaffen. Nachdem sich die Kritik an den einzelnen Gewässerschutzrichtlinien verstärkt hatte, forderten schließlich der EU-Ministerrat und der Umweltausschuss des Europäischen Parlaments im Jahr 1995 eine grundlegende Überprüfung und Erneuerung der Gewässerschutzpolitik.

Nach mehrjährigen Vorarbeiten und Abstimmungen zwischen den Mitgliedsstaaten wurde im Oktober 2000 vom Europäischen Parlament und dem Rat der Europäischen Union die 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 (EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE) verabschiedet. Damit haben sich die Mitgliedsstaaten der EU verbindlich die Aufgabe gestellt, eine integrierte Wasserpolitik in der Gemeinschaft zu entwickeln und in der Praxis umzusetzen. Die Richtlinie zielt auf den Schutz und die Verbesserung des Zustands oberirdischer aquatischer Ökosysteme und des Grundwassers sowie auf eine nachhaltige Nutzung der Wasserressourcen ab. Die Richtlinie soll einen Beitrag zum Schutz der Fließ- und Meeresgewässer u. a. durch Reduzierung der Gewässerverschmutzung mit gefährlichen Stoffen erbringen (s. a. FUHRMANN, 2000).

In der RICHTLINIE 2000/60/EG (EG-WRRL) Anhänge II und V, werden die Oberflächengewässer in Flüsse, Seen, Übergangsgewässer, Küstengewässer sowie künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper unterteilt. Zur Charakterisierung des Zustands dieser Gewässer wurden folgende Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands fixiert:

- biologische Komponenten (Primärkomponenten)
- hydromorphologische Komponenten zur Unterstützung der biologischen Komponenten
- chemische und physikalisch-chemische Komponenten zur Unterstützung der biologischen Komponenten
- spezifische Schadstoffe.

Zur Bewertung des Ist-Zustands in der Bundesrepublik Deutschland sowie für die Festlegung von Referenzbedingungen und Qualitätszielen wurde vom Umweltbundesamt (UBA) im Rahmen des Umweltforschungsplans 2000 die Thematik "Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung - Referenzbedingungen und Qualitätsziele" initiiert. Diese wurde von Mai 2000 bis Dezember 2001 als F&E-Vorhaben von der Fa. Hydroisotop-Piewak GmbH und vom Büro für Ökologische Studien in Chemnitz bearbeitet.

Ziel des Vorhabens war es, vor dem Hintergrund der vorliegenden EG-WRRL eine Dokumentation für chemisch-physikalische Kenngrößen zu erstellen, die als Schwerpunkt die gewässertypischen Referenzbedingungen (natürliche, geogen bedingte Hintergrundwerte) in deutschen Oberflächengewässern beinhaltet. Für Flüsse und Seen, die in mindestens 20 Gewässertypen zu differenzieren waren, sollten die Referenzwerte vorrangig auf der Grundlage von Literaturrecherchen und ersatzweise durch modellgeleitete Analogieschlüsse zusammengestellt werden. Es sollten nur Gebiete einbezogen werden, die weitgehend naturbelassen sind, d.h. deren Gewässerqualität die Referenzbedingungen unmittelbar widerspiegelt.

Die ermittelten Daten sollten statistisch aufbereitet werden, um die Variabilität der geogenen Hintergrundwerte in Abhängigkeit von den geologischen Bedingungen beschreiben zu können. Zugleich sollte geprüft werden, ob und wenn ja welche Gewässerlandschaften vergleichbare Kenngrößen aufweisen und daher zusammengefasst werden können. Auf der Grundlage der so ermittelten Datensätze für die Einzelkenngrößen sollten die vorliegenden Qualitätsziele hinsichtlich der physikalisch-chemischen Parameter geprüft werden. Gegebenenfalls sollten abweichende Qualitätszielvorschläge unterbreitet werden.

2. Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG)

Bereits im gemeinsamen Standpunkt des RATES DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (EG) NR. 41/1999 wurde festgestellt: "Die Nachfrage nach Wasser in ausreichender Menge und angemessener Güte steigt permanent in allen Anwendungsbereichen; dies bringt die Gewässer der Gemeinschaft unter wachsenden Druck. ... Es ist erforderlich, eine integrierte Wasserpolitik der Gemeinschaft zu entwickeln. ... Ziele der vorliegenden Richtlinie sind die Erhaltung und die Verbesserung der aquatischen Umwelt in der Gemeinschaft, wobei der Schwerpunkt auf der Güte der betreffenden Gewässer liegt. ... Es werden allgemeine Grundsätze benötigt, um Maßnahmen der Mitgliedsstaaten zur Verbesserung des Gewässerschutzes in der Gemeinschaft hinsichtlich der Wassermenge und -güte zu koordinieren. ... Das Ziel des guten Gewässerzustands sollte für jedes Einzugsgebiet verfolgt werden."

Am 30.06.2000 haben sich die Vertreter des Europäischen Parlaments und EU-Ministerrates im Vermittlungsausschuss auf eine Wasserrahmenrichtlinie geeinigt. IRMER (2000) fasste die bis Ende 1999 existierende Sachlage wie folgt zusammen: "Auf EU-Ebene wird mit der im Entwurf vorliegenden EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) ein guter Zustand aller Oberflächengewässer angestrebt. Damit soll ein harmonisiertes europäisches Wasserrecht für den Schutz der Gewässer im Hinblick auf Güte und Menge, letztere betrifft nur das Grundwasser, geschaffen werden." Mit der Veröffentlichung im Amtsblatt der EU ist die EG-Wasserrahmenrichtlinie am 22.12.2000 in Kraft getreten. Als erste Stufe ihrer Realisierung hat innerhalb von drei Jahren die Umsetzung in nationales Recht zu erfolgen. Nach sechs Jahren müssen die EU-weit harmonisierten Mess- und Überwachungsprogramme anwendungsbereit sein, nach neun Jahren die nationalen Bewirtschaftungs- und Maßnahmenprogramme vorliegen.

Im Zeitraum von 15 Jahren nach Inkrafttreten der RICHTLINIE 2000/60/EG sind alle Einflüsse, die zur Verschlechterung des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer führen können, zu beseitigen und die Gewässer so zu sanieren, dass sie nach dieser Zeitspanne mindestens den "guten ökologischen Zustand" im Rahmen der Richtlinie erreicht haben. Alle Mitgliedsstaaten haben dafür Sorge zu tragen, dass Programme zur Überwachung des Zustands der Gewässer aufgestellt, koordiniert und realisiert werden.

Dazu sind eine detaillierte Charakterisierung der Oberflächengewässer und eine Einschätzung der aktuellen Gewässerqualität notwendig. Für die Einstufung des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer (Flüsse, Seen, künstliche und erheblich veränderte Oberflächengewässer, Übergangsgewässer, Küstengewässer) werden zusätzlich zu den in Kapitel 1 aufgelisteten Qualitätskomponenten die spezifischen Schadstoffe [siehe: "Entscheidung Nr. 2455/2001/EG zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG" (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 2001)] herangezogen.

Die Charakterisierung der Oberflächengewässer erfolgt dabei in folgenden Schritten:

- Ausweisung der Gewässer
- Gewässertypisierung
- Festlegung von Referenzbedingungen.

Die wesentlichen Bezugspunkte im Teil Ökologie sind nach der Richtlinie 2000/60/EG die Referenzbedingungen, die der sehr guten Wasserqualität entsprechen und einen anthropogen weitgehend unbeeinflussten Gewässerzustand charakterisieren sollen.

“Standorte, die die einzelnen Gewässertypen repräsentieren, sind nach hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Merkmalen auszuwählen und anschließend über biologische Merkmale zu charakterisieren (IRMER, 2000).“

Die Ausweisung der Oberflächengewässer erfolgt im Anwendungsbereich der RICHTLINIE 2000/60/EG nach den Kategorien **Flüsse** (Einzugsgebiete $\geq 10 \text{ km}^2$), **Seen** (Oberfläche $\geq 0,5 \text{ km}^2$), **Übergangsgewässer** (Regionen nach Karte B in Anhang XI: Ostsee, Barentssee, Norwegische See, Nordsee, Nordatlantik, Mittelmeer) und **Küstengewässer** (Regionen nach Karte B in Anhang XI: Ostsee, Barentssee, Norwegische See, Nordsee, Nordatlantik, Mittelmeer). In der Anlage II der RICHTLINIE 2000/60/EG ist hinsichtlich der Festlegung der typspezifischen Referenzbedingungen für Arten von Oberflächenwasserkörpern folgendes ausgeführt:

- i) “Für jeden der beschriebenen Oberflächenwasserkörper sind typspezifische hydromorphologische und physikalisch-chemische Bedingungen festzulegen, die den hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten entsprechen, die ... für diesen Typ von Oberflächenwasserkörper für den sehr guten ökologischen Zustand ... angegeben sind.“
- ii) “Bei Anwendung der in diesem Abschnitt beschriebenen Verfahren auf erheblich veränderte oder künstliche Oberflächenwasserkörper sind Bezugnahmen auf den sehr guten ökologischen Zustand als Bezugnahmen auf das höchste ökologische Potential zu verstehen.“

Zur Einstufung des Referenzzustands von Flüssen, Seen sowie Übergangs- und Küstengewässern wurden allgemeine Begriffsbestimmungen vorgenommen und für die biologischen, hydromorphologischen sowie physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten spezifiziert.

Ein entscheidender Zugang für die Festlegung von ökologisch orientierten Qualitätszielen ist damit die Bestimmung der Referenzbedingungen in den einzelnen Gewässerlandschaften. Die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland waren im Rahmen des Vorhabens nach mindestens 20 Gewässerlandschaften zu differenzieren (bei Seen zusätzlich nach Trophiezustand).

“Der **Referenzzustand** für natürliche Gewässer wird allgemein mit dem besten Zustand, der sehr guten Gewässerqualität, gleichgesetzt (weitgehend natürlicher Zustand ohne anthropogene Beeinflussung). Dies bedeutet, dass der Zustand als Beurteilungsmaßstab gewählt wird,

der sich in Zukunft ohne jegliche anthropogene Einwirkung einstellen würde. Referenzgewässer werden nach chemischen und hydromorphologischen Merkmalen ausgewählt, dann allerdings noch durch biologische Kenngrößen zahlenmäßig konkretisiert“ (IRMER, 2000, S. 9; s.a. RECHENBERG, MARKARD und IRMER, 2000).

Das **Leitbild** wird definiert durch den potenziell natürlichen Zustand (LAWA). Es beschreibt selbst kein konkretes Sanierungsziel, sondern dient als Bezugsgrundlage (Referenz) für die Bewertung eines Gewässers. Das Leitbild ist nicht zu verwechseln mit **Umweltqualitätszielen** (sachlich, räumlich und zeitlich definierte Qualitäten von Kennwerten, Potenzialen, Funktionen oder Ressourcen, die konkret erreicht werden sollen; s. EG-WRRL, Artikel 4) oder **Umweltqualitätsnormen** (konkrete, in der Regel quantifizierte, d. h. auf genormte Messvorschriften bezogene Angaben zur gewünschten Umweltqualität; s. EG-WRRL, Artikel 2, Punkt 35).

Die RICHTLINIE 2000/60/EG gibt für die Einstufung des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer biologische, morphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten vor. Diese werden jeweils für die Zustände “sehr gut“, “gut“ und “mäßig“ konkret benannt. Für den Fall der Flüsse bedeutet für die physikalisch-chemische Qualitätskomponente ein **sehr guter Zustand**:

Die Werte für die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind. Die Nährstoffe bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist. Salzgehalt, pH-Wert, Säureneutralisierungsvermögen und Temperatur zeigen keine Anzeichen anthropogener Störungen und bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist. Die Konzentrationen (spezifischer nichtsynthetischer Schadstoffe wie z. B. Schwermetalle) bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist [Hintergrundwerte = bgl (background level)].

Ein **guter Zustand** liegt vor, wenn der Level der Kennwerte die Funktionsfähigkeit des typenspezifischen Ökosystems gewährleistet und die Einhaltung der biologischen Qualitätskomponenten gesichert ist. Die Konzentrationen (spezifischer nichtsynthetischer Schadstoffe) sind nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 festgelegt werden [Umweltqualitätsstandards (eqs: environmental quality standards) für spezifische Schadstoffe].

In der Richtlinie 2000/60/EG wird unter dem **Hintergrundwert** [identisch mit background level (bgl)] die Stoffkonzentration verstanden, die normalerweise bei vollständiger Abwesenheit störender Einflüsse feststellbar ist (RICHTLINIE 2000/60/EG, ANHANG V, S. 41). Es ist allerdings eine Tatsache, dass für den Hintergrundwert in Artikel 2 (Begriffsbestimmungen) der EG-WRRL keine konkrete Definition angegeben worden ist.

In der Dokumentation der LAWA wird dazu ausgeführt: “Für in der Natur vorkommende Stoffe wie Schwermetalle erhält die Güteklasse I den **geogenen Hintergrundwert** und die Güteklasse II den Wert der **Zielvorgabe** für das betrachtete Schutzgut als Obergrenze“

(LAWA, 1998, S. 24). Eine analoge Zuordnung wurde dort auch für die Nährstoffe, Salze und Summenkenngößen getroffen.

Den Begriff **potenziell natürlicher Zustand** eines Gewässers definiert die LAWA als den Zustand, der sich unter den aktuell gegebenen Bedingungen nach Wegfall aller anthropogenen Einflüsse einstellen würde.

Unter einer **Gewässerlandschaft** versteht man einen Landschaftsraum, der in Bezug auf die gewässerprägenden geologischen und geomorphologischen Bildungen als weitgehend homogen zu bezeichnen ist. Dieser kann jedoch in Abhängigkeit von den Böden, der Hydrologie oder der Lage im Längsverlauf eines Gewässers mehrere **Gewässertypen** enthalten, d.h. diese können innerhalb einer Gewässerlandschaft kleinräumig wechseln. Die Festlegung der Gewässertypen erfolgt in der Regel auf der Grundlage einer biozönotischen Typisierung. Ein Bericht (Handbuch) zur geomorphologischen Typisierung und vegetationskundlichen Charakterisierung zur Eingrenzung von Fließgewässerformen, -strukturen und der -typologie wurde von BRIEM 1998 vorgelegt, in den u.a. bis dahin vorliegende Erkenntnisse eingeflossen sind. Dabei wurden anhand der Geologie und des Reliefs Gebiete mit gleichen geomorphologischen Eigenschaften zusammengefasst und auf die Bundesrepublik Deutschland angewendet. Der Vollständigkeit halber wird darauf verwiesen, dass der **ökologische Status** der Gewässer primär über die biologischen Merkmalsgruppen aquatische Flora, Wirbellosenfauna und Fischfauna definiert wird. Die Artenhäufigkeit und -zusammensetzung sind dabei die wesentlichen Basiskennwerte, bei den Fischen zusätzlich deren Altersstruktur (RICHTLINIE 2000/60/EG, Anlage V, Punkt 1.2).

Die hinsichtlich der Projektbearbeitung aus der Leistungsanforderung resultierende Aufgabenstellung wird im folgenden genannt:

- Pro Gewässerkategorie und Gewässertyp sind für die einzelnen Kenngrößen die Referenzwerte mit Angabe der Varianz und Abschätzung eines mittleren Hintergrundwertes zusammenzustellen.
- Es ist zu prüfen, ob signifikante Unterschiede zwischen den Referenzwerten der Gewässertypen der Gewässerkategorien vorliegen. Ferner sind die Ursachen für unterschiedliche Referenzwerte zu dokumentieren. Dies beinhaltet den möglichen anthropogenen Einfluss zurückliegender Jahre (saurer Regen, Bergbau, Landwirtschaft) und geogene Besonderheiten.
- Können die Referenzwerte nicht über Literaturrecherchen ermittelt werden, sind diese durch modellgeleitete Analogieschlüsse oder Expertenbefragungen abzuleiten.
- Vorliegende Qualitätsziele für physikalisch-chemischen Kenngrößen sind anhand der ermittelten gewässertypischen Referenzbedingungen der Gewässerkategorien Flüsse und Seen auf Plausibilität zu prüfen und in Abhängigkeit vom Ergebnis der Plausibilitätsprüfung gegebenenfalls abweichende Qualitätszielvorschläge abzuleiten.

3. Generelle Vorgehensweise bei der Bearbeitung des Forschungsvorhabens

3.1 Allgemeines

Im ersten Schritt wurde für jedes Bundesland ein Suchraster für Oberflächengewässer erarbeitet, wobei die recherchierten Gewässer je nach Gewässerlandschaft und Nutzungsart des Umlands im Hinblick auf eine mögliche Eignung hinsichtlich des Projektziels geprüft wurden. In einer weiteren Recherche wurden chemisch-physikalische Daten von weitgehend anthropogen unbelasteten Gewässern recherchiert und zusammengestellt. Dies betraf einerseits aktuelle Daten behördlicher und privater Träger, andererseits aber auch Analysenergebnisse von Forschungseinrichtungen und Instituten sowie historische Daten von aktuell beeinflussten Gewässern, die früher weitgehend anthropogen unbeeinflusst waren.

Die natürlichen Hintergrundwerte für anthropogen wenig bzw. unbelastete Oberflächengewässer, geordnet nach Gewässerlandschaften, wurden vorrangig durch Literaturrecherchen, Analogieschlüsse und Expertenbefragungen gewonnen. Bei den im Projekt vorgegebenen physikalisch-chemischen Kenngrößen handelt es sich generell um Summen-, Leit- und Wirkparameter, N/P-Nährstoffe sowie Metalle und Metalloide. Die Liste an Kennwerten und Substanzen beinhaltet obligatorische Kenngrößen (ausgewählte Summen-/Leit- und Wirkparameter, Schwermetalle und Nährstoffe). Diese waren bei der Vorhabensbearbeitung vollständig zu dokumentieren. Die im weiteren genannten Kenngrößen dienten nur der allgemeinen Informationsnutzung (weitere Summen-/Leit- und Wirkparameter, Alkali- und Erdalkalimetalle sowie ergänzend Metalle/Metalloide). Die in der Bundesrepublik Deutschland entwickelten Gewässergüteanforderungen hinsichtlich der physikalisch-chemischen Kenngrößen waren anhand der ermittelten gewässerlandschaftstypischen Referenzbedingungen zu prüfen und gegebenenfalls abweichende Vorschläge zu unterbreiten.

Die zusammengestellten Daten wurden auf ihre Plausibilität (Probennahme- und Analyseverfahren, Belastbarkeit, Repräsentanz) geprüft und in Datenbanken eingearbeitet. In der nachfolgenden statistischen Auswertung wurden die Variabilitäten der einzelnen Wasserinhaltsstoffe bewertet. Fließgewässerlandschaften mit geogen bedingt erhöhten Hintergrundwerten wurden evaluiert, die Ursachen der Konzentrationserhöhungen nach Möglichkeit ermittelt und beschrieben. Anhand der ermittelten Hintergrunddaten wurden die vorliegenden Güteanforderungen für Wasserinhaltsstoffe in deutschen Oberflächengewässern auf Plausibilität geprüft und gegebenenfalls abweichende Ziele vorgeschlagen.

3.2 Wissenschaftliche Grundlagen

Die Grundlagen für die Einstufung und Bewertung des Zustands der Oberflächengewässer werden durch die Richtlinie 2000/60/EG, Anhang V vorgegeben.

Bei der Ableitung der Referenzbedingungen in Gewässerlandschaften sind die geogenen Umgebungsbedingungen und Einflüsse der Lithologie zu berücksichtigen.

3.2.1 Geogene Charakteristika der Stoffhaushalte von Oberflächengewässern und ihrer Einzugsgebiete (Hauptinhaltsstoffe und Spurenmetalle)

Im Bericht von NORRA et al. (2000) werden geogene Hintergrundwerte für Nährstoffe, Salze, Summenparameter und Spuren- sowie Schwermetalle in Oberflächengewässern genannt, die der einschlägigen Fachliteratur entstammen. Dazu zählen die Arbeiten von HÖLTING (1991), SCHLEYER und KERNDORF (1992), HÖLL (1986), ZEIGLER und GABRIEL (1997), HANNAPPEL und VOIGT (1997), WEDEPOHL (1984, 1991) und FAUTH et al. (1985) zur Abhängigkeit der Stoffkonzentrationen in Grund- und Oberflächenwässern vom durchströmten Gestein.

Tabelle 1: Schwermetallkonzentrationen (µg/l) unbelasteter Gewässer (aus: NORRA et al., 2000, S. 19)

Metall-Ion	IKSR (1989), Wasserphase	IKSR (1989), Gesamtgehalt	WACHS (1991), Anteil < 45 µm	SALOMONS und FÖRSTER(1984)	WEDEPOHL (1984, 1991)
Cu (I/II)	0,9	2,2	< 0,5	1,0	2,0
Cr (III/VI)	0,5	4,7	< 0,1	0,5	1,0
Cd (II)	0,003	0,02	< 0,03	0,02	0,4
Ni (II)	7,7	9,5	< 0,3	0,3	0,3
Pb (II)	0,007	1,5	< 0,2	0,2	0,3
Zn (II)	1,3	5,5	< 3,0	5 - 10	7,0
Hg (I/II)	0,002	0,01	< 0,01	0,01	0,07

IKSR: Internationale Kommission zum Schutz des Rheins

Mehrere der in der Tabelle 1 genannten Autoren sowie NORRA et al. (2000) haben nicht angegeben, ob es sich bei den genannten Werten um Gesamtkonzentrationen an Schwermetallen oder gelöste Schwermetalle handelt, was für die Bewertung der Daten von großer Bedeutung gewesen wäre. Die in der Tabelle 1 genannten Daten wurden z. T. von SCHUDOMA (1993) zur Ableitung von Hintergrundwerten verwendet.

Konzentrationen an hydrochemischen Inhaltsstoffen, die dem natürlichen Hintergrund nahe kommen, sind am ehesten in Oberflächengewässern von Waldgebieten zu finden, da hier keine industriellen und landwirtschaftlichen Aktivitäten im Nahraum anzutreffen sind (RUHE, 1997). In Abhängigkeit von der Baumart bewirkt die Filterwirkung der Wälder ein "Auskämmen" der atmosphärisch getragenen Schadstoffe, die dann durch den Niederschlag abgewaschen und schließlich in die Gewässer eingetragen werden (FELLENBERG et al. 1986). Hinsichtlich Nitrat, Sulfat und Chlorid können die Unterschiede zwischen Waldgebieten und Freilandflächen bei den Stoffeinträgen durch Niederschlagswasser zwischen Faktor 3 und 7, bei Kalium und Fluorid sogar zwischen 10 und 15 liegen. Trotzdem existiert zur Einbeziehung der Waldgebiete keine Alternative, da das Freiland durch landwirtschaftliche Nutzung anderweitig anthropogen beeinflusst ist (Cd, Zn, teilweise auch U). Dies bedeutet, dass die

Vegetation als wichtige Einflussgröße und als Landnutzungstyp bei der Ableitung geogener Hintergrundwerte Berücksichtigung finden muss.

Die atmosphärische Deposition spielt als Einflussgröße für die geogenen Hintergrundkonzentrationen in Form von Niederschlägen ("saurer Regen" bzw. in der Wasserphase gelöste Schadstoffe) und der Partikelabscheidung (partikulärer Eintrag von Schadstoffen) eine nicht zu unterschätzende Rolle. Wie u.a. die Untersuchungen von MATSCHULLAT et al. (1990) in den bewaldeten Gegenden des Harzes gezeigt haben, muss die Ablagerung von Schadstoffen aus der Atmosphäre als eine der Hauptursachen für die Versauerung der Gewässer und deren Belastung vor allem mit Cd und Pb angesehen werden. Obwohl für Hg keine Messergebnisse vorlagen, dürfte die Situation für dieses leichter flüchtige Element analog sein.

Hinsichtlich einer Einschätzung der atmosphärisch getragenen Depositionsflüsse in Europa bezüglich S, N, Pb, Cd, As, Zn und Hg können die Modellierungsergebnisse von KRÜGER und PETERSEN (1993) genutzt werden, die am GKSS Forschungszentrum in Geesthacht erarbeitet worden sind. Diese zeigen zwischen Nordpol und nördlichen Wendekreis relativ geringe Substanzflüsse in der Atmosphäre, während die höchsten Belastungen im Bereich der Mittelgebirge Zentraleuropas auftreten (Schwarzwald, Schwäbische Alb, Thüringer Wald, Harz). In den letzten zehn Jahren wurden u.a. Arbeiten von HÖLTING (1991) und FRAPPORTI (1994) veröffentlicht, in denen Konzentrationen an Nährstoffkomponenten, Leit- und Summenparametern, Hauptkationen und -anionen sowie Schwermetallen in Regenwasser zusammengestellt sind. Wie die Analysenergebnisse zeigen, liegen die Konzentrationswerte meist im unteren µg/l-Bereich. Als weiteren Effekt müssen die jahreszeitlich bedingten Abflussschwankungen der Gewässer berücksichtigt werden, die einen direkten Einfluss auf die Frachten ausüben.

3.2.2 Einflussfaktoren auf die Ermittlung geogener Hintergrundwerte

Wie bereits festgestellt wurde, sind die natürlichen hydrochemischen Hintergrundkonzentrationen in einem Gewässer von der durchströmten geologischen Formation, der Vegetation der Gewässerlandschaft sowie mittelbar vom atmosphärischen Eintrag abhängig. Zusätzlich werden sie oft von anthropogenen Einflüssen überprägt. Die Probleme, allein den anthropogenen Einfluss zu separieren und zu eliminieren, können enorm sein. Will man nur den geogenen Einfluss ermitteln, der die Hintergrundwerte prägt, werden die Probleme meist noch vielfältiger. Dies wird im folgenden am Beispiel des hydrochemischen Kennwertes Nitrat erläutert. Die natürlich bedingten Nitrat-N-Konzentrationen in kleinen Gebirgsgewässern liegen meist zwischen 0,226 mg/l und 2,26 mg/l, steigen im Flachland auf Werte bis 4,52 mg/l an. SCHLEYER und KERNDORF (1992) spezifizierten dagegen folgende Konzentrationsbereiche:

Lockersedimente: 0,09 bis 6,8 mg/l
Buntsandstein: 0,9 bis 3,4 mg/l

Kalk/Dolomit: 0,9 bis 6,8 mg/l
sonstiges Festgestein: 0,05 bis 5,7 mg/l.

Damit könnte man ab 5,7 bis 6,8 mg/l NO_3^- -N von einer beginnenden anthropogenen Beeinflussung sprechen. Allerdings ist zu beachten, dass der Nitrat-N-Gehalt in den Niederschlägen normalerweise zwischen 0,07 und 0,57 mg/l liegt, jedoch auch bis auf 14,7 mg/l und darüber ansteigen kann (MERKEL und SPERLING, 1996, S. 122). Da Wälder nun wiederum ein "Auskämmen" der Luftschadstoffe bewirken, kann der Einfluss des Nitrats aus den Niederschlägen selbst in geogen wenig beeinflussten Gebieten eine höhere Basiskonzentration für den Hintergrundwert vortäuschen. Zudem spielt hier noch die Komponente des Landnutzungstyps eine wichtige Rolle (Einträge durch Abschwemmungen aus der Bodenzone, wobei hier von der landwirtschaftlichen Nutzung des Bodens abgesehen wird).

Damit ergibt sich, dass für die Nitrat-N-Konzentration in den Fließgewässern vier Faktoren verantwortlich sind: die vom Grundwasser durchströmte geologische Formation, der Austrag aus dem Boden (Pedologie), die Niederschläge und die Landnutzung. Dabei tragen nur zwei Faktoren anthropogenen Charakter, die Niederschläge und die Landnutzung (besonders in Form der Landwirtschaft). Wie NORRA et al. (2000, S. 43) ausführten, "können zur Ableitung geogener Hintergrundwerte zwar die landwirtschaftlich genutzten Räume (und besser alle Freilandgebiete) eliminiert werden. Der Einfluss der anthropogen belasteten Niederschläge und die Schwierigkeit, diesen von dem der Petrographie zu trennen, bleibt ohne genaue Kenntnisse über die Niederschlagskonzentrationen im Einzugsgebiet bestehen". Somit ist die Separation der natürlichen Hintergrundwerte für das Nitrat nur mit großen Unsicherheiten bzw. extremen Aufwand möglich. Noch schwieriger können sich die Verhältnisse hinsichtlich der Ableitung natürlicher Hintergrundwerte bei den Schwermetallen gestalten, wie die nachfolgenden Ausführungen zeigen.

Es ist bekannt, dass verschiedene Gesteinsarten unterschiedliche Schwermetallgehalte aufweisen (WEDEPOHL, 1984, 1991, 1995; TUREKIAN und WEDEPOHL, 1961). Beim Cd treten die höchsten geogenen Konzentrationen im Trias, Keuper und Muschelkalk auf, gefolgt von sauren Magmatiten und Metamorphiten. Die Mittelwerte lagen in den Bächen, die mit diesen geologischen Formationen in Kontakt stehen, zwischen 0,2 und 0,4 µg/l. Dass speziell beim Cd auch die atmosphärische Deposition nicht vernachlässigt werden darf, zeigt die Tabelle 2. Darin wurde die von BÖHM et al. (2000, S. 106) vorgelegte Gesamtübersicht zu den in die deutschen Gewässer eingeleiteten Frachten hinsichtlich des Verhältnisses zwischen Eintrag aus dem Grundwasser/geogenem Hintergrund und der atmosphärischen Deposition ergänzt.

Tabelle 2: Prozentuales Verhältnis zwischen atmosphärischer Deposition und geogen bedingtem Eintrag von Schwermetallen und Kupfer in die Oberflächengewässer auf der Grundlage von Frachtdaten (nach BÖHM et al. 2000, S. 106)

Metall-Ion	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
prozentual. Verhältnis Depos. / geogen. HG.	81%	2,4%	22%	15%	10%	35%	52%

Depos.: Einträge aus atmosphärischer Deposition

geogen. HG.: Anteile aus dem geogenen Hintergrund

Zur Herkunft der Daten für die Rubrik “Grundwasser/geogener Hintergrund“, die in die obige Berechnung eingeflossen sind, wurden in der Arbeit von BÖHM et al. keine Angaben gemacht.

Wie die Resultate aus der Tabelle 2 zeigen, ist die atmosphärische Deposition von Cd für die Auswahl von Referenzgewässern zur Ableitung geogener Hintergrundwerte ein Problem und kann auch bezüglich Zn, Pb, Cu, Hg und Ni (mit abnehmender Wichtung) nicht negiert werden. Dies trifft besonders für die sehr niedrigen Zielvorgaben der LAWA (1998) hinsichtlich Cd (≤ 72 ng/l) und Hg (≤ 40 ng/l) zu. Dabei sind die Zielvorgaben der LAWA für die Wasserphase auf eine Schwebstoffkonzentration von 25 mg/l bezogen. Da für die natürlichen Hintergrundkonzentrationen von Schwermetallen in Oberflächengewässern keine vergleichbar verlässlichen Daten wie für Sedimente vorliegen, wurden Zielvorgaben nur für die schwebstoffgebundenen Schwermetalle in Oberflächengewässern abgeleitet. “Die Hintergrundkonzentration für die partikulär gebundenen Schwermetalle im Wasser kann aus den Hintergrundgehalten in Schwebstoffen und der durchschnittlichen Schwebstoffkonzentration abgeschätzt werden“ (LAWA, 1998).

Im GEOCHEMISCHEN ATLAS BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1985), erstellt von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, sind geologiebezogene Angaben zu Hintergrundwerten für Schwermetalle in Bächen und Bachsedimenten enthalten (s. Anhang - Anlage 2). Für Gebiete mit geringer anthropogener Beeinflussung wurden diese Werte im Rahmen des Forschungsvorhabens verwendet, wenn für die genannten Gewässerlandschaften nur relativ wenige Daten gefunden werden konnten. Dies traf speziell auf Messwerte hinsichtlich der schwebstoffgebundenen Fraktion der Schwermetalle zu.

3.3 Auswahl geeigneter Referenzgewässer

3.3.1 Nutzung von ökologischen Informationen

Einige biologische Spezies wie die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* (Silikatgewässer) und zum Teil auch die Gemeine Bachmuschel *Unio crassus* (Karbonatgewässer) sind sehr gut hinsichtlich ihrer gewässerchemischen Ansprüche untersucht (BAUER et al., 1980). Daher ist bekannt, dass die Flussperlmuschel nur in unbelasteten, schad- und nährstoffarmen Fließgewässeroberläufen lebt, die weitgehend bis völlig frei von menschlichen Einflüssen sind. Die Gemeine Bachmuschel hat nicht ganz so hohe Ansprüche. Sie benötigt jedoch weitgehend unbelastete Bäche und Flüsse. Für diese Arten an möglichen Indikatoren gewässerchemischer Hintergrundwerte wurde eine aktuelle bundesdeutsche Verbreitungskarte im Rasternetz der TK 25 ausgewertet, die im Rahmen eines Projektes beim Bundesamt für Naturschutz erhoben wurde. Die wenigen noch existenten Vorkommen dieser Arten zeigen damit weitgehend unbelastete Fließgewässer an, die aus den Rasterkarten ermittelt wurden.

Entsprechende Gewässer, insbesondere für die Flussperlmuschel, wurden in die Auswahl aufgenommen. Auch Daten von derzeit (seit 2000) laufenden Forschungsvorhaben wie die des UBA “Ökologische Bewertung von Fließgewässern“, der LAWA “Leitbildbezogenes Bewer-

tungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos“ oder aktuelle Arbeiten zu Fischen wurden gesichtet. Allerdings lagen hier nur relativ wenige Messwerte zur Wasserchemie vor. Im Internet wurden die Homepages aller Nationalparke, Biosphärenreservate und Naturparke Deutschlands recherchiert, online auf Hinweise zur Existenz unbelasteter Gewässer geprüft bzw. die entsprechenden Literaturstellen, Forschungsberichte o.ä. beschafft. Dabei ergaben sich Überschneidungen mit aktuellen Arbeiten an limnologischen Lehrstühlen in der Bundesrepublik Deutschland.

3.3.2 Beurteilungsverfahren der Gewässerqualität - generelle Ansätze

Die Beurteilung der Qualität eines Oberflächengewässers kann prinzipiell auf der Grundlage von zwei Bewertungsverfahren erfolgen, und zwar dem naturräumlichen oder dem wirkungsbezogenen (NORRA et al., 2000, S. 6).

Der naturräumliche Ansatz bewertet die Fließgewässerqualität hinsichtlich der anthropogenen Veränderungen gegenüber den geogenen Hintergrundbereichen der Stoffkonzentrationen (bzw. Kennwertgrößen, *d. Autoren*). Diese sind abhängig von den unterschiedlichen Naturräumen, d.h. den Gewässerlandschaften der Einzugsgebiete (NORRA et al., 2000, S.4). Für die Beurteilung von Gewässerbelastungen ist der naturräumliche bzw. quellenbezogene Ansatz unter Verwendung geogener Hintergrundwerte von zentraler Bedeutung. Als wichtiges Indiz des geogenen Hintergrundes sieht HELLMANN (1999) die abflussunabhängige Stoffkonzentration an. Daraus folgt, geogene Hintergrundwerte für Oberflächengewässer in Abhängigkeit von den Naturräumen (Fließgewässerlandschaften) zu entwickeln. Dieses zielt einerseits auf den ökosystemaren Zusammenhang der Naturräume mit der Gewässergüte ab. Andererseits ermöglicht diese Herangehensweise die Formulierung von Zielvorgaben bezüglich der biogenen Schutzgüter in den Oberflächengewässern, wie sie beispielsweise für den Erhalt der biologischen Lebensgemeinschaften von Bedeutung sind (NORRA et al., 2000, S. 8).

Die Bewertung der Gewässerqualität beruht jedoch teilweise auf Merkmalen, die bestimmte Funktionen (Qualitätsstandards) des Wassers gewährleisten, also wirkungsbezogen angelegt sind. Dazu zählen z.B. die Richtlinie für Fischgewässer oder die Trinkwasserverordnung. Dagegen bezieht sich der LAWA-Ansatz zur Gewässergüteklassifikation auf zu bewahrende Schutzgüter (aquatische Lebensgemeinschaften, Fische im Hinblick auf Fischerei, sedimentbewohnende Organismen, Rohwässer zur Trinkwasseraufbereitung) und ermöglicht eine Differenzierung in sieben Klassen. Ein anderer Ansatz wirkungsbezogener Bewertungsverfahren basiert auf ökotoxikologischen Untersuchungen. Dazu zählen als Indikatorgruppe das Saprobien-system (s. CYFFKA und PÖRTGE, 1991) gemeinsam mit dem BSB₅ und der geringsten im Jahresgang auftretenden Sauerstoffkonzentration.

3.3.3 Anwendung chemisch-physikalischer Kriterien

Relevante Kriterien zur Auffindung geeigneter Referenzgewässer werden beispielsweise in der Studie “Untersuchung zur Ableitung von geogenen Hintergrundwerten für die Fließgewässer in Baden-Württemberg“, die im Jahr 2000 am Institut für Petrographie und Geochemie der Universität Karlsruhe fertiggestellt wurde, genannt (NORRA et al., 2000).

Wie die Autoren feststellten, werden zur Beurteilung der Fließgewässergüte derzeit bundesweit einheitliche Richtlinien (LAWA, 1998) verwendet. Aus einem ausführlichen Literaturüberblick wird abgeleitet, dass für die meisten untersuchten Elemente unterschiedliche geogene Konzentrationen in Fließgewässern in Abhängigkeit von den Gesteinstypen in den Einzugsgebieten vorhanden sind (z.B. Stickstoff: mit zunehmender Tonfraktion und Anteil an organischer Matrix steigt der Stickstoffgehalt der Gesteine; Schwefelgehalte sind abhängig vom Anteil der Schichtsilikate sowie vom natürlichen Anteil an Salzen; Nitrat und Mg in Abhängigkeit vom Kalkgehalt des Ausgangsgesteins). Außerdem sind Salzgesteine und Moore wichtige Pools für geogene N- und S-Konzentrationen sowie DOC- und TOC-“Vorräte“.

3.3.4 Verteilung der Messpunkte der Fließ- und Standgewässer

Wie die Tabelle 5 verdeutlicht, sind in den einzelnen Gewässerlandschaften hinsichtlich der Anzahl der nutzbaren Messstellen an den Oberflächengewässern erhebliche Unterschiede zu verzeichnen. Während beispielsweise im Buntsandstein 46 Messstellen für die Statistik genutzt werden konnten, waren es bei Basalten nur drei. Die Zusammenstellung der Anzahl der genutzten Messstellen je Fließgewässerlandschaft sowie der verwendeten Datensätze pro Messstelle befindet sich in den Anlagen.

3.3.5 Datenprüfung und -bewertung

Sichtung, Filterung und Prüfung der Daten

Für die Ableitung geogener Hintergrundwerte verbleiben drei Basiskriterien (s. NORRA et al.):

- Beprobung/Bewertung siedlungsferner Bach- und Flussoberläufe sowie Seen in Waldgebieten mit $\geq 95\%$ Waldlandschaft unter Berücksichtigung der konkreten Umgebungslithologie,
- Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition und säureinduzierten Bodenerosion, wie z. B. beim Nitrat bzw. Cadmium und Zink,
- Ausschluss der Gewässer mit Konzentrationen an Inhaltsstoffen, die die Ökosysteme belasten und anthropogener Herkunft sind.

In bestimmten Fällen geringer Datenlage, wo die Messstellen der Fließgewässer zwar hinsichtlich der Landnutzung in anthropogen weitgehend unbeeinflussten Gewässerlandschaften lagen, aber z. B. durch Auskämmen von Nährstoffen in Wäldern aus der Atmosphäre (z. B.

beim Nitrat) höhere Werte gefunden wurden, war ein Kompromiss notwendig. Hier wurden Messwerte für andere Kennwerte wie z.B. Schwermetalle, deren Konzentrationen die Zielvorgaben erfüllten, für die Statistik einer Einzelgewässerlandschaft verwendet. Das bedeutet aber, dass auch die Nitrat-Werte in die Statistik eingingen. Eine ausschließliche Berücksichtigung von Daten nach Auswahl- und Entscheidungskriterien, die nur die LAWA-Güteklassifikation I für alle relevanten hydrochemischen Kennwerte einer Messstelle/Probe erfüllen, hätte den datenseitigen Verlust fast aller Messstellen bedeutet und eine statistische Datenbearbeitung im Rahmen dieses Projekts unmöglich gemacht.

Folgende weiteren Kriterien wurden hinsichtlich der Messwerte berücksichtigt:

- Zunächst wurden Messstellen ausgeschlossen, die aufgrund deutlich erhöhter Nitrat-, Ammonium-, Phosphat- und Chloridwerte einen anthropogenen Einfluss aufwiesen.
- Es wurden nur Messstellen mit mindestens 90% Wald im Einzugsgebiet verwendet, da bei höherem Flächennutzungsanteil ebenfalls deutliche anthropogene Einflüsse auf die Gewässerchemie nachweisbar waren. Bei geringeren Waldanteilen, d.h. höheren Anteilen an landwirtschaftlicher Nutzfläche oder Siedlungen war der Einfluss des Menschen in der Zusammensetzung der Grund- und Oberflächenwässer zu erkennen (Kriterium: Flächennutzung im Einzugsgebiet).
- Nur Messstellen, an denen von den zu bewertenden Kenngrößen mindestens sechs Messwerte vorlagen, wurden berücksichtigt (Kriterium: Datenmenge).
- Alle Datensätze wurden nach hydrochemischen und statistischen Kriterien auf Plausibilität geprüft (Kriterium: Ausreisser- und Plausibilitätskontrolle)
- Die Messwerte der Fließgewässer aus der Wasserphase entstammten überwiegend unfiltrierten Proben, wobei meist keine Informationen zur Probenvorbehandlung vorlagen. Nur in Sachsen lagen einige Messwerte für filtrierte Proben vor.

Auf die Problematik der Konzentrationen z. B. von Schwermetallen in der partikulär gebundenen und in der Gesamtwasserphase wird in der Fachwelt seit Jahren kritisch hingewiesen. Eine zusammenfassende Darstellung dieser Problematik ist von HOFMANN (2001) erstellt worden, eine Einordnung partikulär gebundener Wasserschadstoffe wie Schwermetalle und PAK's von SCHÄFERS (1999). Über die zeitliche Dynamik des Schwebstofftransports und seine Bedeutung für die Gewässerbeschaffenheit haben SYMADER et al. 1991 berichtet.

Prinzipiell ist darauf hinzuweisen, dass es in Deutschland mit Ausnahme des DOC noch keine allgemein verbindlichen Vorschriften zur Probenvorbehandlung bezüglich Filtration gibt (mögliche Auswirkungen davon siehe Tabelle 3). Die Analysenergebnisse entstammten in der Regel unfiltrierten Proben, ebenso wie die Angaben im GEOCHEMISCHEN ATLAS der BRD. Dies trifft auch auf die Vergleichswerte von SCHUDOMA (1994) zu. Nach LAWA (1998, S. 9) "ist die Gesamtkonzentration von Schwermetallen von der Konzentration des an Schwebstoffe gebundenen Schwermetalls (c_s) und der Konzentration des in der Wasserphase gelösten Schwermetalls (c_{gel}) abhängig". "Für die natürliche Hintergrundkonzentration von Schwermetallen in Oberflächengewässern liegen bisher keine vergleichbar verlässlichen Daten wie für

Sedimente vor“. Die Problematik des Zusammenhangs zwischen Schwebstoff- und Wasserphase hinsichtlich der Verteilung ihrer Gehalte an Schwermetallen zeigt die Tabelle 3.

Tabelle 3: Abhängigkeit der Schwermetallkonzentrationen in der Wasserphase (Filtrat) einer belasteten Wasserprobe von der Ausschlussgröße der eingesetzten Filtermaterialien (PULS und BARCELONA, 1989, Angaben in mg/l)

Schwermetall-Spezies	Gehalt in Wasserphase (Filtrat) nach Filtration über ein 0,1 µm-Filter	Gehalt in Wasserphase (Filtrat) nach Filtration über ein 0,4 µm-Filter	Gehalt in Wasserphase (Filtrat) nach Filtration über ein 10 µm-Filter
Ni ²⁺	0,68	0,75	0,88
Co ²⁺	0,68	0,75	0,86
Cu ²⁺	15,0	16,7	19,2
Zn ²⁺	2,75	3,27	4,13

Ganz besonders beim Zink zeigt sich in diesem Fall, dass die Unterschiede in den Konzentrationen in Abhängigkeit von der Porengröße des Filters von beträchtlicher Größe sein können. Hinsichtlich der Verteilung von Schwermetallen zwischen Schwebstoff- und Wasserphase sind die Menge (Anzahl), Oberflächenladung und Größenverteilung der Partikulärphase bedeutsam, weil der Umfang der Bindung an Metallionen wesentlich von der Größe der zur Verfügung stehenden Partikeloberfläche abhängt.

Daher ist zu konstatieren, dass für die Bewertung von Gewässerdaten sowohl die Analysenergebnisse in der Schwebstoff- als auch in der Wasserphase notwendig sind, da vom jeweiligen Analyt (besonders bei den Schwermetallen) und den hydrochemischen Randbedingungen die Verteilung der Spezies zwischen Schwebstoff- und Wasserphase abhängt. Damit wird letztendlich über die Konzentrationen in den beiden Phasen entschieden. Solche Daten werden in Deutschland in der Regel nur an LAWA-Messstellen erhoben. Von diesen sind jedoch nur wenige für die Ermittlung von Referenzbedingungen geeignet, da diese im wesentlichen an großen Flüssen liegen, die anthropogen beeinflusst sind.

Somit bilden die Art der Probennahme und Probenvorbehandlung ein wesentliches Kriterium dafür, ob und wieviel Metallkonzentrationen im Schwebstoff bzw. in der Wasserphase analysiert werden. Nach Aussage von Fachleuten wird aktuell an einer internationalen Vereinheitlichung der Probennahme- und Probenvorbereitungsverfahren sowie der Formulierung eines entsprechenden Regelwerkes im Rahmen von EU-Vorhaben gearbeitet. Bei der Erarbeitung des neuen GEOCHEMISCHEN ATLAS der Bundesrepublik Deutschland, in die die Daten aller Bundesländer eingehen, finden nunmehr die Werte von filtrierten Proben Berücksichtigung.

Im Rahmen der DIN 38406-29 (1999) zur Bestimmung von 61 Elementen (vorwiegend Metallen) in wässrigen Proben ist verbindlich festgelegt, dass eine Probenvorbehandlung durch Filtration über ein 0,45 µm-Filter zu erfolgen hat. Die Messung der Metallkonzentrationen im Filtrat wird dann direkt vorgenommen, die in der Partikulärphase nach Königswasseraufschluss.

Nach LAWA (1998, S. 11) wurde für die Beurteilung der Belastung von Fließgewässern mit Schwermetallen zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften eine **Zielvorgabe** in Höhe des doppelten oberen Hintergrundwertes aufgestellt. Die Beurteilung erfolgt durch Vergleich mit den 50-Perzentilwerten, da die Gewässerorganismen in und am Sediment eine gemittelte "Exposition" erfahren.

Die Bewertung der Standgewässerdaten erfolgte nach den LAWA-Empfehlungen aus dem Richtlinienheft "Gewässerbewertung - stehende Gewässer" von 1998:

- Gesamtposphorgehalt (bis 45 µg/l) und Trophiegrad (oligotroph, mesotroph)
- Sichttiefe für ungeschichtete Seen bzw. Kleinseen ($\geq 2,3$ m bzw. $\geq 1,9$ m)
- Gehalt an Chlorophyll-a (bis 20 µg/l).

Bei leicht eutrophen Seen (**e1** mit $P_{ges.} = 45$ bis 85 µg/l) wurde unter Berücksichtigung der Gesamtdatenlage des Gewässers über dessen Aufnahme in die Gesamtstatistik entschieden. Außerdem wurden alle Messstellen gesondert bewertet, deren Einzugsgebiete über einen Waldanteil von $< 90\%$ verfügen. Die Daten dieser Messstellen wurden im Einzelfall auf ihre Repräsentativität und mögliche Verwendbarkeit speziell geprüft.

Es ist bekannt, dass es auch von Natur aus eutrophe und sogar polytrophe Seen gibt. Da es aus Literaturdaten meist nicht ersichtlich ist, dass anthropogene Einflüsse dort keine Rolle spielen, wurden Daten von Standgewässern mit eutrophem oder polytrophem Charakter nicht für die statistische Bearbeitung verwendet.

Ausreisserkontrolle für die Datensätze

Als statistisches Kriterium für die Repräsentanz der Messwerte wurde ein Datenkorridor von $MW \pm 5 \cdot SD$ [Standardabweichung (SD) um den Mittelwert (MW)] festgelegt. Alle Werte außerhalb dieses Bereichs wurden als Ausreißer definiert und aus den Datensätzen entfernt. Dabei wurden ausschließlich Messwerte $\geq$ der jeweiligen Bestimmungsgrenze einbezogen.

Plausibilitätskontrolle

Als hydrochemisches Kriterium wurde eine Plausibilitätskontrolle der Ionenbilanz nach DVWK (1993) für die Messungen durchgeführt, bei denen vollständige Datensätze vorlagen. Diskrepanzen in der Ionenbilanz können durch nicht analysierte, aber quantitativ wirksame Ionen sowie durch die bei der Berechnung angenommene Wertigkeit der Ionen (z. B. für Mn und Fe) auftreten. Aber auch durch die fehlende Berücksichtigung von Komplexen sowie von dissoziierbaren organischen Wasserinhaltsstoffen (z. B. in Moorwässern) können sie zustande kommen. Als weitere Kriterien zur Prüfung der Vertrauenswürdigkeit und Zuverlässigkeit der Wasseranalysen wurden genutzt (s. a. HÖLTING, 1996, S. 272/273):

- Der pH-Wert muss mit den Daten des bestehenden Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts korrelieren.
- Die elektrische Leitfähigkeit muss von der Größenordnung her von der Summe der Hauptkat- und Anionen repräsentiert werden.

- Die Säurekapazität muss für die gemessene HCO_3^- -Konzentration plausibel sein.
- $\text{SAK}_{254\text{ nm}}$ (m^{-1}) in der Regel $> \text{DOC}$ (mg/l).
- Der O_2 -Gehalt schließt bei Werten $> 5\text{ mg/l O}_2$ eine Nitrit-Konzentration $> 50\text{ }\mu\text{g/l}$ aus.

Messwerte $\leq$ Bestimmungsgrenze, Datenlücken

In einigen Bundesländern bestand bei bestimmten Messstellen das Problem der analytischen Grenzkonzentrationen, d.h. dass bei einigen Stoffen (z. B. Schwermetalle, aber auch Nitrit, Ammonium und Phosphat) die Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze lag. Diese Problematik wurde im Rahmen der datentechnischen Bearbeitung so gehandhabt, dass in solchen Fällen für die statistische Auswertung die halbe Bestimmungsgrenze als Konzentrationswert weiterverwendet wurde.

Zur Charakterisierung der auftretenden Stoffkonzentrationen wurden Perzentile verwendet (10%-Perzentil, Median = 50%-Perzentil, 90%-Perzentil). Diese sind robuste statistische Kenngrößen, die auf einzelne extrem hohe oder niedrige Werte weniger empfindlich reagieren als der arithmetische Mittelwert (SCHÖNWIESE, 2000, S. 42). Datenlücken traten öfter beim Kennwert Hydrogencarbonat auf. Für den Fall, dass Messwerte zur Säurekapazität der Wässer vorlagen, wurde aus diesen der jeweilige HCO_3^- -Level berechnet.

Statistische Auswertung

Folgende statistischen Maßzahlen wurden je Kennwert und Messpunkt aus den Originaldaten der einzelnen Fließgewässerlandschaften berechnet: Anzahl der Messungen, Messzeitraum, Mittelwert, Median, Minimum, Maximum, 10%-Perzentil, 90%-Perzentil sowie die Messpunkt-Koordinaten. Die Berechnung der statistischen Maßzahlen einer Gewässerlandschaft erfolgte durch Wichtung der an den Einzelmessstellen ermittelten Messwerte bezüglich ihrer jeweiligen Probenanzahl. Dies erfolgte wie von SCHÖNWIESE (2000) beschrieben, wobei die PC-Berechnung der statistischen Maßzahlen mit dem Software-Tool Excel (Microsoft Windows®) vorgenommen wurde.

Insgesamt wurden etwa 3.500 Gewässeranalysen ausgewertet. Lagen keine Originaldaten, sondern bereits einzelne Mittel- und/oder Perzentilwerte, d. h. aggregierte Daten vor, so wurden diese entsprechend der sie repräsentierenden Probenzahl gewichtet und in die Statistik (zugehörige Maßzahl) der jeweiligen Gewässerlandschaft aufgenommen. Lagen von Messstellen einer Gewässerlandschaft nur Mittelwerte vor, so konnte für die entsprechende Fließgewässerlandschaft auch nur ein gewichteter Gesamtmittelwert errechnet werden (siehe: Grundgebirge Kalk - Wasserphase der Fließgewässer). Folgende Zusammenstellung veranschaulicht die Bearbeitung der Messwerte bzw. aggregierten Daten je Kennwert zur Ermittlung der Maßzahlen für die einzelnen Gewässerlandschaften:

- Einzelmesswerte von Messstellen und Stichtagsmessungen bzw. Zeitabschnitten:
statistische Berechnung der Maßzahlen Mittelwert, Median und 90-Perzentil auf der Basis der Proben-/Messwertanzahl;
- Aggregierte Daten von definierten Zeitabschnitten wie Mittelwerte:

Aufnahme in die Statistik unter ihrer jeweiligen statistischen Kategorie gewichtet anhand der sie repräsentierenden Proben- bzw. Messwertanzahl;

- Aggregierte Daten eines Messpunkts von mehreren Messkampagnen unterschiedlicher Zeitdauer bzw. Intensität (z. B. LAWA-Messstellen, die seit vielen Jahren mit unterschiedlicher Intensität pro Jahr beprobt worden sind):
diese Daten wurden entsprechend der Proben-/Messwertanzahl pro Kennwert gewichtet in die jeweilige statistische Kategorie integriert;
- Perzentile wurden ausschließlich aus dem Gesamtumfang der Einzelmesswerte berechnet.

Die Betrachtung der Mittelwerte wurde durch die Berücksichtigung von Extremwerten ergänzt. Zudem konnten manche relativ kurzen Messreihen besser durch robuste statistische Parameter (Median, Perzentile) charakterisiert werden. Das Bearbeitungsverfahren von SCHLEYER und KERNDORFF (1992), das als Ausgangspunkt mit verwendet wurde, basiert auf den Häufigkeitsverteilungen der Messwerte und ihrer Perzentile.

Zur Berechnung der statistischen Maßzahlen (Mittelwerte und Perzentile) bei der Zusammenfassung der Einzelgewässerlandschaften zu den Gesamtlandschaften wurde folgendermaßen verfahren:

- Bestimmung der gewichteten Mittelwerte für jede zusammengefasste Gewässerlandschaft auf der Grundlage der Mittelwerte der zugehörigen Einzellandschaften:
Die Mittelwerte der Einzellandschaften wurden dabei unter Berücksichtigung der sie repräsentierenden Messwert-/Probenanzahl je Kennwert, d.h. durch Wichtung ihrer Anteile zum Gesamtmittelwert der zusammengefassten Gewässerlandschaft zusammengeführt.
- Die Berechnung der Perzentilwerte für die zusammengefassten Gewässerlandschaften erfolgte auf der Grundlage aller Einzelmesswerte der in die Gesamtlandschaft eingehenden Einzellandschaften:
Es wurden alle Einzelmesswerte je Kennwert und Einzelgewässerlandschaft ungewichtet für die Berechnung der Perzentile der zusammengefassten Gewässerlandschaften verwendet. Dies bedeutet, dass die Ermittlung der Perzentilwerte für die zusammengefassten Gewässerlandschaften nicht durch Wichtung der für die Einzellandschaften ermittelten Perzentilwerte vorgenommen wurde, da dies mathematisch nicht zulässig ist.
- Aggregierte Daten von definierten Beprobungszeiträumen (z.B. Jahresmittelwerte für einzelne Jahre) wurden nicht in die Ermittlung der Perzentilwerte für die zusammengefassten Gewässerlandschaften einbezogen.

3.4 Modellgeleitete Analogieschlüsse

Bei hydrochemischen Kennwerten, für die bei der Recherche der Gewässerdaten nur wenige Messwerte aus den letzten Jahren gefunden werden konnten, d.h. ausreichende Altdatensätze fehlten, bietet das Verfahren der Abfluss-Konzentrations-Messungen nach HELLMANN (1999) prinzipiell eine alternative Möglichkeit, Referenzbedingungen abzuleiten. Bei relevanten,

anthropogen weitgehend unbeeinflussten Fließgewässern in Waldgebieten lagen nicht immer mehrjährige Abflussdaten vor. Für Standgewässer existiert ein solches alternatives Verfahren nicht. Die Ergebnisse durchgeführter Modellrechnungen werden im Kapitel 6.9 vorgestellt.

Für die Bewertung der statistischen Ergebnisse für einen Kennwert, für den z. B. keine LAWA-Zielvorgaben existieren, wurde die Zuordnung der Fließgewässerlandschaften zu einzelnen Konzentrationsbereichen in Analogie zu chemisch und ökotoxisch verwandten Spezies vorgenommen, z. B. Kobalt in Analogie zum Nickel. Ein vergleichbarer Weg wurde auch für die Einordnung der Fließgewässerlandschaften hinsichtlich ihrer Arsen-Konzentrationen in der Wasserphase vorgenommen.

4. Zusammenstellung der Datenbasis - Übersicht der zu berücksichtigenden Fließgewässerlandschaften

Die in den Datenbanken erfassten Messstellen wurden hinsichtlich der unter Punkt 6.8 genannten Kriterien begutachtet und entsprechend den vorliegenden geologischen Formationen zusammengefasst (s. Tabelle 5). Die auf diese Weise als geeignet befundenen Messstellen konnten auch den von BRIEM (1999) eingegrenzten Gewässerlandschaften zugeordnet werden (s. Tabelle 4).

Allerdings erwies sich die Unterteilung nach BRIEM als zu detailliert und für die Zuordnung der Messwerte als zu aufwendig. Für eine bessere Handhabbarkeit die Fließgewässerlandschaftstypen wurden diese unter geologisch-lithologischen Gesichtspunkten entsprechend der zeitlichen Abfolge gegliedert (vgl. Anlage 1) und in dieser Form weiterverarbeitet. Dies bedeutet, dass beispielsweise alle Moränen- wie auch Terrassenlandschaftstypen nach hydrogeochemischer Betrachtung dem Quartär zugeordnet worden sind.

Im Anschluss an die statistische Auswertung der Fließgewässerdaten wurde im Rahmen dieses Projekts ein Vergleich der Ergebnisse der Fließgewässerlandschaften untereinander vorgenommen. Prinzipiell erfolgte die Grundgliederung durch Einordnung der Fließgewässerlandschaften nach salinarem, silikatischem bzw. karbonatischem Einfluss des Gesteins auf die Gewässer. Kriterien für die spätere Zusammenfassung von Einzelgewässerlandschaften und resultierende Ergebnisse werden ausführlich im Kapitel 6.8 dargelegt.

Den in der Tabelle 5 genannten Gewässerlandschaften wurden die ermittelten Einzelmesswerte zugeordnet. Bei auftretenden Ähnlichkeiten hinsichtlich der Messwertstatistik wurden die entsprechenden Gewässerlandschaften später zusammengefasst. Watt und Marsch wurden aus der Bearbeitung herausgenommen, da es in diesen derzeit keine anthropogen unbeeinflussten Messstellen gibt (KUNZ und HANSLIK, 1997). Eine Studie zur Problematik der geogenen Hintergrundwerte des Wattenmeeres befindet sich aktuell durch das Niedersächsische Landesamt für Ökologie, Forschungsstelle Küste im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums in Bearbeitung. Die Auen wurden unter Berücksichtigung einer entsprechenden Spannweite der Ergebnisse zusammengefasst, zumal die Behörden der Bundesländer an den betreffenden

Messstellen keine Differenzierung vornehmen. Eine Zusammenstellung der wichtigsten biozönotischen Fließgewässertypen im Sinne der EG-WRRL wurde außerdem von der LAWA im November 2001 in der ARBEITSHILFE ZUR UMSETZUNG DER EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE vorgelegt.

Tabelle 4: Fließgewässerlandschaften - Typisierung nach naturräumlichen und geomorphologischen Gesichtspunkten

Naturraum	Gewässerlandschaft	weitere Unterteilung
Küstennahe Sedimente	Grobmaterial,	
	Sand/Kies	
	Schlick	
	Watt	
	aktive Strandbildung (Sanddrift)	
Flach- und Hügelland	Auen größer 300 m Breite	Feinmaterialaue, sandig/kiesige Aue, kiesig/lehmige Aue, Grobmaterialaue, vermoorte Aue
	Hochmoor	
	ältere Auen	
	Marsch	
	Sandbedeckung * (Dünen, Flugdecksand)	
	Jungmoränenland	End-, Grundmoränen, Sander
	Niederterrassen *	
	Altmoränenland	End-, Grundmoränen, Sander
	Lössregionen	
	Ältere Terrassen *	
Deckgebirge - Hügel-, Bergland und Mittelgebirge	Basaltische Vulkanite	
	Übrige Vulkanite *	
	Tertiäres Hügelland	
	Kreide	kalkig/ mergelig; sandig/ tonig
	Malmkalke	
	Lias/Dogger	
	Keuper	sandig/ lehmig; mergelig/ tonig
	Muschelkalk	
	Buntsandstein	
Grundgebirge - Hügel-, Bergland und Mittelgebirge	Zechstein *	
	Rotliegendes *	Sand/Tonstein; Porphyre
	Schiefer	
	Kalke *	
	Gneis	
	Diabase *	
	Granit	
Alpen	Faltenmolasse	
	Flyschzone	
	Kalkalpen	

* Regionen ohne spezifische Gewässermorphologie, aber mit Bedeutung für Geschiebe, Geschiebeführung und Gewässerchemie;

Quelle: nach BRIEM (1998, 1999)

Tabelle 5: Anzahl geeigneter Messstellen für die einzelnen Gewässerlandschaften ⁽¹⁾

Geologische Zuordnung	Gewässerlandschaft	Anzahl geeigneter Messstellen
Quartär	Sandbedeckung/Strand	99
	Terrassen	10
	Moränen	51
	Moore/Moorauen	15
	Sander	01
	Auen	63
	Löß	16
	Marsch	-
Tertiär	Basalte	13
	tertiäre Sedimente	04
Kreide	Kreide, kalkig-merglig	05
	Kreide, sandig-tonig	09
Jura	Lias / Dogger	12
	Malm	09
Trias	Buntsandstein	35
	Muschelkalk	09
	Keuper	14
Perm	Rotliegendes, Sedimente	20
	Rotliegendes, Vulkanite	21
	Zechstein	05
Grundgebirge	Schiefer	27
	Gneis	17
	Granit	40
	Kalkstein	03
Alpen	Kalkalpen	18
	Flyschalpen	19
	Molassealpen	05
Metallogene Landschaften	Erzgebirge (Gneis / Schiefer) ⁽²⁾	23
	Erzgebirge (Granit) ⁽²⁾	03
	Harz (Schiefer) ⁽²⁾	22
	Rheinisches Schiefergebirge ⁽²⁾	30

⁽¹⁾ Einteilung im Rahmen dieses Projekts und Berichts⁽²⁾ erzhaltige “metallogene“ Einzugsgebiete (Messstellen sind nicht durch den Bergbau beeinflusst)

5. Chemisch-physikalische Güteklassifizierung

Für die Durchführung einer detaillierten Gewässerbewertung auf ökologisch-biologischer Grundlage ist die Berücksichtigung der wesentlichen physikalischen und chemischen Einflussfaktoren unumgänglich. Referenzgewässer werden dabei nach chemischen sowie hydromorphologischen Merkmalen ausgewählt und durch biologische Kenngrößen konkretisiert (IRMER, 2000). Die chemisch-physikalische Güteklassifizierung der LAWA beinhaltet sowohl synthetische als auch nichtsynthetische Stoffe sowie wichtige klassische Wasserkennwerte. Dabei ist der Güteklasse II i.d.R. die jeweils strengste Zielvorgabe zugeordnet. Sie gewährleistet die Nutzung der Gewässer und den Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften. Die Grundlagen zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz dieser vor gefährlichen Stoffen liefern stoffbezogene ökotoxikologische Untersuchungen (IRMER et al., 1997; IRMER, 1999).

5.1 Zusammenfassende Darstellung umweltprägender Eigenschaften von Wasserinhaltsstoffen auf die Lebensbedingungen von Organismen - Übersichtseinteilung der Wirkungen der Elemente und ihrer Verbindungen

Für die im Rahmen dieses Projekts untersuchten gewässerrelevanten Inhaltsstoffe kann folgende Übersichtseinteilung vorgenommen werden:

- Für die Lebensprozesse auf der Erde sind folgende Elemente bzw. Verbindungen von essentieller Bedeutung: Na, K, Mg, Ca, C, Si, N, P, As, O, S, Se, F, Cl, J, V, Cr, Mo, Fe, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Sn (sowie Wasserstoff, gebunden und als pH-Wert).
- extrem humantoxisch wirken (0,1 bis 10 mg/kg Spannbreite): Be, Cr, Cd, Hg, Tl, Pb, As, Sb, CN⁻, H₂S und die wasserlöslichen Verbindungen der Schwermetalle
- radioaktiv sind: U (geogen/anthropogen: auch chemotoxisch), Th, Cs- und Ra-Isotope sowie Tochternuklide wie ²²²Rn
- als wenig signifikant verbleiben: B, Br, Ce, und Ti.
- Elemente/Elementverbindungen, die durch mikrobielle Umwandlung (Bioalkylierung) in den Luftpfad übergehen, in der Atmosphäre z. T. oxidiert und mit Niederschlägen aus dieser wieder ausgetragen werden können (biogeochemische Stoffkreisläufe für Wasserstoffverbindungen und/oder Organyle: nach FERGUSSON, 1990, s.a. Tabelle 6).

Die Tabelle 6 zeigt ausgewählte metallorganische Stoffe mit Relevanz in den Umweltmatrizes Boden, Luft und Wasser (IRGOLIC und MARTELL, 1985, S. 429). Dabei wird besonders für die Elemente Cd, Hg, Tl, Pb, As, Sb, Se und Te deutlich, dass diese durch Ausbildung von Element-organischen Verbindungen mit relativ hoher Flüchtigkeit sehr leicht in die Atmosphäre übertreten und sich dort global ausbreiten können. Dabei wird die Ausbildung zahlreicher metallorganischer Verbindungen z. B. in Böden durch Mikroorganismen katalysiert. Mit den Niederschlägen und durch Dealkylierungsreaktionen (z.T. Oxidationsreaktionen) gelangen die Schadstoffe dann wieder in die Oberflächengewässer bzw. in die Böden zurück.

Tabelle 6: Ausgewählte metallorganische Stoffe mit Relevanz in allen Umweltmatrizes

Gruppe im PSE	IIb	IIIa	IVa	Va	VIa
4. Periode im PSE				As	Se
5. Periode im PSE	Cd	In		Sb	Te
6. Periode im PSE	Hg	Tl	Pb	Bi	
Alkylderivate gemischte metallorgan. Verbindungen	R ₂ Me RMeX	R ₃ Me R ₂ MeX RMeX ₂	R ₄ Me R ₃ MeX R ₂ MeX ₂	R ₃ Me R ₂ MeX RMeX ₂	R ₂ Me R ₂ MeX ₂
Hauptoxidaionsstufe	2	3	4	3 und 5	2 und 4

Fett- und Kursivdruck: toxische Elemente und organische Elementverbindungen

R: organische Gruppen wie Alkyl, Aryl, Acetyl o. a.

Me: Element / Metall;

X: zugehöriges Anion (meist Halogenide wie Chlorid)

5.2 Einfluss von Art und Konzentration bestimmter Wasserinhaltsstoffe auf die Existenzbedingungen von aquatischen Lebensgemeinschaften

In der Tabelle 7 wurde eine Auswahl von Bereichen bzw. kritischen Grenzkonzentrationen zusammengestellt, die für die Existenzbedingungen von aquatischen Organismen von zentraler Bedeutung sind. Dies betrifft die Temperatur, den pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit, anionische Spezies, Schwermetalle sowie Kupfer und Aluminium. Die Daten wurden dem Lehrwerk von BUSCH, UHLMANN und WEISE (1986), den DVGW-MERKBLÄTTERN ZUR WASSERWIRTSCHAFT (1993/1996), HABERER und NORMANN (1971, S. 164) sowie den UBA-Texten von SCHUDOMA et al. (1994) entnommen. Weiterhin wird auf das Fachbuch von STEINBERG (2001) verwiesen.

Auch die Ergebnisse des Forschungsvorhabens "Ableitung von Qualitätszielen für Kandidatenstoffe der prioritären Liste für die EU-Wasserrahmenrichtlinie", das am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe bearbeitet worden ist, stehen diesbezüglich nunmehr in Form eines Forschungsberichts zur Verfügung (FRIMMEL et al., 2001). Diese Informationen wurden im Hinblick auf die Bewertung der bestehenden LAWA-Zielvorgaben innerhalb dieses Projekts berücksichtigt.

Im Abschlussbericht zu diesem Forschungsvorhaben wurden ökotoxikologische Kennwerte und Daten zur Beurteilung der Wirkungen von Schwermetallen auf Einzelspezies aquatischer Lebensgemeinschaften zusammengestellt. Einige von diesen sind in Tabelle 8 zusammengefasst worden.

Tabelle 7: Einfluss der Konzentration der Wasserinhaltsstoffe auf die Existenzbedingungen von aquatischen Lebensgemeinschaften / Fischen im Süßwasser

Kennwert /Inhaltsstoff (vorliegende Substanz)	Lebensgemeinschaft/ Fische	Wirkung (bei Kon- zentration)	Anmerkungen
pH-Wert	Krebs, Schnecke, Muschel Lachs, Forelle, Plötze, Barsch, Aal Richtlinie Fischgewässer	pH < 5,7 pH < 5,6 pH < 5,0 pH > 6,0 bis 9,0	keine Lebens- möglichkeiten mehr vorhanden geforderter Bereich
elektrische Leitfähigkeit (Mineralisation des Wassers)	sehr wichtig für Existenz aquatischer Lebensgemein- schaften in Süßwasser	≤ 70 mS/m	in Jura/Keuper bis 100 mS/cm; Meer- wasser ~ 5000 mS/m
gelöster Sauerstoff	Salmoniden, Cypriniden	≥ 6 mg/l	Richtlinie Fischge- wässer
Wassertemperatur	Salmoniden, [Cypriniden] Forellen, Schleie	≤ 21,5°C [≤ 28°C] ≤ 27 - 29°C	Richtlinie Fischge- wässer
NH ₃	Fischbrut, empfindliche Fischarten (Forelle)	LD ₁₀₀ = 0,2 mg/l LD ₁₀₀ = 0,6 mg/l	bei pH > 7, [NH ₄ ⁺ deutlich ungefähr- licher bei pH < 7]
NO ₂ ⁻	Salmoniden Cypriniden	≤ 0,01 mg/l ≤ 0,03 mg/l	Richtlinie Fischge- wässer
SO ₄ ²⁻ (als Na ₂ SO ₄)	Schleie Regenbogenforelle	LD ₁₀₀ = 9,8 g/l LD ₁₀₀ = 14,8 g/l	nach 21 d nach 2 d
F ⁻ (als NaF)	Forelle Karpfenbrut u. Kleinkarpfen	LD ₁₀₀ = 5 g/l LD ₁₀₀ = 1 g/l	nach 35 h nach 48 h
CN ⁻ (als KCN) CN ⁻ (als NaCN)	Regenbogenforelle Regenbogenforelle Daphnien	LD ₁₀₀ = 5 mg/l LD ₁₀₀ = 5 mg/l ≥ 3,4 mg/l	nach 1 h nach 2 h starke Schädigungen
P _{ges.} (Phosphate, organi- sche P-Verbindungen)	Salmoniden Cypriniden	< 0,065 mg/l < 0,13 mg/l	Konzentrationen in Fließgewässern < 0,3 mg/l
NO ₃ ⁻	allgem. Wasserorganismen	auch bis 10 mg/l kaum schädlich	schneller Abbau als Basisnährstoff
SiO ₂ / SiO ₄ ⁴⁺ (z. B. als Natriummetasilikat)	Fische Wasserflöhe	> 100 mg/l > 250 mg/l starke Schädigung	Silikatkonzentratio- nen im Wasser stark vom pH-Wert abhängig
Bor als H ₃ BO ₃ Bor als Na-Perborat	Plötze Forelle	LD ₁₀₀ = 6,5 g/l LD ₁₀₀ = 1,0 g/l	nach 46 h nach 24 h
Al (gelöst bzw. kolloidal)	Fische Algen / Daphnien	LD ₁₀₀ = 2,7 mg/l ≥ 0,7 mg/l	3,6 h (pH-abhängiger Schädigungsbeginn)
Cu (als CuNO ₃)	Regenbogenforelle	LD ₁₀₀ = 5 mg/l	nach 1 h
As (als Na ₃ AsO ₃)	Regenbogenforelle Karpfen	LD ₁₀₀ = 0,97 mg/l LD ₁₀₀ = 0,16 g/l	nach 4 d ohne Wirkzeitangabe
Cd (als CdCl ₂)	Daphnien / Stichlinge Fische (Goldfische)	≥ 0,3 mg/l 0,1 - 20 (0,17) mg/l	Schädigungsbeginn (tödlich nach 18 h)
Pb (als Pb ²⁺)	Daphnien Forelle, Weissfische	LD ₅₀ = 0,5 mg/l LD ₁₀₀ = 0,3 mg/l	nach 4 d nach 24 h
Hg (HgCl ₂ oder Hg ₂ Cl ₂)	Forelle, [Aal und Daphnien]	2 µg/l, [20 µg/l]	starke Schädigung
Zn (als Zn ²⁺)	Algen Forellen	≥ 0,1 mg/l LD ₁₀₀ = 0,15 mg/l	toxisch nach 24 h

Tabelle 8: Ökotoxikologische Kennwerte (Wirkparameter) für ausgewählte Schwermetalle

Schwermetall-Spezies	Ökotoxikologische Kenn- und Messwerte (Daten aus: FRIMMEL et al., 2001, in Auszügen)
Quecksilber	Mortalität der Kleinkrebse nach 30 d bei 2 bis 20 ng/l Hg (je nach Spezies) Mortalität (EC ₅₀) von Daphnien nach einem Tag bei 1,6 µg/l Hg Mortalität (EC ₅₀) von Barben nach vier Tagen bei 7,86 µg/l Hg
Nickel	NOEC-Wert für Daphnien nach 21 Tagen zwischen 10 und 220 µg/l Ni Mortalität (LC ₅₀) von Fischen nach vier Tagen zwischen 1,3 und 4,0 mg/l Ni Mortalität (LC ₅₀) von Schnecken nach vier Tagen zwischen 0,2 und 1,5 mg/l
Cadmium	NOEC-Wert von Daphnien nach 21 Tagen zwischen 3 und 160 ng/l CdCl ₂ NOEC-Wert von Lachsen nach 34 Tagen bei 200 ng/l Cd Reprod.-Störung (NOEC) von Muscheln nach neun Monaten bei 5 µg/l Cd
Blei	NOEC (21 Tage) von Daphnien bei 9 µg/l Pb MATC (Entwicklung nach 120 d) von Forellen bei 58 bis 119 µg/l Pb Mortalität (LC ₅₀) des Cyprinus carpio nach vier Tagen bei 440 µg/l Pb

5.3 Hintergrundbereiche nach SCHUDOMA et al. (1994) und LAWA-Zielvorgaben (1998)

Die LAWA (1998, S. 11) gibt auf der Grundlage der Arbeiten von SCHUDOMA (1994) folgende Hintergrundbereiche und Zielvorgaben für Schwermetalle und Kupfer in Fließgewässern an (Tabelle 9):

Tabelle 9: Zielvorgaben der LAWA für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften"

Schwermetalle/Kupfer	Wasser		Schwebstoffe	
	Hintergrundbereich ⁽¹⁾	Zielvorgabe ^(1; 2)	Hintergrundbereich	Zielvorgabe ⁽²⁾
Cadmium	0,009 - 0,036 µg/l	0,072 µg/l	0,15 - 0,6 mg/kg	1,2 mg/kg
Chrom (VI)	1,3 - 5,0 µg/l	10 µg/l	40 - 160 mg/kg	320 mg/kg
Chrom (III)	-	-	-	-
Kupfer	0,5 - 2,0 µg/l	4 µg/l	10 - 40 mg/kg	80 mg/kg
Nickel	0,6 - 2,2 µg/l	4,4 µg/l	15 - 60 mg/kg	120 mg/kg
Quecksilber (anorg.):	0,005 - 0,02 µg/l	0,04 µg/l	0,1 - 0,4 mg/kg	0,8 mg/kg
(organisch):	-	-	-	-
Zink	1,8 - 7,0 µg/l	14 µg/l	50 - 200 mg/kg	400 mg/kg
Blei	0,4 - 1,7 µg/l	3,4 µg/l	12,5 - 50 mg/kg	100 mg/kg

⁽¹⁾ Diese Gesamtkonzentrationen sind aus den Werten für Schwebstoffe berechnet und beziehen sich auf Gewässer mit einer Schwebstoffkonzentration von 25 mg/l. Sie sollten nur ersatzweise Anwendung finden, wenn keine Messungen im Schwebstoff vorliegen.

⁽²⁾ Die Überwachung erfolgt mit dem 50-Perzentilwert.

Tabelle 10: Vergleich der geogenen Hintergrundkonzentration nach Angaben von SCHUDOMA et al. (1994) bzw. FERGUSSON (1990) und der dort zitierten Literatur

Spezies (Metallion, -komplex-, organyl)	natürliche Hintergrundbereiche kontinentaler Oberflächenwässer	
	nach SCHUDOMA (1994) ⁽¹⁾	nach FERGUSSON (1990) ⁽²⁾
Cd _{ges} (µg/l)	0,009 - 0,036 (S. 56)	0,010 - 0,10 (S. 174 u. 183)
Cr _{ges} (µg/l)	1,3 - 5,0 (S. 68)	-
Cu _{ges} (µg/l)	0,5 - 2,0 (S. 80)	-
Hg _{ges} (µg/l)	0,005 - 0,020 (S. 104)	0,002 - 0,060 (S. 174 u. 184)
Ni _{ges} (µg/l)	0,6 - 2,2 (S. 92)	-
Pb _{ges} (µg/l)	0,4 - 1,7 (S. 44)	0,005 - 0,050 (S. 174 u. 186)
Zn _{ges} (µg/l)	1,8 - 7,0 (S. 118)	-
As _{ges} (µg/l)	-	< 1,0 - 10,0 (S. 275)

⁽¹⁾ Diese Gesamtkonzentrationen sind aus den Werten für Schwebstoffe berechnet und beziehen sich auf Gewässer mit Schwebstoffkonzentrationen von 25 mg/l. Sie sollten nur ersatzweise Anwendung finden, wenn keine Messungen im Schwebstoff vorliegen.

⁽²⁾ alle Angaben bezogen auf den geschätzten Schwankungsbereich der Hintergrundkonzentration

Im Kapitel 6 des Berichts werden die ermittelten Referenzwerte (50er Perzentilwerte) im Hinblick auf die Zielvorgaben der LAWA diskutiert. Die für die Schwermetallkonzentrationen im Schwebstoff genannten Zielvorgaben über alle Schutzgüter entsprechen nach LAWA-Güteklassifikation im wesentlichen der stoffbezogenen chemischen Gewässergüteklasse II (LAWA, 1998, S. 26). Die Einstufung der Fließgewässer nach ihren Nährstoff- und Salzkonzentrationen sowie Summenkenngrößen wurde von der LAWA (1998) wie folgt vorgenommen:

Tabelle 11: Gewässergüteklassifikation der Summen-, Leit- und Wirkkennwerte, zu bewerten nach 90-Perzentilen bzw. 10-Perzentilen im Fall des O₂-Gehalts (LAWA, 1998)

Kennwert (Maßeinheit)	Gewässergüte- klasse I	Gewässergüte- klasse I - II	Gewässergüte- klasse II
Gesamt-N (mg/l)	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 3,0
Nitrat-N (mg/l)	≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 2,5
Nitrit-N (µg/l)	≤ 10	≤ 50	≤ 100
Ammonium-N (µg/l)	≤ 40	≤ 100	≤ 300
Gesamt-P (µg/l)	≤ 50	≤ 80	≤ 150
ortho-Phosphat-P (µg/l)	≤ 20	≤ 40	≤ 100
Sauerstoffgehalt (mg/l)	> 8	> 8	> 6
Chlorid (mg/l)	≤ 25	≤ 50	≤ 100
Sulfat (mg/l)	≤ 25	≤ 50	≤ 100
TOC (mg/l)	≤ 2	≤ 3	≤ 5
AOX (µg/l)	“ 0 “	≤ 10	≤ 25

Hinsichtlich der Nutzung der Fließgewässerdaten für die Statistik mussten vereinzelt Einschränkungen getroffen werden. Einige Proben von Messstellen wiesen zum Teil Konzentrationen an Einzelstoffen auf, die die Anforderungen der GKL II deutlich überschritten und aus hydrogeologischer Sicht nicht erklärbar waren. Derartige Messwerte mussten von der statistischen Bearbeitung ausgeschlossen werden, da eine anthropogene Belastung nicht auszuschließen war.

6. Ableitung von Referenzbedingungen für Fließ- und Standgewässer - Daten aus der Literatur und Projektergebnisse

6.1 Summen-, Leit- und Wirkparameter

Von diesen Gruppen an Kennwerten wurden der pH-Wert, die Wassertemperatur, der Gehalt an gelöstem Sauerstoff, die Sichttiefe (nur bei Standgewässern), der DOC und TOC obligatorisch bearbeitet sowie fakultativ die Kennwerte spezifische elektrische Leitfähigkeit, abfiltrierbare Stoffe, CSB_{Chromat} und BSB₅ berücksichtigt. Die Ergebnisse sind teilweise in der Tabelle 48 zusammengestellt.

6.1.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur ist eine bedeutsame Einflussgröße für alle physikalischen, wasserchemischen und biologischen Vorgänge in Oberflächengewässern. Maßgeblich durch die Jahreszeit und Wetterlage (Temperatur der Luft und Niederschläge, Dauer und Intensität der Lichteinstrahlung) determiniert, beeinflusst sie massiv die Geschwindigkeit der im Wasser ablaufenden chemischen Reaktionen, die Löslichkeiten der Inhaltsstoffe (z.B. Mineralien, Gase und organische Stoffe), die Wechselwirkungen mit Partikeln und Kolloiden sowie die Lebens- und Fortpflanzungsbedingungen für die Wasserorganismen. In der Richtlinie Fließgewässer wird als noch verträgliche Obergrenze eine Wassertemperatur von maximal +27°C bis +29°C angegeben (s. a. Tabelle 7). An den für die Auswertung genutzten Messstellen der Fließ- und Standgewässer lagen die mittleren Wassertemperaturen während der Beprobungskampagnen zwischen +5°C und +12°C, die absoluten Maximalwerte für Fließgewässer bei +23,4°C und für Standgewässer bei +26,5°C.

6.1.2 pH-Wert

Als negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration definiert, ist der pH-Wert ein Maß für die Acidität bzw. Basizität der Wasserphase. Er wird sehr stark durch die umgebende Festphase sowie gelöste/suspendierte Wasserinhaltsstoffe beeinflusst (Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, Huminstoffkonzentration, Pufferwirksamkeit von Mine-

ralsalzen). Der Grenzbereich für die Existenz von Mikroorganismen, Kleinlebewesen und Fischen liegt etwa zwischen 5,0 und 9,0. Der pH-Wert kann mittelbar auch durch hydrobiologische Spezies und deren mikrobielle Aktivitäten im Wasser beeinflusst werden (s. JUNGBLUTH und LEHMANN, 1976, S. 198).

Nach der novellierten TVO (2001) ist hinsichtlich des pH-Werts ein Bereich zwischen 6,5 und 9,5 für Trinkwasser einzuhalten. Hinsichtlich des pH-Werts wurde in den berücksichtigten Messstellen der untersuchten Fließgewässerlandschaften ein gemittelter Wertebereich zwischen 6,0 (Mittelwert für Moore) und 8,2 (Mittelwert sowohl für Kalkalpen als auch für Flyschalpen) gefunden. Tabelle 12 zeigt die Einstufung der Fließgewässerlandschaften nach den ermittelten statistischen Parametern in drei festgelegte pH-Wertbereiche. Dies erfolgte nach der RICHTLINIE FISCHGEWÄSSER. Die Untergrenze wurde um 0,5 pH-Einheiten angehoben und Obergrenze um eine pH-Einheit abgesenkt, um eine Differenzierung nach den Gewässerlandschaften herausarbeiten zu können.

Tabelle 12: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für den pH-Wert und die Einordnung der Resultate bezogen auf die Fließgewässerlandschaften

pH ≤ 6,5	6,5 < pH ≤ 7,9	pH ≥ 8,0
Moore (90-P.)	Sandbedeckung (90-P.)	Moränen (90-P.)
Kreide, sandig (90-P.)	Tertiär (90-P.)	Sander (90-P.)
Granit [Erzgebirge] (90-P.)	Terrassen (90-P.)	Malm (90-P.)
	Kreide/kalkig (90-P.)	Muschelkalk (90-P.)
	Buntsandstein (90-P.)	Keuper (90-P.)
	Rotliegendes/Sediment (90-P.)	Kalkalpen (90-P.)
	Rotliegendes/Vulkanite (90-P.)	Flyschalpen (90-P.)
	Zechstein (90-P.)	Molassealpen (90-P.)
	Gneis [Erzgebirge] (90-P.)	Löß (90-P.)
	Auen (nur Mw.)	Diabas/Basalt (90-P.)
	Dogger & Lias (90-P.)	
	Granit (90-P.)	
	Diabas [Harz] (90-P.)	
	Grundgebirge Kalk (nur Mw.)	
	Schiefer (90-P.)	
	Schiefer [Erzgebirge] (90-P.)	
	Schiefer [Harz] (90-P.)	
	Schiefer [RSG] (90-P.)	
	Gneis (90-P.)	

Mw.: Mittelwert, Med.: Median (50-Perzentil), 90-P.: 90-Perzentil (statistische Parameter zutreffend für den jeweils genannten pH-Bereich); RSG: Rheinisches Schiefergebirge

Wie die Datenverteilung in der Tabelle 12 zeigt, weisen nur die Moore, die sandige Kreide und erstaunlicherweise der Granit im Erzgebirge relativ niedrige pH-Werte auf, was für die

beiden erstgenannten auf Grund ihrer lithogenen Struktur plausibel ist. Die Fließgewässer der Formation Granit liegen normalerweise im neutralen pH-Bereich, sind aber offensichtlich im Raum des Erzgebirges durch überprägende Einflüsse (Versauerung in der ungesättigten Zone, Pufferausfall durch Bodenerosion nach Waldsterben) verändert worden. Der überwiegende Teil der Fließgewässerlandschaften entfällt auf den pH-neutralen Bereich, während die karbonatisch-dolomitisch geprägten Gewässerlandschaften erwartungsgemäß pH-Werte $\geq 8,0$ (90-Perzentile) aufweisen.

6.1.3 Gehalt an gelöstem Sauerstoff im Wasser

Sauerstoff ist das am häufigsten in der Erdrinde vorkommende chemische Element. Von Bedeutung sind seine gebundenen Formen zum einen im Wassermolekül selbst, zum anderen als Oxidform in Mineralien sowie in zahlreichen organischen Wasserinhaltsstoffen. Die Konzentration des gelösten Sauerstoffs in Oberflächengewässern ist abhängig von der Art und dem Umfang sauerstoffzehrender oder sauerstofffreisetzender Prozesse sowie von der Temperatur. Der Austausch von Sauerstoff über die Phasengrenze flüssig-gasförmig ist bei Oberflächengewässern stets zu beachten. Turbulenz wirkt sauerstoffsättigend für die wässrige Phase (Einmischung von O_2 aus der Atmosphäre). Dabei ist die Sättigungskonzentration sowohl von der Temperatur (Jahreszeit) als auch vom herrschenden Luftdruck abhängig. Freier Sauerstoff im Wasser kann die organische und anorganische Substanz oxidieren und dient zudem den aeroben Organismen zur Atmung. In der RICHTLINIE FISCHGEWÄSSER wird für Salmoniden und Cypriniden ein Gehalt an gelöstem Sauerstoff von ≥ 6 mg/l gefordert.

Gemäß der Güteklassifikation der LAWA (1998) für Fließgewässer sind die Gewässergüteklasse I - II mit > 8 mg/l O_2 und II mit > 6 mg/l O_2 ausgewiesen. In den zur Bewertung herangezogenen Fließgewässer-Messstellen betrugen die mittleren Sauerstoffgehalte durchgängig $\geq 8,9$ mg/l (hier: 50-Perzentil), in den Standgewässern $\geq 6,3$ mg/l (10-Perzentil: Diabas/Basalt). In den Standgewässern traten auch jahreszeitlich bedingte Minima speziell bei berücksichtigten Tiefen ≤ 15 m bis 5 mg/l O_2 auf.

6.1.4 Spezifische elektrische Leitfähigkeit

Der Kennwert spezifische **elektrische Leitfähigkeit** (eLf) dient der summarischen Erfassung der im Wasser gelösten Kat- und Anionen. Damit ist eine Kontrolle der Gewässerbeschaffenheit, Wassergewinnung und Aufbereitung, der Wasserqualität in Zusammenhang mit dessen Nutzung, von Abwässern unterschiedlicher Art sowie der Vollständigkeit von Ionenanalysen möglich. Für größere Fließgewässer wie Donau, Elbe und Rhein sind eLf-Werte zwischen 40 und 70 mS/m bei mittleren Wasserständen als Normalbereich anzusehen, was jedoch nicht vollständig geogen bedingt ist. In der neuen EU-Trinkwasserrichtlinie ist die elektrische Leitfähigkeit mit einem Parameterwert ($\cong$ Grenzwert) von ≤ 250 mS/m bei 293 K ausgewiesen.

Der gleiche Wert wird auch in der inzwischen novellierten deutschen TVO gefordert. Die analytische Bestimmung des Kennwerts erfolgt nach DIN 38404, Teil 8 (1985).

Die elektrische Leitfähigkeit, betrachtet als Mineralisationslevel des Wassers, der durch die Auflösung des Umgebungsgesteins maßgeblich bestimmt wird, ist für die Existenzbedingungen aquatischer Lebensgemeinschaften bedeutsam. Werte von ≥ 70 mS/m führen zu Einschränkungen bzw. zum Absterben der Süßwasserorganismen (s. Tabelle 7). Werte oberhalb des genannten Grenzbereichs weisen in der Regel anthropogen beeinflusste Oberflächengewässer aus. Innerhalb der separierten Fließgewässerlandschaften wurde ein mittlerer Wertebereich für die elektrische Leitfähigkeit zwischen 10 mS/m (Schiefer, Harz) und 88 mS/m (Keuper) gefunden. Während die silikatisch geprägten Gewässerlandschaften eLf-Werte von ≤ 30 mS/m besitzen, d. h. nur schwach bis mittel mineralisiert sind, wurden bei den sandig-tonigen und karbonatischen Landschaften mittlere elektrische Leitfähigkeiten zwischen 31 und 60 mS/m gemessen. Oberhalb dieses Bereichs liegt neben dem bereits erwähnten Keuper nur noch die kalkige Kreide (72 mS/m).

Tabelle 13: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für den Kennwert eLf und die Einordnung der Resultate bezogen auf die Fließgewässerlandschaften

eLf < 30 mS/m	30 mS/m $\leq$ eLf < 60 mS/m	eLf $\geq$ 60 mS/m
Sandbedeckung (nur Mw.)	Terrassen (90-P.)	kalkige Kreide (90-P.)
Auen (nur Mw.)	Tertiär (nur Mw.)	Keuper (90-P.)
Lias & Dogger (90-P.)	Moränen (90-P.)	<i>Schiefer [RSG] (90-P.)</i>
Moore (90-P.)	Sander (90-P.)	<i>Zechstein (90-P.)</i>
Buntsandstein (90-P.)	Löß (90-P.)	
Rotliegendes/Sediment (90-P.)	Kreide, sandig (90-P.)	
Rotliegendes/Vulkanite (90-P.)	Malm (90-P.)	
Diabas-Basalt (90-P.)	Muschelkalk (90-P.)	
Kalkalpen (90-P.)	Grundgebirge Kalk (nur Mw.)	
Granit (90-P.)	Molassealpen (90-P.)	
Granit [Erzgebirge] (90-P.)	Flyschalpen (90-P.)	
Gneis (90-P.)	<i>Schiefer [RSG] (Mw.)</i>	
Gneis [Erzgebirge] (90-P.)	<i>Zechstein (Mw., Med.)</i>	
Schiefer (90-P.)		
Schiefer [Harz] (90-P.)		
Schiefer [Erzgebirge] (90-P.)		
Diabas [Harz] (90-P.)		

Mw.: Mittelwert, Med.: Median (50-Perzentil), 90-P.: 90-Perzentil, RSG: Rheinisches Schiefergeb.

kursive Angaben:

Mittelwert für Schiefer im RSG: 43 mS/m, 90-Perzentil-Wert für Schiefer im RSG: 71 mS/m

Mittelwert = Median für Zechstein: 54 mS/m, 90-Perzentil-Wert für Zechstein: 68 mS/m

In den Gewässerlandschaften mit gesondertem Charakter wie Moore oder metallogene Landschaften lagen die mittleren eLf-Werte in den Standgewässern bei 8 mS/m bzw. 9 bis 15 mS/m. Außer beim Keuper (eLf in Standgewässern bei 30 mS/m) sind die oben vorgenommenen Aussagen auch für die Standgewässer zutreffend. Die Abweichungen zu den Daten in den Fließgewässern sind meist gering. Tabelle 13 gibt eine Übersicht zu den Verhältnissen in den Fließgewässerlandschaften für den Kennwert spezifische elektrische Leitfähigkeit (eLf).

6.1.5 Sichttiefe

Die Sichttiefe ist eine einfache Methode zur Bestimmung der Durchsichtigkeit eines Standgewässers unter Verwendung der Secchi-Scheibe. Als Sichttiefe ist die Wassertiefe definiert, in der eine weiße Scheibe von 30 cm Durchmesser für das Auge eines Beobachters an der Wasseroberfläche verschwindet. Sie gibt die halbe Entfernung an, die das Licht bis zur Scheibe und zurück durchlaufen muss. Auch wenn die Sichttiefe von sehr vielen Faktoren beeinflusst wird (z. B. Sehschärfe des Beobachters, Kontrast, Lichtbedingungen, Trophie, mineralisch bedingte Trübung), ist sie für Gewässer ein relativ gutes Maß hinsichtlich der Trophiezuweisung im Referenzzustand (LAWA, 1998, S. 46; s. a. LAMPERT und SOMMER, 1999). Eine Auswahl an Sichttiefenwerten ist nachfolgend angegeben:

- 40 m: extrem klarer Crater Lake, USA
- 1,5 bis 12 m: Bodensee zu verschiedenen Jahreszeiten
- 5 m : Schöhsee in Schleswig-Holstein im Sommer
- ≤ 1 m: nährstoffreiche Seen in Schleswig-Holstein im Sommer
- 0,2 m: Karpfenteiche
- 0,05 m: Lake Nakuru (Kenia).

Im Zusammenhang mit der Sichttiefe ist zu bemerken, dass in Mitteleuropa ein Klarwasserstadium mit großer Sichttiefe im Frühsommer ein typisches Zeichen für eutrophe Seen ist, und dass oligotrophe, unbelastete Seen kein Klarwasserstadium aufweisen (LAMPERT und SOMMER, 1999). Im eutrophen See ist die Sukzession durch zwei Maxima des Phytoplanktons gekennzeichnet (Frühjahrsmaximum: kleine Algen; Sommermaximum: große Algen). Dazwischen liegt ein Klarwasserstadium, das durch ein Maximum großer Zooplankter entsteht, die die kleinen Algen fressen. Im oligotrophen See laufen die jahreszeitlichen Vorgänge langsamer ab, es gibt nur ein Algenmaximum und das Klarwasserstadium fehlt (PEG-Modell nach SOMMER, entwickelt zum Teil am Bodensee). Dies bedeutet, dass der Probennahmezeitpunkt einen entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis einer Sichttiefenmessung hat.

Bei den Standgewässern konnten nur für die Gewässerlandschaften Moränen, Rotliegendes, Diabas/Basalt, Kalkalpen und Olisthostrom (Harz) Angaben zu den Sichttiefen ermittelt werden. Die Mittelwerte dafür lagen zwischen 3,5 m und 6,6 m und somit ausschließlich im Bereich für mesotrophe und oligotrophe Seen gemäß den LAWA-Anforderungen (LAWA: "Gewässerbewertung - Stehende Gewässer", 1998, S. 46). Bei den Seen in den Flyschalpen lag der Mittelwert bei 2,1 m, was dem Trophiegrad eutroph (e1) an der Grenze zu mesotroph

entspricht. Ursache dafür kann allerdings auch die mineralische Trübung des Wassers sein, die in den Flyschalpen einen bedeutsamen Einfluss auszuüben vermag (s.a. Kapitel 6.1.6: Konzentration an abfiltrierbaren Stoffen im Mittel bei 93 mg/l).

6.1.6 Abfiltrierbare Stoffe

Der Summenparameter "Abfiltrierbare Stoffe" dient der Ermittlung des Gehalts an ungelösten, suspendierten Wasserinhaltsstoffen wie Quarzpartikel, Silikate, Tonmineralien, Metalloxide oder organische Schwebstoffe. In der DVGW-OW (Qualitätsanforderung für Rohwasser zur Trinkwassergewinnung) werden für suspendierte Stoffe z. B. bei nachfolgendem Einsatz von Aufbereitungsverfahren Orientierungswerte vorgegeben. Sie wurden für anorganische Stoffe mit 200 mg/l und für organische Stoffe in fließenden Gewässern mit 25 mg/l, in stehenden Gewässern mit 1 mg/l fixiert. Die Bestimmung des Summenparameters erfolgt nach DIN 38409, Teil 2 (1987). Hinsichtlich von Fischen bzw. Wasserflöhen treten ab einem Gehalt von etwa 100 mg/l an SiO_2 bzw. 200 mg/l und Silikaten/Metasilikaten starke Schädigungen auf (s.a. Tabelle 7).

Daten für abfiltrierbare Stoffe wurden für die Gewässerlandschaften Terrassen, Moränen, Moore, Malm, Rotliegendes, Zechstein, Gneis, Granit, Kalkalpen, Flyschalpen, Molassealpen sowie Diabas/Grauwacke (Harz) und Schiefer (Erzgebirge und Rheinisches Schiefergebirge) gefunden. Dabei ergibt sich folgende Strukturierung. Bei den gemittelten Werten ergab sich bei den oben genannten Gewässerlandschaften bis auf drei Ausnahmen nur ein relativ geringer Level von ≤ 15 mg/l. Dagegen zeigten die ausgewählten Fließgewässer in den Kalkalpen einen Mittelwert von 33 mg/l und in den Flyschalpen von 93 mg/l. Lediglich in den Moorlandschaften wurde ein mittlerer Wert von 195 mg/l gefunden, was auf Grund der teilweise hohen organischen Schwebstoffkonzentration (Huminstoffe) zu erwarten war. Bei den Standgewässern waren hinsichtlich dieses Kennwerts keinerlei Messwerte verfügbar.

6.1.7 Gelöster Organisch-gebundener Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon - DOC) und Organisch-gebundener Gesamtkohlenstoff (Total Organic Carbon - TOC)

DOC und TOC sind die wichtigsten Summenparameter für den organisch-gebundenen Kohlenstoff in der wässrigen Phase. Kohlenstoff ist das Basiselement für alle organischen Stoffe, aus denen sich das Leben auf der Erde entwickelt hat. Der TOC umfasst dabei den gelösten, den ungelösten und auch den partikulär gebundenen organischen Kohlenstoff im Wasser. Der DOC ist ein Maß für den gelösten organisch-gebundenen Kohlenstoff, der eine $0,45\ \mu\text{m}$ -Membran durch Filtration passieren kann. Bei den Messungen ist zu berücksichtigen, dass die Anionen Rhodanid, Acetat und Oxalat, wenn sie in metallkomplexgebundener Form vorliegen, im DOC mitbestimmt werden, was laut Definition eigentlich unerwünscht ist. Gelöstes Cyanid, Carbonat und Hydrogencarbonat werden vor der Detektion abgetrennt (durch Säure ausgetrieben). Die analytische Bestimmung ist derzeit nach DIN EN 1484 (1997) verbindlich

vorgegeben. Sowohl über den TOC als auch den DOC können erste Informationen über den Stoffhaushalt, den Substanzstoffwechsel z. B. mittels Algen und fallweise zum Belastungsgrad von Gewässern erhalten werden. Zur summarischen Bestimmung des Pools an Organika in Fließgewässern reicht die Messung des DOC in der Regel aus. Hinsichtlich weiterführender Aussagen ist die Bestimmung des TOC oft unerlässlich. Fließgewässer mit Quellgebieten in Hochgebirgen (Altrhein), die massiv durch die Schneeschmelze in Hochgebirgen gespeist werden, enthalten deutlich weniger DOC biogener Herkunft (≤ 2 mg/l) als solche mit Quellgebieten in Hochmooren [Elbe (Isergebirge), Saale (Fichtelgebirge)] mit Gehalten bis 8 mg/l ohne anthropogene Überprägung. Hintergrundsubstanzen des TOC und DOC sind Humifizierungs- und Stoffwechselprodukte von Pflanzen und Mikroorganismen, z. B. Humin- und Fulvinsäuren, Polysaccharide wie Lignin und Stärke sowie Aminosäuren, Proteine und Proteide (zum Einfluss von Huminstoffen auf die ökologische Regulation in Binnengewässern siehe STEINBERG und SCHÖNFELDER, 2001). An anthropogenen Substanzen sind vor allem die Abwasserinhaltsstoffe der Papier- und Kartonagenindustrie (Ligninsulfonsäuren, sulfonierte Peptide und Polysaccharide) sowie kommunale Abwässer mit Rückständen von Wasch- und Reinigungsmitteln von Bedeutung.

Nach der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA (1998) wird der TOC als ein Kriterium innerhalb der Kennwerte Nährstoffe, Salze und Summenparameter für die Einstufung der Fließgewässer genannt (z.B. Gewässergüteklasse I ≤ 2 mg/l). In den Messstellen der Fließgewässer zeigten die Kennwerte DOC und TOC nur eine geringe Variationsbreite. Die gemittelten Werte lagen durchweg für beide Kennwerte bei < 5 mg/l. TOC-Konzentrationen < 3 mg/l traten in den Gewässerlandschaften Rotliegendes (sowohl Sedimente als auch Vulkaniite), Kalkalpen und Schiefer (Rheinisches Schiefergebirge) auf, DOC-Werte < 3 mg/l in Löß, kalkiger Kreide, Malm, Buntsandstein, Rotliegendem, Granit, Kalkalpen, Grundgebirge Kalk, Diabas/Basalt und im Schiefer (Erzgebirge). Gleiches traf auch für die Standgewässer zu, wobei die Datenlage hier relativ gering war (nur existent für Moränen, Moore, Rotliegendes, Diabas/Basalt, Kalkalpen, Olisthostrom (Harz) sowie Granit und Gneis (Erzgebirge)). In der Tabelle 14 sind die Ergebnisse zusammengestellt.

Bei der Einordnung nach den 90-Perzentilwerten zeigt sich nur für die Kalkalpen und den Schiefer im Erzgebirge eine Zugehörigkeit zur Gewässergüteklasse (GKL) I. Die meisten Fließgewässerlandschaften fallen hinsichtlich des TOC in die Gewässergüteklasse II. Nur die Terrassen, der Schiefer und Gneis gehören mit 90-Perzentilwerten zwischen 5 mg/l und 10 mg/l der GKL II - III an. Da sich die Messstellen überwiegend in Bächen und kleinen Flussläufen von Waldgebieten befinden, wo keine industriellen und kaum kommunale Abwasserleitungen angetroffen werden, müssen die gefundenen TOC-Werte biogeogenen Quellen mit einem erhöhten Level entstammen.

Tabelle 14: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte des TOC (90-Perzentil)

GKL I ⁽¹⁾ (TOC ≤ 2 mg/l)	GKL I - II (2 mg/l < TOC ≤ 3 mg/l)	GKL II (3 mg/l < TOC ≤ 5 mg/l)	> GKL II (TOC > 5 mg/l)
Kalkalpen	-	Moränen	Terrassen
Schiefer [Erzgebirge]	-	Löß	Schiefer
		Lias & Dogger	Gneis
		Buntsandstein	
		Rotliegendes/Sedimente	
		Rotliegendes/Vulkanite	
		Zechstein	
		Diabas/Basalt	
		Granit	
		Flyschalpen	
		Molassealpen	
		Diabas [Harz]	
		Schiefer [RSG]	

⁽¹⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

6.1.8 Chemischer Sauerstoffbedarf

Der Summenparameter "Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)" ermöglicht Aussagen über den Gehalt an oxidierbaren Inhaltsstoffen im Wasser. Nach erfolgter Vereinheitlichung wird der CSB ausschließlich mit der Bichromat-Methode bestimmt (DIN 38409, Teil 41, 1980). Dabei entspricht ein Verbrauch von 1,5 mol O₂ einer Umsetzung von 1 mol K₂Cr₂O₇.

[Anmerkung der Autoren: Die Anwendung von KMnO₄ ist ausschließlich unter den "Mangan-Index" gefallen. Gemäß TVO von 1990 beinhaltet dieser die Oxidierbarkeit von Wasserinhaltsstoffen durch Umsetzung von Mn(VII) zu Mn(II) mit einem Grenzwert von 5 mg/l.]

Der DVGW-OW für den CSB von Rohwässern wie z. B. Oberflächenwässern, die einer Aufbereitung zugeführt werden, wurde mit 20 mg/l festgelegt (Proben vor der Bestimmung filtriert). Bei natürlichen Verfahren zur Trinkwasserherstellung liegt der Orientierungswert für den CSB (filtriert) bei 10 mg/l. In der Gewässergüteklassifikation der LAWA für Fließ- und Standgewässer ist der Kennwert CSB nicht enthalten. CSB-Werte von Fließ- und Standgewässern standen nur von einem Teil der Gewässerlandschaften zur Verfügung. Die Datenlage bei den Standgewässern war ungenügend. Bei Messstellen von Fließgewässern in den Kalk- und Flyschalpen wurden mittlere CSB-Werte von 1,7 mg/l bzw. 3,0 mg/l gefunden. In allen anderen Fließ- und Standgewässern lagen die CSB-Werte zum Teil deutlich oberhalb von 5 mg/l. Im Einzelnen ergaben sich die nachfolgend genannten mittleren CSB-Werte:

- sandig-tonige Landschaften (Löß, Terrassen, Moränen): 7,8 mg/l bis 14 mg/l
- karbonatische und salinare Landschaften (Molassealpen, Malm, Zechstein): 13,9 - 22 mg/l

- Sandstein-Landschaften (Buntsandstein): 7,3 mg/l
- silikatische Grundgebirge (Schiefer, Gneis, Granit): 8,1 mg/l bis 15,9 mg/l
- Vulkanite (Diabas/Basalt): 7,6 mg/l
- Moore und Moorauen: Messstellen ohne CSB-Daten.

Damit ergibt sich ein Gesamtkorridor für die mittleren CSB-Werte zwischen ca. 2 mg/l und 22 mg/l ohne einen signifikanten Trend hinsichtlich der Lithologie der Einzugsgebiete. Der Maximalbereich stimmt mit dem oben genannten DVGW-Orientierungswert für Rohwässer zur Trinkwasseraufbereitung gut überein, d.h., anthropogen wenig beeinflusste Oberflächengewässer können hinsichtlich des CSB in der Regel problemlos für die Trinkwasseraufbereitung eingesetzt werden.

6.1.9 Biologischer Sauerstoffbedarf

Bei der Bestimmung des **Biologischen Sauerstoffbedarfs (BSB)** wird die Entwicklung der Bilanz (Massekonzentration) an gelöstem Sauerstoff verfolgt, die sich unter festgelegten Bedingungen durch die mikrobiell-biochemische Oxidation von organischen und/oder anorganischen Stoffen im Wasser einstellt. Dieser Summenparameter ist ein ausgezeichnetes Kriterium für die mikrobielle Aktivität und biochemische Oxidierbarkeit eines Wassers. Die Bestimmung wird wie folgt durchgeführt. Die zu untersuchende Probe wird mit Sauerstoff angereichert, mit aeroben, nitrifikationshemmenden Mikroorganismen angeimpft und bei 293 K inkubiert. Die Zeitdauer (in Tagen) richtet sich nach der entsprechenden DIN-Norm, mit der geprüft wird:

BSB_n (Biolog. Sauerstoffbedarf nach n-Tagen): DIN EN 1899-1 (1998), verdünnte Proben;

BSB_n (Biolog. Sauerstoffbedarf nach n-Tagen): DIN EN 1899-2 (1998), unverdünnte Proben;

BSB₅ (Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen): DIN ISO 5815 (1989).

Trotz der oben genannten Vorzüge ist der BSB kein aktueller Parameter der LAWA hinsichtlich der Güteklassifizierung von Oberflächengewässern. Lediglich bei den Beurteilungsansätzen einzelner Bundesländer zur Gewässergüte, z.B. in der Klassifizierung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern, werden Grenzkonzentrationen für den BSB₅ genannt. Für die Güteklasse 1 ist dabei ein Wert von ≤ 4 mg/l O₂ einzuhalten, für die Güteklasse 2 wurde der Level bei ≤ 10 mg/l O₂ (BSB₅) festgeschrieben. Bei den Standgewässern konnten nur für Moore (0,4 mg/l O₂) und Schiefer im Rheinischen Schiefergebirge (0,35 mg/l O₂) mittlere BSB₅-Werte gefunden werden. Bei den Fließgewässern liegt der mittlere Wertebereich für die durchströmten einzelnen geologischen Formationen zwischen 0,4 mg/l O₂ und 3,4 mg/l O₂. Von den zwölf mit BSB₅-Mittelwerten ausgewiesenen Gewässerlandschaften lagen acht im Wertebereich zwischen 2,0 mg/l O₂ und 3,0 mg/l O₂ ohne einen erkennbaren Trend hinsichtlich der relevanten Lithologie, d.h. zwei Drittel unterschritten das oben genannte Prüfniveau von 4 mg/l O₂.

6.1.10 Spontane Sauerstoffzehrung in fünf Tagen

Gegenwärtig existiert eine DIN-Vornorm zum Summenparameter "Spontane Sauerstoffzehrung (SSZ)" (O_2 -Zehrung pro Stunde) als Vordruck in den Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Sie trägt die Bezeichnung DIN V 38408, Teil 24 (1987) und wurde bisher nicht auf das Niveau eines DIN-Verfahrens erhoben. Ein Verfahren zur Bestimmung des Summenparameters mit der Bezeichnung "Sauerstoffzehrung in fünf Tagen" konnte nicht gefunden werden. Allerdings existieren für diesen Kennwert ältere Messwerte von Fließgewässern. Die Mittelwerte liegen mit 1,5 mg/l bis 3,0 mg/l in einem relativ engen Korridor ohne deutlichen Einfluss der umgebenden Lithologie. Lediglich im Zechstein ragt der Mittelwert mit 3,9 mg/l O_2 etwas heraus. Bei den Standgewässern konnte einzig für den Olisthostrom im Harz ein gemittelter Wert von 1,7 mg/l O_2 gefunden werden.

6.2 Hauptan- und Kationen

6.2.1 Einleitung

Die Anionen **Sulfat**, **Chlorid** und **Hydrogencarbonat** zählen zu den hauptsächlichen anionischen Inhaltsstoffen von Oberflächengewässern. Sie liegen in Ionenform vor. Viele mit Kationen bildungsfähige Salze besitzen hohe Wasserlöslichkeiten, speziell die mit Haupt- und Nebenbestandteilen des Wassers kationischer Natur (Alkali- und Erdalkalimetalle; Ausnahmen: $CaSO_4$ und $BaSO_4$). Die Alkali- und Erdalkaliionen **Natrium**, **Kalium**, **Magnesium** und **Calcium** bilden die Gruppe der Hauptkationen in den Fließ- und Standgewässern. Auf Grund ihrer dominierenden Konzentrationen können sie den Chemismus der Gewässer und die Lebensbedingungen der Wasserorganismen maßgeblich beeinflussen. Eine Güteklassifikation der Gewässer hinsichtlich der Alkali- und Erdalkaliionen besteht seitens LAWA nicht.

6.2.2 Chlorid

Das Anion Chlorid kommt meist aus den Böden und dem Untergrundgestein der Einzugsgebiete, wobei es dort oft nur in Spuren auftritt. Hohe Konzentrationen an Chlorid resultieren maßgeblich aus Stein- und Kalisalzvorkommen (Carnallit, Hartsalz, Sylvinit) bzw. Abwasserleitungen der Kaliindustrie in Oberflächengewässer. Chlorid wird als NaCl aus dem Meerwasser ausgeblasen und gelangt über die Atmosphäre in die Niederschläge. Als Hintergrundwert in salzlagerfreien Einzugsgebieten wird ein Wertebereich von 10 bis 30 mg/l genannt (MERKEL und SPERLING, 1996). Chlorid ist ein für die Lebensprozesse essentielles Anion (Regulator des Wasserhaushalts und des Kationen-Anionen-Gleichgewichts in den Zellen der Lebewesen). In der novellierten TVO (2001) ist Chlorid als Indikatorparameter mit einem Grenzwert von 250 mg/l versehen worden. In der stoffbezogenen chemischen Güteklassifikation (LAWA, 1998) für Fließgewässer liegt für Chlorid die obere Grenze in der Güteklasse I

bei 25 mg/l und in der Güteklasse I - II bei 50 mg/l. Diese Vorgaben wurden in den Standgewässern nur bei den Auen (Mittelwert von 55 mg/l Cl^-) leicht überschritten.

Tabelle 15 zeigt die Zuordnung der einzelnen Fließgewässerlandschaften hinsichtlich des 90-Perzentils für Chlorid. Wie die Resultate der statistischen Bearbeitung verdeutlichen, können mit Ausnahme des Zechsteins alle Messstellen in den übrigen Formationen den Gewässergüteklassen I bzw. I - II zugeordnet werden, die überwiegende Zahl der besten Güteklasse. Damit zeigt sich, dass die in die statistische Auswertung integrierten Messwerte (und Messstellen) nicht bzw. nur geringfügig durch anthropogene Cl^- -Quellen beeinflusst sind und die Auswahl dieser Messstellen somit ihre Berechtigung hat. Die relativ hohen Chlorid-Werte im Zechstein sind gegen bedingt (Salzlandschaft) und somit plausibel.

Tabelle 15: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Chlorid (90-Perzentil)

GKL I⁽¹⁾ ($\text{Cl}^- \leq 25 \text{ mg/l}$)	GKL I-II ($25 \text{ mg/l} < \text{Cl}^- \leq 50 \text{ mg/l}$)	GKL II ($50 \text{ mg/l} < \text{Cl}^- \leq 100 \text{ mg/l}$)	> GKL II ($\text{Cl}^- > 100 \text{ mg/l}$)
Sandbedeckung	Terrassen	Zechstein	-
Moränen	kalkige Kreide		
Sander	sandig-tonige Kreide		
Moore	Schiefer		
Löß			
Lias & Dogger			
Malm			
Buntsandstein			
Keuper			
Rotliegendes/Sediment			
Rotliegendes/Vulkanite			
Gneis			
Diabas/Basalt			
Granit			
Kalk-, Flysch- und Molassealpen			
Diabas [Harz]			
Schiefer [RSG]			
Gneis, Schiefer, Granit [alle im Erzgebirge]			

⁽¹⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

6.2.3 Sulfat

Der Sulfat-Haushalt von Oberflächengewässern hängt maßgeblich von den lithologischen Gegebenheiten der Einzugsgebiete (hohe Konzentrationen bei anstehendem Anhydrit und Gips), den existierenden Gewässerverunreinigungen (kommunale und industrielle Abwässer)

sowie der Menge an Schwefeloxiden in den Niederschlägen ab. Außerdem müssen aerob-mikrobielle Prozesse wie die Oxidation von Sulfid, Polysulfid, Thiosulfat oder elementarem Schwefel sowie die anaerobe Mineralisation von Schwefelorganika, vor allem Thioaminosäuren berücksichtigt werden. Stark erhöhte Sulfatkonzentrationen z. B. in versauerten Gewässern schränken die Lebensbedingungen für Wasserorganismen deutlich ein. Sulfat dient autotrophen Pflanzen und heterotrophen Bakterien als Schwefelnährstoff (Sulfat-Assimilation). Die Sulfat-Konzentrationen in Flusswässern liegen meist zwischen 10 und 150 mg/l (MERKEL und SPERLING, 1996, S. 99). In der novellierten TVO (2001) wird für Sulfat als Indikatorparameter eine Anforderung von ≤ 240 mg/l vorgegeben, wobei geogen bedingte Überschreitungen bis 0,5 g/l außer Betracht bleiben.

In der Güteklassifikation der LAWA (1998) liegt für Sulfat die obere Grenze der Güteklasse I bei 25 mg/l, der Güteklasse I - II bei 50 mg/l und der Güteklasse II bei 100 mg/l. Eine Übersicht zu den Sulfatkonzentrationen in Oberflächengewässern auf der Basis der 90-Perzentilwerte kann der Tabelle 16 entnommen werden. Werte bis 50 mg/l Sulfat wurden teilweise in Sandsteinlandschaften und durchweg in silikatischen Grundgebirgen und Mooren angetroffen. Dagegen zeigten Zechstein (Salzlandschaft), Muschelkalk und Keuper sowie kalkige und sandig-tonige Kreide (carbonatisch-dolomitische Landschaften) auf Grund ihres geochemischen Aufbaus die höchsten 90-Perzentilwerte hinsichtlich Sulfat. Niedrige Konzentrationen wurden erwartungsgemäß in den Mooren und in einigen silikatischen Grundgebirgslandschaften angetroffen. Für die Tatsache, dass die Konzentrationen an Sulfat im normalen Granit und Schiefer höher waren als in den Formationen der metallogenen Landschaften (Erzgebirge, Rheinisches Schiefergebirge), wurde bisher keine Erklärung gefunden.

Tabelle 16: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Sulfat (90-Perzentil)

GKL I ⁽¹⁾ (Sulfat ≤ 25 mg/l)	GKL I - II (25 mg/l bis ≤ 50 mg/l)	GKL II (50 mg/l bis ≤ 100 mg/l)	> GKL II (Sulfat > 100 mg/l)
Moore	Sandbedeckung	Terrassen	Muschelkalk ⁽²⁾
Malm	Sander	Moränen	Keuper
Buntsandstein	Grundgebirge Kalk ⁽²⁾	kalkige Kreide	Zechstein
Rotliegendes/Sediment	Rotliegendes/Vulkanite	sandig-tonige Kreide	
Gneis	Gneis [Erzgebirge]	Schiefer	
Schiefer [RSG] ⁽³⁾	Granit [Erzgebirge]	Granit	
	Schiefer [Erzgebirge]	Diabas [Harz]	

⁽¹⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

⁽²⁾ Mittelwerte (Perzentile nicht verfügbar)

⁽³⁾ RSG: Rheinisches Schiefergebirge

In den Standgewässern waren nur die Terrassen und Auen mit Mittelwerten (90-Perzentile konnten hier auf Grund der Datenlage nicht berechnet werden) zwischen 55 mg/l und 65 mg/l leicht auffällig. Die 90-Perzentilwerte für Moore, Moränen, Rotliegendes, Schiefer, Dia-

bas/Basalt sowie für Schiefer, Granit und Gneis in den metallogenen Landschaften lagen zwischen 12 mg/l und 30 mg/l SO_4^{2-} , also in bzw. nahe der GKL I.

6.2.4 Hydrogencarbonat

Die **Hydrogencarbonat-** und besonders die **Carbonat-Ionenkonzentrationen** in Oberflächengewässern sind in der Regel gering, da Quell- und Bachwässer bereits nach kurzen Fließzeiten mit dem CO_2 der Luft ins Gleichgewicht kommen, während dieses in Flüssen und Seen vollständig ausgebildet ist. Erhöhte Hydrogencarbonatkonzentrationen treten in Quellen und in Fließgewässern von Kalk- und Dolomitlandschaften auf, geringe in kalkarmen Buntsandstein- und Grundgebirgslandschaften. Sehr hohe Carbonat-Konzentrationen finden sich lediglich in Kalksinterstrecken unterhalb von HCO_3^- -haltigen Quellen. Gebundene Carbonate weisen meist nur begrenzte Wasserlöslichkeiten auf. Zudem spielen Ausfällungsprozesse aus übersättigten Lösungen und Produkte des Pflanzenstoffwechsels eine wichtige Rolle. Die Carbonatauflösung bzw. Fällung wird durch das Kalk-Kohlensäure-Hydrogencarbonat-Gleichgewicht gesteuert. Die Reaktion läuft dabei an den Phasengrenzen fest-flüssig und flüssig-gasförmig (CO_2 -Eintrag) ab. Primäre Quellen sind carbonatische Gesteine biogenen Ursprungs, z. B. Muschelschalen. Sekundäre Quellen beruhen auf der Verwitterung von carbonatischen Phasen im Gestein. Andere nicht-maritime Vorkommen liegen in Form von Soda, Pottasche, Kalkstein, Marmor, Dolomit, Magnesit, Eisen-, Mangan- und Zinkspat vor. Am häufigsten vertreten sind davon die gebirgsbildenden Erdalkalicarbonate.

Hinsichtlich des Kennwerts Hydrogencarbonat existieren durch die LAWA keine direkten Zielvorgaben. Dadurch, dass die Lage des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts maßgeblich den pH-Wert des Wassers mitbeeinflusst, kann die RICHTLINIE FISCHGEWÄSSER mit einem oberen pH-Limit von 8,9 indirekt zur Bewertung herangezogen werden. Die Hydrogencarbonatkonzentrationen in den karbonatisch-dolomitischen Gewässerlandschaften waren verständlicherweise besonders hoch (Malm, Muschelkalk, Lias & Dogger über 200 mg/l). Aber auch in Keuper, Tertiär und Auen wurden in Fließ- und Standgewässern HCO_3^- -Werte zwischen 85 mg/l und 280 mg/l (Mittelwerte) statistisch bestimmt. Niedrige Konzentrationen traten wie zu erwarten vornehmlich in den silikatischen Grundgebirgslandschaften auf. Für eine ganze Reihe von Fließ- und Standgewässern fehlten die Angaben zum Hydrogencarbonat. Diese konnten teilweise über die Angaben zur Wasserhärte bzw. aus der Differenz in den Ionensummen abgeleitet werden. Die Anzahl der Messwerte für HCO_3^- ist z. B. für viele der sandig-tonigen sowie alle Alpenlandschaften der Fließgewässer ungenügend. In den Standgewässern ist die Situation ähnlich unbefriedigend.

6.2.5 Natrium

Natrium kommt als stark elektropositives, unedles Metall in der Natur nur in Form von Verbindungen vor. Es gehört zu den häufigsten irdischen Elementen (in der Erdkruste als Verbin-

dungen und in den Weltmeeren gelöst). Zu den bedeutsamen Vorkommen zählen die Steinsalzlagerstätten (NaCl), das Meerwasser und Sole-Vorkommen. Von wirtschaftlichem Interesse sind außerdem NaNO_3 (Chilesalpeter) und $\text{Na}_3[\text{AlF}_6]$ (Kryolith). Zu den häufigen Natrium enthaltenden Mineralien gehören Natronfeldspat, Kalk-Natron-Flußspat und Borax. Metallisches Natrium findet in der Technik (Na-Dampflampen bzw. umgesetzt zu Na_2O_2 für Bleichzwecke) und im Labor Verwendung. Außerdem wird NaCl zur Gewinnung vieler anderer technisch wichtiger Na-Verbindungen wie Soda und NaOH eingesetzt. Dazu zählen das Solvay- und Leblanc-Verfahren sowie die Chlor-Alkali-Elektrolyse zur Herstellung von Chlorgas bzw. Salzsäure für die Großchemie.

Die Natriumkonzentrationen in Fließgewässern können zwischen 0,1 und 1500 mg/l liegen (Mittelwert etwa 40 mg/l; s. MERKEL und SPERLING, 1996), wobei die höheren Konzentrationen in der Regel der Tätigkeit des Menschen zuzuschreiben sind. Relevante Natriumeinträge in die Flüsse und Seen gehen meist von Abwässern des Salzbergbaus sowie Abschwemmungen an Auftaumitteln im Straßenverkehr aus. In der novellierten TVO (2001) ist Natrium als Indikatorparameter mit einem Grenzwert von ≤ 200 mg/l ausgewiesen. In den untersuchten Fließgewässern waren die Na^+ -Konzentrationen in der Regel niedrig (90-Perzentile überwiegend ≤ 12 mg/l). Die niedrigsten Werte wurden in den silikatischen Grundgebirgslandschaften (Granit, Gneis) gefunden. Höhere 90-Perzentile bis 20 mg/l wurden für sandig-tonige Landschaften (Sandbedeckung, Terrassen, Moränen, Sander) berechnet. Die höchsten Konzentrationen zeigten der Schiefer (90-Perzentilwert: 26 mg/l) und der Zechstein (43 mg/l). Die Situation ist in den Standgewässern analog, wobei hier erhebliche Datenlücken zu verzeichnen sind.

Tabelle 17: Statistische Auswertung der Na^+ -Konzentrationen ⁽¹⁾ in Fließgewässern (90-Perzentil) - Einteilung nach hydrochemischem Aspekt (keine LAWA-Zielvorgabe vorhanden)

$\text{Na}^+ \leq 5 \text{ mg/l}$	$5 \text{ mg/l} < \text{Na}^+ \leq 10 \text{ mg/l}$	$10 \text{ mg/l} < \text{Na}^+ \leq 20 \text{ mg/l}$	$\text{Na}^+ > 20 \text{ mg/l}$
Buntsandstein	Moore	Sandbedeckung	Zechstein
Gneis	kalkige Kreide	Terrassen	Schiefer
Granit [Erzgebirge] ⁽²⁾	Lias & Dogger ⁽²⁾	Moränen	
Rotliegendes/Sedimente	Malm	Sander	
	Rotliegendes/Vulkanite	sandig-tonige Kreide	
	Keuper	Diabas [Harz]	
	Granit	Schiefer [RSG]	
	Grundgebirge Kalk ⁽²⁾		
	Schiefer [Erzgebirge]		

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Daten: Strandbildung, Tertiär, Auen, Löß, Marsch, Diabas/Basalt, Kalk-, Flysch- und Molassealpen, Schiefer [Harz]

⁽²⁾ Mittelwerte (keine Perzentilwerte verfügbar)

6.2.6 Kalium

Kalium kommt auf Grund seiner hohen Reaktivität gegenüber Wasser und Affinität zu Sauerstoff in der Natur ausschließlich in Form von Verbindungen vor. Am Aufbau der Erdkruste ist Kalium mit etwa 2,4% beteiligt. Wichtige Lagerstätten von Kaliumverbindungen sind die Kalisalzlager (KCl als Sylvit und in Form von Doppelsalzen, z. B. Carnallit). Weiterhin enthalten Kalisalzlagerstätten K_2SO_4 und $K_2SO_4 \cdot MgSO_4 \cdot 3 H_2O$ (Schönit). Die wichtigsten Mineralien, die Kalium enthalten, sind Kalifeldspat und Kaliglimmer. Kalium ist durch hydrogeochemische Prozesse, vor allem durch Auflösung von Kalium enthaltenden Festphasen in Oberflächengewässern enthalten. Einträge aus anthropogenen Quellen sind auf die Einleitung von Abwässern aus dem Salzbergbau, Oberflächenabschwemmung von Streusalzen sowie auf Anwendung von Düngemitteln (Kalisalpeter) zurückzuführen. Abwassereinleitungen aus der Großchemie (KOH-Restlauge) oder der Glasindustrie (K_2CO_3 -Lösungen) spielen in letzter Zeit keine Rolle mehr. Kalium-Ionen werden im Gegensatz zu Natrium stark vom Böden adsorbiert, können mit NH_4^+ -Ionen um die Gitterplätze in Tonformationen konkurrieren. Von dort wird K^+ von den Pflanzen aufgenommen.

Als Mittelwert für unbelastete Flüsse wurde eine K^+ -Konzentration von 6,5 mg/l angegeben, für Seen von 233 mg/l (MERKEL und SPERLING, 1996, S. 212/213). Regional bedingt können erhebliche Unterschiede auftreten. Die Konzentrationen von Kalium in Oberflächengewässern bleiben deutlich hinter denen an Natrium zurück. So enthält z. B. Meerwasser im Durchschnitt nur 0,25‰ an KCl, bezogen auf den Gehalt an NaCl. Die höchsten berechneten 90-Perzentilwerte für K^+ in den Fließgewässern lagen bei 4 bis 6 mg/l (sandig-tonige Landschaften wie Moränen, Auen, Terrassen, sandig-tonige Kreide, aber auch Zechstein). Ansonsten wurden Mittelwerte/50-Perzentile von 1 bis 2 mg/l berechnet. Analoge Verhältnisse werden auch in Standgewässern angetroffen und sind völlig unspektakulär.

6.2.7 Calcium

Calcium steht als häufigstes Erdalkalimetall in der zweiten Hauptgruppe und vierten Periode des Periodensystems der Elemente. Es liegt sowohl in der festen Erdkruste (3,4% Anteil) als auch in der Hydro- und Atmosphäre in seinen Verbindungen ubiquitär verteilt vor. Calcium ist somit in allen Umweltmatrizes anzutreffen. In elementarer Form tritt es in der Natur nicht auf, da es mit Luftfeuchtigkeit oder Wasser sehr schnell zu $Ca(OH)_2$ reagiert. Bereits bei Kontakt mit Sauerstoff erfolgt eine Oxidation an seiner Oberfläche zu CaO. Diese Reaktion verläuft unter Erhitzen vollständig. Calcium-Verbindungen sind Bestandteile vieler gesteinsbildender Minerale wie Alumosilikate, Silikate und Phosphate sowie auch von Sedimenten ($CaCO_3$, $CaSO_4$). Die wichtigsten in der Natur vorkommenden Verbindungen sind Kalkstein, Marmor, Kreide, Dolomit, Gips, Anhydrit, Phosphorit, Apatit, Flußspat und Kalifeldspat. Meerwasser enthält etwa 0,16% an $CaSO_4$. Calcium wird zivilisatorisch in Form seiner Verbindungen als Löschkalk, Zement, Gips und Düngemittel angewendet.

In die Atmosphäre wird es in Form von Staubpartikeln aus Zementwerken, Steinbrüchen und von Bauschuttdeponien eingetragen. Durch den Niederschlag gelangt es auch in die Hydrosphäre. Die Konzentration an gelöstem Calcium in Oberflächengewässern hängt von der Art der durch- bzw. überströmten Mineral- und Sedimentphasen ab. Für die Löslichkeit bzw. Ausfällung von Ca-Verbindungen in Gewässern ist die Lage des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts in Abhängigkeit vom CO_2 -Partialdruck entscheidend. Der Mittelwert an Ca^{2+} -Ionen in Oberflächengewässern liegt ungefähr bei 15 mg/l. Die löslichkeitsbegrenzende Phase im Wasser stellt CaSO_4 dar (MERKEL und SPERLING, 1996). Die Ca^{2+} -Konzentration korreliert oft recht gut mit dem Summenparameter elektrische Leitfähigkeit, da sie meist einen Großteil des kationischen Hintergrunds dafür erbringt.

Bei der Charakterisierung von Piper-Diagrammen (PIPER, 1944), modifiziert nach FURTAK und LANGGUTH, werden folgende Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Werte entsprechenden Wassertypen zugewiesen:

- 80 - 100 mg/l (Summe): normal-erdalkalische Wässer
- 50 - 80 mg/l (Summe): erdalkalische Wässer mit höherem Alkaligehalt
- 5 - 50 mg/l (Summe): alkalische Wässer.

Tabelle 18: Abhängigkeit der Calcium-Konzentration (90-Perzentil) von den Fließgewässerlandschaften (keine LAWA-Zielvorgaben vorhanden)

$\text{Ca}^{2+} < 20 \text{ mg/l}$	$20 \text{ mg/l} < \text{Ca}^{2+} \leq 50 \text{ mg/l}$	$50 \text{ mg/l} < \text{Ca}^{2+} \leq 75 \text{ mg/l}$	$\text{Ca}^{2+} > 75 \text{ mg/l}$
Moore	Terrassen	Sandbedeckung	kalkige Kreide
Buntsandstein	Schiefer	Kalkalpen	Malm
Rotliegendes/Sedim.	Granit	Sander	Moränen
Rotliegendes/Vulk.	Molassealpen	sandig-tonige Kreide	Muschelkalk
Gneis	Diabas [Harz]		Keuper
Gneis [Erzgebirge]	Schiefer [RSG]		Zechstein
Granit [Erzgebirge]			Flyschalpen
Schiefer [Erzgebirge]			Grundgebirge Kalk ⁽¹⁾
			Lias & Dogger

⁽¹⁾ Mittelwert (kein 90-Perzentil verfügbar)

Wie zu erwarten war, zeigen die carbonatisch-dolomitischen und gipshaltigen Formationen mit CaCO_3 - bzw. CaSO_4 -Phasen die höchsten Konzentrationen an gelöstem Calcium. Eine Güteklassifikation für den Kennwert Ca^{2+} -Ionen in Fließ- oder Standgewässern existiert seitens der LAWA nicht. Die Tabelle 18 dokumentiert die Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der relevanten Messwerte für Calcium, was den Zusammenhang zur jeweiligen Umgebungslithologie verdeutlicht.

6.2.8 Magnesium

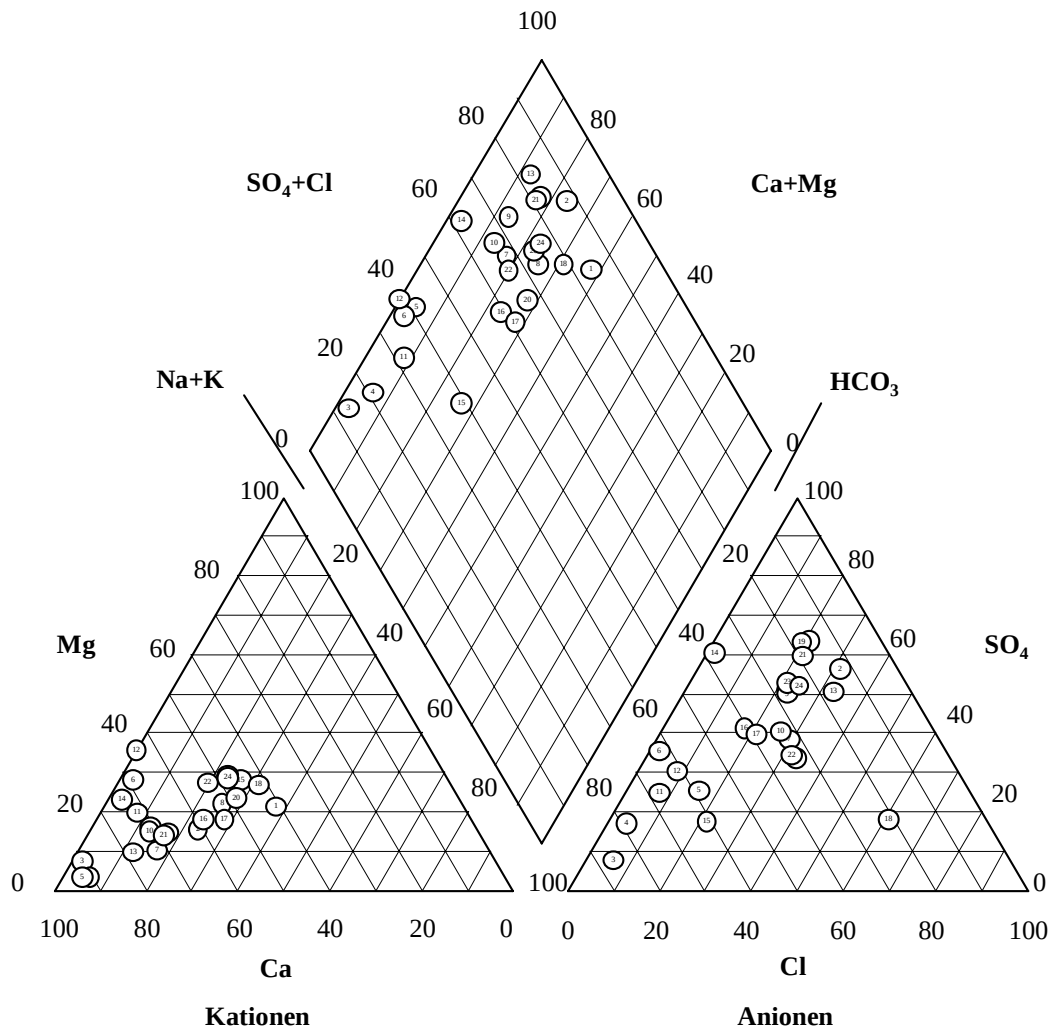
Magnesium gehört wie Calcium zu den Erdalkalimetallen und ist am Aufbau der Erdkruste wesentlich beteiligt (ca. 1,92 %). Als unedles Metall kommt es in der Natur ausschließlich in Form von Verbindungen als Carbonat, Sulfat, Silikat und Chlorid vor. Die wichtigsten Carbonate sind Magnesit und Dolomit (Mg-Ca-Doppelcarbonat). Bei den Silikaten besitzt das Olivin die größte Verbreitung. Zu den Sulfaten des Magnesiums gehören Kainit und Kieserit (in Salzlagerstätten) sowie Bittersalz (gelöst in Mineralwässern). MgCl_2 kommt als Chlorcarallit ($\text{MgCl}_2 \cdot \text{KCl} \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$) ebenfalls in Salzlagerstätten vor. Magnesium besitzt eine hohe Affinität zu Sauerstoff. Es ist aber an der Luft ziemlich beständig, da es sich mit einer dünnen aber sehr dichten Oxidhaut zu überziehen vermag, die das darunterliegende Metall vor einer weiteren Oxidation schützt. Magnesium ist als Metall ein wichtiger Bestandteil von Legierungen zur Erreichung niedriger Dichten, die speziell im Flugzeug- und Leichtmetallbau von Interesse sind. Weiterhin findet es in der Metallurgie als starkes Reduktionsmittel Anwendung. MgO wird bei der Herstellung von feuerfesten Materialien als Komponente eingesetzt.

Von den hier genannten Anwendungszwecken geht kaum ein relevanter Eintrag in die aquatische Umwelt aus. Dieser ist aus anthropogenen Quellen lediglich auf Abschwemmungen von Mg-haltigen Düngemitteln wie $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$ und Abwässer der Kalisalzindustrie, die meist auch gelöstes MgCl_2 enthalten, beschränkt. Die Wasserlöslichkeit von MgCl_2 ist mit 545 g/l bei 293 K sehr hoch. Der durchschnittliche Gehalt an Mg^{2+} in Süßwässern liegt bei 4 mg/l, kann zwischen 0,5 und 50 mg/l schwanken. Der Einfluss von anthropogen eingetragenem Mg^{2+} auf die Aktivität und Lebensbedingungen von Wasserorganismen ist nicht sehr stark.

Beim Magnesium ist eine Aufspaltung der berechneten 90-Perzentilwerte in zwei Gruppen sinnvoll, die erste mit Konzentrationen $< 15 \text{ mg/l}$ und die zweite $\geq 15 \text{ mg/l}$. Die überwiegende Anzahl an Fließgewässerlandschaften ist der ersten Gruppe mit den niedrigen Konzentrationen zuzuordnen. Zur zweiten Gruppe zählen die Flyschalpen, das Tertiär (nur Mittelwert), der Keuper und der Zechstein. Diese Zuordnung ist auch auf die Standgewässer übertragbar, wobei hier zum Teil erhebliche Defizite an verfügbaren Daten vorliegen.

Für die generelle Bewertung der Alkali- und Erdalkalikationen hinsichtlich ihrer Konzentrationen in den einzelnen Gewässerlandschaften können die Piper- und Korrelationsdiagramme genutzt werden (siehe Abbildungen 1 bis 4).

PIPER-Diagramm



- | | | | |
|------------------|------------------|-----------------|------------------------------|
| ① Moore | ⑧ Terassen | ⑬ Rotl. (Sed.) | ⑳ RSGebirge (Schiefer) |
| ② Zechstein | ⑨ Moränen | ⑭ Rotl. (Vul.) | ㉑ Erzgebirge (Granit, Gneis) |
| ③ Malm | ⑩ Sander | ⑮ Schiefer | ㉒ Erzgebirge (Schiefer) |
| ④ Kalkgestein | ⑪ Lias&Dogger | ⑯ Gneis | |
| ⑤ Kreide, kalkig | ⑫ Tertiär | ⑰ Granit | |
| ⑥ Muschelkalk | ⑬ Kreide, sandig | ㉓ Buntsandstein | |
| ⑦ Sandbedeck. | ⑭ Keuper | ㉔ Harz (Diabas) | |

Abbildung 1: PIPER-Diagramm der Mittelwerte der untersuchten Fließgewässerlandschaften

6.3 Nährstoffe

In diesem Kapitel sind unter der Rubrik Nährstoffe die nachfolgend genannten Kennwerte ausgewiesen: Gesamt-N, Nitrat-N, Nitrit-N, Ammonium-N, Gesamtposphat-P und ortho-Phosphat-P. Bioverfügbare Stickstoff- sowie Phosphorverbindungen stellen in den oberirdischen Binnengewässern einerseits die wichtigsten Nährstoffe dar und können andererseits deren Eutrophierung maßgeblich fördern (BMU, 1996).

6.3.1 Gesamt-Stickstoff

Der Gesamt-Stickstoff umfasst die im Wasser vorhandenen anorganischen und organischen Stickstoffverbindungen, wobei der organisch gebundene Stickstoff überwiegend aus biogenen Quellen entstammt und in suspensierter Form vorliegt. Eine unmittelbare toxische Wirkung geht von diesen Verbindungen nicht aus. Anthropogene N-organische Substanzen wie N-haltige organische Dünge- und Pflanzenschutzmittel sowie Insektizide bedürfen aber einer gesonderten Einschätzung, ebenso N-haltige organische Komplexbildner wie EDTA und Zwischenprodukte der Farbstoffindustrie.

Die Verteilung der relevanten Stickstoff-Verbindungen in der Biosphäre und deren jährliche Umwälzung in den Umweltmatrizes kann der Übersicht von GREENWOOD und EARNSHAW (1990, S. 523: "Umweltzyklus des Stickstoffs") entnommen werden. Die stoffbezogene chemische Gewässergüteklassifizierung der LAWA (1998) gibt für die Güteklasse I hinsichtlich N-Gesamt eine obere Grenze von 1 mg/l vor. Die obere Grenze der Güteklasse II liegt bei 3 mg/l.

In den betrachteten Fließgewässern lagen die Mittelwerte für N-Gesamt mit Ausnahme der Terrassen (6,4 mg/l als einziger Mittelwert für diese Formation im Flösschen Pulsnitz in Sachsen) in allen Gewässerlandschaften bei ≤ 3 mg/l. Geringe Mittelwerte wurden in Sandsteinlandschaften (Buntsandstein und Rotliegendes: $\leq 1,5$ mg/l), Mooren ($\approx 1,4$ mg/l) sowie im silikatischen Grundgebirge (Granit und Gneis: $\leq 1,3$ mg/l) gefunden. Die mittleren Werte in den anderen Gewässerlandschaften lagen zwischen 1,5 mg/l und 3 mg/l. Keine Daten wurden für die Fließgewässerlandschaften Sandbedeckung, Tertiär, Sander, Auen, Lias & Dogger (sandig-tonige Landschaften), Malm, Muschelkalk, Molasse-, Kalk- und Flyschalpen (karbonatisch-dolomitische Landschaften) sowie für kalkige Kreide und das Grundgebirge Kalk (kalkig-tonige Landschaften) gefunden (s. Tabelle 19).

Für die Standgewässer wurden für den Kennwert N-Gesamt nur sehr wenige Daten aufgefunden. Die berechneten Mittelwerte lagen für Seen in Moränengebieten bei 0,91 mg/l (90-Perzentil bei 1,09 mg/l) und im Rotliegenden bei 1,12 mg/l (90-Perzentil bei 1,77 mg/l). Für Seen des Harzes und des Rheinischen Schiefergebirges (metallogeene Landschaften) wurden Mittelwerte von 1,2 mg/l bzw. 2,5 mg/l (90-Perzentilwert 2,9 mg/l) ermittelt.

Tabelle 19: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Gesamt-N (Fließgewässer, 90-Perzentil)

GKL I ⁽¹⁾ (Gesamt-N ≤ 1 mg/l)	GKL I - II (< 1 mg/l bis ≤ 1,5 mg/l)	GKL II (< 1,5 mg/l bis ≤ 3 mg/l)	> GKL II (Gesamt-N > 3 mg/l)
Buntsandstein	Schiefer [Erzgebirge]	Löß	Moränen
		Keuper	Zechstein
		Rotliegendes/Sedimente	Schiefer
		Rotliegendes/Vulkanite	
		Diabas/Basalt	
		Granit	
		Diabas [Harz]	
		Schiefer [RSG]	

⁽¹⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

6.3.2 Nitrat-Stickstoff (NO₃⁻-N)

NO₃⁻ ist das Anion der Salpetersäure bzw. ihrer Salze. Nitratverbindungen sind in der Regel sehr gut wasserlöslich. Nitrat ist in Oberflächengewässern als natürliches Stoffwechselprodukt der Nitrifikation in mäßigen Konzentrationen vorhanden. Wie jüngste Untersuchungen in den USA gezeigt haben, trägt auch das natürliche Grundgestein, welches teilweise beachtliche Stickstoffkonzentrationen aufweisen kann, zur Nitratfracht in den Oberflächengewässern bei. So enthalten die an der Erdoberfläche liegenden Gesteine sedimentären Ursprungs bzw. mit metamorpher Überprägung etwa 20% der globalen Stickstoffvorkommen. Dieser geologisch determinierte Stickstoff bildet eine große, aber bisher weitgehend unbeachtete Quelle für Nitrat in den Oberflächengewässern. Analysen zeigten die höchsten N-Konzentrationen in Phyllit, gefolgt von Schiefer, Glimmerschiefer und Breccie. Während Schiefer sowohl organisch als auch anorganisch gebundenen Stickstoff enthält, dominiert in den anderen Gesteinen der anorganisch gebundene Stickstoff. Der Eintrag in die Oberflächengewässer erfolgt offensichtlich durch die weitgehend natürliche Gesteinsverwitterung.

”Als natürlicher Nitrat-Level in kleinen Fließgewässern können Werte zwischen 1 mg/l im Gebirge (= 0,226 mg/l NO₃⁻-N) und 20 mg/l im Flachland (= 4,5 mg/l NO₃⁻-N) angesehen werden” (MERKEL und SPERLING, 1996, S. 124). Insbesondere in Quellen ist Nitrat mengenmäßig meist die wichtigste N-Verbindung. In den Fließgewässern können sich Ammonium und Nitrit autoxidativ in Nitrat umsetzen. Als weitere Ursachen der Nitratbelastung sind Auswaschungen von Düngemitteln, Kläranlagen- und Schlachthofabläufe sowie Niederschläge einzuordnen. Nitrat wirkt selbst bei erhöhten Konzentrationen in der aquatischen Umwelt (2,26 mg/l NO₃⁻-N) kaum schädigend auf Wasserorganismen (s. Tabelle 7). Dagegen können Säuglinge bei hohen Nitratkonzentrationen in Trink- und Speisezubereitungswässern an Blausucht erkranken. Der Nitrat-Grenzwert liegt in der novellierten TVO (2001) und in der E.U.-Trinkwasserrichtlinie (1998) übereinstimmend bei 50 mg/l (11,3 mg/l NO₃⁻-N). Dieser Level ist identisch mit dem Leitwert der WHO für Trinkwasser. Nach der stoffbezogenen chemi-

schen Gewässergüteklassifikation der LAWA (1998) liegt für Nitrat-N die obere Grenze der Güteklasse I bei 1 mg/l, der Güteklasse (GKL) II bei 2,5 mg/l, was 11 mg/l an NO_3^- entspricht (vergleiche: MERKEL u. SPERLING, 1996, S. 124).

Tabelle 20: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Nitrat-N (Fließgewässer, 90-Perzentil)

GKL I ⁽¹⁾ (Nitrat-N ≤ 1 mg/l)	GKL I - II (< 1 bis ≤ 1,5 mg/l)	GKL II (< 1,5 bis ≤ 2,5 mg/l)	> GKL II (Nitrat-N > 2,5 mg/l)
Sander	Sandbedeckung	Löß	Terrassen
Moore	Moränen	Buntsandstein	Molassealpen
sandig-tonige Kreide	Granit [Erzgebirge]	Keuper	Lias & Dogger
Kalkalpen	Flyschalpen	Rotliegendes/Vulkanite	Rotliegendes/Sediment
		Diabas/Basalt	Malm
		Granit	Zechstein
		Diabas [Harz]	Schiefer
		Schiefer [RSG]	Tertiär ⁽²⁾
		Gneis [Erzgebirge]	
		Schiefer [Erzgebirge]	
		Muschelkalk ⁽²⁾	
		Gneis	

⁽¹⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

⁽²⁾ Mittelwerte (keine 90-Perzentile verfügbar)

Die Ergebnisse (90-Perzentile) der Tabelle 20 zeigen für die Konzentrationen an Nitrat-N zunächst ein wenig befriedigendes Bild hinsichtlich der hohen Zahl an statistischen Werten in acht Gewässerlandschaften mit einer Güteklasse schlechter als II. Ein Weglassen dieser Daten hätte allerdings die ohnehin geringe Datendichte z. B. hinsichtlich der Schwermetalle noch mehr verschlechtert (weitere Ausdünnung der Anzahl verwertbarer Messstellen und Proben). Da diese Messstellen hinsichtlich ihrer Lage und anderer Wasserkennwerte als kaum anthropogen belastet einzustufen waren, wurden ihre Daten letztendlich für die Auswertung übernommen. Wie die Ergebnisse zeigen, existiert keine Abhängigkeit zwischen dem NO_3^- -N-Gehalt und der geologischen Prägung der Gewässerlandschaften.

Die Situation der relativ hohen Nitratkonzentrationen in einigen Fließgewässerlandschaften ohne direkten Bezug zur Lithologie oder anthropogenen Punktquellen wirkt sich natürlich auch stark auf die Ergebnisse der statistischen Datenbearbeitung für die zusammengefassten Gewässerlandschaften aus (s. Tabelle 48). So liegen die Mittelwerte im Tertiär, Grundgebirge Kalk, Lias & Dogger und in der kalkigen Kreide (karbonatisch-dolomitische Landschaften) zwischen 4,0 und 5,0 mg/l NO_3^- -N, im Schiefer und Rotliegenden (silikatische Landschaften) zwischen 2,7 und 5,3 mg/l. Bei den sandig-tonigen Landschaften wirken sich besonders die Terrassen und abgemindert Löß negativ für die Gesamtbilanz aus. Die erhöhten Nitrat-N-

Werte im Zechstein (Salzlandschaft) sind dagegen verständlich. Die vorliegende Nitrat-Situation spiegelt die generelle Sachlage in den Niederschlägen sowie Grund- und Quellwässern der Bundesrepublik Deutschland deutlich wider. Dies ist ein allgemeines Problem der Umwelt- und Gewässerschutzpolitik, das nicht durch rein standortbezogene Maßnahmen gelöst werden kann.

Eine deutlich bessere Situation hinsichtlich Nitrat-N zeigte sich dagegen in den Standgewässern, obwohl der Kennwert Nitrat-N bei der Trophieklassifizierung von Seen derzeit unberücksichtigt bleibt, sondern die Kennwerte Gesamt-P (Frühjahr, Sommer), Sichttiefe und der Gehalt an Chlorophyll a den Trophie-Index bestimmen (LAWA, 1998, S. 50-53). Die NO_3^- -Werte in den meisten Standgewässern lagen im Mittel und beim 90-Perzentil unterhalb von 1,5 mg/l. Eine Ausnahme bildete der Olishostrom im Harz (metallogene Landschaft).

6.3.3 Nitrit-Stickstoff

NO_2^- ist das Anion der salpetrigen Säure bzw. ihrer Salze. Viele Nitritverbindungen sind gut wasserlöslich [außer AgNO_2 oder $\text{Ba}(\text{NO}_2)_2$]. Ihre thermischen Stabilitäten variieren jedoch sehr stark. Nitrit ist ein natürliches Zwischenprodukt bei der mikrobiellen Oxidation des Ammoniums zu Nitrat. Die Umkehrreaktion ist als Nitrit-Quelle unbedeutend. Das im Zuge der Nitrifikation gebildete Nitrit wird in der Regel schnell zu Nitrat umgesetzt, wenn keine hemmenden Substanzen oder Prozesse wirksam sind. Im Gleichgewichtszustand zwischen NH_4^+ und NO_3^- bei der Nitrifikation stellt Nitrit ein kurzlebiges Zwischenprodukt dar. Die dabei auftretenden Konzentrationen bleiben auf geringem Niveau und haben kaum Einfluss auf die Wassergüte. Steigt die Ammonium-Konzentration jedoch sprunghaft an (bei gleichzeitigem Anstieg von pH-Wert und Temperatur), dann kann die Nitrifikation so schnell ablaufen, dass fischtoxische Nitrit-Konzentrationen erreicht werden. Die Nitrit-Toxizität ist beispielsweise auch vom Chlorid-Gehalt des Wassers abhängig (Wirkung auf Salmoniden und Weißfische). Für den Menschen besteht bei hohen Nitritwerten im Trinkwasser ein erhöhtes Krebsrisiko. Nach E.G.-TW beträgt der einzuhaltende Parameterwert für Nitrit 0,5 mg/l (= 0,15 mg/l NO_2^- -N). Gleiches trifft auf die inzwischen novellierte TVO (2001) zu. Dagegen beträgt der WHO-Leitwert für NO_2^- im Trinkwasser 3 mg/l (= 0,9 mg/l Nitrit-N).

Nach der RICHTLINIE FISCHGEWÄSSER liegen die relevanten Wirkkonzentrationen an Nitrit z.B. für Salmoniden bei 10 µg/l, für Cypriniden bei 30 µg/l. Nach der stoffbezogenen chemischen Güteklassifikation (LAWA, 1998) liegt die obere Grenze der Güteklasse I bei einer NO_2^- -N-Konzentration von 10 µg/l, der Güteklasse I - II bei 50 µg/l. Nitrit-N-Werte konnten mit Ausnahme von Sandbedeckung, Auen, Marsch, sandiger Kreide, Muschelkalk, Kalk- und Flyschalpen und Schiefer (Harz) für Fließgewässerlandschaften ermittelt und statistisch ausgewertet werden (s. Tabelle 21).

Tabelle 21: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Nitrit-N (Fließgewässer, 90-Perzentil)

GKL I ⁽¹⁾ (Nitrit-N ≤ 10 µg/l)	GKL I - II (< 10 bis ≤ 50 µg/l)	GKL II ⁽²⁾ (< 50 bis ≤ 100 µg/l)	Gewässerlandschaften ohne Daten für Nitrit-N
Tertiär ⁽³⁾	Terrassen	Löß	Sandbedeckung
Moore	Rotliegendes/Vulkanite	Rotliegendes/Sedimente	Strandbildung
kalkige Kreide ⁽³⁾	Sander	Zechstein	Auen
Malm	Lias & Dogger		Marsch
Gneis	Buntsandstein		sandig-tonige Kreide
Gneis [Erzgebirge]	Keuper		Muschelkalk
Granit [Erzgebirge]	Moränen		Kalkalpen
Schiefer [Erzgebirge]	Schiefer		Flyschalpen
	Diabas/Basalt		Schiefer [Harz]
	Granit		
	Molassealpen		
	Diabas [Harz]		
	Schiefer [RSG]		

⁽¹⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

⁽²⁾ keine Werte oberhalb von 100 µg/l NO₂⁻-N in den recherchierten Fließgewässern relevant

⁽³⁾ Mittelwerte (keine Perzentile zugänglich)

Mit Ausnahme der 90-Perzentilwerte in Löß, Rotliegendem (Sediment) und Zechstein lagen die Nitrit-N-Werte der statistischen Kennwerte Mittelwert, Median und 90-Perzentil für alle verbliebenen Fließgewässerlandschaften unterhalb von 50 µg/l (Güteklasse I - II). Im Löß, Rotliegendem (Sediment) und Zechstein wurden 90-Perzentil-Werte zwischen 54 µg/l und 85 µg/l gemessen, was Gewässergüteklasse II entspricht. Es kann konstatiert werden, dass die Gewässergüteklasse I - II von den meisten der anthropogen wenig beeinflussten Gewässer erreicht wird. In neun Gewässerlandschaften, für die Messwerte vorlagen, wurde die Güteklasse I (NO₂⁻-N ≤ 10 µg/l) bei allen drei statistischen Parametern (50-Perzentil, Mittelwert, 90-Perzentil) erreicht. Nitrit-N ist kein Parameterwert für die Klassifizierung der Standgewässer hinsichtlich ihres Trophiezustands. Die Zahl der nutzbaren Messstellen und Messwerte war relativ gering. 90-Perzentilwerte zwischen 50 und 100 µg/l traten nur im Bereich des Olisthostroms (Harz) auf. Die drei statistischen Kennwerte für die anderen Landschaften von Standgewässern lagen ausnahmslos im Bereich von ≤ 50 µg/l Nitrit-N.

6.3.4 Ammonium-Stickstoff

NH_4^+ bildet als einwertiges Kation des Ammoniak-Moleküls zahlreiche Verbindungen aus. Sie sind in der Regel sehr gut wasserlöslich. NH_4^+ wird in wässriger Phase beim mikrobiellen Abbau von biogenen und anthropogenen stickstoffhaltigen Substanzen (z. B. Proteine, Harnstoff-Derivate, Aminosäuren, Aminosucker) gebildet. Auch von natürlich entstehender Biomasse wird es ständig in kleinen Mengen freigesetzt. Unter anaeroben Bedingungen, z. B. im Bodenschlamm oder Sediment von Gewässern kann NH_4^+ mikrobiell aus Nitrat gebildet werden (Nitratammonifikation). Die dabei freigesetzten Mengen sind jedoch relativ gering. In Fließgewässern tritt Ammonium unter naturnahen Bedingungen wenn überhaupt, dann nur in Spuren auf. Das trifft ebenso auf die Quellwässer, abgesehen von Sumpfquellen, zu.

Tabelle 22: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (Fließgewässer, 90-Perzentil) ⁽¹⁾

GKL I ⁽²⁾ ($\text{NH}_4^+\text{-N} \leq 0,04 \text{ mg/l}$)	GKL I - II (< 0,04 bis ≤ 0,1 mg/l)	GKL II (< 0,1 bis ≤ 0,3 mg/l)	> GKL II ($\text{NH}_4^+\text{-N} > 0,3 \text{ mg/l}$)
kalkige Kreide ⁽³⁾	Moore	Terrassen	Zechstein
Granit [Erzgebirge]	Malm	Moränen	
	Keuper	Sander	
	Rotliegendes/Sedimente	Löß	
	Granit	Lias & Dogger	
	Grundgebirge Kalk ⁽³⁾	Buntsandstein	
	Kalkalpen	Rotliegendes/Vulkanite	
	Schiefer [RSG]	Schiefer	
		Gneis	
		Diabas/Basalt	
		Flysch- u. Molassealpen	
		Diabas [Harz]	
		Schiefer [Erzgebirge]	

⁽¹⁾ keine Daten von folgenden Fließgewässerlandschaften verfügbar: Schiefer [Harz], Muschelkalk, Sandbedeckung, Strandbildung, Tertiär, Auen, Marsch, sandig-tonige Kreide

⁽²⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

⁽³⁾ Mittelwert (Perzentil-Werte nicht verfügbar)

Hohe Konzentrationen werden dagegen durch industrielle (Lebensmittelhersteller), kommunale und landwirtschaftliche (Gülle) Abwässer verursacht. Hinzu kommen noch Abschwemmungen von ammoniumhaltigen Düngemitteln von den Feldern. NH_4^+ wird auch aus der Atmosphäre über Niederschläge in Gewässer eingetragen. Bei steigendem pH-Wert und Temperaturen verschiebt sich das Gleichgewicht zwischen NH_4^+ und NH_3 zugunsten des fischtoxischen Ammoniaks. Bereits NH_3 -Konzentrationen von 10 µg/l können die Fischbrut und empfindliche Fischarten schädigen (Forellen ab 600 µg/l). Ammonium selbst begünstigt die

Eutrophierung von Gewässern und fördert somit stark das Wachstum der nitrifizierenden Bakterienmasse.

Der Indikatorparameter- bzw. Grenzwert für Ammonium ist sowohl in der E.G.-TW (1998) als auch in der novellierten TVO (2001) mit 0,5 mg/l (= 0,39 mg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$) festgesetzt worden. Nach der LAWA-Güteklassifikation (1998) liegt für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ die obere Grenze der Güteklasse I bei 40 µg/l, der Güteklasse I - II bei 100 µg/l und der Güteklasse II bei 300 µg/l. In den Fließgewässerlandschaften trat nur beim Zechstein eine deutliche Überschreitung der Konzentration von 300 µg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$ beim Mittelwert (337 µg/l) und 90-Perzentil (764 µg/l) auf (s. Tabelle 22). Obwohl keine natürlichen oder anthropogenen Ursachen dafür gefunden werden konnten, wurden diese Daten dennoch berücksichtigt, da die zugehörigen Messstellen hinsichtlich anderer Kennwerte von großer Bedeutung waren, d.h. nur wenige Messreihen im Zechstein überhaupt zur Verfügung standen.

In zehn Fließgewässerlandschaften wurde die Konzentration von 100 µg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$ als 90-Perzentil unterschritten. Nur diese können damit den Güteklassen I bzw. I - II zurechnet werden. Die meisten Formationen waren hinsichtlich NH_4^+ der GKL II zuzuordnen. Zusammenfassend hat sich gezeigt, dass verstärkt in den sandig-tonigen Landschaften etwas höhere $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Werte auftraten als in anderen Fließgewässerlandschaften. Als Ursache dafür kann die Tatsache angeführt werden, dass NH_4^+ in das Gitter von Tonmineralien eingebaut wird (z. T. an den gleichen Gitterplätzen wie K^+) und es somit zur Akkumulation von Ammonium kommt. Dieser Prozess hat somit eine langsame, meist nur saisonale Erhöhung der Ammonium-Werte in der Bodenzone und nach Freisetzung in den durchströmenden Oberflächengewässern zur Folge (s. a. MERKEL und SPERLING, 1996, S. 128).

Der Kennwert Ammonium-N spielt nach LAWA derzeit hinsichtlich der GüteEinstufung der Standgewässer nach dem Trophie-Index keine Rolle. In den Standgewässern der Moränen, des Schiefers, Diabas/Basalt, der Kalkalpen und des Gneis (im Erzgebirge) lagen die Mittelwerte, Mediane und 90-Perzentile bei ≤ 100 µg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Lediglich bei den 90-Perzentilwerten lagen die Standgewässer in den geologischen Formationen Rotliegendes, Olisthostrom (Harz) und Granit (Erzgebirge) im Bereich zwischen 100 µg/l und 300 µg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Bei den Mooren und Flyschalpen erreichten die berechneten Werte aller drei statistischen Parameter einen Level zwischen 100 µg/l und 300 µg/l $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Für die nicht benannten Gewässerlandschaften lagen keine Messwerte vor oder diese wiesen eine deutliche anthropogene Beeinflussung auf, was ihre Berücksichtigung in der Statistik ausschloss.

6.3.5 Gesamt-Phosphor

Der Gesamt-P kann in den Gewässern in vier verschiedene Fraktionen unterteilt werden: ungelöste anorganische und organische sowie gelöste anorganische und organische Phosphorverbindungen. Den Übergangsbereich zwischen gelösten und ungelösten P-Verbindungen bilden kolloidale und höhermolekulare organische P-Verbindungen. Phosphor tritt in der Natur aufgrund seiner hohen Reaktivität in keiner seiner drei Modifikationen elementar, sondern stets in der Oxidationsstufe +5 auf. In der Natur kommt Phosphor anorganisch gebunden als

Salze der Phosphorsäure (Phosphate) vor. Die in der Erdkruste mit ca. 0,13 % P vorkommenden anorganischen Phosphorverbindungen wie Apatit und Phosphorit sind nur sehr wenig wasserlöslich. Dagegen werden Polyphosphate in der Natur ausschließlich von Organismen gebildet. In den naturnahen Gewässern tritt Phosphat in freier und gebundener Form nebeneinander auf, wobei die Gesamtkonzentration hier oft nur im µg/l-Bereich liegt. In anthropogen unbelasteten Gewässern dominieren die PO_4^{3-} -fremden Fraktionen an Phosphorverbindungen. Phosphor ist für alle Organismen ein wichtiger Nährstoff sowie Bestandteil der zellulären Strukturen. Lebenswichtige Funktionen besitzt er innerhalb des Stoffwechsels (Energiehaushalt) und als DNS-Bestandteil (Erbgutträger).

Viele Oberflächengewässer enthalten gelösten Phosphor aus anthropogenen Quellen (Exkremente, P-haltige Pflanzenschutzmittel, Bestandteile von Wasch- und Reinigungsmitteln sowie spezielle Komplexbildner). Abwässer, die ohne biologische Endreinigung in die Oberflächengewässer abgegeben werden, sind eine der Haupteintragsquellen für Phosphorverbindungen. Hinzu kommen Abschwemmungen an phosphorhaltigen Düngemitteln. Neben Stickstoff wird auch Phosphor als Nährstoff für den Aufbau der pflanzlichen Biomasse benötigt. Die in anthropogen unbeeinflussten Gewässern niedrige P-Gesamtkonzentration wirkt als Limitierungsfaktor für das Wachstum von Wasserpflanzen. Durch anthropogene Zufuhr kann der Phosphor zum Haupteutrophierungsfaktor werden. Phosphorverbindungen können zahlreiche Übergangs- und Schwermetalle sowie Radionuklide aus Sedimenten remobilisieren. Natürlich gebildete Phosphorverbindungen sind nicht toxisch wirksam, während bestimmte synthetische P-organische Verbindungen wie z. B. Phosphorsäureester hochtoxisch sein können. Deren Wirkungspalette reicht von Pflanzenschutzmitteln über Insektizide bis zu den chemischen Kampfstoffen.

Nach der stoffbezogenen chemischen Fließgewässerklassifikation der LAWA (1998) ist für Gesamt-P in der Güteklasse I ein Level von $\leq 50 \mu\text{g/l}$, für die Güteklasse I - II von $\leq 80 \mu\text{g/l}$ einzuhalten. Bei den Anforderungen der LAWA an Standgewässer, wo für die Einstufung "mesotroph" u. a. ein Gesamt-P-Gehalt von $\leq 45 \mu\text{g/l}$ akzeptiert wird, ist der Konzentrationslevel ähnlich. Für Salmoniden und Cypriniden liegen die relevanten Wirkkonzentrationen durch $\text{P}_{\text{ges.}}$ bei $65 \mu\text{g/l}$ bzw. $130 \mu\text{g/l}$. In der Tabelle 23 sind die Ergebnisse der statistischen Datenauswertung nach der Güteklassifikation der LAWA (1998, S. 26) für Gesamt-P in Fließgewässern als Übersicht dargestellt, in der Tabelle 24 die für Standgewässer (vorläufige LAWA-Richtlinie für stehende Gewässer, 1998, S. 44). Wie die Resultate der statistischen Bearbeitung zeigen, können elf Fließgewässerlandschaften hinsichtlich Gesamt-P den Güteklassen I bzw. I - II zugeordnet werden. Zwölf ordnen sich in die Gewässergüteklasse II ein und nur drei Landschaften weisen schlechtere Werte als GKL II auf (vgl. mit Tabelle 23).

Tabelle 23: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Gesamt-P (Fließgewässer, 90-Perzentil) ⁽¹⁾

GKL I ⁽²⁾ (Gesamt-P ≤ 50 µg/l)	GKL I - II (< 50 bis ≤ 80 µg/l)	GKL II (< 80 bis ≤ 150 µg/l)	> GKL II (Gesamt-P > 150 µg/l)
Kalkalpen	Moränen	Sander	Terrassen
Schiefer [RSG]	Kalkige Kreide ⁽³⁾	Moore	Zechstein
Gneis [Erzgebirge]	Grundgebirge Kalk ⁽³⁾	Löß	Diabas [Harz]
Schiefer [Erzgebirge]	Keuper	Lias & Dogger	
	Molassealpen	Malm	
	Granit [Erzgebirge]	Buntsandstein	
	Rotliegendes/Sedimente	Rotliegendes/Vulkanite	
		Schiefer	
		Gneis	
		Diabas/Basalt	
		Granit	
		Flyschalpen	

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne statistisch verwertbare Daten: Sandbedeckung, Strandbildung, Tertiär, Auen, Marsch, sandig-tonige Kreide, Muschelkalk, Schiefer [Harz]

⁽²⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

⁽³⁾ Mittelwert (keine Perzentilwerte verfügbar)

Eine Abhängigkeit der Zuordnung der einzelnen Fließgewässerlandschaften bezüglich Gesamt-Phosphor von ihrer geologischen Grundstruktur ist nicht zu erkennen (siehe Einordnung der drei Alpenlandschaften oder der karbonatisch-dolomitisch geprägten Formationen wie Malm, Kalkalpen, kalkige Kreide und Keuper).

In den Standgewässern wurde bei den statistisch ausgewerteten Daten keine Landschaft mit 90-Perzentilwerten von > 85 µg/l Gesamt-P (stark eutroph) ausgewiesen. Messstellen in diesem Bereich fanden bei der Bearbeitung keine Berücksichtigung. Dazu zählen die nachfolgend genannten Landschaften (einschließlich derer ohne verfügbare Messwerte): Tertiär, Terrassen, Sandbedeckung, Sander, Auen, Löß, Kreide, Lias & Dogger, Malm, Buntsandstein, Muschelkalk, Keuper, Zechstein, Gneis (allgemein), Granit (allgemein), Grundgebirge Kalk und die Molassealpen. Zusammenfassend hat sich gezeigt, dass eine große Zahl der bewerteten Stand- und Fließgewässer unabhängig von der vorherrschenden Lithologie den jeweils qualitativ besten Auswahlbereichen (GKL I oder I - II für Fließgewässer bzw. Trophiegrad oligotroph oder mesotroph für Standgewässer) hinsichtlich des Gesamt-P zugeordnet werden können.

Tabelle 24: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte an Gesamt-P in Standgewässern, zugeordnet nach LAWA-Klassifizierung von 1999 (Mittelwert/90-Perzentil) ⁽¹⁾

Pges. ≤ 15 µg/l (oligotroph - o)	15 µg/l < Pges. ≤ 45 µg/l (mesotroph - m)	45 µg/l < Pges. ≤ 85 µg/l (beginnend eutroph - e1)
Schiefer, <i>Schiefer</i>	Moränen	<i>Moränen</i>
	Moore	<i>Moore</i>
	Rotliegendes	<i>Rotliegendes</i>
	Diabas/Basalt, <i>Diabas/Basalt</i>	
	Flyschalpen, <i>Flyschalpen</i>	
	Olisthostrom [Harz]	<i>Olisthostrom [Harz]</i>
	Granit [Erzgeb.], <i>Granit [Erzgeb.]</i>	
	Gneis [Erzgeb.], <i>Gneis [Erzgeb.]</i>	
Kalkalpen	<i>Kalkalpen</i>	
Schiefer [RSG] ⁽²⁾	<i>Schiefer [RSG]</i>	

⁽¹⁾ Standgewässer mit Gesamt-P-Konzentrationen > 85 µg/l wurden als stark eutrophiert (e 2) nicht in die statistische Bearbeitung der jeweiligen Landschaften aufgenommen. Dadurch sind eine Reihe von Landschaften ohne Zuordnung geblieben.

⁽²⁾ RSG: Rheinisches Schiefergebirge

kursive Angaben: Zuordnung gemäß 90-Perzentilwerten

6.3.6 Orthophosphat-Posphor

Das PO_4^{3-} -Anion leitet sich von der ortho-Phosphorsäure H_3PO_4 ab. Die primären Salze dieser Säure sind alle wasserlöslich, während sich von den sekundären und tertiären Orthophosphaten nur die Alkalisalze in Wasser lösen. Die gelösten Phosphorverbindungen umfassen das direkt pflanzenverfügbare Orthophosphat sowie verschiedene Polyphosphate und einige lösliche P-Organika. Quellwässer enthalten aufgrund der geringen Löslichkeit von natürlichen Phosphormineralien meist nur Spuren an Orthophosphat. In unbelasteten Fließgewässern sind die PO_4^{3-} -Konzentrationen ebenfalls sehr gering (10 bis 60 µg/l). In Böden und Sedimenten (außer Sanden) kann Orthophosphat durch Adsorption und Anionenaustausch zurückgehalten werden. Orthophosphat dominiert den Gesamtposphorgehalt von Abwässern (Konzentrationen bis zu mehreren mg/l). Daher kann Orthophosphat als Leitkennwert für Abwassereinleitungen herangezogen werden. Außerdem können Abschwemmungen an phosphathaltigen Düngemitteln von Feldern den Level an o-Phosphat in den Gewässern saisonal bedingt erhöhen.

Insgesamt wird der Phosphathaushalt von Fließgewässern derzeit teilweise durch anthropogene Verunreinigungen bestimmt. Geogene Einflüsse in Einzugsgebieten treten oft ganz in den Hintergrund. Orthophosphat selbst ist nicht toxisch. Ein zu hohes Dargebot kann die Lebensbedingungen für bestimmte Wasserorganismen wie Fische durch massive Eutrophierung entscheidend verschlechtern. Die Situation kann durch die Ausbildung von Massenpopulationen

an Algen sowie die Abgabe von Algentoxinen in die Gewässer bis auf Mensch und Tier negativ zurückwirken. In der stoffbezogenen chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA (1998) liegt die obere Grenze der Güteklasse I bei 20 µg/l ortho-PO₄³⁻-P, der Güteklasse II bei 100 µg/l. Die Resultate der statistischen Auswertung hinsichtlich o-Phosphat-P in den Fließgewässern sind in der Tabelle 25 zusammengefasst.

Tabelle 25: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte von o-Phosphat-P (Fließgewässer, 90-Perzentil) ⁽¹⁾

GKL I ⁽²⁾ (o-PO₄³⁻-P ≤ 20 µg/l)	GKL I - II (< 20 bis ≤ 40 µg/l)	GKL II (< 40 bis ≤ 100 µg/l)	> GKL II (o-PO₄³⁻-P > 100 µg/l)
Sandbedeckung ⁽³⁾	Moränen	Terrassen	Keuper
Moore	Rotliegendes/Sedimente	Rotliegendes/Vulkanite	Zechstein
Kalkalpen	Granit	Löß	
Schiefer [RSG]	Gneis [Erzgebirge]	Lias & Dogger	
	Granit [Erzgebirge]	Malm	
		Buntsandstein	
		Sander	
		Schiefer	
		Gneis	
		Diabas/Basalt	
		Flyschalpen	
		Molassealpen	
		Schiefer [Erzgebirge]	
		Diabas [Harz]	

⁽¹⁾ Gewässerlandschaften ohne bzw. mit inakzeptablen Messwerten: Strandbildung, Tertiär, Marsch, Auen, kalkige u. sandig-tonige Kreide, Muschelkalk, Grundgebirge Kalk, Schiefer [Harz]

⁽²⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

⁽³⁾ Mittelwert (Perzentile nicht verfügbar)

Wie die Ergebnisse in der Tabelle 25 zeigen, traten bezüglich der Fließgewässer nur in den Formationen Zechstein und Keuper Überschreitungen bei den 90-Perzentilwerten hinsichtlich der LAWA-Gewässergüteklasse II auf. In allen anderen Gewässerlandschaften wurde mindestens die GKL II erreicht.

Für die berücksichtigten Standgewässer (s. Anhang) wurde der ortho-PO₄³⁻-P durchgängig zwischen 1 µg/l (Nachweisgrenze) und 20 µg/l gefunden. Damit lag in diesen Gewässern keine anthropogene Belastung oder biogene Massenproduktion an ortho-Phosphat vor.

6.4 Schwermetalle, Arsen und Kupfer

Die Übergangs- und Schwermetalle wie Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink gehören normalerweise zu den Spurenelementen in Oberflächengewässern ($c \leq 0,1$ bis $10 \mu\text{g/l}$). Ihr Ursprung kann sowohl geogener als auch anthropogener Natur sein. Im Mittel- und Unterlauf großer Flüsse summieren sich meist die Anteile aus den unterschiedlichen Quellen. Die Metallionen werden zum Teil in erheblichem Umfang an Schwebstoffen und Partikeln gebunden transportiert (besonders ausgeprägt bei Pb, Cd, Zn, Hg) sowie in lebenden Organismen angereichert (As, Pb, Hg). Außerdem können sie sich massiv in Sedimenten aufkonzentrieren. Viele der chalcogen-gebundenen Elemente (als Sulfide, Selenide, Telluride) sind in der Regel im ungebundenen (ionischen) Zustand toxisch. Einige von ihnen können Wasserstoff- und Organylverbindungen (auch mikrobiell katalysiert) ausbilden, die auch in den Luftpfad übergehen. Dazu zählen die metallischen Elementverbindungen/Modifikationen des As, Sb, Pb, Hg, Ni und Cu.

6.4.1 Arsen

Arsen tritt im Wasser überwiegend in der Oxidationsstufe +5 als H_2AsO_4^- - und HAsO_4^{2-} -Anionen der Arsensäure auf. Die Oxidationsstufe +3 (als Anionen von H_3AsO_3) spielt in Oberflächengewässern in der Regel keine Rolle, sondern erst unter deutlich reduzierenden Bedingungen (anaerobes Grundwasser). Alle genannten Anionen sind sehr gut wasserlöslich und daher auf dem Wasserpfad hoch mobil. In bestimmten Fällen müssen auch As-organische Verbindungen berücksichtigt werden, die durch mikrobielle Bioalkylierung anorganischer Arsen-Spezies gebildet werden können (As-Oxidationsstufe -3). Arsen und einige seiner Verbindungen sind mittlerweile in allen Umweltmatrizes beinahe ubiquitär verbreitet. Dazu hat die bergbauliche Gewinnung, industrielle Anwendung und nachfolgend die oxidative Umwandlung mikrobiell gebildeter, leicht flüchtiger Di- und Trimethylarsine in der Atmosphäre zu Kakodylsäure beigetragen, wodurch der irdische Redoxkreislauf der Arsenverbindungen geschlossen wird.

Wichtigste Arsen-Mineralen sind die Sulfide (Arsen kies, Enargit, Realgar, Auripigment), die im Gegensatz zu den Oxiden (z. B. Arsenolith) und As-Organika nur eine geringe Toxizität besitzen. So können erhöhte As-Konzentrationen aus dem Kontakt von Wasser mit ungestörten Keuperformationen resultieren. Zudem ist Arsen in der Lage, Eisen, Silizium und Aluminium im Kristallgitter silikatischer Minerale zu ersetzen. Örtlich hat die natürliche Imprägnierung sandig-kiesiger Quartärsedimente mit As-haltigen Eisenoxihydroxiden aus arsenhaltigen Thermalwässern zu erhöhten As-Konzentrationen geführt. Zudem kommt Arsen in Phosphaterzen vor und reichert sich im Verlauf von Aufbereitungsprozessen in Phosphatdüngemitteln und phosphathaltigen Wasch- und Reinigungsmitteln an. Erhebliche Arsenmengen können in Kohlelagerstätten enthalten sein. Als Hauptquellen der anthropogen bedingten Arsen-Freisetzung in die Umwelt sind die Verhüttung von Erzen, die Energieerzeugung aus fossilen Kohlenstoffträgern und die Zementindustrie zu nennen. Eine hohe Relevanz hinsichtlich der

Freisetzung von As in die Umwelt besitzt neben den Kohlenkraftwerken der Vulkanismus. As(III)-Verbindungen sind human- und ökotoxikologisch wesentlich stärker wirksam als die des As(V). Arsen ist in Spuren für Lebensprozesse essentiell. In der novellierten TVO (2001) ist der zu unterschreitende Grenzwert für Arsen bei 10 µg/l festgelegt worden, in der E.U.-Trinkwasserrichtlinie (1998) die gleiche Konzentration als Parameterwert.

Tabelle 26: As-Konzentrationen in der Schwebstoff- und in der Wasserphase von Fließgewässern

Schwebstoffphase As ≤ 40 mg/kg (Basis: Mittelwert) ⁽¹⁾	Schwebstoffphase As > 40 mg/kg (Basis: Mittelwert) ⁽¹⁾	Wasserphase As ≤ 2,0 µg/l (Basis: 50-Perzentil) ⁽²⁾	Wasserphase As > 2,0 µg/l (Basis: 50-Perzentil) ⁽³⁾
Sandbedeckung	Schiefer [Erzgebirge]	Sandbedeckung	Granit [Erzgebirge] ⁽⁴⁾
Terrassen		Tertiär	Schiefer [Erzgebirge] ⁽⁴⁾
Auen		Terrassen	
Buntsandstein		Moränen	
Muschelkalk		Moore ⁽⁴⁾	
Flyschalpen		kalkige Kreide ⁽⁴⁾	
Molassealpen		sandig-tonige Kreide	
		Buntsandstein	
		Muschelkalk	
		Rotliegendes/Sedimente	
		Zechstein	
		Gneis	
		Granit ⁽⁴⁾	
		Grundgebirge Kalk ⁽⁴⁾	
		Kalk- und Flyschalpen	
		Diabas [Harz]	
		Schiefer [RSG] ⁽⁴⁾	
		Gneis [Erzgebirge]	

⁽¹⁾ Einordnung der Gewässerlandschaften nach Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 hinsichtlich Qualitätskriterium (QK) für Arsen (QK_{As} ≤ 40 mg/kg)

^{(2) / (3)} Mittlere Obergrenze des Hintergrundbereichs für die Wasserphase in Analogie zu den Daten nach SCHUDOMA (1994) für den Bereich von Blei, Kupfer und Nickel (1,7 µg/l bis 2,2 µg/l)

⁽⁴⁾ Mittelwerte (keine 50-Perzentilwerte verfügbar)

Anthropogen gering belastete und aus relativ As-freien geologischen Formationen gespeiste Fließgewässer weisen im Mittel Arsenkonzentrationen zwischen 0,3 und 3,5 µg/l auf (BRENK, 1997; FERGUSSON, 1990; MERKEL und SPERLING, 1998). In der Gesamtwasserphase von Standgewässern wurden Arsen-Konzentrationen zwischen 0,5 µg/l und 1,1 µg/l gefunden (Sandbedeckung, Moore, Granit und Gneis im Erzgebirge, Olisthostrom im Harz). Bei diesen Standgewässerdaten handelt es sich ausnahmslos um Mittelwerte. Im Schwebstoff waren au-

ßer bei Moränen (Mittelwert: 40,5 mg/kg) keinerlei Daten von Standgewässern verfügbar. In der Partikulärphase der Fließgewässer wurden As-Konzentrationen bis zu 115 mg/kg gefunden (s. Anhang und Tabelle 26).

Für Arsen in der Wasserphase lagen die ermittelten Daten der Fließgewässerlandschaften im Bereich der von FERGUSSON (1990) angegebenen Hintergrundwerte von 0,1 bis 10 µg/l. Bei der Einordnung der Fließgewässerlandschaften wurde mittels Analogieschluss (in etwa vergleichbare ökotoxikologische Wirkung) auf die Hintergrundwerte der LAWA (1998) für den oberen Bereich von Blei, Kupfer und Nickel (1,7 µg/l bis 2,2 µg/l) zurückgegriffen, da gegenwärtig keine Hintergrundwerte oder Zielvorgaben in der Bundesrepublik Deutschland hinsichtlich Arsen existieren.

Nur bei wenigen Ausnahmen in den metallogenen Landschaften wird das Qualitätskriterium nach der EG-Richtlinie 76/464 von ≤ 40 mg/kg in der Schwebstoffphase und in Analogie zum Blei/Kupfer/Nickel von ≤ 2 µg/l (LAWA, 1998) in der Wasserphase überschritten. Hinsichtlich der Schwebstoffphase ist die Datenlage insgesamt unbefriedigend.

6.4.2 Blei

Blei tritt hauptsächlich in den Oxidationsstufen +2 und +4 auf, kommt in der Wasserphase meist in der Stufe +2 vor. Die Menge des löslichen Bleis hängt vom pH-Wert, dem Redox-Potential sowie der Grundmineralisierung des Wassers ab. Die natürlichen Hintergrundbereiche sind in der Regel zwischen 5 und 50 ng/l (FERGUSSON, 1990) anzusetzen. SCHUDOMA (1994) nennt 0,4 bis 1,7 µg/l. Der Transport erfolgt überwiegend in kolloidgebundener Form, so dass Ablagerungen in Sedimenten weit verbreitet sind. Gediegenes Blei ist in der Natur relativ selten. Hauptminerale sind PbS (massive Sulfidkörper: Galenit), PbSO₄ (Anglesit) und PbCO₃ (schichtgebunden in Carbonatgestein: Cerussit). Bleierze können unterschiedliche Mengen an Ag, Zn, Cu, As, Sb und auch Bi enthalten. Blei kann als zweiwertiges Ion Calcium in Silikaten und Phosphaten substituieren. Der technische Einsatz von Blei ist auch heute noch sehr vielfältig. Sowohl metallisches Blei als auch seine Verbindungen sind toxisch, wobei die Ausscheidung aus dem lebenden Organismus meist gering ist (Einlagerung und Anreicherung in den Knochen und Haaren). Für manche Fischarten (z. B. Forellen, Weissfische) wirken Blei und seine Verbindungen bereits bei niedrigen Konzentrationen (≈ 300 µg/l) in wenigen Tagen letal (BUSCH, UHLMANN und WEISE, 1986). Die meisten der Blei-organischen Verbindungen sind flüchtig und wirken ebenfalls stark human- und ökotoxisch. Der Parameterwert nach E.G.-TW beträgt für Blei 10 µg/l. Gegenwärtig werden noch 25 µg/l für eine Übergangszeit toleriert. Auch die WHO hat einen Leitkennwert für Trinkwasser von 10 µg/l fixiert (s. DIETER, 1993), was gleichfalls für die novellierte TVO (2001) zutrifft.

Tabelle 27: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Pb in der Schwebstoffphase (Fließgewässer, Mittelwert) ⁽¹⁾

GKL I ⁽²⁾ (Pb ≤ 25 mg/kg)	GKL I - II (< 25 bis ≤ 50 mg/kg)	GKL II (< 50 bis ≤ 100 mg/kg)	> GKL II (Pb > 100 mg/kg)
Sandbedeckung	Auen	Diabas/Basalt ⁽³⁾	Schiefer [Erzgebirge]
Strandbildung ⁽³⁾	kalkige Kreide	Kalkalpen ⁽³⁾	Flyschalpen
Tertiär ⁽³⁾	sandig-tonige Kreide		
Terrassen ⁽³⁾	Lias & Dogger ⁽³⁾		
Moränen ⁽³⁾	Malm ⁽³⁾		
Sander ⁽³⁾	Buntsandstein		
Moore ⁽³⁾	Rotliegendes/Sedim. ⁽³⁾		
Löß ⁽³⁾	Rotliegendes/Vulk. ⁽³⁾		
Muschelkalk	Zechstein ⁽³⁾		
Keuper ⁽³⁾			
Schiefer ⁽³⁾			
Gneis u. Granit ⁽³⁾			

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Daten: Granit und Schiefer im Harz, Schiefer im RSG

⁽²⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

⁽³⁾ Daten (Mittelwerte) aus: GEOCHEMISCHER ATLAS BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1985)

Die Zielvorgaben der LAWA (1998) für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ betragen für Fließgewässer in der Schwebstoffphase 100 mg/kg und umgerechnet auf die Wasserphase 3,4 µg/l. Die LAWA-Zielvorgabe für die Schwebstoffphase wurde nur in den Flyschalpen (136 mg/kg) und im Schiefer des Erzgebirges (175 mg/kg) überschritten. Die anderen Landschaften ordnen sich in die Gewässergüteklassen I und I - II ein. Hinsichtlich der Datenlage in der Schwebstoffphase besteht jedoch akuter Nachholbedarf, da hier wenn überhaupt nur wenige Messwerte je Gewässerlandschaft zur Verfügung standen, so dass nur die Mittelwerte in die Auswertung einbezogen werden konnten.

Der umgerechnete LAWA-Zielvorgabe für die Wasserphase wurde, bezogen auf die 50-Perzentilwerte, nur in sehr wenigen Fließgewässerlandschaften überschritten (Grundgebirge Kalk sowie Schiefer in den metallogenen Landschaften). Die überwiegende Zahl der Fließgewässerlandschaften ordnet sich in den Schwankungsbereich der umgerechneten Hintergrundkonzentration (SCHUDOMA et al., 1994) ein. In den wenigen Standgewässern, von denen Daten zur Verfügung standen, waren die Konzentrationen an Blei in der Wasserphase durchgängig gering (Mittelwerte ≤ 1,1 µg/l), nur im Schiefer des Rheinischen Schiefergebirges etwas erhöht (Median: 2,4 µg/l).

Tabelle 28: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Blei in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil) ⁽¹⁾

Hintergrundwert ⁽²⁾ nach SCHUDOMA, Wasser (gesamt) Pb ≤ 0,83 µg/l	Hintergrundwert ⁽²⁾ (bis zur Obergrenze des Schwankungsbereichs) 0,83 µg/l < Pb ≤ 1,7 µg/l	Zielvorgabe LAWA für aquatische Le- bensgemeinschaften ⁽²⁾ Pb ≤ 3,4 µg/l	> Zielvorgabe LAWA ⁽²⁾ Pb > 3,4 µg/l
Sandbedeckung	Moränen	Tertiär	Grundgebirge Kalk ⁽³⁾
Terrassen ⁽³⁾	Moore ⁽³⁾	Sander ⁽⁴⁾	Schiefer [Harz] ⁽³⁾
Muschelkalk	Auen ⁽³⁾	kalkige Kreide ⁽⁴⁾	Schiefer [RSG] ⁽³⁾
Rotliegendes/Sedimente	Löß ⁽³⁾	Lias & Dogger ⁽⁴⁾	Schiefer [Erzgebirge]
Rotliegendes/Vulkanite	sandig-tonige Kreide	Malm	
Schiefer	Buntsandstein	Diabas/Basalt ⁽⁴⁾	
Gneis	Keuper		
Gneis [Erzgebirge]	Zechstein		
Granit [Erzgebirge] ⁽³⁾	Granit		
	Kalkalpen		
	Flyschalpen		
	Diabas [Harz]		

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Daten: Molassealpen

⁽²⁾ berechnete Werte bezogen auf einen Schwebstoffgehalt von 25 mg/l nach SCHUDOMA et al. (UBA-Texte 52/94, Tabelle 5, S. 11) bzw. LAWA (1998)

⁽³⁾ Mittelwerte (keine Medianwerte verfügbar)

⁽⁴⁾ Mittelwerte aus: GEOCHEMISCHER ATLAS BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1985)

6.4.3 Cadmium

Cadmium bildet keine eigenständigen Primärminerale aus, sondern kommt meist als Begleiter des Zinks vor. Es kann Pb und Zn in deren Mineralphasen (Zinkblende, Zinkspat) ersetzen. Sekundäre Cd-Minerale wie Greenockit, Hawleyit, Montepionit, Otavit und Cadmoselit sind sehr selten. Sie entstehen hauptsächlich bei der Verwitterung Cadmium-haltiger Zinkmineralien. Im abgeleiteten "Tongesteinsstandard" werden von TUREKIAN und WEDEPOHL (1961) folgende Gehalte an Cd in verschiedenen geologischen Formationen genannt:

- Grundgebirge (Granit, Basalt, Syenite): 0,13 bis 0,22 mg/kg
- Sedimente (Sandstein, Karbonate, Muschelkalk): 0,035 bis 0,3 mg/kg
- Tiefseesedimente (Karbonate, Ton): ≤ 0,42 mg/kg.

Cadmium wird in der metallurgischen Praxis als Beiprodukt bei der Gewinnung von Zink, Blei und Kupfer erhalten. Seine industrielle Anwendung ist trotz der toxischen und kanzerogenen Risiken noch immer sehr vielfältig. Eine wichtige Eintragsquelle für die Atmosphäre und Gewässer stellt die Freisetzung von Cd durch die Verbrennung Cadmium-haltiger Stein- und Braunkohle dar. Ebenso ist die Boden- und Grundwasserbelastung beim Einsatz von

Phosphatdüngemitteln zu beachten, die erhebliche geogene Konzentrationen an Cd aufweisen können.

Die Wasserlöslichkeit von Cd-Salzen ist sehr hoch. Als Element-Ion tritt es in Gewässern in zweiwertiger Form auf, wobei es bevorzugt komplexgebunden mit Huminstoffen transportiert wird. Cd liegt zu 65% bis 75% adsorbiert an Schwebstoffen vor. Unbelastete Oberflächengewässer enthalten Cd-Konzentrationen bis maximal 100 ng/l (FERGUSON, 1996), während SCHUDOMA (1994) 9 bis 36 ng/l als geogenen Hintergrundlevel angibt. Im Gegensatz dazu nennen WEDEPOHL (1984, 1991) und FAUTH et al. (1985) Hintergrundkonzentrationen in Fließgewässern zwischen 300 ng/l und 400 ng/l Cd.

Cadmium und seine Verbindungen wirken sehr stark toxisch. Die Vergiftungen können sowohl einen akuten als auch chronischen Verlauf nehmen. Cadmium steht unter dem Verdacht, krebserregend und erbgutschädigend zu wirken (s. a. MERKEL und SPERLING, 1998). Der LD₁₀₀-Wert für Goldfische liegt für Cd in Form von CdCl₂ bei 170 µg/l (nach 18 h). In den E.U.-Richtlinien über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (E.G.-TW, 1998) wurde der Parameterwert für Cadmium mit 5 µg/l fixiert. Dieser wurde inzwischen auch in die novellierte Fassung der TVO (2001) übernommen. Die WHO hat als Leitwert für Trinkwasser 3 µg/l vorgegeben (DIETER, 1993). Die statistischen Ergebnisse der genutzten Messreihen von Oberflächengewässern sind in den Tabellen 29 (Schwebstoffphase) und 30 (Wasserphase) zusammengestellt.

Tabelle 29: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Cadmium im Schwebstoff (Fließgewässer, Mittelwert) ⁽¹⁾

GKL I ⁽¹⁾ (Cd ≤ 0,3 mg/kg)	GKL I - II (< 0,3 bis ≤ 0,6 mg/kg)	GKL II (< 0,6 bis ≤ 1,2 mg/kg)	> GKL II (Cd > 1,2 mg/kg)
Flyschalpen	Auen	Sandbedeckung	Schiefer [Erzgebirge]
Keuper ⁽²⁾	Buntsandstein	Molassealpen	
Kalkalpen ⁽²⁾	Muschelkalk		

⁽¹⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

⁽²⁾ Im GEOCHEMISCHEN ATLAS BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1985) sind für die fehlenden Fließgewässerlandschaften Cd-Mittelwerte in der Schwebstoffphase (hier Sediment) von 1 mg/kg angegeben. Diese fallen somit in die Gewässergüteklasse II.

Wie die Tabelle 29 zeigt, ist der verfügbare Datenumfang hinsichtlich des schwebstoffgebundenen Cadmiums in den Fließgewässern relativ gering und lässt daher allein keine komplexe Bewertung der Situation zu. Daher müssen die Messwerte der Wasserphase unbedingt berücksichtigt werden (Tabelle 30).

Tabelle 30: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Cd in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil) ⁽¹⁾

Hintergrundwert ⁽²⁾ nach SCHUDOMA, Wasser (gesamt) Cd ≤ 18 ng/l	Hintergrundwert ⁽²⁾ (bis zur Obergrenze des Schwankungsbereichs) 18 ng/l < Cd ≤ 36 ng/l	Zielvorgabe LAWA für aquatische Le- bensgemeinschaften ⁽²⁾ Cd ≤ 72 ng/l	> Zielvorgabe LAWA ⁽²⁾ Cd > 72 ng/l ⁽³⁾
Muschelkalk	Terrassen ⁽⁴⁾	Sandbedeckung	Tertiär
		kalkige Kreide	Moränen
		Rotliegendes/Sediment	Sander ⁽⁵⁾
		Grundgebirge Kalk ⁽⁴⁾	Moore ⁽⁴⁾
			Auen ⁽⁴⁾
			Löß ⁽⁴⁾
			sandig-tonige Kreide
			Lias & Dogger ⁽⁵⁾
			Malm ⁽⁴⁾
			Buntsandstein
			Keuper
			Rotliegendes/Vulkanite
			Zechstein
			Schiefer
			Gneis
			Diabas/Basalt ⁽⁵⁾
			Granit
			Kalk- und Flyschalpen

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Daten: Molassealpen

⁽²⁾ berechnete Werte bezogen auf einen Schwebstoffgehalt von 25 mg/l nach SCHUDOMA et al. (UBA-Texte 52/94, Tabelle 5, S. 11) bzw. LAWA (1998)

⁽³⁾ in Schiefer, Gneis und Granit der metallogenen Fließgewässerlandschaften (Harz, Erzgebirge, RSG) wird die LAWA-Zielvorgabe für Cd durchgängig nicht erreicht (50-Perzentilwerte)

⁽⁴⁾ Mittelwerte (keine 50-Perzentile verfügbar)

⁽⁵⁾ Daten aus: GEOCHEMISCHER ATLAS BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1985)

Es muss bemerkt werden, dass allein bei strikter Berücksichtigung der umgerechneten LAWA-Zielvorgabe für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ für Fließgewässer mit einer Cd-Konzentration von ≤ 72 ng/l fast alle Messstellen und Datensätze unberücksichtigt geblieben wären. Daher wurden zunächst alle Daten der Messstellen für die statistische Auswertung der Landschaften verwendet, die die von WEDEPOHL (1984, 1991) und FAUTH et al. (1985) genannte Obergrenze des geogenen Hintergrundbereichs von ≤ 300 ng/l Cd einhalten und die sich bei den anderen Gewässergütekennwerten als anthropogen unbeeinflusst gezeigt hatten. Als ein weiteres Problem bei der Bewertung der vorliegenden Analysenwerte für

die Gewässer hinsichtlich Cadmium erwies sich dessen methodische Bestimmungsgrenze von 300 ng/l, die bis in die achtziger Jahre relevant war. In diesen Fällen wurde die Hälfte der analytischen Bestimmungsgrenze, d. h. 150 ng/l als Messwert in die Datenbank übernommen.

Wie die Ergebnisse von Tabelle 30 zeigen, wird die umgerechnete Zielvorgabe der LAWA (1998) nur in wenigen der anthropogen eigentlich nur sehr gering beeinflussten Gewässerlandschaften erreicht. Auch bei einer Zuordnung von etwa 50% der gemessenen Cd-Konzentrationen in den Gewässern zu den Niederschlägen (diffuser Eintrag) bessert sich das Resultat nicht grundsätzlich. Setzt man 50% von dem von WEDEPOHL und FAUTH genannten maximalen Hintergrundbereichswert als Bewertungsmaßstab an (entspricht 150 ng/l), so wird dieser Level in folgenden Fließgewässerlandschaften als Median unterschritten: Sandbedeckung, Tertiär, Terrassen, Moränen, Auen, Löss, kalkige Kreide, Malm, Buntsandstein, Muschelkalk, Keuper, Rotliegendes (Sedimente), Zechstein, Schiefer, Gneis, Granit, Grundgebirge Kalk, Kalkalpen, Flyschalpen und Diabas/Grauwacke [Harz], also in der Mehrheit der Fließgewässerlandschaften.

Es muss weiterhin berücksichtigt werden, dass im GEOCHEMISCHEN ATLAS der Bundesrepublik Deutschland für Cadmium in der Wasserphase anthropogen wenig beeinflusster Bachwässer durchgehend Hintergrundwerte (als Mediane) zwischen 200 und 300 ng/l genannt werden. Sowohl der Mittelwert als auch der Median für Daten von 75.250 Einzelmessungen werden für Cadmium in der Wasserphase von Bächen mit 300 ng/l angegeben. Diese statistischen Werte müssen jedoch ebenfalls unter Berücksichtigung der vor 1985 existierenden analytischen Bestimmungsgrenze für Cd in der Wasserphase beurteilt werden.

Für die Standgewässer waren kaum Messwerte verfügbar, da Schwermetalle wie Cadmium in diesen nicht zum eigentlich interessierenden Spektrum an Kennwerten zählen. Zwischen 70 ng/l und 120 ng/l lagen die statistischen Mittelwerte für Sandbedeckung, Rotliegendes und Olisthostrom (Harz), während sie in Mooren, Schiefer, Granit (Erzgebirge) und Gneis (Erzgebirge) deutlich höher waren (250 bis maximal 510 ng/l).

Damit zeigt sich insgesamt, dass die umgerechnete LAWA-Zielvorgabe für Cd in der Wasserphase sehr niedrig ist. Diese Aussage muss allerdings unter Vorbehalt getroffen werden. Bei einer perspektivisch einheitlichen Probenvorbehandlung z. B. durch Filtration ist im Filtrat mit deutlich geringeren Cd-Konzentrationen zu rechnen (erhöhter Ausschluss der Cd-fixierenden Partikulärphase). Messwerte von solchen Proben standen für die Auswertung kaum zur Verfügung bzw. diese waren nicht als solche ausgewiesen. Für die Überprüfung bzw. Neufestlegung des Referenzwertes und des Qualitätsziels für Cd in der Schwebstofffraktion von Fließgewässern müssen deutlich mehr Messwerte zur Verfügung gestellt werden. Hier ist weiterer Bedarf an Messprogrammen angezeigt.

6.4.4 Chrom

Chrom gehört zu den häufigen Elementen der oberen Erdkruste. Es kommt in der Natur fast nur in Verbindungen vor, wobei Chromeisenstein ($\text{FeMgCr}_2\text{O}_4$) "Chromit" das häufigste Mineral ist. Außerdem tritt Chrom in Magmatiten gemeinsam mit Magnesium und Nickel (Amphibole, Pyroxene, Olivin), Metamorphiten (Biotite, Klinopyroxene sowie Mg-reiche Varietäten von Glimmer und Amphibolen) und Sedimenten (in Flussschottern hauptsächlich an Eisenoxide gebunden) auf. Chrom und seine Verbindungen werden zu etwa 50 % durch die Verbrennung fossiler Kohlenstoffträger, zu 30 % durch industrielle Abwassereinleitungen aus der Textilfärbung, Ledergerberei, Farbfotografie, Metallurgie und Galvanik und zu 20 % durch den Straßenverkehr (Abgase) in die Umwelt eingetragen. Zudem müssen bergbaulich beeinflusste Wässer berücksichtigt werden. In natürlichen Gewässern kommt Chrom in gelöster Form in den Oxidationsstufen +3 und +6 vor. Cr^{3+} tritt primär als Kation oder als Hydroxid auf. In dieser Oxidationsstufe ist seine Wasserlöslichkeit gering. Sehr gut löslich sind dagegen Cr^{6+} -Verbindungen, die in wässriger Matrix weitgehend als HCrO_4^- und $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ vorliegen. Die gebundenen Chrom-Anteile an den Schwebstoffen können sehr stark variieren, sind stark von deren Struktur und Oberflächenladung abhängig.

Tabelle 31: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Cr im Schwebstoff (Fließgewässer, Mittelwert)

GKL I ⁽¹⁾ (Cr ≤ 80 mg/kg) ⁽²⁾	GKL I - II (< 80 bis ≤ 90 mg/kg)	GKL II (< 90 bis ≤ 100 mg/kg)	> GKL II (Cr > 100 mg/kg) ⁽³⁾
Sandbedeckung	-	Buntsandstein	-
Auen			
Muschelkalk			
Flyschalpen			
Molassealpen			

⁽¹⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

⁽²⁾ nach GEOCHEMISCHES ATLAS (1985) sind folgende Fließgewässerlandschaften hinsichtlich partikulär gebundenem Chrom der Gewässergüteklasse I zuzuordnen: Tertiär, Terrassen, Moränen, Sander, Moore, Löß, kalkige und sandig-tonige Kreide, Malm, Keuper, Lias & Dogger, Rotliegendes (Sedimente und Vulkanite), Zechstein, Schiefer, Gneis, Granit sowie Kalkalpen

⁽³⁾ nur in Sedimenten von Gewässerlandschaften, die durch basische Magmatite geprägt werden, liegen Medianwerte > 100 mg/kg Cr vor

Auch auf Grund der genannten Löslichkeitsverhältnisse wirkt nur Cr(VI) akut toxisch. Der Parameterwert für Trinkwasser nach E.G.-TW (1998) beträgt 50 µg/l. Die gleiche Konzentration gilt als Grenzwert in der novellierten Trinkwasserverordnung (TVO, 2001). Konzentrationen in der Wasserphase von deutlich über 5 µg/l sind in der Regel anthropogenen Ursprungs. FAURE (1991) hat als geogenen Hintergrund für Flüsse einen Mittelwert von etwa 1 bis 2 µg/l angegeben, während SCHUDOMA (1994) in guter Übereinstimmung 1,3 bis 5 µg/l nennt. Die Zielvorgabe der LAWA (1998) für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ beträgt

320 mg/kg für die Schwebstoffphase und deren Umrechnung auf die Wasserphase 10 µg/l. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung der Gewässerdaten für Cr in der Schwebstoff- und Wasserphase sind in den Tabellen 31 und 32 zu finden.

Tabelle 32: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Chrom in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentilwert) ⁽¹⁾

Hintergrundwert ⁽²⁾ nach SCHUDOMA, Wasser (gesamt) Cr ≤ 2,5 µg/l	Hintergrundwert ⁽²⁾ (bis zur Obergrenze des Schwankungsbereichs) 2,5 µg/l < Cr ≤ 5,0 µg/l	Zielvorgabe LAWA für aquatische Le- bensgemeinschaften ⁽²⁾ Cr ≤ 10 µg/l	> Zielvorgabe LAWA ⁽²⁾ Cr > 10 µg/l
Sandbedeckung	kalkige Kreide ⁽³⁾	-	-
Tertiär	Grundgebirge Kalk ⁽³⁾		
Terrassen ⁽³⁾	Schiefer [RSG] ⁽³⁾		
Moränen	Schiefer [Erzgebirge]		
Moore ⁽³⁾			
sandig-tonige Kreide			
Buntsandstein			
Muschelkalk			
Keuper			
Rotliegendes (Sed./Vulk.)			
Zechstein			
Schiefer			
Gneis			
Granit			
Kalk- und Flyschalpen			
Gneis u. Granit [Erzgeb.]			

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Daten: Strandbildung, Sander, Auen, Löss, Lias & Dogger, Malm, Diabas/Basalt, Molassealpen, Schiefer [Harz]

⁽²⁾ berechnete Werte bezogen auf einen Schwebstoffgehalt von 25 mg/l nach SCHUDOMA et al. (UBA-Texte 52/94, Tabelle 5, S. 11) bzw. LAWA (1998)

⁽³⁾ Mittelwerte (keine 50-Perzentile verfügbar)

Wie die Ergebnisse der Tabelle 31 und die Daten aus dem GEOCHEMISCHEN ATLAS (1985) verdeutlichen, sind nur durch Buntsandstein und basische Magmatite geprägte Fließgewässerlandschaften hinsichtlich ihrer Chromkonzentrationen in der Schwebstofffraktion auffällig. Die Medianwerte liegen aber unterhalb der LAWA-Zielvorgabe von 320 mg/kg. Alle anderen Landschaften ordnen sich bezüglich der anthropogen gering beeinflussten Fließgewässer in die Gewässergüteklasse I ein. Allerdings ist die derzeit zur Verfügung stehende Menge an Messwerten noch relativ gering. Für die Standgewässer konnten keine Messwerte für schwebstoffgebundenes Chrom gefunden bzw. berücksichtigt werden.

Für die Wasserphase ist zu konstatieren, dass sich alle Fließgewässerlandschaften hinsichtlich Cr in den geogenen Hintergrundbereich (Umrechnung) nach SCHUDOMA et al. (1994) einordnen (s. Tabelle 32). Die wenigen zur Verfügung stehenden Mittelwerte für Chrom in der Wasserphase von Standgewässern liegen ausnahmslos unterhalb von 2,5 µg/l (Sandbedeckung, Moore, Rotliegendes, Schiefer, Olisthostrom [Harz], Schiefer [RSG] sowie Granit und Gneis im Erzgebirge).

6.4.5 Kobalt

Kobalt ist mit etwa 20 mg/kg an der Erdkruste vertreten und kommt weitgehend vergesellschaftet mit Nickel vor. In Lagerstätten tritt es oft in liquid-magmatischen Co-Ni-Sulfid-Formationen als Kobaltpentlandit, Hauchecornit, Siegenit, in Cu-haltigem Magnetkies sowie als Cu-Fe-Erz auf. Weiterhin existieren vulkano-sedimentäre Sulfidlagerstätten und oxidisch-lateritische Nickellaterit-Lagerstätten mit Konzentrationen von bis zu 2,5 % Kobalt. Gesteinsbildende Kobaltminerale sind nicht bekannt geworden.

Zu den Hauptanwendungsgebieten zählt der Einsatz in der chemischen Industrie (Mischkatalysatoren), als Pigmentfarben sowie Legierungsbestandteil. ⁶⁰Co wird als Strahlungsquelle in der Krebstherapie eingesetzt. Kobaltverbindungen besitzen in der Regel eine geringe Wasserlöslichkeit. In Ionenform tritt es im Wasser in der Oxidationsstufe +2 auf, meist jedoch in komplexierter Form (Huminstoffe, synthetische Komplexbildner wie EDTA, NTA und Phosphonsäuren). Ausgeprägt sind seine Mitfällung an Fe- und Mn-Oxiden bzw. die Sorption an diesen. Daher enthalten Fließgewässer in der Wasserphase nur sehr geringe Mengen an Kobalt. Als Mittelwert wurden von MERKEL und SPERLING (1998) 0,2 µg/l genannt.

Weder in der E.G.-TW noch bei den Zielvorgaben der LAWA sind derzeit für Kobalt Grenzwerte oder Qualitätsziele für die Wasserphase festgelegt. Für eine Bewertung der statistisch bearbeiteten Messwerte wurde die in der Tabelle 33 gewählte Einstufung in Analogie zum chemisch und ökotoxikologisch verwandten Nickel genutzt. Für die Schwebstoffphase kam das Qualitätskriterium (QK) für Kobalt gemäß der Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 hinsichtlich der Einteilung zur Anwendung ($QK_{Co} \leq 80 \text{ mg/kg}$).

Nach dem GEOCHEMISCHES ATLAS (1985) liegen die Schwebstoffkonzentrationen (hier Sedimentkonzentrationen) an Kobalt in den Bächen von Fließgewässerlandschaften meist unterhalb von 30 mg/kg. Dies trifft ebenfalls für die wenigen während der Projektbearbeitung aufgefundenen Daten der in der Tabelle 33 (linker Teil) genannten Gewässerlandschaften zu. Für die Schwebstoffphase der Standgewässer wurden keine Messwerte gefunden. Für die Wasserphase wurde in den Fließgewässern fast ausnahmslos der Ni-analoge geogene Hintergrundbereich erreicht. Allerdings liegen für 19 Gewässerlandschaften keine Daten vor. In der Wasserphase der Standgewässer waren nur für die Sandbedeckung und den Schiefer [RSG] Mittelwerte von 1,5 µg/l bzw. 0,05 µg/l ermittelbar.

Tabelle 33: Co-Konzentrationen in der Schwebstoff- und in der Wasserphase von Fließgewässern ⁽¹⁾

Schwebstoffphase Co ≤ 80 mg/kg (Basis: Mittelwert) ⁽²⁾	Schwebstoffphase Co > 80 mg/kg (Basis: Mittelwert) ⁽³⁾	Wasserphase Co ≤ 2,2 µg/l (Basis: 50-Perzentil) ⁽⁴⁾	Wasserphase Co > 2,2 µg/l (Basis: 50-Perzentil) ⁽⁵⁾
Sandbedeckung	-	Sandbedeckung	Schiefer [Erzgebirge]
Auen		Terrassen	
Buntsandstein		Moore ⁽⁶⁾	
Muschelkalk		Auen ⁽⁶⁾	
		Löß ⁽⁶⁾ und Malm ⁽⁶⁾	
		Buntsandstein	
		Muschelkalk	
		Rotliegendes (Sediment)	
		Zechstein	
		Schiefer ⁽⁶⁾	
		Granit ⁽⁶⁾	
		Schiefer [Harz]	
		Diabas [Harz] ⁽⁶⁾	
		Gneis [Erzgebirge]	

⁽¹⁾ Einordnung analog der Klassifizierung für Nickel (SCHUDOMA et al., 1994 und LAWA, 1998)

⁽²⁾ nach $QK_{Co} \leq 80 \text{ mg/kg}$ gemäß EG-Richtlinie 76/464 (alle Landschaftswerte sogar $\leq 30 \text{ mg/kg}$)

⁽³⁾ Bereich $> QK_{Co}$ gemäß der Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464

⁽⁴⁾ Obergrenze des geogenen Hintergrundbereichs für die Wasserphase nach SCHUDOMA (1994)

⁽⁵⁾ oberhalb des geogenen Hintergrundbereichs für die Wasserphase nach SCHUDOMA (1994)

⁽⁶⁾ Mittelwerte (keine 50-Perzentilwerte verfügbar)

6.4.6 Kupfer

Kupfer kommt in der Natur teilweise gediegen, überwiegend jedoch als Mineral vor. Kupfererze stellen meist sulfidische Mineralien wie Chalkocit und Djurleit sowie CuFeS_2 (Chalkopyrit) dar. Weiterhin sind porphyrische Lagerstätten (Cu-Porphyries) von Bedeutung. Das durchschnittliche Vorkommen von Kupfer in Gesteinen beträgt in Magmatiten 97,7 mg/kg, im Sandstein 15,4 mg/kg, in Tongesteinen 44,7 mg/kg, in Carbonatgesteinen 4,4 mg/kg und in Evaporiten ca. 2 mg/kg. Kupfer tritt in der Umwelt ein- und zweiwertig auf. Rund die Hälfte des hergestellten Kupfers gelangt in die Elektroindustrie, ca. 40% dienen zur Herstellung von Cu-Legierungen. Bestimmte Kupferverbindungen dienen als Fungizide und Algizide.

Hauptquelle für den Eintrag in die aquatische Umwelt ist der Bergbau. Die Löslichkeiten von $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ und CuSO_4 sind sehr hoch, die von Oxiden und Hydroxiden, speziell bei Cu(I) sehr gering. Kupfer reichert sich wie viele Übergangsmetalle und die meisten Schwermetalle stark in Sedimenten an, wird durch Komplexbildner jedoch leicht remobilisiert. Die Menge an ge-

löstem Kupfer ist zudem von der Wasserhärte abhängig. Anthropogen unbeeinflusste Oberflächengewässer enthalten in der Regel Kupferkonzentrationen von 0,1 bis 1,0 µg/l. SCHUDOMA (1994) nennt für den natürlichen Background unbelasteter Gewässer einen Schwankungsbereich von 0,5 µg/l bis 2 µg/l. Die LAWA hat für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ eine Zielvorgabe für die Schwebstoffphase von 80 mg/kg festgelegt, die Umrechnung auf die Wasserphase ergibt 4 µg/l.

Unter besonderen hydrogeochemischen und anthropogenen Randbedingungen in den Flüssen wie hohe Säurelast bei geringem Säurepuffervermögen können die Werte bis auf 100 µg/l ansteigen. In der E.G.-TW ist der Parameterwert für Cu mit 2 mg/l festgesetzt worden, was auch in der novellierten TVO (2001) übernommen worden ist. Kupfer ist fischtoxisch und ruft bereits in niedrigen Konzentrationen (≈ 1 µg/l) Schädigungen auch bei Blaualgen hervor (BUSCH, UHLMANN und WEISE, 1986). Auch auf Pflanzen wirkt es in erhöhten Konzentrationen toxisch.

Tabelle 34: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Cu im Schwebstoff (Fließgewässer, Mittelwert)

GKL I⁽¹⁾ (Cu ≤ 20 mg/kg)^{(2), (3)}	GKL I - II (< 20 bis ≤ 40 mg/kg)	GKL II (< 40 bis ≤ 60 mg/kg)	> GKL II (Cu > 60 mg/kg)
-	Sandbedeckung	-	Schiefer [Erzgebirge]
	Auen		
	Buntsandstein		
	Muschelkalk		
	Flyschalpen		
	Molassealpen		

⁽¹⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

⁽²⁾ für die übrigen Gewässerlandschaften werden im GEOCHEMISCHEN ATLAS (1985) mit Ausnahme von Diabas/Basalt Kupfer-Konzentrationen (hier im Sediment) von < 20 mg/kg angegeben

⁽³⁾ für die Standgewässer wurde nur in den Moränen ein Mittelwert für Cu von 16 mg/kg gefunden

Hinsichtlich der Schwebstoffkonzentrationen an Cu in den Fließgewässern ordnen sich die berechneten Werte für fünf Gewässerlandschaften in der Güteklasse I - II ein. Da nicht mehr Daten zur Verfügung standen, müssen zur Bewertung auch die statistischen Werte aus der Wasserphase herangezogen werden. Dabei zeigt sich ein sehr uneinheitliches Bild. So erstreckt sich z. B. die Zuordnung der metallogenen Landschaften über vier Gewässergüteklassen.

Tabelle 35: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Kupfer in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil) ⁽¹⁾

Hintergrundwert ⁽²⁾ nach SCHUDOMA, Wasser (gesamt) $\text{Cu} \leq 1,0 \mu\text{g/l}$	Hintergrundwert ⁽²⁾ (bis zur Obergrenze des Schwankungsbereichs) $1,0 \mu\text{g/l} < \text{Cu} \leq 2,0 \mu\text{g/l}$	Zielvorgabe LAWA (für aquatische Le- bensgemeinschaften) ⁽²⁾ $\text{Cu} \leq 4,0 \mu\text{g/l}$	> Zielvorgabe LAWA ⁽²⁾ $\text{Cu} > 4,0 \mu\text{g/l}$
Sandbedeckung	Terrassen ⁽³⁾	Moore ⁽³⁾	kalkige Kreide
Auen ⁽³⁾	Moränen	sandig-tonige Kreide	Rotliegendes (Sed.) ⁽³⁾
Malm ⁽³⁾	Löß ⁽³⁾	Zechstein	Rotliegendes (Vulk.)
Muschelkalk	Buntsandstein	Schiefer	Grundgebirge Kalk ⁽³⁾
Granit	Keuper	Flyschalpen	Schiefer [RSG]
Schiefer [Harz]	Gneis	Schiefer [Erzgebirge]	Granit [Erzgebirge]
Diabas [Harz]	Kalkalpen		
	Gneis [Erzgebirge]		

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Daten aus der Wasserphase: Strandbildung, Tertiär, Moränen, Sander, Lias & Dogger, Diabas/Basalt, Molassealpen

⁽²⁾ berechnete Werte bezogen auf einen Schwebstoffgehalt von 25 mg/l nach SCHUDOMA et al. (UBA-Texte 52/94, Tabelle 5, S. 11) bzw. LAWA (1998)

⁽³⁾ Mittelwerte (keine 50-Perzentile verfügbar)

Auch die von den silikatischen Grundgebirgen geprägten Gewässerlandschaften wie Granit, Gneis und Schiefer verteilen sich über drei Bereiche, was auch für die karbonatisch-dolomitischen und salinaren Landschaften (Malm, Muschelkalk, Keuper, Zechstein, Flyschalpen) zutrifft. Das bedeutet, dass die Kupferkonzentrationen in der Wasserphase nicht ausschließlich geogen bedingt sind, sondern von weiteren Einflussfaktoren wie saurem Regen, regionaler Pufferkapazität und der Struktur der partikulären Phase (Cu-Bindevermögen) abhängen, zumal über die Probenvorbereitung in der Regel keine Informationen vorlagen. Die umgerechnete LAWA-Zielvorgabe wird in 21 der 27 bewerteten Gewässerlandschaften erreicht.

In den Standgewässern lagen die mittleren Cu-Konzentrationen in der Wasserphase zwischen 0,5 µg/l (Rotliegendes) und 1,3 µg/l (Schiefer und Sandbedeckung), in denen der Moorlandschaften bei 7 µg/l. In den metallogenen Landschaften wurden mittlere Konzentrationen von > 3,3 µg/l, teilweise auch von > 4,0 µg/l gefunden.

6.4.7 Nickel

Nickel kommt in seinen Verbindungen überwiegend zweiwertig gebunden vor. Es ist Bestandteil von Sulfid-Lagerstätten (basische und ultrabasische Magmatite) und kann in basaltischen Gesteinen hohe Konzentrationen erreichen, die vorwiegend aus der Verwitterung der Olivine entstammen. Auch silikatische (Pimelit, Liebenbergit) und oxidische (Bunsenit, Trevorit) Lagerstätten des Nickels sind von Bedeutung. In Spuren tritt Nickel auch in Kohlevor-

kommen auf. In der Tiefsee findet es sich in Form von Nickel- und Manganknollen. 60% bis 70% der Nickelproduktion dienen der Stahlveredlung und sind Bestandteil von Ni-Basislegierungen. Zum Teil findet Nickel in der Galvanotechnik sowie als Katalysatoren in der Großchemie Anwendung.

Bei pH-Werten zwischen 6 und 9 sind Nickel(II)-Salze überwiegend gut wasserlöslich. Nickel gehört zu den im Wasser besonders mobilen Schwermetallen. Ursache dafür sind Komplexbildungsprozesse mit Huminstoffen und synthetischen Komplexbildnern. Flusswässer in Europa enthalten Ni-Konzentrationen zwischen 4 µg/l und 14 µg/l (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1992). In Nordamerika wurde der Mittelwert für Flüsse Anfang der sechziger Jahre mit 10 µg/l angegeben (DURUM und HAFFTY, 1963). Diese Konzentrationen stellen jedoch nicht die geogen bedingte Hintergrundbelastung dar, die in Abhängigkeit vom Standort um etwa eine Zehnerpotenz niedriger liegen sollte (~ 0,5 bis 1,0 µg/l). SCHUDOMA (1994) gibt einen Bereich von 0,6 bis 2,2 µg/l an.

Nickel reichert sich in Sedimenten, Moosen und Wasserpflanzen an. Seine Toxizität gegenüber niederen Wasserorganismen oder Fischen ist sehr stark von der Wasserbeschaffenheit abhängig. So können bereits Ni-Konzentrationen von 30 µg/l niedere Wasserorganismen schädigen. Andererseits spielt Nickel eine zentrale Rolle bei der Aktivierung verschiedener Enzyme in Organismen, ist als Spurenelement von essentieller Bedeutung.

In der E.G.-TW (1998) ist für Nickel ein einzuhaltender Parameterwert von 20 µg/l vorgeschrieben, der nunmehr auch in die novellierte Fassung der TVO (2001) übernommen worden ist. Die LAWA (1998) hat für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ eine Zielvorgabe von 120 mg/kg (Schwebstoffphase) festgelegt, die Umrechnung auf die Wasserphase ergibt 4,4 µg/l.

Tabelle 36: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Nickel in der Schwebstoffphase (Fließgewässer, Mittelwert)

GKL I ⁽¹⁾ (Ni ≤ 30 mg/kg) ⁽²⁾	GKL I - II (< 30 bis ≤ 40 mg/kg)	GKL II (< 40 bis ≤ 50 mg/kg)	> GKL II (Ni > 50 mg/kg)
Sandbedeckung	Terrassen	Auen	Buntsandstein
	Flyschalpen		Muschelkalk
	Molassealpen		Schiefer [Erzgebirge]

⁽¹⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

⁽²⁾ für die übrigen Gewässerlandschaften werden im GEOCHEMISCHEN ATLAS mit Ausnahme von Diabas/Basalt und den Kalkalpen Ni-Konzentrationen (hier Sediment) von < 30 mg/kg (Median)

Wie die Messwerte und die Ergebnisse der Tabelle 36 zeigen, ist eine sichere Bewertung der Situation auch speziell zur Festlegung von Referenzbedingungen und Qualitätszielen hinsichtlich Nickel in den Fließgewässern auf der Grundlage der vorliegenden Resultate nicht möglich. Zudem konnten für Standgewässer keinerlei Daten für die schwebstoffgebundene Frakti-

on des Nickels gefunden werden. Daher ist die Hinzuziehung der statistisch aufbereiteten Messwerte aus der Wasserphase notwendig (s. Tabelle 37).

Tabelle 37: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Nickel in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil) ⁽¹⁾

Hintergrundwert ⁽²⁾ nach SCHUDOMA, Wasser (gesamt) $\text{Ni} \leq 1,1 \mu\text{g/l}$	Hintergrundwert ⁽²⁾ (bis zur Obergrenze des Schwankungsbereichs) $1,1 \mu\text{g/l} < \text{Ni} \leq 2,2 \mu\text{g/l}$	Zielvorgabe LAWA (für aquatische Le- bensgemeinschaften) ⁽²⁾ $\text{Ni} \leq 4,4 \mu\text{g/l}$	> Zielvorgabe LAWA ⁽²⁾ $\text{Ni} > 4,4 \mu\text{g/l}$
Rotliegendes (Vulkanit)	Moränen	Sandbedeckung	Schiefer [Erzgeb.] ⁽³⁾
Zechstein	Moore ⁽³⁾	Tertiär	Muschelkalk
Granit	Auen ⁽³⁾	Löß	Schiefer [RSG]
Flyschalpen ⁽³⁾	Malm	Rotliegendes (Sediment)	
Diabas [Harz]	Buntsandstein	Schiefer ⁽³⁾	
	Keuper	Schiefer [Harz]	
	Gneis	Terrassen	
	Kalkalpen		
	Gneis [Erzgebirge]		
	Granit [Erzgebirge] ⁽³⁾		

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Daten aus der Wasserphase: Strandbildung, Sander, kalkige Kreide, sandig-tonige Kreide, Lias & Dogger, Diabas/Basalt, Molassealpen

⁽²⁾ berechnete Werte bezogen auf einen Schwebstoffgehalt von 25 mg/l nach SCHUDOMA et al. (UBA-Texte 52/94, Tabelle 5, S. 11) bzw. LAWA (1998)

⁽³⁾ Mittelwerte (keine 50-Perzentile verfügbar)

Wie die Daten aus der Tabelle 37 verdeutlichen, liegen die Ni-Konzentrationen der Fließgewässer in 60% der analysierten Gewässerlandschaften im von SCHUDOMA et al. (1994) genannten Schwankungsbereich der Hintergrundkonzentration. Über 80% halten die von der LAWA (1998) umgerechnete Zielvorgabe für die Wasserphase ein. Für die Fließgewässerlandschaften ohne Messwerte (siehe Legende, Tab. 37) wird im GEOCHEMISCHEN ATLAS (1985) für Strandbildung, Sander, kalkige und sandig-tonige Kreide, Lias & Dogger sowie Diabas/Basalt ein Mittelwert von jeweils 2,0 $\mu\text{g/l}$ für die Wasserphase angegeben, im Grundgebirge Kalk von 3,0 $\mu\text{g/l}$.

Im Wasser der Standgewässer wurden mittlere Ni-Konzentrationen zwischen 0,6 $\mu\text{g/l}$ und 2,3 $\mu\text{g/l}$ gefunden (Rotliegendes, Schiefer, Olisthostrom [Harz], Granit und Gneis [Erzgebirge]). Höhere Mittelwerte ergaben sich in Mooren (5,3 $\mu\text{g/l}$) und der Sandbedeckung (8,2 $\mu\text{g/l}$).

Die Referenzbedingungen im Wasser werden weitgehend durch den von SCHUDOMA et al. (1994) genannten geogenen Hintergrundbereich (Umrechnung von Schwebstoffdaten) fixiert. Für die Schwebstoffphase besteht dagegen Messbedarf an geeigneten Fließgewässern.

6.4.8 Quecksilber

Quecksilber kommt nur in geringen Mengen in der oberen Erdkruste vor. Die wichtigsten Lagerstättentypen stellen telemagmatisch-hydrothermale Imprägnationen vulkanischer und sub-vulkanischer Genese dar, oft längs von Zerrüttungszonen. Hg-Verbindungen treten meist in vulkano-sedimentären Gesteinen auf, kommen auch schichtgebunden vor. Wichtige Verwitterungsminerale sind Zinnober (HgS) und Fahlerz (Schwarzit). Auch gediegene Vorkommen in Form von elementaren Hg-Tröpfchen im Gestein sind bekannt (Almaden, Spanien).

Quecksilber ist das einzige bei Raumtemperatur flüssige Schwermetall und besitzt einen relativ hohen Dampfdruck. Aufgrund seiner hohen Flüchtigkeit ist es heute ubiquitär in der Umwelt verteilt, woran zunehmend Hg-organische Verbindungen ihren Anteil durch Bioalkylierung haben. Kohle enthält zwischen 0,1 und 1,0 mg/kg Hg, Erdöl und Erdgas enthalten ebenfalls geringe Mengen. Der Übertritt von Quecksilber in die Atmosphäre durch Mineralverwitterung und Abgabe aus den Weltmeeren sowie vulkanische Aktivitäten beträgt etwa 40.000 t/a. Dagegen ist der gegenwärtige, anthropogen determinierte Anteil noch relativ gering, wobei lokale Einträge von großer Bedeutung sein können (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998, S. 341). Das trifft nach neueren Untersuchungen vor allem auch auf Hg-Emissionen aus Rohöl, Petroleum und Vergaserkraftstoffen in die Atmosphäre zu (WILHELM, 2001). Etwa 25% des aufbereiteten Quecksilbers werden als Kathodenmaterial genutzt. Weiterhin wird es als Füllmaterial für Barometer und Thermometer, in Gasanalyseapparaturen, Hg-Dampflampen, für Trockenzellbatterien und teilweise auch noch bei der Chlor-Alkali-Elektrolyse eingesetzt.

Hg(I)-Verbindungen sind in der Regel nur wenig wasserlöslich, Hg(II) dagegen gut. Allerdings sind auch geringe Wasserlöslichkeiten aufgrund der enormen Toxizität von Bedeutung. Quecksilber in Oberflächengewässern entstammt zum einen Teil aus dem Gestein, zum anderen aus den Böden der Einzugsgebiete, in denen es in Spuren fast überall vorkommt. In sauerstoffhaltigen Wässern liegt Quecksilber überwiegend als Hg^{2+} vor. Die metallische Form tritt in reduzierend wirkenden Gewässern ab einem pH-Wert von > 5 auf.

Durch erhöhte Sulfidionenkonzentrationen in Gewässern und Böden kann Quecksilber als extrem schwerlösliches HgS aus dem biogeochemischen Stoffkreislauf entfernt werden. Die Löslichkeit von HgS im Wasser beträgt etwa 50 Nanomol/l.

Nach FERGUSON (1990, S. 156) liegen die mittleren Hintergrundkonzentrationen für Quecksilber in Süßwässern zwischen 2 und 60 ng/l, wobei nach Meinung des Autors Hg-organische Verbindungen ($\text{Alkyl}_2\text{-Hg}$, $\text{CH}_3\text{-HgCl}$) gegenüber Hg^{2+} und $[\text{HgCl}_4]^{2-}$ mehr und mehr dominieren. Der Anteil der Hg-organischen Verbindungen ist dagegen von der LAWA (1998) bei der Fixierung des Hintergrundbereichs für Quecksilber nicht berücksichtigt worden.

Insgesamt ist es nicht sicher, ob ein geogen-aquatischer Hintergrund bei der zunehmenden Belastung aller irdischen Umweltmatrizes durch Quecksilber und seine Verbindungen noch separierbar ist (zunehmender Eintrag nach Messungen hinsichtlich Methyl- und Dimethyl-Hg in der Atmosphäre und daraus resultierende Konzentrationen in den Niederschlägen sowie

Gewässern, wobei der untere ng/l-Bereich relevant ist). Über Untersuchungen zur Verteilung von Hg und Methyl-Hg zwischen der kolloidalen und der Wasserphase in Fließgewässern der USA haben erst unlängst BABIARZ et al. (2001) berichtet.

SCHUDOMA (1994) grenzt den natürlichen Hintergrund unbelasteter Fließgewässer für Hg im Bereich von 5 bis 20 ng/l (Umrechnung von Schwebstoffdaten) ein. Die Bandbreite der Konzentration von Hg in den Mittel- und Unterläufen von großen Flüssen der Erde wird von FERGUSON (1990) zwischen 0,1 ng/l und 2,8 µg/l angegeben. Die Daten von KOCH (1989) und HABERER (1971) für Deutschland liegen in der Mitte dieses Bereichs (10 bis 200 ng/l).

Da einige Mikroorganismen in der Lage sind, anorganisch gebundenes Quecksilber zu methylieren, steigen seine Toxizität und Umweltverbreitung in Form von Methylquecksilber noch weiter an. Quecksilber neigt in Fließgewässern dazu, schwer lösliche Verbindungen zu bilden. Tonminerale wirken auf Quecksilber fixierend. Hg adsorbiert an Schwebstoffen und Sedimenten, kann sich in Plankton und Meeresorganismen, besonders in schlammfressenden und Raubfischen, anreichern (bis 20 mg Hg/kg). Quecksilber und seine Verbindungen wirken enzymhemmend und stören somit den mikrobiellen Stoffwechsel. Beim Menschen wirken sie toxisch auf die Nervenzellen (Gehirn und Zentralnervensystem), können zur Erblindung und sogar zum Tod führen. Die Toxizität des Hg hängt stark von seiner Bindungsform ab. So sind Hg(II)-Verbindungen giftiger als einwertige, organische weitaus toxischer als anorganische.

Fische (Aal) und Daphnien reagieren sehr empfindlich auf Hg. Ab 20 µg/l treten starke Schädigungen dieser Wasserorganismen und besonders ihrer Brut auf. Weiterführende Aussagen können dem Forschungsbericht von FRIMMEL et al. (2001) entnommen werden. Der stark toxischen Wirkung von Quecksilber trägt auch die E.G.-TW (1998) für Trinkwasser mit einem Parameterwert von 1 µg/l Rechnung. Dieser Wert ist auch in der novellierten TVO (2001) der Bundesrepublik Deutschland festgeschrieben worden. Die Ergebnisse hinsichtlich der Hg-Konzentrationen in der Wasser- und Schwebstoffphase von Fließgewässern befinden sich in den Tabellen 38 und 39.

Tabelle 38: Ergebnisse der statistische Bearbeitung der Messwerte für Quecksilber in der Schwebstoffphase (Fließgewässer, Mittelwert) ⁽¹⁾

GKL I ⁽²⁾ (Hg ≤ 0,2 mg/kg)	GKL I - II (< 0,2 bis ≤ 0,4 mg/kg)	GKL II (< 0,4 bis ≤ 0,8 mg/kg)	> GKL II (Hg > 0,8 mg/kg)
Auen	Molassealpen	Sandbedeckung	Flyschalpen
Buntsandstein		Terrassen	
Schiefer [Erzgebirge]		Muschelkalk	

⁽¹⁾ Im GEOCHEMISCHEN ATLAS (1985) werden sowohl für die Wasser- als auch für die Schwebstoffphase (hier Sediment) von Fließgewässern keine statistischen Daten für Hg angegeben.

⁽²⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

Da für die Schwebstoffphase von Standgewässern keine Messwerte hinsichtlich gebundenem Quecksilber gefunden werden konnten, macht sich die Berücksichtigung der in der Wasserphase analysierten und statistisch aufbereiteten Messwerte erforderlich (vgl. Tabelle 39).

Tabelle 39: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Hg in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil) ⁽¹⁾

Hintergrundwert ⁽²⁾ nach SCHUDOMA, Wasser (gesamt) Hg ≤ 10 ng/l ⁽³⁾	Hintergrundwert ⁽²⁾ (bis zur Obergrenze des Schwankungsbereichs) 10 ng/l < Hg ≤ 20 ng/l	Zielvorgabe LAWA (für aquatische Le- bensgemeinschaften) ⁽²⁾ Hg ≤ 40 ng/l	> Zielvorgabe LAWA ⁽²⁾ Hg > 40 ng/l
Diabas [Harz]	Terrassen ⁽⁴⁾	Sandbedeckung ⁽⁴⁾	Moränen
	Zechstein ⁽⁴⁾	Moore ⁽⁴⁾	Buntsandstein
		kalkige Kreide ⁽⁴⁾	Rotliegendes (Sediment)
		Grundgebirge Kalk ⁽⁴⁾	Rotliegendes (Vulkanit)
		Schiefer [RSG] ⁽⁴⁾	Schiefer
			Gneis
			Granit
			Kalkalpen
			Flyschalpen
			Gneis [Erzgebirge]
			Granit [Erzgebirge]
			Schiefer [Erzgebirge]

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Daten der Wasserphase bzw. auf Grund zu hoher Werte nicht berücksichtigt: Strandbildung, Tertiär, Sander, Auen, Löß, sandig-tonige Kreide, Lias & Dogger, Malm, Muschelkalk, Keuper, Diabas/Basalt, Molassealpen

⁽²⁾ berechnete Werte bezogen auf einen Schwebstoffgehalt von 25 mg/l nach SCHUDOMA et al. (UBA-Texte 52/94, Tabelle 5, S. 11) bzw. LAWA (1998)

⁽³⁾ 10 ng/l Hg ist gegenwärtig die analytische Nachweisgrenze beim Einsatz der ICP-MS-Methode

⁽⁴⁾ Mittelwerte (keine 50-Perzentile verfügbar)

Wie die Ergebnisse in der Tabelle 39 zeigen, wird die umgerechnete LAWA-Zielvorgabe für die Wasserphase von Fließgewässern nur in acht Gewässerlandschaften erreicht, was eine unbefriedigende Situation darstellt. Die erhöhten Hg-Konzentrationen im Rotliegenden (Vulkanite, Sedimente) und in Sedimenten von relevanten Verwitterungszonen sind verständlich. Allerdings heben sich diese konzentrationsseitig nicht signifikant von einigen anderen Fließgewässerlandschaften ab (s. Tabelle 39, rechte Spalte), die geogen keine relevanten Hg-Konzentrationen aufweisen.

Einen Wert von 100 ng/l (was etwa die Mitte des von KOCH und HABERER genannten Wertebereichs darstellt und die NOEC- bzw. LC₅₀-Werte für Fische bei Hg-Einwirkung über eine Woche und mehr deutlich unterschreiten würde, s. FRIMMEL et al., 2001) würden folgende

Gewässerlandschaften bei den Median- bzw. Mittelwerten unterschreiten: Sandbedeckung, Terrassen, Moränen, Moore, kalkige Kreide, Buntsandstein, Zechstein, Schiefer, Gneis, Grundgebirge Kalk, Flyschalpen, Diabas [Harz], Schiefer [RSG] und Granit [Erzgebirge]. Das entspricht immerhin 70% der Anzahl an Fließgewässerlandschaften, die in die statistische Auswertung einbezogen wurden.

Im Wasser von Standgewässern lagen die mittleren Hg-Konzentrationen zwischen 20 ng/l (Sandbedeckung) und 50 ng/l (Moore). Allerdings lagen nur für sechs Gewässerlandschaften statistisch bearbeitbare Messwerte vor. Insgesamt muss konstatiert werden, dass eine Ableitung von Referenzbedingungen und Qualitätszielen für Quecksilber in der Schwebstoffphase auf Grund der unzureichenden Datenmenge und in der Wasserphase von Fließgewässern unter Berücksichtigung der ermittelten statistischen Daten derzeit nur schwer möglich ist. Eine Erweiterung der analytischen Datenbasis unter Hinzuziehung neuer ökotoxikologischer Wirkparameter ist unumgänglich.

6.4.9 Zink

Zink kommt in den Primärgesteinen feinverteilt als Spurenbestandteil gesteinsbildender Mineralien wie Magnetit, Pyroxen, Amphibol, Biotit, Granat und Staurotith vor. 88 % der Lagerstätten liegen in primären Erzkörpern (vorwiegend Sulfide). 12 % des Zn sind in sedimentären Lagerstätten (carbonatisch und silikatisch) zu finden. Es reichert sich vorwiegend an Tonmineralien der Montmorillonit-Gruppe an. Die obere Erdkruste enthält ca. 0,012% Zink. Es ist ein Schwermetall der 2. Nebengruppe des Periodensystems der Elemente (PSE) und tritt in seinen Verbindungen in der Oxidationsstufe +2 auf. Zink wird vor allem zum Korrosionsschutz bei Eisen- und Stahlerzeugnissen sowie als Legierungsbestandteil verwendet (z. B. bei der Bronzeherstellung und im Fahrzeugbau). Weitere Anwendungsgebiete sind Katalysatoren für die chemische Industrie, Farbpigmente sowie Vulkanisierungshilfsmittel.

”Unbelastete oberirdische Gewässer enthalten in der Regel bis zu 10 µg/l Zink” (MERKEL und SPERLING, 1998, S. 214). SCHUDOMA (1994) nennt einen Bereich von 1,8 bis 7 µg/l. Wie Messungen im Rhein gezeigt haben, liegen nur ca. 20% des Zn^{2+} in gelöster, der weitaus größere Teil in partikulär-gebundener Form (Schwebstoffe, Hydrokolloide) vor (RIJNCOMMISSIE, 1980). Bei niedrigen pH-Werten verschiebt sich die Bilanz zugunsten der gelösten Fraktion an Zn^{2+} . Dagegen liegen bei pH-Werten ≥ 8 Hydroxidkomplexe in Form von $\text{Zn}(\text{OH})_3^-$ und $\text{Zn}(\text{OH})_4^{2-}$ vor, die sich leicht an die partikuläre Fracht anlagern. Als löslichkeitsbegrenzende Phasen in Fließgewässern wirken Zinksilikate, während die Oberflächengewässer gegenüber Zinkcarbonat meist untersättigt sind (HEM, 1972). Anthropogenes Zink in Oberflächengewässern entstammt aus Abwässern der zinkverarbeitenden Industrie, kommunalen Abwässern und diffusen Einträgen. Zink reichert sich im Sediment stark an. Hier liegen 45% bis 60% des Zinks residual gebunden vor und sind somit für Wasserorganismen nicht verfügbar. Zn kann durch Komplexbildner remobilisiert werden (EDTA). Auch Wasserpflanzen und Moose reichern Zink an.

Die Toxizität von Zn^{2+} und seinen Verbindungen ist in aquatischen Ökosystemen gegenüber Algen, Krebsen und Fischen sehr viel höher als gegenüber Warmblütern (LD_{100} von Forellen nach 24 h = 150 $\mu\text{g/l}$). Kritische Belastungen können speziell an Autobahnen durch Zinkdialkyldiphosphat entstehen. In der E.G.-TW ist für Zn kein Parameterwert ausgewiesen. Gleiches trifft für die novellierte TVO (2001) zu.

Tabelle 40: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Zink in der Schwebstoffphase (Fließgewässer, Mittelwert) ⁽¹⁾

GKL I ⁽²⁾ (Zn ≤ 100 mg/kg)	GKL I - II (< 100 bis ≤ 150 mg/kg)	GKL II (< 150 bis ≤ 200 mg/kg)	> GKL II (Zn > 200 mg/kg)
Sandbedeckung	Auen	Buntsandstein	Schiefer [Erzgeb.]
Muschelkalk	Flyschalpen		
Molassealpen			

⁽¹⁾ im GEOCHEMISCHEN ATLAS (1985) werden für die anderen Fließgewässerlandschaften bzw. durchströmten geologischen Formationen Zn-Konzentrationen von < 100 mg/kg als Median-Werte genannt, nur Diabas/Basalt bilden mit 158 mg/kg eine Ausnahme

⁽²⁾ GKL: stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (LAWA, 1998)

Tabelle 41: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Zink in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil) ⁽¹⁾

Hintergrundwert ⁽²⁾ nach SCHUDOMA, Wasser (gesamt) Zn ≤ 3,5 $\mu\text{g/l}$	Hintergrundwert ⁽²⁾ (bis zur Obergrenze des Schwankungsbereichs) 3,5 ng/l < Zn ≤ 7,0 $\mu\text{g/l}$	Zielvorgabe LAWA (für aquatische Le- bensgemeinschaften) ⁽²⁾ Zn ≤ 14 $\mu\text{g/l}$	> Zielvorgabe LAWA ⁽²⁾ Zn > 14 $\mu\text{g/l}$
Muschelkalk	Sandbedeckung	Tertiär	Schiefer [Erzgebirge] ⁽³⁾
	Auen ⁽³⁾	Terrassen	Rotliegendes (Vulkanit)
	Moränen ⁽³⁾	Moore ⁽³⁾	Granit
	Löß	kalkige Kreide	Schiefer [Harz]
	Malm	Buntsandstein	Schiefer [RSG]
	Keuper	Rotliegendes (Sediment)	Gneis [Erzgebirge]
	Schiefer ⁽³⁾	Zechstein	Granit [Erzgebirge] ⁽³⁾
	Diabas [Harz] ⁽³⁾	Gneis	
		Kalkalpen ⁽³⁾	
		Flyschalpen	

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Daten der Wasserphase bzw. auf Grund sehr hoher Werte nicht berücksichtigt: Strandbildung, Sander, Lias & Dogger, Diabas/Basalt, Grundgebirge Kalk, Molassealpen; im GEOCHEMISCHEN ATLAS (1985) werden für diese Formationen im Wasser der Fließgewässer Mittelwerte ≤ 14 $\mu\text{g/l}$ angegeben

⁽²⁾ berechnete Werte bezogen auf einen Schwebstoffgehalt von 25 mg/l nach SCHUDOMA et al. (UBA-Texte 52/94, Tabelle 5, S. 11) bzw. LAWA (1998)

⁽³⁾ Mittelwerte (keine 50-Perzentile verfügbar)

In den Qualitätsanforderungen für die Trinkwassergewinnung werden nach E.G.-OW für Zink Maximalkonzentrationen zwischen 0,5 und 5,0 mg/l je nach Technologie der Trinkwasseraufbereitung verbindlich vorgegeben. Die LAWA (1998) hat für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ eine Zielvorgabe von 400 mg/kg (Schwebstoffphase) festgelegt, die Umrechnung auf die Wasserphase ergibt 14 µg/l. In den Tabellen 40 und 41 sind die Ergebnisse bezüglich der Zn-Konzentrationen in anthropogen wenig beeinflussten Fließgewässern zusammengestellt.

Für die Standgewässer wurde nur in den Moränen ein Mittelwert von 162 mg/kg gefunden. Da die analytische Datenlage nicht ausreichend ist, werden im folgenden die statistisch aufbereiteten Messwerte der Wasserphase vorgestellt und zur Bewertung herangezogen (siehe Tabelle 41).

Wie die Tabelle 41 zeigt, ist die Belastung der Fließgewässer durch Zink teilweise schon weit vorangeschritten. Hier spielen offensichtlich auch diffuse Eintragspfade (Niederschläge, Landwirtschaft und Auswirkung der Urbanisierung) eine bedeutende Rolle. Sehr auffällig ist die Situation in den metallogenen Fließgewässerlandschaften, was in diesem Umfang nicht erwartet wurde. Nicht nur hier spielt offensichtlich die zunehmende Versauerung der Niederschläge, des Grundwassers und der Quellen eine bedeutende Rolle hinsichtlich der Herauslösung von mobilisierbaren Mengen an Zink aus der Gesteins- und Sedimentphase.

In den Standgewässern wurde der Hintergrundbereich nur im Rotliegenden, im Schiefer und im Olisthostrom [Harz] erreicht, die umgerechnete LAWA-Zielvorgabe für die Wasserphase nur im Schiefer und Gneis des Erzgebirges. In Mooren, der Sandbedeckung sowie im Granit des Erzgebirges wurde die umgerechnete Zielvorgabe der LAWA (1998) deutlich überschritten.

Die Ableitung von Referenzbedingungen und eine Festlegung von Qualitätszielen ist erst nach einer deutlichen Erweiterung der analytischen Datenbasis für die schwebstoffgebundene Fraktion des Zinks möglich.

6.5 Anionen mit Spurencharakter

6.5.1 Fluorid

Fluoride sind die Salze der Fluorwasserstoffsäure. F^- ist als Anion in Verbindungen mit etwa 0,8‰ am Aufbau der Erdrinde beteiligt und steht in Bezug auf seine Verbreitung als Element an 13. Stelle bezüglich seiner Häufigkeit in der Erdkruste (GREENWOOD und EARNSHAW, 1990, S. 1026). Fluorid kommt anionisch in Form von Fluorit (CaF_2), Flußspat, Fluorapatit und Kryolith in der Natur vor. Auch komplexe Fluorid-Verbindungen sind wirtschaftlich von Bedeutung. Fluorid wird als Bestandteil des Kristallgitters von Silikaten und Halogeniden gefunden. In elementarer Form (als F_2) wird es auf Grund seiner extrem hohen Reaktivität in der Natur nicht angetroffen. Fluoride dienen zur Herstellung von Flusssäure (Glasätzen), Beizen von Gusseisen und als Flussmittel in der Metallurgie (CaF_2).

Der Eintrag aus anthropogenen Quellen in die Oberflächengewässer ist eigentlich gering, sieht man von wenigen Punktquellen der Industrie ab. Fluorid wird der Hydrosphäre aus geogenen Quellen durch Verwitterungslösung und vulkanische Tätigkeit zugeführt. Die Fluorid-Konzentrationen von Grund- und Oberflächenwässern sind stark von der durchströmten geologischen Umgebung abhängig. So verfügen kalkhaltige Böden (Jura, Kreide, Tertiär) meist über wenig F^- , Urgesteine wie Trias und Keuper dagegen zum Teil über weit höhere Konzentrationen an Fluorid.

Für Flüsse in Mittel- und Westeuropa wurden bisher keine Konzentrationen oberhalb von 500 $\mu g/l$ gemessen. In Mineralwässern sind Werte bis 18 mg/l (Frankreich) bekannt geworden. Eine Übersicht zu den Fluorid-Konzentrationen in Flüssen und Seen Europas ist beispielsweise in GMELINS HANDBUCH DER ANORGANISCHEN CHEMIE (1959) zu finden. Im GEOCHEMISCHEN ATLAS (1985) werden für die Fließgewässer, welche die einzelnen geologischen Formationen durchströmen, Fluorid-Konzentrationen zwischen 50 $\mu g/l$ (Gneis) und 100 $\mu g/l$ (Keuper) angegeben. Der Parameterwert für das Fluorid-Anion im Trinkwasser beträgt gemäß E.G.-TW (1998) 1,5 mg/l und wurde so auch in die novellierte TVO (2001) übernommen. Der LD_{100} -Wert für die Fischbrut von Karpfen liegt bei 1 g/l F^- . Das Qualitätskriterium hinsichtlich Fluorid liegt gemäß Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 bei 1 mg/l.

In den anthropogen wenig beeinflussten Messstellen von 26 Fließgewässerlandschaften (für Buntsandstein lagen keine Daten vor) wurden Fluorid-Konzentrationen zwischen 50 $\mu g/l$ und 100 $\mu g/l$ gefunden. Ausnahmen bilden Fließgewässer im Malm und Zechstein mit gemittelten Werten von 200 $\mu g/l$ F^- . Ein signifikanter Trend hinsichtlich der Lithologie konnte nicht separiert werden. Erhöhte Werte wurden in den metallogenen Landschaften des Harzes, Rheinischen Schiefergebirges und Erzgebirges gefunden (Mittelwerte bei 300 ± 20 $\mu g/l$). Bei den Standgewässern wurde für Moor-Landschaften ein Mittelwert von 100 $\mu g/l$ berechnet. In den Standgewässern des Erzgebirges (Gneis und Granit) lagen diese bei 200 bzw. 280 $\mu g/l$ F^- .

6.5.2 Bromid

Als Anion der Bromwasserstoffsäure ist Bromid in der Natur in Form von Salzen nur relativ gering verbreitet (etwa 2,5 mg/kg, was z. B. dem Uran vergleichbar ist; s. a. GREENWOOD und EARNSHAW, 1990, S. 1026). Brom selbst (wie auch Chlor und Fluor) kommt in der Natur nicht elementar, sondern als reaktionsfreudiges Halogen ausschließlich in gebundener Form vor. Eigenständige Brom-Mineralien existieren nicht. Als bromidhaltige Mineralien sind Bromsilber, Chlorbromsilber und Jodobromit bekannt. Bromid tritt als Substitut für Chlorid auch in Evaporiten auf. Man findet es auch begleitend in Salzvorkommen von NaCl und KCl in Form von $KBr \cdot MgBr_2 \cdot 6 H_2O$ (Bromcarnallit). Als gelöstes NaBr und KBr findet man es als Bromid-Anion in salzhaltigen Quellen. Die größten Reserven an Bromid liegen in den Ozeanen vor.

Bromid wird in Form von AgBr für Fotopapiere sowie Entwicklungs- und Fixierbäder eingesetzt. Früher wurde es auch als Oxidationsmittel zur Wasserdesinfektion sowie als Bleichmit-

tel für Zellstoff und Papier genutzt. Heute findet es zum Teil als Additiv für Treibstoffe eine neue Anwendung. Der Eintrag in die Umwelt ist relativ gering. Die Mittelwerte der Br^- -Konzentrationen großer deutscher Flüsse liegen zwischen 50 $\mu\text{g/l}$ (Elbe, Rhein) und 500 $\mu\text{g/l}$ (Oder). Im Prozeß der Trinkwasseraufbereitung nimmt Bromid eine wichtige Rolle hinsichtlich be-deutsamer Nebenreaktionen ein. So wird kanzerogen wirkendes *Bromat* bei der Trinkwasseraufbereitung während der Chlorung und Ozonung (Oxidation/Keimtötung) in Abhängigkeit von der Bromid-Grundlast des Rohwassers gebildet.

Nur BrO_3^- ist von den anorganischen Brom-Verbindungen mit einem Grenzwert (10 $\mu\text{g/l}$) in der EG-Trinkwasserrichtlinie (E.G.-TW, 1998) und in der novellierten TVO (2001) gesehen worden, da Bromat ein kanzerogenes Potenzial besitzt. Ein Grenz- oder Parameterwert existiert hinsichtlich Bromid weder in der novellierten TVO (2001), in der E.G.-TW (1998) noch in den Trinkwasserleitwerten der WHO (1993). In der deutschen TVO, novelliert 2001, existiert für die Trihalogenmethane (THM) ein summarischer Grenzwert von 50 $\mu\text{g/l}$. Darunter fallen auch die *Bromorganika* Dichlormonobrommethan, Chlordibrommethan und Tribrommethan. Im Prozess der Trinkwasseraufbereitung werden die genannten Stoffe bei der Ozonung und Sicherheitschlorung besonders dann in größerem Umfang gebildet, wenn erhöhte DOC-Konzentrationen und erhöhte Br^- -Werte in den Rohwässern zusammentreffen.

Dagegen führt die inzwischen akzeptierte Bildung von THM durch biogene Prozesse nicht zu signifikant erhöhten Werten in Oberflächengewässern. Als Stoffe aus anthropogenen Quellen sind die bromierten Diphenylether auf Grund ihres kanzerogenen Potenzials von der EU-Kommission in die Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik aufgenommen worden. Es muss darauf hingewiesen werden, dass von den organischen Verbindungen mit Brom in der formalen Oxidationsstufe -1 bromierte kettenverzweigte Dialkylether über ein analoges Gefährdungspotenzial verfügen dürften. Solche Stoffe werden durch Einleitungen der chemischen Industrie seit Jahren z. B. in der Elbe angetroffen. In den ausgewerteten Fließ- und Standgewässern ohne oder mit nur sehr geringer anthropogener Beeinflussung wurden in keiner Gewässerlandschaft Br^- -Messwerte gefunden. Der Kennwert Bromid kann in den Fließ- und Standgewässerlandschaften aus analytischer Sicht derzeit nicht bewertet werden.

6.5.3 Cyanid

Cyanid ist das Anion von Salzen der Cyanwasserstoffsäure, die auch Blausäure genannt wird. Geogene Quellen für Cyanide sind in Europa nicht bekannt. Ihr Vorkommen in Brasilien als Disthen-Mineral bildet eine Ausnahme. Da Cyanide wie die Blausäure selbst und auch Dicyan extrem toxisch sind, würden massive geogene Quellen das Leben in seiner jetzigen Form auf der Erde unmöglich machen. In bestimmten Pflanzen (Mandeln, Steinobsterkerne, Lorbeerblätter, tropische Gräser- und Hirsearten) kommt es glucosidisch gebunden in sehr geringen Mengen vor. Für Umweltbelastungen sind diese "Vorkommen" allerdings bedeutungslos.

Blausäure (und daraus ihre Salze) wird anwendungsorientiert auf synthetischem Weg nach dem Andrussow- oder Degussa-Prozess hergestellt. Die Weltproduktion an HCN lag in den

achtziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts bei mehr als 0,5 Mio. t. Davon werden 60% zur Herstellung von Methylmethacrylat, einem Ausgangsstoff für “organisches Glas“ eingesetzt (GREENWOOD und EARNSHAW, 1990, S. 376), das z. B. in der Automobilproduktion als Sicherheitsglas Anwendung findet. NaCN und KCN finden als Flotungsmittel im Bergbau sowie bei der Cyanidlaugerei von Gold und Silber (Komplexbildung) noch immer Verwendung. Früher wurden Cyanide als Schädlingsbekämpfungsmittel (Begasung von Getreidespeichern, Schiffen) sowie zur Herstellung von anorganischen Farbstoffen wie “Berliner Blau“ eingesetzt, was inzwischen verboten ist bzw. nicht mehr durchgeführt wird.

Ein Gefährdungspotenzial hinsichtlich Cyanid für Oberflächengewässer besteht, wenn überhaupt, durch Abwässer der Cyanidlaugerei, da keine geogenen Quellen existieren. Durch die hohe Wasserlöslichkeit der Alkali-, Erdalkali- und Schwermetallcyanide (eine Ausnahme bildet hier Nickelcyanid) führen Cyanid-Einleitungen in Oberflächengewässern sehr schnell zum Tod fast aller Wasserorganismen und stellen im Fall der Trinkwasseraufbereitung aus kontaminierten Rohwässern eine extreme Gefahr dar. Der einzuhaltende Parameterwert für Cyanid beträgt nach der E.G.-TW (1998) 50 µg/l, der ebenfalls in der novellierten TVO (2001) festgelegt worden ist. Der Trinkwasserleitwert der WHO (DIETER, 1993) liegt bei 70 µg/l. Anhaltende Cyanid-Konzentrationen ab 1 mg/l wirken sehr schnell und vollständig fischtoxisch. Der LC₁₀₀-Wert für Regenbogenforellen liegt hinsichtlich NaCN bei 5 mg/l und 2 h (BUSCH, UHLMANN und WEISE, 1986). Die analytische Bestimmung als Gesamt-Cyanid erfolgt nach DIN 38405, Teil 13 (1981). Messwerte für Cyanid bzw. lösliche Metallcyanidkomplexe liegen für deutsche Oberflächengewässer aus den genannten Gründen nicht vor, da es keine relevanten Konzentrationen in diesen gibt.

6.5.4 Sulfid

Sulfid ist das Anion der Schwefelwasserstoffsäure (H₂S). Viele der wichtigsten natürlich vorkommenden Minerale und Erze metallischer Elemente sind Sulfide. Die Übergangs- und Schwermetalle wie Eisen, Blei und Cadmium sowie die amphoteren Elemente Arsen und Antimon bilden mineralische Sulfid-Phasen aus. Deren Stabilität ist in Gegenwart von Luftsauerstoff und Wasser begrenzt (z. B. beim Pyrit), d. h. durch mikrobiell katalysierte Redox-Reaktion wird aus ihnen Sulfat gebildet. H₂S/Sulfide werden auch durch vulkanische Aktivitäten in die Atmosphäre eingetragen. Durch Einwirkung von Säuren auf Metallsulfide wird H₂S als schwache Säure aus ihren Salzen verdrängt und in die Luft freigesetzt. Industrielle Einleitungen an Sulfid in Oberflächengewässer sind heute kaum mehr anzutreffen.

H₂S bzw. gelöstes Sulfid können in Binnenseen mit Faulschlammabildung auftreten. Dabei sind schon Konzentrationen zwischen 1 und 300 mg/l H₂S gemessen worden. Flüchtliges Sulfid wirkt atemtoxisch. Ein Grenzwert für Trinkwasser oder eine Qualitätsanforderung für zur Trinkwassergewinnung genutzte Rohwässer (nach DVGW-OW, 1975) existieren nicht. Die Bestimmung von im Wasser gelösten Sulfid erfolgt nach der DIN 38405, Teil 26 (1989).

Messwerte in den Fließgewässerlandschaften wurden verständlicherweise nicht gefunden. Bei den Standgewässern wurde einzig für die umgebende geologische Formation Diabas/Basalt ein Sulfid-Mittelwert von 157 µg/l ermittelt.

6.5.5 Borat (Bor/Borsäure)

Bor gehört zu den relativ seltenen Elementen in der Erdkruste und ist ein ausgesprochenes Nichtmetall. Mit durchschnittlich 9 mg/kg in der Erdkruste ist es seltener als Lithium (18 mg/kg) oder Blei mit etwa 13 mg/kg. Eine vergleichbare Häufigkeit weist beispielsweise Thorium auf (GREENWOOD und EARNSHAW, 1990, S. 172-174). In der Natur kommt es nicht in elementarer Form, sondern stets an Sauerstoff gebunden vor. Wichtige Verbindungen sind die Borsäure und ihre Salze, die einfachen Borate sowie Ortho- und Metaborate. Borsäure findet sich in der Natur in Thermalquellen und wird auch durch vulkanische Aktivität freigesetzt. In ariden Becken werden H_3BO_3 und ihre Salze ebenfalls hochangereichert angetroffen. Derzeit sind von Bor etwa 130 Minerale bekannt, wobei nur Oxide und Silikate wirtschaftlich von Bedeutung sind. Das bekannteste Bor-Mineral ist der Borax $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$. Wichtig sind ferner Kernit, Borazit, Pandermit, Kolemanit und Borocalcit, die in größeren Lagerstätten angetroffen und abgebaut werden.

Der Einsatz von Borverbindungen erfolgt in der Mikroelektronik (Produktion von Halbleiterbauelementen), als Zusatzstoff in der Glas- und Keramikindustrie (30% bis 35% Anteil an der Gesamtverwendung), als Legierungshilfsmittel sowie in der Pyrotechnik. Als Bestandteil von Herbiziden sowie Wasch-, Bleich-, Reinigungs- und Düngemitteln (25% bis 30%) als auch durch Emissionen aus Deponien können Verbindungen des Bor in die Gewässer gelangen.

Da die geogenen Hintergrundwerte in den mitteleuropäischen Oberflächengewässern in der Regel relativ gering sind ($\leq 10 \mu\text{g/l}$ an Borat und Borsilikaten; s. WEDEPOHL, 1978), stellt die Konzentration von Borverbindungen in Flüssen, Seen und speziell im Grundwasser einen sehr empfindlichen Indikator für die anthropogene Beeinflussung der Wässer, resultierend aus Abwässern, dar (signifikant bei Konzentrationen ab 200 µg/l Bor). Bis auf Natriumperborat, das ein starkes Oxidations- und Desinfektionsmittel ist und auch als solches zur Anwendung kommt, sind die human- und ökotoxikologischen Wirkungen von Bor und seinen anorganischen Verbindungen nicht sonderlich stark. In der novellierten TVO (2001) als auch in der E.G.-TW (1998) ist mit dem einzuhaltenden Parameterwert für Gesamt-Bor von 1 mg/l ein relativ hoher Level akzeptiert worden. Das gültige Qualitätskriterium für Bor gemäß Berichtserstattung zur EG-Richtlinie 76/464 beträgt in der Wasserphase 0,5 mg/l.

Die Fischtoxizität (LD_{100}) für Salze der Borsäure liegt z. B. für Forellen bei etwa 1 g/l, bezogen auf eine Wirkungsdauer von 24 h. Nach der EG-Richtlinie 76/464 liegt das Qualitätskriterium für partikulär gebundenes Bor bei einem Level von $\leq 150 \text{ mg/kg}$.

Insgesamt wurden in fünf Fließgewässerlandschaften (Sandbedeckung, Terrassen, Moore, kalkige Kreide, Granit) und drei gesonderten Einzugsgebieten metallogener Landschaften (Schiefer im Rheinischen Schiefergebirge, Diabas/Grauwacke im Harz, Granit, Gneis und

Schiefer im Erzgebirge) Daten für Konzentrationen an Bor-Verbindungen gefunden. Diese lagen im Mittel in den erstgenannten Fließgewässerlandschaften zwischen 12 µg/l und 30 µg/l, dagegen in Mooren bei 46 µg/l.

Bei den Landschaften mit Altbergbau zeigten Fließgewässer im Harz (Grauwacke/Diabas), Erzgebirge (Granit) und Rheinischen Schiefergebirge (Schiefer) ebenfalls geringe Bor-Konzentrationen zwischen 11 µg/l und 35 µg/l. Dagegen wurden in von Gneis- und Schieferformationen beeinflussten Fließgewässern im Erzgebirge Mittelwerte von ca. 3 mg/l bzw. sogar 15,8 mg/l angetroffen. Diese Messstellen sind auch durch erhöhte Konzentrationen an Zink und Quecksilber gekennzeichnet.

In den Standgewässern war die analytische Datenlage hinsichtlich Bor sehr schwach. So konnten nur für die Gewässerlandschaften Sandbedeckung, Moore, Olisthostrom (Harz) sowie Granit und Gneis des Erzgebirges Messwerte gefunden werden, die im Mittel zwischen 7 µg/l und 33 µg/l an Gesamt-Bor lagen.

6.6 Übrige Metalle/Metalloide

6.6.1 Aluminium

Aluminium steht in der Häufigkeit der irdischen Elemente an dritter Stelle (7% der Erdrinde) und ist das am weitesten verbreitete Metall. Es kommt in der Natur ausschließlich in Verbindungen mit Sauerstoff und in Strukturen oft auch mit Silizium vor. Zu seinen wichtigsten Vorkommen zählen die Gruppen der Feldspäte, Tone, Glimmer und Hydroxide. Außerdem ist Kryolith von Bedeutung. Aluminium findet in metallischer Form Einsatz im Maschinenbau, in der Luft- und Raumfahrt, Elektroindustrie (Stromkabel) sowie im Bereich der Verpackungs- und Isoliermittel (Folien, Verbunde, Element von Wärmedichtungsbahnen). In Oxidform ist es Bestandteil von Schleif- und Poliermitteln (Korund).

Metallisches Aluminium spielt im Rahmen von Umweltemissionen keine große Rolle. Seine Hydroxide bzw. Hydroxid-Komplexe sind in Wasser nur begrenzt löslich. $\text{Al}(\text{OH})_3$ besitzt eine Löslichkeitskonstante von etwa 10^{-13} unter Normalbedingungen, die von $[\text{Al}(\text{OH})_4]^-$ ab $\text{pH} \geq 7,9$ ist nur wenig höher. Der Einfluss von gelöstem CO_2 auf die Wasserlöslichkeit von Aluminiumhydroxiden ist gering. In stark sauren Wässern können durch Herauslösung von Aluminiumkomplexen oder Al^{3+} aus mineralischen Festphasen (Tonmineralien) erhöhte Al-Werte auftreten. Die Löslichkeit von Aluminium besitzt bei $\text{pH} = 7$ ein Minimum und steigt sowohl in Richtung saurer als auch alkalischer Bedingungen deutlich an (GREENWOOD und EARNSHAW, 1990, S. 281). Beim Zulauf oberirdischer Gewässer aus granitischen Gebieten mit hohen Al-Werten sind niedrige pH-Werte kritisch, da die Fischpopulationen durch Al^{3+} stark geschädigt werden können. $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ sowie seine Doppelsalze (Alaune) sind gut in Wasser löslich. Aluminiumsulfat wird in der Papier- und Lederindustrie eingesetzt. Deren Abwässer können zu einer erhöhten Al-Bilanz in den Flüssen beitragen, wenn keine Rückhaltung oder Rückgewinnung an Aluminium durchgeführt wird.

Aluminium wirkt deutlich fischschädigend. So liegt der LD₁₀₀-Wert beispielsweise für Forellen bei 2,7 mg/l (3,6 h). In der E.G.-TW ist der einzuhaltende Indikatorparameterwert für Aluminium im Trinkwasser mit 0,2 mg/l fixiert worden, was inzwischen in die novellierte TVO der Bundesrepublik Deutschland (2001) übernommen wurde. Den gleichen Level gibt die WHO an (DIETER, 1993).

Die Aluminium-Werte der Projekt-Daten bewegten sich in der Wasserphase der Fließgewässer hinsichtlich der Mittelwerte zwischen 0,01 mg/l (Malm) und 0,8 mg/l (sandig-tonige Kreide). Eine Zusammenstellung der 50-Perzentile kann der Tabelle 42 entnommen werden. In der Wasserphase der Standgewässer lagen die Mittelwerte zwischen 80 µg/l (im Schiefer des RSG) und 700 µg/l (Moore). Analytische Daten von der Schwebstoffphase standen für Aluminiumkomplexe nicht zur Verfügung.

Tabelle 42: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Al in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil) ⁽¹⁾

Al ≤ 50 µg/l	50 µg/l < Al ≤ 200 µg/l	Al > 200 µg/l
Terrassen	Sandbedeckung	Moore
Malm	Zechstein	sandig-tonige Kreide ⁽²⁾
Keuper	Moränen ⁽²⁾	Buntsandstein ⁽²⁾
Schiefer	Rotliegendes (Sedimente)	Muschelkalk
Diabas [Harz]	Rotliegendes (Vulkanite)	Granit [Erzgebirge]
	Gneis	Schiefer [Erzgebirge]
	Granit	
	Gneis [Erzgebirge]	

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Messwerte für Al: Strandbildung, Tertiär, Sander, Auen, Löß, kalkige Kreide, Lias & Dogger, Diabas/Basalt, Kalk-, Flysch- und Molassealpen, Grundgebirge Kalk, Schiefer [Harz und RSG]

⁽²⁾ Mittelwerte (keine 50-Perzentile verfügbar)

6.6.2 Antimon

Gediegenes Antimon kommt in der Natur meist in isomorpher Mischung mit Arsen vor. Gelegentlich findet es sich auch in sulfidischen Blei-, Kupfer- und Silbererzen. Gebunden tritt es in der Natur in Form von Sulfiden/Doppelsulfiden und Oxiden auf. Auch Metallantimonide wie NiSb und Ag₂Sb sind bekannt. Elementares Antimon kommt wie Phosphor und Arsen in einer grauen (metallischen) und einer gelben (nichtmetallischen) Form vor. Sein technischer Einsatz fokussiert auf die Herstellung von Legierungen, die Halbleiterindustrie, Pyrotechnik sowie die Lederindustrie.

Sb und seine Verbindungen spielen in der Hydrosphäre kaum eine Rolle. Hinsichtlich der Löslichkeit in Wasser sind nur die Anionen der Sb-Säuren von Bedeutung (analog der Anionen von As-Säuren). Allerdings ist die Datenbasis dazu relativ gering. Der geogene Hintergrund für Oberflächengewässer liegt unterhalb von 100 ng/l (s. MERKEL und SPERLING,

1998). Als Emissionsquellen für Sb-Verbindungen kommen in der Regel nur Prozessabwässer des Erzbergbaus in Betracht.

In der E.G.-TW (1998) sowie in der novellierten TVO (2001) ist der Parameterwert für Sb mit 5 µg/l festgelegt worden. Die U.S.-EPA schreibt einen Grenzwert für Trinkwasser von 6 µg/l vor. Seitens der LAWA existieren für Oberflächengewässer keine Zielvorgaben. Gemäß Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 ist für Antimon in der Schwebstoffphase ein Qualitätskriterium von ≤ 6 mg/kg ausgewiesen.

Die analytische Datenlage in den genutzten Messstellen ist hinsichtlich Antimon gering. Mittelwerte existieren für Fließgewässer lediglich für Moore, Sandbedeckung, Granit (allgemein und Erzgebirge), Diabas (Harz) sowie Gneis und Schiefer (Erzgebirge). Diese Mittelwerte bewegen sich im Bereich zwischen 0,2 µg/l (Schiefer im Erzgebirge) und 53 µg/l (Diabas im Harz). Eine Ausnahme bildet der allgemeine Granit mit 100 µg/l. Bei den Standgewässern liegen die Mittelwerte zwischen 0,1 µg/l in der Sandbedeckung und 500 µg/l (Olisthostrom im Harz). Dazwischen ordnen sich die Moore (1,8 µg/l) sowie Granit und Gneis im Erzgebirge ein. Mehr Daten standen nicht zur Verfügung. Für die partikulär-gebundene Phase konnten zwei Mittelwerte gefunden werden (Auen mit 1,6 mg/kg und Sandbedeckung mit 1,2 mg/kg).

6.6.3 Barium

Barium kommt in elementarer Form nicht in der Natur vor, sondern hauptsächlich als BaSO₄ (Schwerspat) und BaCO₃ (Witherit). Barium ist in kationischer Form Bestandteil von Pflanzenschutz-, Bohrspül-, Beiz- und Bleichmitteln sowie Farbstoffen, dient als Füllstoff für PVC und kommt in der Pyrotechnik zum Einsatz. Anthropogene Einträge in Oberflächengewässer sind selten und ohne große Bedeutung, da die Löslichkeit von BaSO₄ mit 2 mg/l bei 283 K limitierend auf die Mobilität von Ba²⁺-Ionen im Wasser wirkt. Die Mittelwerte in europäischen Flüssen liegen etwa bei 30 ± 10 µg/l. In Bächen und Seen, die in Kontakt mit Witherit-Lagerstätten stehen, wurden Werte zwischen 80 und 280 µg/l gemessen, in Brasilien an einem Standort sogar bis 1,6 mg/l.

Der Trinkwasserleitwert der WHO für chemische Stoffe ist für Ba²⁺ mit 0,7 mg/l fixiert worden (DIETER, 1993), liegt also deutlich über den oben genannten Konzentrationswerten in Flüssen und Seen von Mitteleuropa. Im DVGW-Arbeitsblatt W 151 (DVGW-OW) ist für Ba²⁺ ein Maximalwert von 1 mg/l festgelegt worden, egal ob die Rohwässer auf natürliche oder technische Art zu Trinkwasser aufbereitet werden. Sowohl in der E.G.-TW (1998) als auch in der novellierten TVO (2001) ist Barium nicht mehr enthalten. Gemäß Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 wurde als Qualitätskriterium ein Wert von ≤ 1 g/kg vorgegeben.

Die Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte in der Wasserphase von Fließgewässern können der Tabelle 43 entnommen werden.

Tabelle 43: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Ba^{2+} in der Wasserphase (Fließgewässer, 50-Perzentil) ⁽¹⁾

Ba ≤ 25 µg/l	25 µg/l < Ba ≤ 50 µg/l	Ba > 50 µg/l
Malm ⁽²⁾	Sandbedeckung	Buntsandstein
Muschelkalk	Terrassen	Keuper
Diabas [Harz]	Moore ⁽²⁾	Granit [Erzgebirge] ⁽²⁾
Gneis	Granit	Schiefer [Erzgebirge]
		Gneis [Erzgebirge]

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Messwerte für Ba^{2+} : Strandbildung, Tertiär, Sander, Auen, Löß, kalkige Kreide, Lias & Dogger, Diabas/Basalt, Kalk-, Flysch- und Molassealpen, Grundgebirge Kalk, Schiefer [Harz und RSG], Moränen, sandig-tonige Kreide, Rotliegendes (Sedimente und Vulkanite), Zechstein, Schiefer

⁽²⁾ Mittelwerte (keine 50-Perzentile verfügbar)

Wie die statistische Auswertung zeigt, werden mit Ausnahme von Keuper und Buntsandstein nur in den metallogenen Fließgewässerlandschaften Ba^{2+} -Konzentrationen > 50 µg/l (Median-Werte) angetroffen. In den Standgewässern liegen die Mittelwerte zwischen 12 ng/l (Olisthostrom im Harz) und 51,3 µg/l im Gneis (Erzgebirge). In der Schwebstoffphase der Fließgewässer werden mittlere Barium-Konzentrationen von 300 bis 900 mg/kg angetroffen. Der GEOCHEMISCHE ATLAS der Bundesrepublik Deutschland (1985) nennt einen Bereich für die Mittelwerte (hier Bachsedimente) von 240 mg/kg im Tertiär bis 770 mg/kg im Keuper. Barium-Messwerte für die Schwebstoffphase in den Standgewässern konnten im Rahmen der Projektbearbeitung nicht gefunden werden.

6.6.4 Beryllium

Beryllium zählt zu den Erdalkalimetallen und ist von seinem chemischen Verhalten her dem Aluminium sehr ähnlich. Auf Grund der geringen Größe des Be-Atoms unterscheidet es sich deutlich von den anderen Elementen der 2. Hauptgruppe. Der Anteil des Berylliums am Aufbau der Erdrinde ist sehr gering, was auf Grund seiner extremen Toxizität für Mensch und Tier auch zu erwarten ist. Abgesehen von den radioaktiven Stoffen (z. B. Plutonium) ist kein chemisches Element so giftig wie Beryllium. Es steht zudem unter dem Verdacht, ein kanzerogenes Potential zu besitzen.

Beryllium kommt auf der Erde nur in Verbindungen vor. Das wichtigste Be-Mineral ist der Beryll. Berylliumsulfate und -carbonate sind ausgesprochen selten, etwas häufiger finden sich dagegen seine Oxide und Phosphate. Industriell wird Beryllium als Legierungsmittel für Al, Ni, Fe, Co und Cu in der Luft- und Raumfahrt eingesetzt. Weiterhin dient es als Fenstermaterial für Röntgenapparate und Moderator für Kernreaktoren. Beryllium wird bei der Verbrennung von Kohle über die Rauchgase in die Atmosphäre emittiert, wenn effektive Filteranlagen fehlen. Wird der Bergbau hinsichtlich Beryll betrieben, so können erhöhte Beryllium-

Konzentrationen im Abwasser die Folge sein, wenn die Wässer durch Pyritverwitterung sehr niedrige pH-Werte aufweisen. Dabei ist zu beachten, dass Be auch massiv partikulär transportiert wird. Unter pH-neutralen Bedingungen ist die Wasserlöslichkeit von BeO gering (ca. 200 µg/l bei 293 K), die von $\text{Be}(\text{OH})_2 \cdot x \text{H}_2\text{O}$ nicht viel höher ($\sim 10^{-5}$ mol/l). Die maximalen Konzentrationen in Oberflächengewässern liegen in der Regel zwischen 0,1 und 0,2 µg/l.

In der E.G.-TW (1998) und der novellierten TVO (2001) gibt es keine Grenzwerte für Beryllium. Die WHO sieht sich auf Grund der geringen Datenlage derzeit nicht in der Lage, Trinkwasserleitwerte vorzugeben. Auch in der Parameter-Liste der U.S.-EPA für Trinkwasser ist kein Grenzwert für Beryllium zu finden. In der UdSSR war in den siebziger Jahren ein Grenzwert im Trinkwasser von 200 ng/l vorgegeben. Das DVGW-Arbeitsblatt W 151 (DVGW-OW) gibt als Qualitätsanforderung für Rohwässer zur Trinkwassergewinnung einen Richtwert für Beryllium von maximal 0,2 µg/l an, wenn die Wässer technisch aufbereitet werden (ansonsten nur 0,1 µg/l). Durch Be und/oder seine Verbindungen ist "eine Gefährdung über das Trinkwasser aus heutiger Sicht nicht zu befürchten" (MERKEL und SPERLING, 1998). Gemäß Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 ist als Qualitätskriterium für Beryllium ein Level von 10 mg/kg festgelegt worden.

Die Mittelwerte für Be bewegen sich bei den ausgewerteten Datenreihen zwischen 20 ng/l (Granit) und 2,5 µg/l (Moore; Granit und Gneis im Erzgebirge). In den Standgewässern liegen die Mittelwerte zwischen 62 ng/l (Sandbedeckung) und ca. 2 µg/l (Moore, Granit und Gneis im Erzgebirge). Die Mittelwerte in der Schwebstoffphase der Fließgewässer betragen 1 mg/kg (Sandbedeckung) bzw. 3 mg/kg (Auen). Mehr Daten standen hinsichtlich Beryllium nicht zur Verfügung, so dass keine abschließende Bewertung möglich ist.

6.6.5 Cäsium

Cäsium gehört zur Gruppe der Alkalimetalle und ist ein ausgesprochen lithophiles Element. Daher kommt es in der Erdkruste ausschließlich in Verbindungen vor, deren Häufigkeit jedoch ausgesprochen gering ist. Dazu zählt das Cs-Mineral Pollux $\text{Cs}_4(\text{Al}_4\text{Si}_9\text{O}_{26}) \cdot \text{H}_2\text{O}$. Anreicherungen von Cäsiumverbindungen sind in ultrasauren granitischen Restmagmen zu finden. Außerdem sind Anreicherungen durch Sublimation in Ergussgesteinen bekannt. Nach Verwitterungsprozessen werden sehr geringe Mengen an bestimmten Standorten auch in tonigen Sedimenten vorgefunden.

Cäsium findet in der Elektrotechnik und Elektronik als Einsatzmaterial für Fotozellen Anwendung, ebenso in hochpräzisen Atomuhren. Es wurde zudem bis in die sechziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts in Spezialröhren der Rundfunktechnik eingesetzt. Industriell wird Cäsium auch in Form seines Chlorids und Nitrats verarbeitet. Isotope des Cäsiums wie ^{137}Cs und ^{134}Cs treten bei kerntechnischen Prozessen auf und können bei Reaktorunfällen oder oberirdischen Kernwaffenversuchen in die Atmosphäre freigesetzt werden. Obwohl die Strahlenemission sehr hoch sein kann, sind die dabei freigesetzten Absolutmengen an Cäsium sehr gering. Punktuelle oder diffuse anthropogene Einträge in Form von industriellen oder kom-

munalen Abwässern spielen bezüglich Cäsium und seinen Verbindungen keine signifikante Rolle (IKÄHEIMONEN et al., 1994).

In der E.G.-TW (1998) und der novellierten TVO (2001) wird kein Grenzwert für Cäsium genannt. Es ist davon auszugehen, dass die Konzentrationen in den großen Flüssen (≤ 50 ng/l) und Weltmeeren (etwa 1 bis 2 $\mu\text{g/l}$) weitgehend durch die natürliche Hintergrundkonzentration determiniert sind. Allerdings ist die Datenlage diesbezüglich noch nicht sicher genug. Cäsium verhält sich physiologisch wie Kalium, erreicht jedoch nicht dessen Mobilität. Nach Resorption durch die Wurzeln verteilt es sich sehr langsam und gleichförmig über die gesamte Pflanze. Besonders Waldpilzarten speichern Cäsium gut in ihrem sporogenen Gewebe, den Lamellen oder Röhren. Nach der Aufnahme von Cs durch den Menschen reichert es sich im Muskelgewebe an.

Die Datenlage hinsichtlich des natürlich vorkommenden Cs ist derzeit sowohl in den Fließ- als auch Standgewässern der Bundesrepublik Deutschland ausgesprochen gering. Diese Situation ist nicht für die Isotope des Cäsiums zutreffend, deren Strahlungsaktivitäten nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl für Mitteleuropa flächendeckend in großer Zahl ermittelt wurden. Die Mittelwerte für natürlich vorkommendes Cäsium in den Fließgewässern bewegen sich im Bereich von 10 ng/l bei Sandbedeckung (gleicher Wert auch im Standgewässer) und im Diabas (Harz) sowie bis 70 ng/l im Granit. Die Mittelwerte von Cs in der Partikulärphase von Fließgewässern schwanken zwischen 1 mg/kg (Sandbedeckung) und 13 mg/kg (Auen). Weitere Messwerte lagen zur statistischen Auswertung nicht vor.

6.6.6 Cer

Cer gehört zu den "Seltenen Erden" und ist als Metall wärmeformbar. In der Natur kommt es nur vergesellschaftet vor. Zu den Cer-haltigen Mineralien zählen u. a. $(\text{Ce-Th})\text{O}_2$ "Cerianit" und $(\text{Ce-La})\text{F}_3$ "Tysonit". Technisch gewinnt man Cer durch Aufarbeitung von phosphathaltigen Silikaten wie z. B. Monazit. Cer wird in Form von Mischmetallen für pyrophore Legierungen eingesetzt. Einige seiner Verbindungen finden in der Glasindustrie als Komponente sowie als Entfärbungsmittel Verwendung. Cer-Oxid wird in der Glasindustrie und bei der Chip-Herstellung in Pastenform als Poliermittel eingesetzt. Außerdem findet es als Katalysator bei der Tiefspaltung von Petroleum sowie bei metallurgischen und kerntechnischen Prozessen als Hilfsmittel Anwendung. Weitere Einsatzgebiete sind von GREENWOOD und EARNSHAW (1990, S. 1578) sowie FOERST (1954) beschrieben worden.

Die Konzentrationen von Cer wie überhaupt von Verbindungen der Seltenen Erden sind in natürlichen Gewässern sehr gering. Für Fließgewässer in Europa konnten bisher in Analogie nur für Scandium Konzentrationswerte zwischen 10 und 100 ng/l gefunden werden (z. B. Aare, Schweiz). In GMELINS HANDBUCH DER ANORGANISCHEN CHEMIE (1988) werden für Amazonas, Ganges, Kongo, Mekong, Nil, Orinoco und Parana Durchschnittswerte von 80 bis 95 ng/l in der Wasserphase und ca. 95 ng/kg für an der Schwebstoffphase gebundenes Cer genannt. In amerikanischen Fließgewässern wurden 16 bis 60 ng/l ermittelt. Die Datenlage von

anthropogen wenig beeinflussten Oberflächengewässern ist in der Bundesrepublik Deutschland sehr schwach. So konnten in den Fließgewässern nur für Sandbedeckung (540 ng/l) und Diabas [Harz] (100 ng/l) Mittelwerte gefunden werden, in den Standgewässern nur für die Sandbedeckung (426 ng/l). Mittlere Angaben für den Harz in ungefilterten Proben liegen bei 55 ng/l. In der partikulären Phase der Fließgewässer wurden Mittelwerte von 50 bis 60 µg/kg (Sandbedeckung und Muschelkalk) und 73 bis 78 µg/kg (Auen, Buntsandstein) ermittelt.

6.6.7 Eisen

Das Element Eisen hat die Entwicklungsgeschichte des Menschen schon sehr früh geprägt, so durch die Anfertigung von Werkzeugen mit steigendem Wirkungsgrad seit der sogenannten "Eisenzeit". Es ist mit 4,7% das häufigste Metall der Erdkruste und kommt dort nur in Verbindungen vor. Die verwertungstechnisch bedeutsamen Erze des Eisens unterteilen sich in oxidische (Magnetit, Hämatit, Limonit), carbonatische (Siderit) und sulfidische Vorkommen (Eisenkies, Arsenkies). Die wichtigsten Mineralien der magmatischen Gesteine mit Fe und Mn werden von den Silikaten gebildet. Die technische Anwendung von Eisen ist allgemein bekannt und zudem sehr vielfältig. Bereits elementares Eisen reagiert mit Luftsauerstoff und Wasser unter Tiefenauflösung ("Korrosion") zu Fe(II) und nachfolgend zu gemischten Fe(II)/(III)-Oxihydroxiden.

Da Eisen geogen ubiquitär verteilt ist, wird es bereits durch natürliche Quellen in nahezu alle Oberflächengewässer mit geringer Konzentration ($\leq 1,0$ mg/l) eingetragen (MERKEL und SPERLING, 1996). WEDEPOHL (1984) nennt für Flüsse Durchschnittswerte von etwa 50 µg/l. Nach MATTHESS (1990) kommt es nur in Spuren vor. Nicht alle Verbindungen des Eisens sind gut wasserlöslich wie z. B. FeS, FeCO₃ und Fe(OH)₃. Durch biogeochemische und mikrobiologisch-enzymatische Prozesse sowie ein aktives Redoxgeschehen im Sediment wird Eisen gelöst und kann durch Exfiltrationsprozesse die Konzentrationen in den Flüssen weiter anheben. Anthropogen erfolgt der Eintrag von gelöstem oder auch komplexgebundenem Eisen über die Gruben- und Prozessabwässer des Erzbergbaus und der Eisenmetallurgie.

Als Folgeerscheinung der Pyritverwitterung bei der Gewinnung von Braunkohle können sich nach Abschluss der Förderung und Wasserhaltung stark saure und eisenhaltige Tagebaurestseen ausbilden, die über ihre Abflüsse auf die Wasserinhaltsstoffe der Fließgewässer im Einzugsgebiet einwirken. Auch Halden- und Deponieaustrittswässer können sich durch erhöhte Konzentrationen an aquatischen Fe(III)-Komplexen auszeichnen. In der E.G.-TW (1998) und in der novellierten TVO (2001) ist der Grenzwert für gelöstes Eisen mit 0,2 mg/l festgelegt. In den Anforderungen für Rohwässer, die zur physikalisch-chemischen Trinkwasseraufbereitung eingesetzt werden sollen (DVGW-OW), liegt der Richtwert für gelöstes Fe bei 1 mg/l. In den zur Auswertung genutzten Messstellen schwanken die Eisen-Konzentrationen verständlicherweise in Abhängigkeit von den Konzentrationen in der Feststoffphase der einzelnen Fließgewässerlandschaften.

Tabelle 44: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Fe in der Wasserphase- Einordnung der Gewässerlandschaften für die Hintergrundbereiche nach WEDEPOHL bzw. MERKEL und SPERLING (Fließgewässer, 50-Perzentil) ⁽¹⁾

Fe ≤ 50 µg/l	50 µg/l < Fe ≤ 200 µg/l	0,2 mg/l ≤ Fe < 1,0 mg/l	Fe > 1 mg/l
Sander	Terrassen	Moore	Sandbedeckung ⁽²⁾
Kalkige Kreide	Moränen	Tertiär	
sandig-tonige Kreide	Buntsandstein	Zechstein	
Rotliegendes (Vulkanit)	Keuper		
Schiefer	Rotliegendes (Sediment)		
Grundgebirge Kalk ⁽²⁾	Gneis		
Schiefer [RSG]	Granit		
Gneis [Erzgebirge]	Kalkalpen		
Schiefer [Erzgebirge]	Diabas [Harz]		
	Granit [Erzgebirge]		

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Messwerte für Fe: Strandbildung, Auen, Löß, Lias & Dogger, Malm, Muschelkalk, Diabas/Basalt, Flysch- und Molassealpen, Schiefer [Harz]

⁽²⁾ Mittelwerte (keine 50-Perzentile verfügbar)

Wie die Tabelle 44 zeigt, sind die Fe-Konzentrationen der Wasserphase von Fließgewässern in den meisten Gewässerlandschaften relativ gering, da Eisen in sauerstoffreichen Oberflächengewässern meist kolloidal und /oder komplex gebunden in den Sedimenten abgelagert wird. In den Standgewässern bewegen sich die Eisen-Konzentrationen zwischen 16 µg/l (Kalkalpen) und 229 µg/l (Moore), berechnet als Mittelwerte. Lediglich die Sandbedeckung ragt mit einem Mittelwert von 1,8 mg/l deutlich heraus. Hinsichtlich der Schwebstoffphase lagen für die Fließgewässer zwei Mittelwerte vor, für die Terrassen 57 g/kg und den Schiefer (Erzgebirge) 62 g/kg. Für die Schwebstoffphase von Standgewässern wurden keine Messwerte gefunden.

6.6.8 Mangan

Mangan findet sich in Verbindungen ubiquitär in der Erdkruste verteilt, allerdings in weit geringem Umfang als Eisen. Ausgesprochene Manganerze sind überwiegend in oxidischer Form als MnO₂ (Braunstein), Mn₃O₄ (Hausmannit) und MnO(OH) (Manganit) anzutreffen. Außerdem sind MnCO₃ und MnS von Bedeutung. Eisenerze sind in der Regel stark manganhaltig. Mangan ist ein bedeutsames Legierungsmetall. Außerdem findet es in Holzschutz- und Düngemitteln sowie in Fungiziden Anwendung. KMnO₄ ist ein technisch bedeutsames Oxidationsmittel, dass sowohl in der chemischen Industrie als auch bei der Aufbereitung von reduzierend wirkenden Grundwässern zu Trinkwasser genutzt wird.

In der aquatischen Umwelt liegt Mangan bei pH-Werten ≤ 7 in Form von Mn²⁺ vor. Unbeeinflusste Fließgewässer weisen in der Regel Mn-Konzentrationen von ≤ 100 µg/l auf (MERKEL

und SPERLING, 1996). WEDEPOHL (1984) gibt für Flüsse mittlere Durchschnittskonzentrationen an Mangan bis 50 µg/l an. Die anthropogenen Quellen für den Eintrag von Mangan in die Oberflächengewässer ähneln denen des Eisens. Mangan gehört genauso wie Eisen zu den für die Lebensprozesse auf der Erde essentiellen Elementen. In der E.G.-TW (1998) und in der novellierten TVO (2001) wurde der Grenzwert für Mangan mit 50 µg/l festgelegt. Geogen bedingte Überschreitungen bis zu einem Level von 200 µg/l bleiben außer Betracht. Durch Zusatz von Flockungsmitteln wie z. B. $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ wird gelöstes Mn bei der Trinkwasseraufbereitung aus der Wasserphase der Rohwässer entfernt (geflockt und sandfiltriert). Die Messwerte der Mn-Konzentration in der Wasserphase von Fließgewässern sind in der Tabelle 45 als statistische 50-Perzentile zusammengestellt.

Tabelle 45: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Mn in der Wasserphase - Einordnung der Gewässerlandschaften in Analogie zu den oben genannten Hintergrundbereichen (Fließgewässer, 50-Perzentil) ⁽¹⁾

Mn ≤ 25 µg/l	25 µg/l < Mn ≤ 100 µg/l	Mn > 100 µg/l
Moränen	Terrassen	Sandbedeckung
kalkige Kreide	sandig-tonige Kreide	Moore
Buntsandstein	Keuper	Zechstein
Muschelkalk	Rotliegendes (Sedimente)	Granit [Erzgebirge]
Schiefer	Rotliegendes (Vulkanite)	
Gneis	Granit	
Grundgebirge Kalk ⁽²⁾	Diabas [Harz]	
Kalkalpen	Gneis [Erzgebirge] ⁽²⁾	
Flyschalpen		
Schiefer [RSG]		
Schiefer [Erzgebirge]		

⁽¹⁾ Fließgewässerlandschaften ohne Messwerte für Mn: Strandbildung, Tertiär, Sander, Auen, Löß, Lias & Dogger, Malm, Diabas/Basalt, Molassealpen, Schiefer [Harz]

⁽²⁾ Mittelwerte (keine 50-Perzentile verfügbar)

Die Mittelwerte in den Standgewässern (Wasserphase) von Moorlandschaften lagen im Bereich von 300 µg/l, in Moränen von 30 µg/l. Für die Schwebstoffphase wurden folgende Mittelwerte für partikulär gebundenes Mangan gefunden: Terrassen (1,65 g/kg), Auen (0,8 g/kg), Sandbedeckung (0,3 g/kg) und Muschelkalk (0,9 g/kg). Damit ergibt sich ein von den Gewässerlandschaften relativ unabhängiger Wertebereich zwischen 0,3 und 1,65 g/kg an schwebstoffgebundenem Mangan in den Oberflächengewässern. Für die Schwebstoffphase von Standgewässern wurde in den Moränen ein Mittelwert von 1,3 g/kg gefunden.

6.6.9 Molybdän

Molybdän gehört zu den Elementen der 6. Nebengruppe des PSE und ist schon seit dem Altertum in einigen Mineralformen bekannt. Als chalkophiles Element findet man Molybdän zu etwa 90% in Form von MoS_2 (Molybdänglanz), jedoch sind nur wenige Lagerstätten wirklich abbauwürdig, so in den USA, Kanada, Mexiko, Rußland, Korea, Australien und Norwegen. Bestimmte Mo-Spezies sind auch im Erdöl und Tonschiefer vorhanden. Allerdings sind diese nicht von wirtschaftlichem Interesse. Der größte Teil des Molybdäns wird als Metall zur Legierung für Edelmehle verwendet. Mo-Stähle werden in der Rüstungsindustrie, im Fahrzeug-, Flugzeug- und chemischen Apparatebau eingesetzt. Reines Molybdän findet in Form von Drähten in der Glühlampen- und Röhrenproduktion sowie als Heizwiderstände in elektrischen Widerstandsöfen Anwendung. Die vielfältigen anorganischen Verbindungen des Molybdäns besitzen keine besondere wirtschaftliche Bedeutung, sieht man von MoO_3 ab, das in der Großchemie als Katalysator Verwendung findet (Dehydrierung von Schwerbenzin am $\text{MoO}_3/\text{Al}_2\text{O}_3$ -Kontakt). Von der Oxidationsstufe +6 leiten sich ausschließlich Säuren ab, deren Alkalisalze, die Molybdate (Me_2MoO_4) recht gut wasserlöslich sind. Metallisches Molybdän oder Mo-haltige Legierungen spielen für den Eintrag in die Umwelt kaum eine Rolle.

In pH-neutralen Gewässern liegt Molybdän, wenn überhaupt vorhanden, als gelöste Spezies in anionischer Form als MoO_4^{2-} , bei pH-Werten $< 4,5$ auch als HMoO_4^- vor. Allerdings sind die Konzentrationen in der Regel sehr gering ($\leq 1 \mu\text{g/l}$). Erhöhte Werte (im mg/l -Bereich) wurden aber schon in Abwässern des Erzbergbaus gefunden, die neben Mo-haltigen Düngemitteln die wenigen punktuellen Quellen des Eintrags von gelösten Molybdänverbindungen in die Hydrosphäre darstellen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1998, S. 299-301). Molybdän ist für Pflanzen, Tiere und den Menschen ein essentielles Spurenelement. Allerdings kann es bei hohen Mo-Konzentrationen in der Nahrung zu toxischen Wirkungen kommen (Molybdänose). Hinsichtlich der Absicherung der Trinkwasserqualität sind Mo-Spezies bisher ohne Bedeutung. In der E.G.-TW (1998) und in der novellierten TVO (2001) sind keine Grenzwerte für wasserlösliche Molybdän-Verbindungen angegeben worden.

Für Molybdän in der Wasserphase liegen für die Fließgewässer insgesamt nur vier Mittelwerte vor. Diese betragen für Diabas [Harz] 29 ng/l , Granit 120 ng/l , Sandbedeckung 140 ng/l und Schiefer im Erzgebirge $1,9 \mu\text{g/l}$. In der Wasserphase von Standgewässern konnte nur für die Sandbedeckung ein Mittelwert von 150 ng/l gefunden werden. Gemäß Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 ist für Mo ein Qualitätskriterium von $\leq 5 \text{ mg/kg}$ festgelegt worden. In der Schwebstoffphase der Stand- und Fließgewässer wurden Mittelwerte zwischen 1 und 2 mg/kg (Sandbedeckung, Auen, Buntsandstein, Muschelkalk) berechnet. In Moränen waren die Konzentrationen demgegenüber leicht erhöht ($4,5 \text{ mg/kg}$).

6.6.10 Silber

Silber zählt zu den kulturgeschichtlich bedeutsamen Metallen der Menschheit. Seine Hauptlagerstätten sind in der Chalkosphäre zu vermuten, denn die meisten Silbererze sind in der Regel sulfidischer Natur. Durch geologische Prozesse und geochemische Umwandlungen kann Silber in sekundären Lagerstätten sowohl gediegen als auch in verschiedenen Verbindungen vorkommen. Dazu zählen Ag_2SO_4 und AgCl . Auch im Vorkommen des Bleiglanz (PbS) und Kupferkies (CuFeS_2) wird öfters Silberglanz (Ag_2S) gefunden, zum Teil auch in Form von Doppelsulfiden. Dagegen ist Hornsilber (AgCl) als Erz relativ selten. Auf Grund seines hellen, dauerhaften Glanzes und seiner guten Polierbarkeit wird Silber zur Herstellung von Spiegeln, Schmuck- und Kunstgegenständen sowie zum Versilbern von Gebrauchsgegenständen benutzt. Auch in der Elektroindustrie wird es noch gelegentlich angewendet. Im fotografischen Prozess nutzt man die Eigenschaft von schwerlöslichen Silberhalogeniden, lichtempfindlich zu sein, um Filme, Platten und Einzelfotos zu sensibilisieren. Als Edelmetall löst es sich nicht in Wasser, so dass elementares Silber für die Umweltbelastung keine Bedeutung besitzt. Gelegentlich wird kolloidales Silber auch zur speziellen Desinfektion von Trinkwasser genutzt, da bereits Spuren an metallischem Silber antibakteriell wirken (vergleichbar dem Kupfer). In Verbindungen tritt Silber in den Oxidationsstufen +1 und +2 auf.

Die Wasserlöslichkeit vieler Silberverbindungen liegt zwischen 100 ng/l und 10 µg/l, sieht man von AgF , AgNO_3 , Ag_2SO_4 , AgClO_4 und Silberacetat ab, die wesentlich besser löslich sind. Silberionen kommen in der Hydrosphäre entweder partikulär oder komplexgebunden vor. In den Gewässern liegt die Konzentration an Silber meist unterhalb von 500 ng/l, wenn keine Ag-haltigen Abwässer des Bunt- oder Schwermetallbergbaus im Einzugsgebiet eingeleitet werden. Da Silber ein wertvolles Metall ist, wird es in den Industrieländern fast vollständig aus den Abwässern zurückgewonnen. Daher ist die Gesamtbelastung der Gewässer in der Regel sehr gering. Sowohl in der E.G.-TW (1998) als auch in der novellierten TVO (2001) ist kein Grenzwert für Silber ausgewiesen. Ein solcher in der alten TVO (1990) mit 10 µg/l wurde fallen gelassen.

In den Fließgewässern betragen die Konzentrationen an gelösten Silberionen 10 bis 100 ng/l. Etwas höhere Mittelwerte um 500 ng/l werden in Mooren sowie in Granit und Gneis (Erzgebirge) angetroffen. Die Silberkonzentrationen in den Standgewässern liegen in der gleichen Größenordnung, wobei hier nur sehr wenige Daten zur Verfügung standen (Sandbedeckung, Moore, Granit und Gneis im Erzgebirge). Gemäß Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 gilt als Qualitätskriterium ein Wert von ≤ 2 mg/kg. Silber-Konzentrationen in der Schwebstoffphase von Fließgewässern wurden lediglich für Sandbedeckung (10 mg/kg) und Auen (0,3 mg/kg) als Mittelwerte gefunden. Die Situation hinsichtlich der zur Verfügung stehenden Datenmenge ist unbefriedigend.

6.6.11 Thallium

Thallium ist ein Element der 3. Hauptgruppe des PSE. In der Erdkruste ist es manchmal Begleiter der Metalle Zink und Eisen sowie des Kupfers in Blenden und Kiesen. Relativ reich an Thallium sind Crookesit und Lorandit, ein Thioarsenit des Thalliums. Daneben kann es in geringer Konzentration in Glimmern und Kalisalzen vorkommen. Industriell fällt es beim Abrösten von Blenden und Kiesen in Schwefelsäurefabriken und als Thalliumoxid im Flugstaub an. Es sammelt sich zudem im Bleikammerschlamm an. Auch in den Rauchgasen von Kohlekraftwerken und Stäuben von Zementfabriken sind Spuren von Tl zu finden. Als Metall ähnelt Tl stärker dem Blei als dem Indium, seinem Vorgänger in der dritten Hauptgruppe des PSE. Tl dient als Legierungselement und wird für infrarotdurchlässige Gläser, Fotozellen, Leuchtfarben und zur Herstellung künstlicher Edelsteine genutzt. In seinen Verbindungen tritt es meist in der Oxidationsstufe +1, weniger häufig als +3 auf. Thallium-Verbindungen spielen technisch aber nur eine untergeordnete Bedeutung und tragen daher zur Gewässerbelastung kaum bei.

Die Tl-Konzentrationen in Gewässersedimenten des Carnallits und Sylvins bestimmen maßgeblich die Tl-Konzentration in Oberflächengewässern, wo es gelöst in einwertiger Form vorkommt. Die Datenlage für die Hydrosphäre ist noch relativ gering, wobei die wenigen Literaturwerte Bereiche zwischen 20 und 40 ng/l nennen (MERKEL und SPERLING, 1998). Bekannt ist für Tl seine Sorptionsfähigkeit an partikulären Tonmineralien. In Gruben- und Grundwässern des Erzgebirges wurden bereits Thallium-Konzentrationen (als TlOH bzw. Tl_2CO_3 , die wasserlöslich sind) zwischen 2 und 10 µg/l gemessen (WEDEPOHL, 1978). Metallisches Thallium und seine Verbindungen sind außerordentlich stark giftig. Ein Parameterwert existiert für Tl in der E.G.-TW (1998) und in der novellierten TVO (2001) nicht. Die 90-er Perzentilwerte für gelöstes Thallium in Fließgewässern liegen zwischen 40 und 70 ng/l. Mittelwerte können teilweise auch 100 ng/l weitgehend unabhängig von der Lithologie erreichen. Höhere Mittelwerte werden nur in Mooren (1 µg/l) und metallogenen Fließgewässerlandschaften (0,7 bis 3,5 µg/l) vorgefunden. Gleiches trifft im Prinzip auch auf die Standgewässer zu, wobei die Datenlage hier gering ist. In der Partikulärphase von Standgewässern wurden Konzentrationen zwischen 200 µg/kg (Sandbedeckung) und 500 µg/kg (Auen) als Mittelwerte gefunden. Zur Einordnung dieser Daten kann das Qualitätskriterium gemäß der Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 mit einem Wert ≤ 4 mg/kg herangezogen werden.

6.6.12 Titan

Titan steht in der Häufigkeit der Elemente in der Erdrinde an zehnter Stelle. Sein Name leitet sich von der Härte und Festigkeit des Rutil (TiO_2) ab. Titanverbindungen sind in geringen Konzentrationen weitverbreitet, während konzentrierte Lagerstätten relativ selten sind. Von technischer Bedeutung sind Ilmenit ($FeTiO_3$) und der in drei Modifikationen auftretende Rutil. Die wichtigsten Lagerstätten befinden sich im Ural sowie in Norwegen und Indien. Der Mangel an konzentrierten Lagerstätten und der hohe Energieaufwand für die Herstellung von

Titanmetall aus seinen Verbindungen haben die Substitution von Eisen/Stahl durch Titan in durchgängiger Form verhindert, da es sich nach den üblichen metallurgischen Verfahren nicht aus TiO_2 herstellen läßt.

Im Gegensatz zum Fe unterliegt Titan nicht der Tiefenkorrosion und besitzt eine wesentlich geringere Dichte (Gewichtersparnis). Es wird hauptsächlich im Flugzeug- und chemischen Apparatebau sowie als Legierungsmetall bei der Stahlproduktion, z. B. für die Rüstungsindustrie, eingesetzt. Rutil findet in feinverteilter Form als Malerfarbe ("Titanweiß") wegen seiner hohen Deckkraft und Beständigkeit Verwendung. Ti-organische Verbindungen sind wichtige Komponenten der Katalysatoren für Polymerisationsreaktionen zur Herstellung von Massenkunststoffen (Niederdrucksynthesen von Polyethylen und Polypropylen). Titansalze wie Titanate (Na_2TiO_3 bzw. Na_4TiO_4) oder TiCl_4 hydrolysieren an der Luft sehr schnell, wobei als Endprodukt meist TiO_2 gebildet wird.

Titan und seine Verbindungen sind als Umweltemittenten sowohl mengenmäßig als auch ökotoxikologisch wenig relevant. Zu beachten sind allerdings die TiO_2 -haltigen "Dünn- und Abfallsäuren", die speziell bei der TiO_2 -Gewinnung anfallen und bis zu 2% H_2SO_4 enthalten können. Früher sind diese meist in die Randmeere eingeleitet worden (FELLENBERG, 1992). Die geringen Konzentrationen in Fließgewässern (Mittelwerte im Bereich um $10 \mu\text{g/l}$) resultieren aus suspendiert vorliegendem, unlöslichen TiO_2 . Sedimente und Seeschlamm von Binnenseen können bis zu 1% nichtreaktives Rutil enthalten. Der Eintrag über den atmosphärischen Pfad (Rauch von TiCl_4 bzw. TiO_2 -haltige Stäube) ist standortabhängig, meist jedoch ohne Bedeutung. Selbst in Spurenelement-Konzentrationen ist Titan für die Lebensprozesse von Organismen ohne Belang (LIDE, 1997).

In der E.G.-TW (1998) und in der novellierten TVO (2001) wird Titan weder als chemischer noch als Indikatorparameter für Trinkwasser geführt. Die ohnehin nur spärlichen Daten weisen Konzentrationen an Titan in der Wasserphase von Fließgewässern zwischen $5 \mu\text{g/l}$ und $12 \mu\text{g/l}$ (Sandbedeckung, Granit, Diabas/Harz) aus. Der gleiche Bereich wird bei den Standgewässern von der Sandbedeckung erreicht, erhöhte Werte dagegen nur in Moorlandschaften (Mittelwert: $0,55 \text{ mg/l}$). Für die Schwebstoffphase der Fließgewässer wurden zwei Mittelwerte gefunden. Für die Sandbedeckung betrug die Titan-Konzentration $4,1 \text{ g/kg}$ und für die Außen $0,8 \text{ g/kg}$. Messwerte für schwebstoffgebundenes Titan in Standgewässern waren nicht verfügbar. Der Level des Qualitätskriteriums gemäß Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 liegt für Titan bei $\leq 10 \text{ g/kg}$.

6.6.13 Uran

Uran gehört zu den seltenen Metallen der Erdkruste (ca. $2 \cdot 10^{-5} \%$ an der Erdrinde). Obwohl etwa fünf Prozent aller Gesteine Uran enthalten, sind hochprozentige Erze relativ selten. Das wichtigste Uran-Mineral ist die Pechblende (U_3O_8). Außerdem sind Coffinit und Autunit von technischer Bedeutung. Größere Uranmengen sind zudem in phosphathaltigen Erzen anzutreffen. Die Urankonzentrationen in Granit, Sandstein, Carbonaten, Tiefsee-Ton und Schiefer

schwanken zwischen 0,45 und 3,7 mg/kg. Sie sind somit höher als die von Antimon, Wolfram oder Silber (FÖRSTNER und WITTMANN, 1981). Die Anwendung von Uran beschränkt sich im wesentlichen auf die Bereiche der Kerntechnik (Brennstoff für Kernkraftwerke, Spaltmaterial für Kernwaffen), der chemischen Katalyse (UC_2 auf U_{met} in der Ammoniak-Synthese) sowie in den letzten Jahren als Legierungsmittel zur Härtung panzerbrechender Munition. Neben seiner radioaktiven Wirkung ist Uran als Schwermetall auch ein sehr wirksames chemisches Gift.

Uran vermag eine Vielzahl von Verbindungen einzugehen, da es die Oxidationsstufen von +2 bis +6 durchgehend betätigen kann. Die in der Natur beständigsten Uranverbindungen leiten sich von den Oxidationsstufen +4 und +6 ab. Die Vielfalt der wasserlöslichen Uran-Spezies ist ausserordentlich groß. Dabei nimmt das thermodynamisch sehr stabile Uranyl-Kation UO_2^{2+} eine zentrale Stellung ein, während UO_2 kaum wasserlöslich ist. Je nach hydrochemischen Bedingungen gruppieren sich anorganische Liganden wie Sulfat, Carbonat, OH, Halogenide (F; Cl), Phosphat bzw. Hydrogenphosphat oder auch Huminstoffe in unterschiedlicher Zahl und Geometrie um das Uranyl-Kation. Dabei können kationische, neutrale oder anionische Komplexe gebildet werden, die in wässriger Phase zum Teil hochmobil sind (DREVER, 1982, S. 302-304; LIENERT et al., 1994), wobei der natürliche partikulär-gebundene Transport in Abhängigkeit von den hydrogeochemischen Bedingungen im jeweiligen Einzugsgebiet beachtet werden muss.

Die Uran-Konzentrationen in Oberflächengewässern werden durch die Konzentrationen in den Gesteinen des jeweiligen Einzugsgebiets bestimmt. Da diese meist gering sind (z. B. 0,03 $\mu\text{g/l}$ im Amazonas und 3,9 $\mu\text{g/l}$ im Ganges sowie 0,1 bis 3,0 $\mu\text{g/l}$ in deutschen Flüssen), müssen auch die Einflüsse mineralischer Phosphat-Düngemittel sowie der atmosphärische Eintrag über die Niederschläge berücksichtigt werden (MERKEL u. SPERLING, 1998, S. 129). Im GEOCHEMISCHEN ATLAS (1985) werden für Bachwässer Medianwerte zwischen 0,1 $\mu\text{g/l}$ und 0,9 $\mu\text{g/l}$ angegeben. Die Maximalwerte schwanken zwischen 2 $\mu\text{g/l}$ und 94 $\mu\text{g/l}$. Werte zwischen 0,02 und 0,2 $\mu\text{g/l}$ im Regen sind auf atmosphärische Atomwaffentests und die Tschernobyl-Katastrophe sowie auf die Freisetzung aus Kohlekraftwerken zurückzuführen.

Prozesswässer des Uranerzbergbaus sowie Sicker- und Austrittswässer aus Bergehalden spielen in den westlichen Industriestaaten als Uran-Emittenten in die aquatische Umwelt keine Rolle, da diese Wässer durch aufwendige technische Maßnahmen gefasst und aufbereitet werden. Die verbleibenden Uran-Konzentrationen in der Wasserphase müssen Grenzwerte erfüllen, die auf der Grundlage wissenschaftlich begründeter Standards festgelegt worden sind, so in der Bundesrepublik Deutschland nach den Richtlinien der Strahlenschutzkommission des BMU mit $\leq 300 \mu\text{g/l}$.

In der E.G.-TW (1998) und der novellierten TVO (2001) sind für Uran keine chemischen oder Indikatorgrenzwerte fixiert. Dagegen hat die WHO (1996) in ihren Richtlinien einen ausschließlich radiologisch begründeten Richtwert von 2 $\mu\text{g/l}$ benannt, während die U.S.-EPA derzeit einen maximalen Kontaminationslevel (MCL) von 20 $\mu\text{g/l}$ Uran für Trinkwasser diskutiert (PONTIUS, 2000 und 2001). Im LAWA-Ausschuss sind inzwischen Aktivitäten ange-

laufen, um bis zum Ende des Jahres 2002 in einem Empfehlungspapier einen Geringfügigkeitsschwellenwert für Uran von $\leq 1 \mu\text{g/l}$ in Fließgewässern mit geogen auffälligem Hintergrund vorzuschlagen (FRIEDRICH, 2002). Gemäß Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 ist für Uran ein Qualitätskriterium von $3 \mu\text{g/l}$ genannt worden. Die Resultate der statistisch bearbeiteten Gewässerdaten hinsichtlich Uran sind in der Tabelle 46 zusammengestellt.

Tabelle 46: Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für Uran in der Wasserphase (Fließgewässer, Mittelwert) ⁽¹⁾

U $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$	$0,1 \mu\text{g/l} < \text{U} \leq 0,3 \mu\text{g/l}$	$0,3 \mu\text{g/l} < \text{U} \leq 2,0 \mu\text{g/l}$	U $> 2,0 \mu\text{g/l}$
Terrassen	Sandbedeckung	Löß	Tertiär
Auen	Moore	Muschelkalk	
Buntsandstein	Malm	Granit [Erzgebirge]	
Schiefer	Zechstein	Schiefer [Erzgebirge]	
Granit	Schiefer [Harz]		
Diabas [Harz]	Gneis [Erzgebirge]		

⁽¹⁾ Da selten Perzentilwerte zur Verfügung standen, wurden für die Einordnung Mittelwerte genutzt. Für folgende Fließgewässerlandschaften lagen keine Messwerte der Wasserphase vor: Strandbildung, Moränen, Sander, kalkige und sandig-tonige Kreide, Lias & Dogger, Keuper, Rotliegendes (Sedimente und Vulkanite), Gneis, Diabas/Basalt, Grundgebirge Kalk, Kalk-, Flysch- und Molassealpen und Schiefer [Rheinisches Schiefergebirge]. Für einige von diesen können Daten aus dem GEOCHEMISCHEN ATLAS (1985) alternativ diskutiert werden.

Die mittleren Uran-Konzentrationen in der Wasserphase anthropogen weitgehend unbeeinflusster Fließgewässer Deutschlands liegen bei $\leq 0,3 \mu\text{g/l}$. Etwas erhöhte Mittelwerte wurden lediglich für Granit und Schiefer im Erzgebirge (metallogene Landschaft) mit 1 bis $2 \mu\text{g/l}$ und das Tertiär mit $21 \mu\text{g/l}$ gefunden. Dies spiegelt die Situation erhöhter Konzentrationen in der Festphase der Formationen saure Magmatite, Granit, Kalk, Dolomit, Tonschiefer und standortspezifisch im Tertiär mit 1 bis 10 mg/kg Uran wider. 90-Perzentilwerte für Uran in der Wasserphase konnten nur selten berechnet werden. Sie liegen im Buntsandstein bei $0,26 \mu\text{g/l}$ und im Muschelkalk bei $0,43 \mu\text{g/l}$. Die Mittelwerte in der Wasserphase von Standgewässern liegen im Bereich zwischen 21 ng/l (Sandbedeckung) und $1,2 \mu\text{g/l}$ in den Moränen.

Das Qualitätskriterium für partikulär gebundenes Uran liegt gemäß Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 bei einem Wert $\leq 10 \text{ mg/kg}$. In der Schwebstoffphase der Fließgewässer wurden mittlere Konzentrationen von 3 bis 4 mg/kg gefunden (Sandbedeckung, Auen, Muschelkalk, Buntsandstein). Der GEOCHEMISCHE ATLAS (1985) weist Konzentrationen bis $1,9 \text{ mg/kg}$ (hier Medianwerte von Bachsedimenten) in Metamorphiten und sauren Magmatiten aus. Für die Schwebstoffphase von Standgewässern konnten hinsichtlich Uran keine Messwerte gefunden werden.

6.6.14 Vanadium

Vanadium ist in seinen Verbindungen mit 0,14 ‰ am zugänglichen Teil der Erde enthalten. Die wichtigsten V-Mineralien sind der Vanadinit, Roskoelit, Patronit und Canotit mit Gehalten zwischen 10% und 20%. Für seine technische Gewinnung werden oft Titanomagnetiterze mit Gehalten zwischen 0,3 % bis 0,8 % genutzt, deren Lagerstätten meist besser bewirtschaftet werden können. Vanadium kommt nahezu ubiquitär in Böden und Gesteinen sowie in fossilen Brennstoffträgern (Kohle, Erdöl) in Verbindungen der Oxidationsstufe +3 vor. Die Konzentrationen in den Böden schwanken in Abhängigkeit vom Gehalt der Muttergesteine zwischen 3 und 300 mg/kg. Vanadium kann in den Oxidationsstufen 0, +2, +3, +4 und +5 vorkommen. Metallisches Vanadium oder Ferrovandium sind wichtige Legierungsbestandteile von Stählen. Sie finden beispielsweise im Motorenbau Anwendung. In geringeren Mengen wird Vanadium in der Glas- und Textilindustrie als Färbungsmittel sowie bei der Herstellung von Batterien eingesetzt. In der Großchemie dient V_2O_5 als heterogener Katalysator.

Die Konzentrationen an Vanadium-Verbindungen in Oberflächengewässern, in der Regel lösliche Vanadate der Struktur $[HVO_4]^{2-}$ und $[H_2VO_4]^-$, können in Abhängigkeit von der Geologie des durchströmten Naturraums, dem Regenwassergehalt und den Industrieabläufen um vier Zehnerpotenzen schwanken (0,1 bis 100 µg/l in Süßwässern). Der geogene Background von Gewässern resultiert maßgeblich aus dem Vanadiumgehalt solcher Gesteine wie Keuper, Lias sowie von Vulkaniten und liegt in der Regel unter 10 µg/l. Vanadium-Verbindungen weisen eine starke Tendenz zur Adsorption an die Partikulärphase der Gewässer auf. Dort liegen sie maßgeblich in der Oxidationsstufe +4 vor. Die geringe Löslichkeit führt auch hier zur relativ schnellen Sedimentation (LIDE, 1997; LÄNDERARBEITSAUSSCHUSS IMMISSIONEN [LAI], 2000, S. 38). Für den anthropogenen Eintrag sind der Erzbergbau mit seinen Prozessabwässern, die Metallurgie (Stäube und Rauche) sowie die Kraftwerke auf Kohlebasis (Abgase) verantwortlich. Vanadium ist als Spurenelement für die Existenz der höheren Lebewesen essentiell notwendig, wobei dessen eigentliche Rolle bis heute noch nicht völlig geklärt ist.

Hinsichtlich seiner Konzentration in Wasser und Luft sind jedoch Einschränkungen zu beachten. So wurden die ersten gesundheitsbedrohenden Konzentrationen in der Luft für V-Dämpfe und Rauche in den Bereich von $\geq 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eingestuft (FAULKNER-HUDSON, 1964). Eine zusammenfassende Arbeit mit neuestem Datenmaterial liegt inzwischen von COHEN (1998) vor. Vanadate können nach neuen Untersuchungen sowohl zell- als auch immuntoxisch wirken. Sowohl in der E.G.-TW (1998) als auch in der novellierten TVO (2001) existieren keine Richt- oder Grenzwerte für Vanadium und seine Verbindungen. Lediglich in den DVGW-OW wird für Rohwässer ein maximal zulässiger Gehalt für gelöstes Vanadium von $\leq 50 \mu\text{g}/\text{l}$ verbindlich vorgegeben.

Messwerte für Vanadium in anthropogen unbeeinflussten kleinen Fließgewässern sind relativ selten. Die mittleren Konzentrationen in der Wasserphase liegen zwischen 0,5 und 5,0 µg/l (Sandbedeckung, Moore, Granit, Diabas [Harz] und Granit [Erzgebirge]). 90-Perzentilwerte konnten nur für die Sandbedeckung berechnet werden (4,8 µg/l). In den Standgewässern liegen die V-Konzentrationen in der Wasserphase in der gleichen Größenordnung wie in den

Fließgewässerlandschaften (Sandbedeckung, Moore, Gneis und Granit im Erzgebirge zwischen 0,8 und 3,7 µg/l). Gemäß Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 liegt der Wert des Qualitätskriteriums bei ≤ 200 mg/kg. Die mittleren Konzentrationen in der Schwebstoffphase von Fließgewässern bewegen sich zwischen 30 mg/kg (Sandbedeckung) und 100 µg/kg (Buntsandstein). Die Mittelwerte für Auen und Muschelkalk liegen innerhalb dieses Bereichs. Eine Abhängigkeit der V-Konzentrationen von der Lithologie der Fließgewässerlandschaften konnte auf Grund der geringen Datenlage nicht ermittelt werden. Für die Schwebstoffphase von Standgewässern lagen keine Messwerte vor.

6.6.15 Wismut

Wismut gehört wie Arsen und Antimon zur fünften Hauptgruppe des PSE und ist diesen Elementen in seinem chemischen Verhalten etwas ähnlich. In der Natur kommt es nur in kleineren Mengen gediegen vor. Die größeren Lagerstätten enthalten Wismut zumeist in Form von Verbindungen mit Schwefel (Bi_2S_3 und Doppelsulfide) oder Sauerstoff (Bi_2O_3). Wismut ist in der Lage, Arsen und auch Antimon in Kristall- und Schichtgittern zu ersetzen. Reines Wismut-Metall besitzt kaum wirtschaftliche Bedeutung. Technisch findet das Wismut als Legierungselement für Elektrodenmaterialien, Brennstoffträger, Reflektoren, Kühlmittel („Peltier-Element“) sowie in Transistoren Anwendung. Auch in der keramischen Industrie wird es in geringen Mengen eingesetzt. Wismutoxychlorid wird für Kosmetika genutzt, Wismutnitrat und -carbonat in der Medizin. Die löslichen Bi-Salze sind wie die aller Schwermetalle giftig. Weitaus toxischer sind jedoch Bi-organische Verbindungen, die allerdings nur in chemischen Labors für Grundlagenuntersuchungen oder spezielle Anwendungen synthetisiert werden. In der Hydrosphäre tritt Wismut als $[\text{BiO}]^+$, weit weniger als $[\text{BiCl}_4]^-$ und in geringem Umfang als Bi^{3+} auf (s. a. GMELINS HANDBUCH DER ANORGANISCHEN CHEMIE, 1964).

Daten für Fließgewässer konnten in der Literatur bisher nicht gefunden werden. In den Ozeanen und Randmeeren liegen die Konzentrationen zwischen 0,2 und 2,0 µg/l. Metallisches oder legiertes Wismut spielt als Emittent für die aquatische Umwelt keine Rolle. In den Gruben- und Prozesswässern des Erzbergbaus sind bisher Werte zwischen 5 µg/l und 2,5 mg/l ermittelt worden (GMELINS HANDBUCH, 1964). Auch in Kokerei- und Schwelwässern tritt Bi zum Teil auf. Derartige Abwässer stellen die wichtigsten punktuellen Quellen für den Eintrag von Wismut in die Gewässer dar. Weder in der WHO-Liste für Trinkwasserleitwerte noch in der novellierten TVO (2001), E.G.-TW (1998) oder den U.S.-EPA-Guidelines für Trinkwasser werden Wismut und/oder seine Verbindungen genannt (s. a. PONTIUS, 2001).

Die mittleren Konzentrationen für Bi in der Wasserphase anthropogen unbeeinflusster Fließgewässer liegen zwischen 5 bis 10 µg/l (Granit, Diabas [Harz]) und 300 bis 400 µg/l (Gneis und Schiefer im Erzgebirge). Die Konzentrationen in sandig-tonigen Landschaften (Sandbedeckung, Terrassen) liegen im Mittel bei 80 bis 100 ng/l. In Standgewässern konnte nur für die Sandbedeckung ein Mittelwert im Wasser von 8 ng/l gefunden werden.

Die Bi-Konzentrationen im Schwebstoff sind in den sandig-tonigen Landschaften gering, liegen unterhalb von 0,5 mg/kg (Mittelwerte in Auen und Sandbedeckung). Dagegen werden im Buntsandstein und Muschelkalk Mittelwerte von 5 bis 6 mg/kg erreicht. Für die Schwebstoffphase von Standgewässern konnten keine analytischen Daten gefunden werden.

6.6.16 Zinn

Zinn kommt in der Natur nur sehr selten gediegen vor. Wichtigstes Zinnerz ist SnO_2 (Zinnstein). Zinn ist außerdem als sogenannter Seifenzinn in Granit, Sanden und Ton enthalten. Auch in fossilen Kohlenstoffträgern ist Zinn in unterschiedlichen Konzentrationen enthalten. Reines Zinn wird gegenwärtig kaum noch zur Herstellung von Industrieprodukten verwendet. Hauptanwendungsgebiete sind das Verzinnen von Metallen (z. B. Weissblech) für den Korrosionsschutz, Legierungsbestandteile und Lötmetalle sowie der Einsatz als Lagermetall in Achslagern (Legierungen von Sn, Cu und Pb). Unter den Bedingungen der Erdrinde wirken Sn^{2+} -Ionen als Reduktionsmittel. Die dominierenden Erscheinungsformen des Elements sind daher die Oxo- und Hydroxoverbindungen von Sn(IV). Eine aktuelle Übersicht zur Geochemie, den industriellen Anwendungen und den perspektivischen Einsatzfällen haben unlängst SOBOLEV et al. (1999) veröffentlicht.

Erhöhte Zinn-Konzentrationen in Oberflächengewässern resultieren einerseits aus dem Bergbau und andererseits aus dem Einsatz von Phosphatdüngemitteln, die zinnhaltig sein können. Unter Normalbedingungen ist elementares Zinn gegenüber Wasser und Luftsauerstoff stabil. Aus Zinnverbindungen resultierende Spezies treten in den Oxidationsstufen +2 und +4 auf. In der Wasserphase haben Sn(II)-Ionen eine starke Neigung, in Sn(IV) überzugehen. Insgesamt ist die Chemie des Zinns im Wasser äußerst komplex. So sind die Salze der Zinnsäure, die Stannate wie z. B. $[\text{Sn}(\text{OH})_6]^{2-}$ in Wasser gering bis sehr gering löslich. Die Löslichkeiten für SnO und SnO_2 betragen bei Raumtemperatur in Wasser nur etwa 10^{-6} bis 10^{-7} mol/l. Die Mobilität des Zinns ist im Wasser schon auf Grund der geringen Löslichkeit relativ gering. Zudem sind ca. 25% bis 30% des in der Wasserphase vorliegenden Zinns kolloidal gebunden. SnO_2 selbst liegt überwiegend in Kolloidform vor.

In den Flüssen wurden bisher Zinn-Konzentrationen zwischen 4 und 60 µg/l gemessen, in den Seen meist kleiner als 2 µg/l. Der geogene Hintergrund dürfte unterhalb von 1 µg/l anzusetzen sein, wobei nur Angaben für den Grundwasserbereich gefunden wurden (GMELINS HANDBUCH DER ANORGANISCHEN CHEMIE, 1971 und 1972). Durch Pseudomonas-Arten werden Sn(IV)-Verbindungen zu Dimethyl- und Trimethylzinnchloriden bioalkyliert. Zinnorganika wie Tributylzinn-Verbindungen dienten viele Jahre als Komponente von Anstrichstoffen zur Bekämpfung des Algenbewuchses von Schiffskörpern. Auf Grund ihrer weitreichenden umweltgefährdenden Wirkung wurden sie durch Gremien der Kommission der Europäischen Gemeinschaften in die Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik aufgenommen [Entscheidung Nr. 2455/2001/EG zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG]. In der E.G.-TW (1998), der

novellierten TVO (2001) und den DVGW-OW (1985) werden Zinn und seine Verbindungen nicht genannt. Von den bewerteten Messstellen der Oberflächengewässer existieren für Sn in der Wasserphase keine Daten. Einzige Ausnahme bildet die Sandbedeckung (Standgewässer) mit einem Mittelwert von 30 ng/l.

Als Qualitätskriterium für partikuläres Zinn wird gemäß Berichterstattung zur EG-Richtlinie 76/464 ein Wert von ≤ 20 mg/kg vorgegeben. In der Schwebstoffphase von Fließgewässern bewegen sich die Mittelwerte an gebundenem Zinn bei sandig-tonigen Landschaften zwischen 2 und 3 mg/kg, im Buntsandstein und Muschelkalk zwischen 13 und 16 mg/kg. Im GEOCHEMISCHEN ATLAS (1985) werden ausnahmslos Konzentrationen zwischen 1 und 2 mg/kg unabhängig von der Lithologie des Einzugsgebiets angegeben. Ob die Zinn-Konzentrationen strukturell durch anorganische Spezies oder organisch-ionische Substanzen untersetzt waren, konnte den Messprotokollen nicht entnommen werden. Die Ableitung von Referenzbedingungen oder Vorgabe von Qualitätszielen ist auf Grund der unzureichenden Datenlage hinsichtlich Sn und seiner Verbindungen in Wasser und Schwebstoff derzeit nicht möglich.

6.7 Ausweisung der Datendefizite und Ableitung des Untersuchungsbedarfs

Hinsichtlich der Summen-, Leit- und Wirkparameter traten bezüglich der Fließgewässerlandschaften keine bedeutsamen Defizite auf. Diese zeigten sich dagegen massiv bei den Standgewässern in den karbonatisch-dolomitischen und teilweise auch sandig-tonigen Landschaften. Bei den Hauptkat- und Anionen konnten für die Gewässerlandschaften des Tertiärs, der Auen, des Löß, der Marsche, Diabas/Basalt und der Alpenlandschaften entweder keine Werte gefunden bzw. nicht für die statistische Auswertung herangezogen werden.

Dies wirkte sich später bei der Erstellung und Bewertung von Piper-Diagrammen mit dem Ziel der Zusammenführung von Gewässerlandschaften und für die Erstellung von Ionenbilanzen teilweise negativ aus (s.a. Kapitel 6.8). Oft fehlten auch die Konzentrationen an Hydrogencarbonat (bzw. alternativ Angaben zur Wasserhärte). Bei den Nährstoffen waren die Defizite in den Fließgewässern relativ gering (Sandbedeckung, Tertiär, Auen, Marsch, sandig-tonige Kreide, Muschelkalk), während bei den Standgewässern erhebliche Datenlücken auftraten.

Bei den Analysendaten zu den Schwermetallkonzentrationen sind die Fließgewässer hinsichtlich der Wasserphase relativ gut abgedeckt, während bei den Standgewässern massive Defizite nicht zu übersehen waren (Tertiär, Terrassen, Sander, Auen, Löß, Marsch, Kreide, Lias & Dogger, Malm, Buntsandstein, Muschelkalk, Keuper, Zechstein, Gneis, Granit, Kalk und alle drei Alpenlandschaften).

Durchgängig etwas gering zeigte sich die Datenlage hinsichtlich der Schwermetallkonzentrationen in den Schwebstoffen von Fließgewässern. So konnten nur für sechs Gewässerlandschaften durchgängig Mittelwerte gefunden bzw. berechnet werden, wobei die Anzahl der Einzelmesswerte oft gering war. Größere Datenlücken konnten durch Nutzung des

GEOCHEMISCHEN ATLAS der Bundesrepublik Deutschland (1985) verringert werden, wobei sich die Angaben dort auf Bachsedimentkonzentrationen beschränken, die mit Schwebstoffkonzentrationen nicht völlig identisch sind. Die geringe Zahl an Werten ermöglichte bei der statistischen Auswertung keine Berechnung von Perzentilen. Zudem ist hinsichtlich der Daten aus dem GEOCHEMISCHEN ATLAS (1985) zu berücksichtigen, dass die methodische Bestimmungsgrenze des damals eingesetzten Analysenverfahrens (Atomabsorptionsspektrometrie) für Cd in der Wasserphase 300 ng/l betrug und für Hg weder für die Wasser- noch Sedimentphase Daten bereitgestellt worden sind. Diese beiden Tatsachen haben die Möglichkeiten der Nutzung von Informationen aus dem Atlas deutlich eingeschränkt.

Bei den Schwermetallkonzentrationen im Schwebstoff der Standgewässer konnten nur bei Moränen Daten gefunden bzw. verwertet werden. Dieses Defizit ist erklärbar, da bei den Standgewässern das Hauptaugenmerk bei Untersuchungsprogrammen auf die gelöste und die Sedimentphase gerichtet ist, während die partikulär-suspendierte Phase kaum Aufmerksamkeit findet.

Die größten Datendefizite bei allen physikalisch-chemischen Kennwerten traten in folgenden Fließgewässerlandschaften auf: Strandbildung, Auen, Marsch, teilweise auch in den Molassealpen. Bei den Standgewässern wurden die größten Defizite bereits oben genannt (siehe Schwermetalle). Gleiches trifft für die Schwermetallkonzentrationen auch in der Schwebstoffphase zu. Bei den Kennwerten wiesen die abfiltrierbaren Stoffe sowie Cer, Kobalt, Molybdän, Titan, Zinn, Bromid und HCO_3^- große bis extreme Datenlücken auf. Allerdings besitzen nicht alle von diesen Kennwerten eine hohe Relevanz.

Weiterer Untersuchungsbedarf leitet sich daher für folgende Landschaften und Kennwerte ab:

- Schwermetalle in der Schwebstoffphase unbelasteter Fließgewässer;
- Schwermetalle in Standgewässern (Wasserphase, soweit für die Definition des “sehr guten Zustands“ erforderlich) und Fließgewässer (Molassealpen);
- Hauptkat- und Anionen sind in den Untersuchungsprogrammen stets zu berücksichtigen;
- Zinn spielt auf Grund seiner Anwendung als Sn-Organika eine zunehmende Rolle und daher sind zur Ermittlung von Referenzwerten entsprechende Datenerhebungen notwendig;
- Für Strandbildung, Marsch und Auen sind verstärkt Untersuchungen von unbelasteten Gewässern zur Ableitung von Referenzwerten erforderlich.

Ein Defizit der zur Verfügung gestellten Gewässerdaten resultierte zudem aus den fehlenden Angaben zur Probenvorbehandlung (Filtration, Sedimentation) sowie zu den analytischen Nachweis- und Bestimmungsgrenzen für die einzelnen Kennwerte. Da nur selten Informationen zu den eingesetzten Messverfahren vorlagen, war es schwierig, Entwicklungssprünge bei der eingesetzten analytischen Messtechnik z. B. von fotometrischen Verfahren über AAS, ICP-MS bis hin zur Neutronenaktivierungsanalyse für Schwermetalle aufzufinden. Die jeweiligen Bestimmungsgrenzen sind wiederum bei der Datenintegration in die Statistik von Bedeutung (Eingabe der halben Bestimmungsgrenze bei Angaben “< Bestimmungsgrenze“).

Vereinzelt traten auch Fälle auf, wo nicht zu ersehen war, ob es sich bei den Daten um einen Messwert oder die Angabe der Bestimmungsgrenze/Nachweisgrenze handelte. Dies erschwerte die Handhabung der bereitgestellten Messwerten zusätzlich.

6.8 Zusammenfassung von Fließgewässerlandschaften

Die Zusammenfassung von Gewässerlandschaften dient der Vereinfachung der Bewertung ihres physikalisch-chemischen Zustands und somit der Ableitung von Referenzzuständen sowie der Bestätigung/Präzisierung von Qualitätszielen. Die Zusammenfassung der Gewässerlandschaften nach NORRA et al. (2000) in einen silikatischen, karbonatischen, Chlorid- und Hydrogencarbonat-Typ erwies sich als nicht vollständig zielführend, d. h. teilweise als zu unspezifisch (Zechstein und metallogene Landschaften passen nicht in diese Klassifikation) und auch stark ausgleichend bei den Einzelkennwerten. Grundsätzlich ist eine solche Einteilung natürlich möglich, besonders wenn eine weitere vertiefende Untergliederung vorgenommen wird.

Im Rahmen dieses Projekts erfolgte die Zusammenfassung der Fließgewässerlandschaften nach geologisch-lithologischen und hydrochemischen Gesichtspunkten. Dabei spielten die geologischen Formationen, die durchströmt werden, die Konzentrationen an Hauptkat- und Anionen (Piper-Diagramm: s. Abb. 1; elektrische Leitfähigkeiten: s. Abb. 3) sowie die Schwermetallkonzentrationen besonders für die Integration bzw. Ausgrenzung der metallogene Landschaften (Harz, Erzgebirge, Rheinisches Schiefergebirge) als Bewertungskriterien die wesentliche Rolle. Die Vorgehensweise bei der Zusammenfassung der Gewässerlandschaften umfasste folgende Schritte bzw. Kriterien:

- Klassifizierung aller Einzellandschaften nach ihrer Gesamtmineralisation (hierbei separieren sich die salinen Landschaften (Zechstein) und die karbonatisch-dolomitischen Landschaften)
- Charakterisierung aller Landschaften im Piper-Diagramm und in Korrelationsdiagrammen der Hauptan- und kationen (Abbildungen 1 sowie 4 - 7, hierbei separieren sich die Landschaften entsprechend ihrer Hauptionenverhältnisse nach der Klassifikation nach FURTAK und LANGGUTH, d.h. karbonatische, sulfatische und chloridische Gewässerlandschaften)
- Zusammenfassung von Einzelgewässerlandschaften auf der Grundlage der pH- und eLf-Abhängigkeiten von der Umgebungslithologie durch Gruppenbildung (s. Abb. 2 und 3), hierbei separieren sich die Kalklandschaften, metallogenen Landschaften und die Moore
- Klassenweise Zusammenfassung der Gewässerlandschaften nach ähnlichen Metallkonzentrationen (vgl. Abbildungen 6 und 7), hierbei separieren sich die metallogenen Landschaften und die Moore)
- Zusammenfassung der analytischen Daten der Fließgewässer im Rheinischen Schiefergebirge, Erzgebirge und Harz hinsichtlich Granit-, Gneis- und Schieferformationen (eigentlich silikatische Landschaften) als metallogene („erzführende“) Landschaften.

Als Zusammenfassung der Gewässerlandschaften unter Berücksichtigung der oben genannten Kriterien bzw. Klassifizierungsverfahren resultierten die folgenden sechs Gruppen:

- Moore und Moorauen
- salinare Landschaften (hier: Zechstein)
- karbonatisch-dolomitische Landschaften (Muschelkalk, kalkige Kreide, Lias & Dogger, Malm, Kalk-, Flysch- und Molassealpen, Grundgebirge Kalk, Tertiär)
- sandig-tonige Landschaften (Auen, Sander, Sandbedeckung, Strandbildung, Terrassen, Moränen, Löß, sandig-tonige Kreide, Keuper)
- silikatische Landschaften (Granit, Gneis, Schiefer, Rotliegendes, Buntsandstein, Diabas/Basalt)
- metallogene Landschaften silikatischer Grundstruktur (Erzgebirge: Gneis, Granit, Schiefer; Harz: Schiefer; Rheinisches Schiefergebirge: Schiefer); in diesem Zusammenhang können auch der Schwarzwald und der Bayerische Wald eine Rolle spielen, wobei für den Schwarzwald keine geeigneten Gewässerdaten gefunden wurden. Die wenigen Daten von Gneis und Granit des Bayerischen Waldes wurden mit denen der jeweiligen metallogenen Landschaften des Erzgebirges vereinigt.

In der Abbildung 8 ist die Karte der “Gewässerlandschaften Deutschlands, aggregiert nach chemisch-physikalischen Merkmalen“ zu finden. Dabei sind die zusammengefassten Gewässerlandschaften in jeweils unterschiedlicher Schraffur dargestellt.

Legende zu den folgenden Korrelationsdiagrammen:

1 Moore, 2 Zechstein, 3 Malm, 4 Kalkgestein, 5 Kreide, kalkig, 6, Muschelkalk, 7 Sandbedeckung, 8 Terrassen, 9 Moränen, 10 Sander, 11 Lias/Dogger, 12 Tertiär, 13 Kreide, sandig, 14 Keuper, 15 Rotliegend-Sedimente, 16 Rotliegend-Vulkanite, 17 Schiefer, 18 Gneis, 19 Granit, 20 Buntstandstein, 21 Harz (Diabas), 22 Rheinisches Schiefergebirge (Schiefer), 23a Erzgebirge (Granit), 23b Erzgebirge (Gneis), 24 Erzgebirge (Schiefer), 25 Kalkalpen, 26 Flyschalpen, 27 Molassealpen.

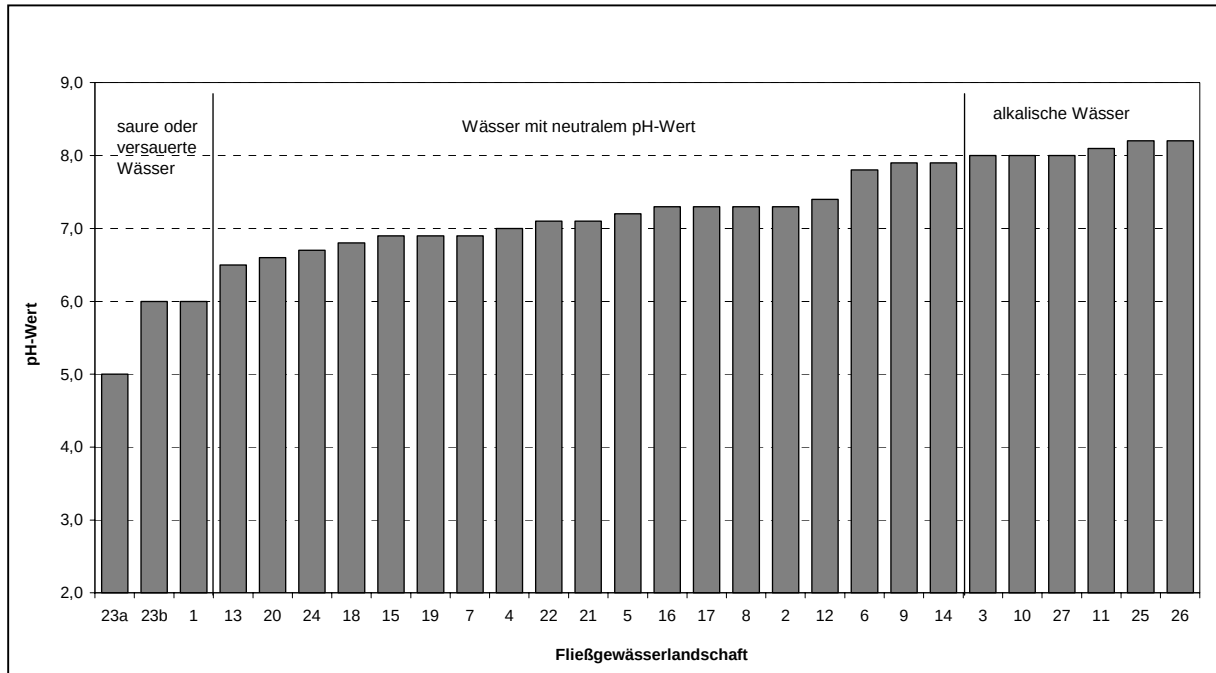


Abbildung 2: Nach steigenden pH-Werten geordnete Fließgewässerlandschaften.

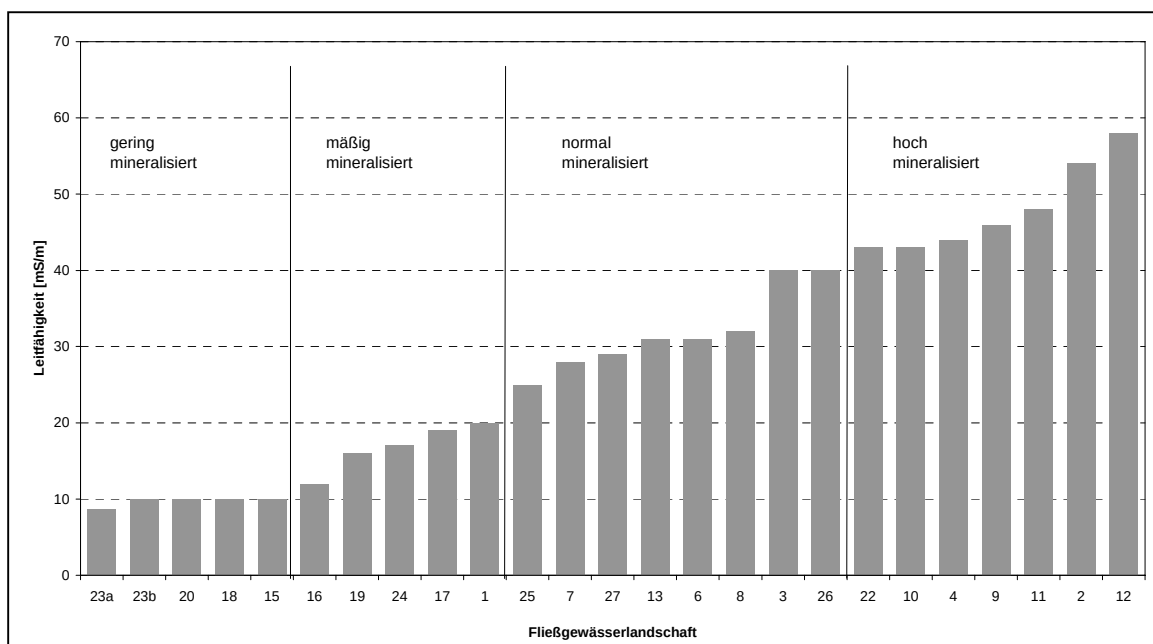


Abbildung 3: Nach elektrischen Leitfähigkeiten geordnete Fließgewässerlandschaften

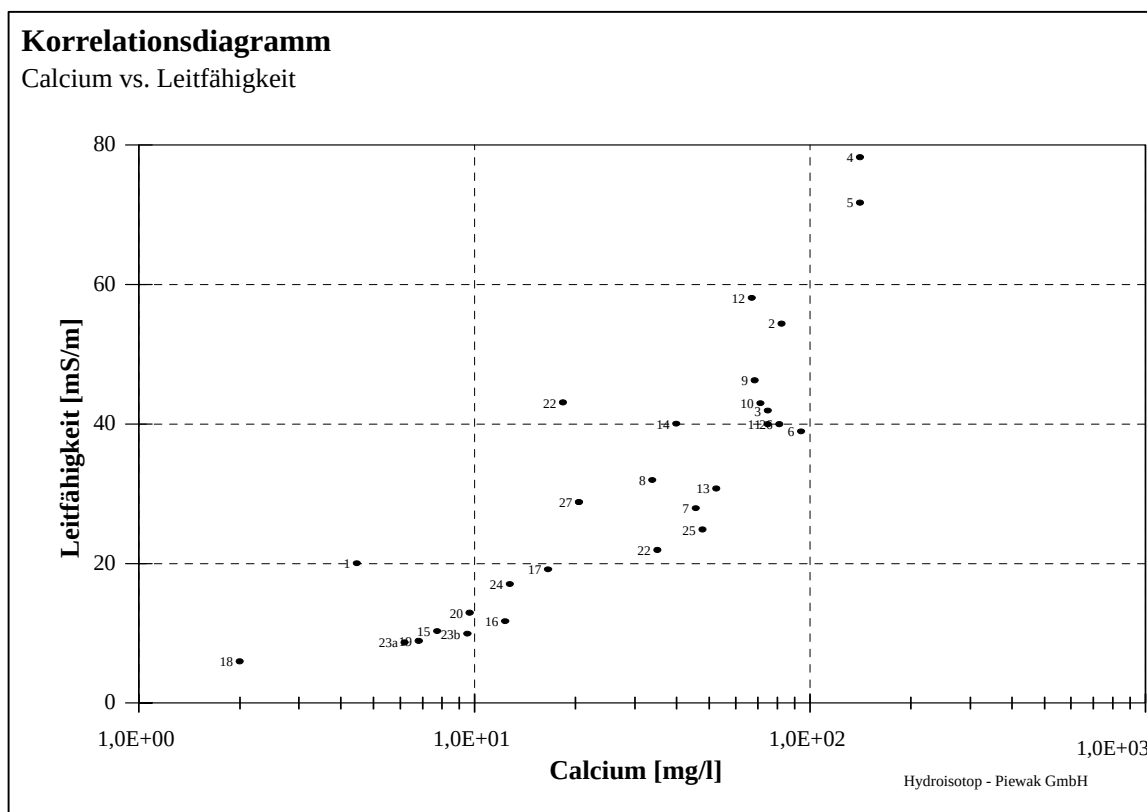


Abbildung 4: Korrelationsdiagramm Calcium/Leitfähigkeit der Fließgewässerlandschaften

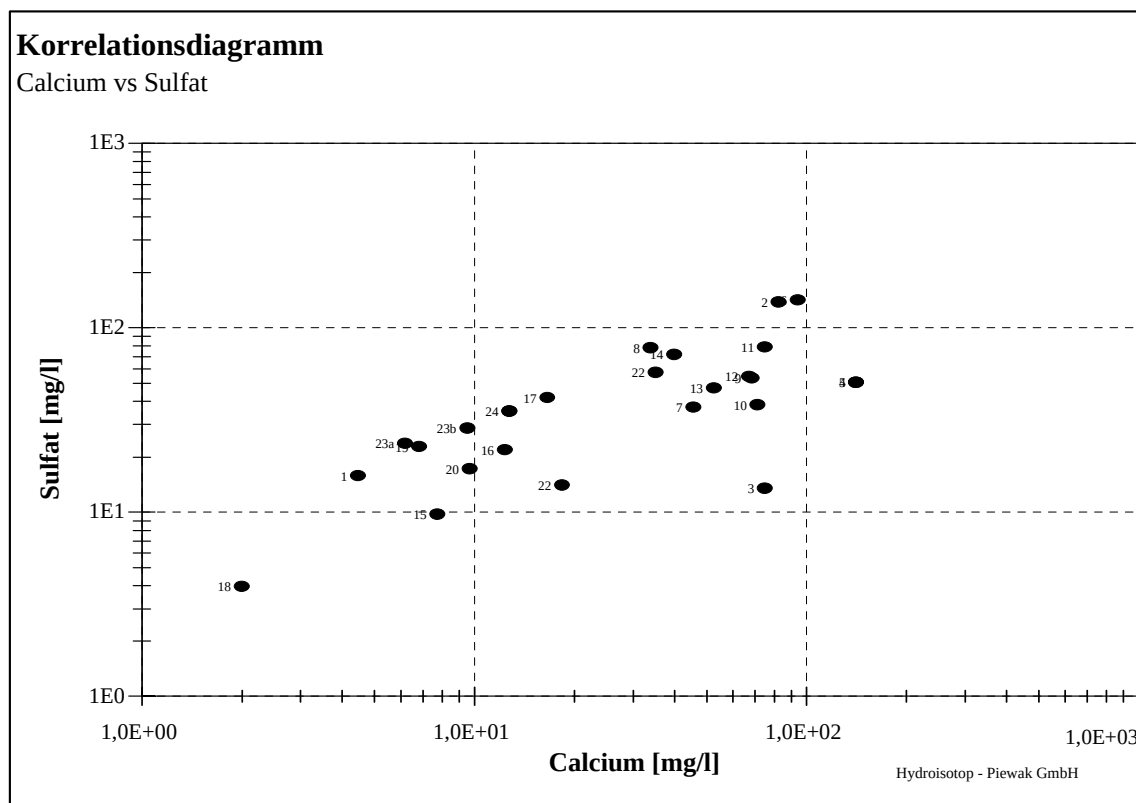


Abbildung 5: Korrelationsdiagramm Calcium/Sulfat der Fließgewässerlandschaften

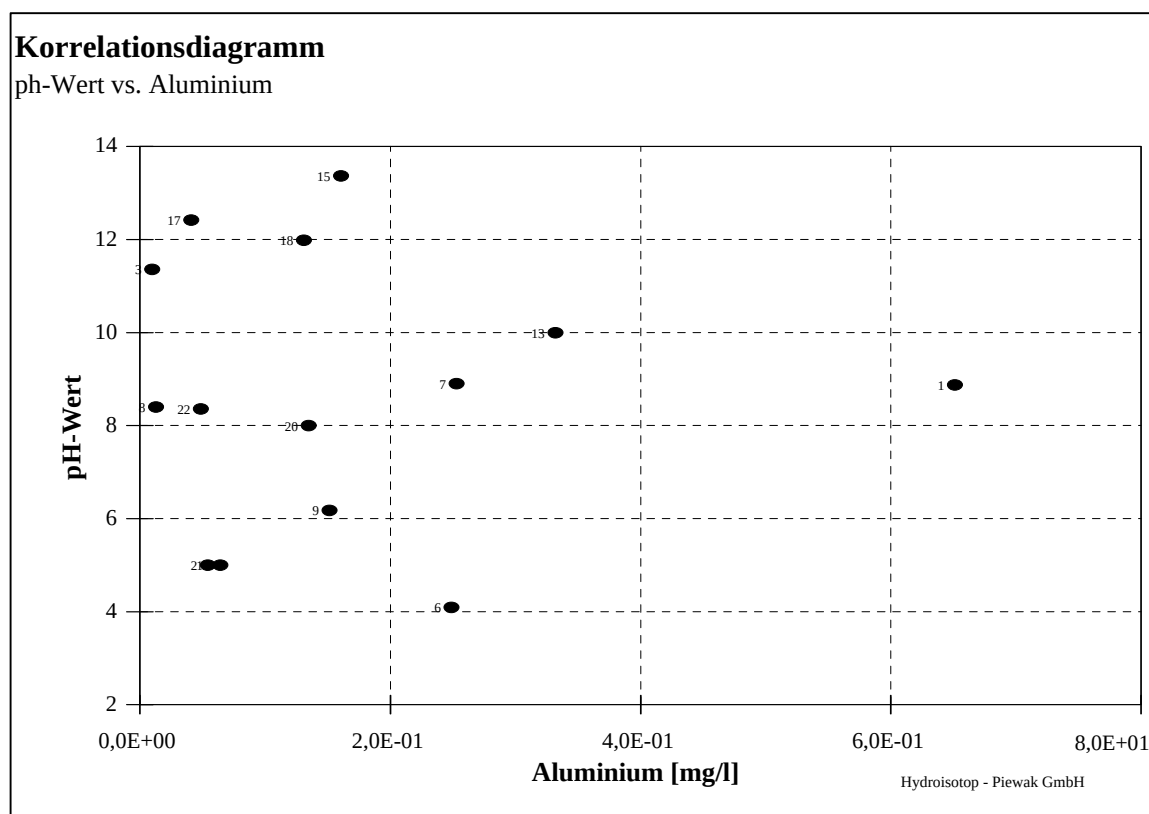


Abbildung 6: Korrelationsdiagramm Aluminium/pH-Wert der Fließgewässerlandschaften

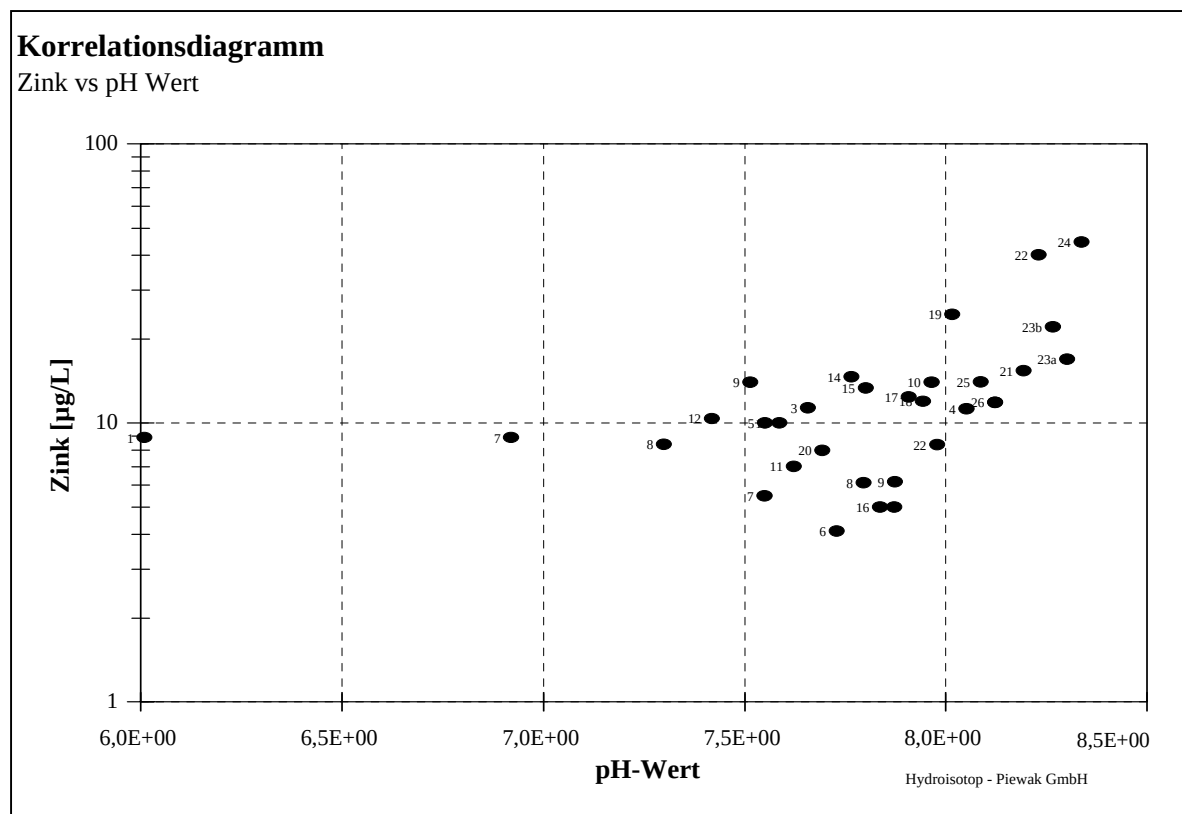


Abbildung 7: Korrelationsdiagramm Zink/pH-Wert der Fließgewässerlandschaften

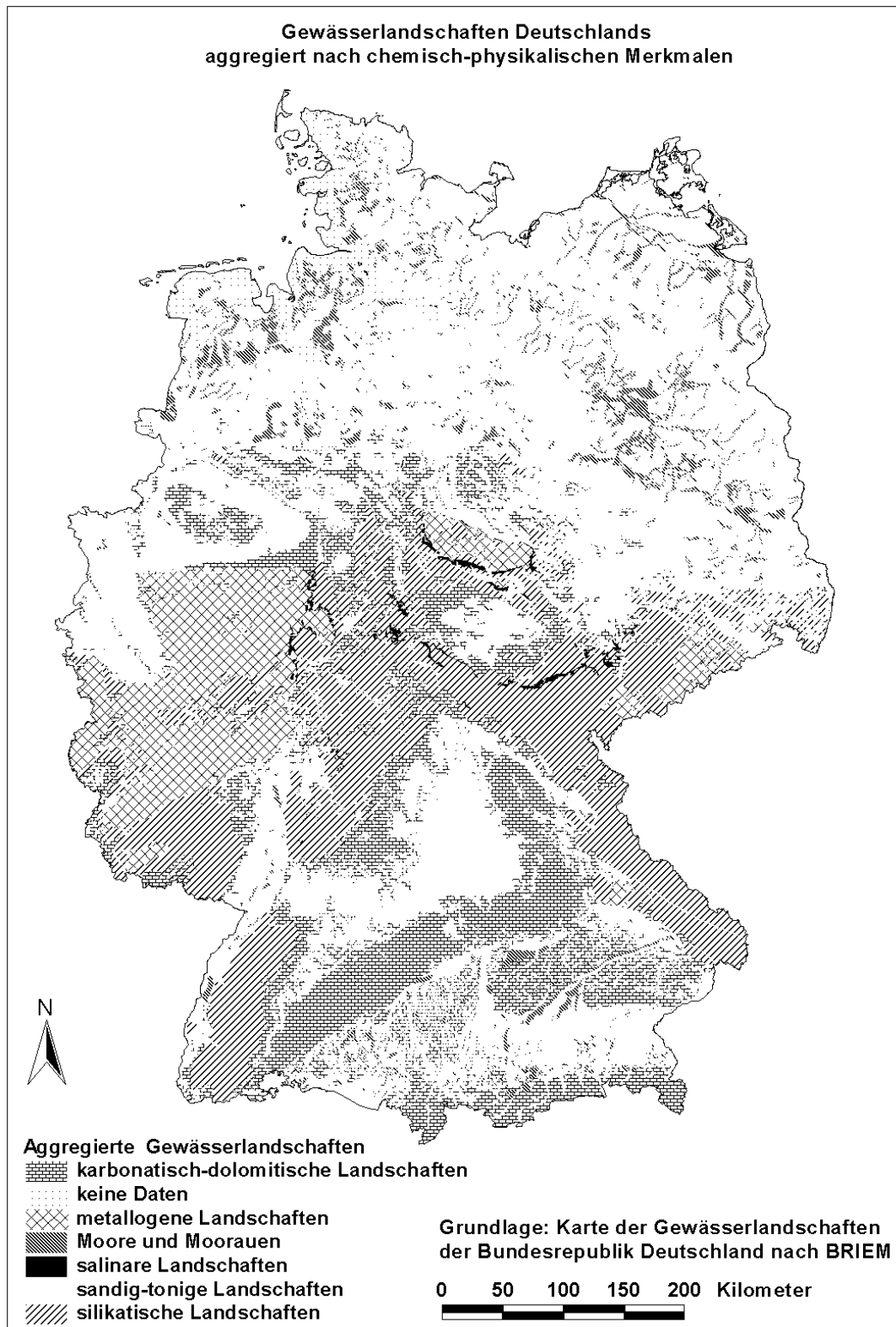


Abbildung 8: Gewässerlandschaften Deutschlands, aggregiert nach chemisch-physikalischen Merkmalen (Maßstab 1 : 4.000.000)

6.9 Ermittlung des potenziell natürlichen chemisch-physikalischen Zustands von Gewässereinzugsgebieten mit verschiedenen Fließgewässerlandschaftstypen und/oder anthropogenen Einflüssen

Eine besondere Problematik bei der Ermittlung des potenziell natürlichen chemisch-physikalischen Zustands der Fließ- und Standgewässer stellen Gewässereinzugsgebiete dar, die aus verschiedenen Fließgewässerlandschaftstypen bestehen und/oder von anthropogenen Einflüssen geprägt sind. Dies betrifft sowohl Fließgewässer mit kleinen Einzugsgebieten, die auf kleinem Raum viele unterschiedliche Fließgewässerlandschaftstypen durchströmen (wie beispielsweise Delme und Fintau in Niedersachsen), als auch die großen Flüsse, die zudem noch anthropogen überprägt sind, wie beispielsweise den Rhein und die Elbe.

In Fließgewässern kann prinzipiell mit dem von HELLMANN (1999) dargestellten Verfahren zur Bestimmung des Hintergrundwertes aus Konzentrations-Abflussbeziehungen die Gesamtbelastung in den „background“ und den anthropogenen Anteil differenziert und der Hintergrundwert zahlenmäßig ermittelt werden. Dies eröffnet die Möglichkeit, auch aus relativ kurzfristigen (z. B. ein- bis zweijährlichen) Abfluss-Konzentrations-Messungen der letzten Jahre Hintergrundwerte zu ermitteln. Dies ist insbesondere in den größeren Flüssen erforderlich, da beispielsweise im Rhein erst seit 1972 kontinuierlich Schwermetalle analysiert werden. Die Rekonstruktionsmöglichkeiten von Hintergrundwerten sind daher bei Fließgewässern zeitlich stark begrenzt (HELLMANN, 1999). In der Literatur ist die Methode nach HELLMANN das einzige dokumentierte Verfahren, mit dem aus einer bestehenden Datenbasis geogene Hintergrundwerte berechnet werden können. Somit wurden Berechnungen durchgeführt, um den potenziell natürlichen Zustand von Gewässern, die aus verschiedenen Fließgewässerlandschaftstypen bestehen und/oder von anthropogenen Einflüssen geprägt sind, mit Hilfe des Verfahrens nach HELLMANN (1999) zu ermitteln.

Bei der von HELLMANN (1999) vorgeschlagenen Vorgehensweise nähert man sich bei Auftragung von Abflusswerten auf der x-Achse und von Stoff-Konzentrationen auf der y-Achse einem asymptotischen Wert an, der als geogene Konzentration angesehen werden kann. HELLMANN (1999) verwendet bei seinen Beispielen nicht die Konzentration bei unendlich großem Abfluss (die Asymptote der Regressionskurve), sondern einen berechneten Wert beim maximal gemessenen Abfluss zur Ermittlung des geogenen Hintergrundwerts. HELLMANN (1999) verwendet die Beziehung $y = a + b/x$ als Modellgleichung. Weitere mögliche Modellgleichungen, die verwendet werden könnten, sind:

- logarithmisch ($y = b * \ln(x) + a$)
- Potenzfunktionen ($y = a * x^{-b}$)
- exponentiell ($y = a * e^{-b*x}$).

In manchen Fällen liefern sie bei realen Datensätzen höhere Korrelationskoeffizienten und haben damit einen höheren Erklärungswert als die lineare Beziehung. Abbildung 9 zeigt ein Beispiel zur Abfluss-Konzentrations-Beziehung nach HELLMANN (1999, Abb. 2.52) für gelöstes Chrom 1974 im Rhein bei Koblenz.

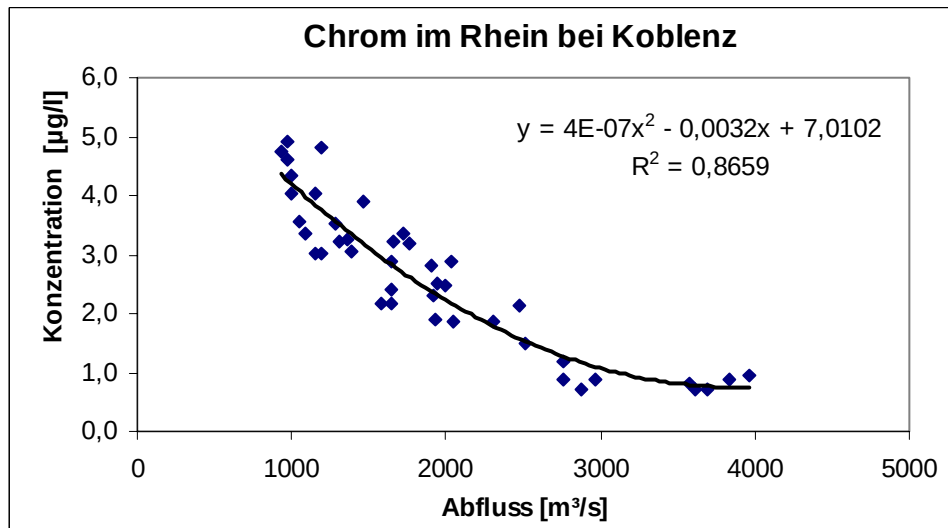


Abbildung 9: Beispiel zur Abfluss-Konzentrations-Beziehung nach HELLMANN (1999, Abb. 2.52) für gelöstes Chrom 1974 im Rhein bei Koblenz.

Geht man von der Modellgleichung $y = a + b/x$ aus, so lässt sich durch die Umformung $y = 1/x$ eine linearisierte Modellgleichung darstellen, die sich mit einer linearen Regression (Polynom ersten Grades) berechnen lässt (vgl. Abbildung 10). Dies hat den Vorteil, dass der konstante Term a der linearen Gleichung den geogenen Hintergrundwert bei unendlich hohem Abfluss darstellt. Mit der ermittelten Regressionsgleichung kann dann der geogene Hintergrundwert bei maximal beobachtetem Abfluss für den jeweiligen Datensatz berechnet werden.

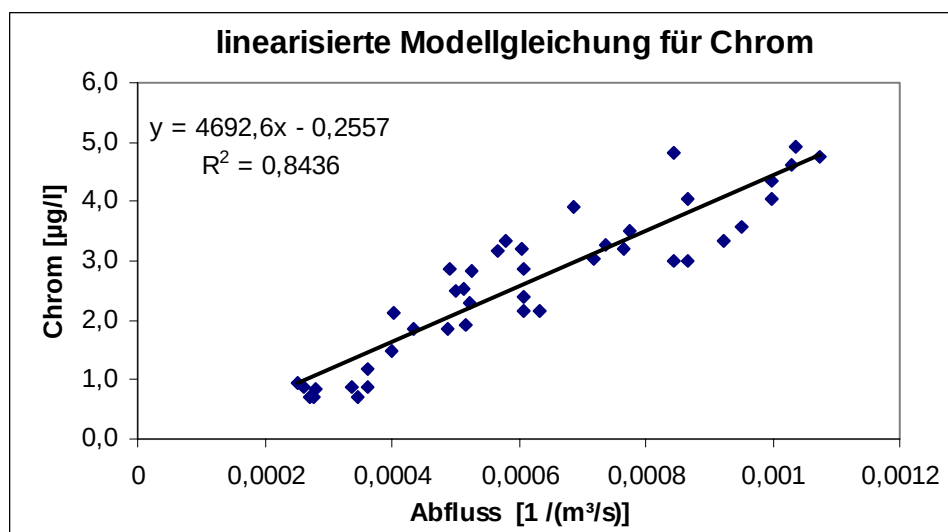


Abbildung 10: Beispiel zur linearisierten Abfluss-Konzentrations-Beziehung.

Term $a = 0,2557 \mu\text{g/l}$

Mit dieser linearisierten Modellgleichung wurde nach dem Verfahrensvorschlag von HELLMANN (1999) eine Reihe von Gewässern bearbeitet. Beispielhaft sind im folgenden ausgewählte Ergebnisse dargestellt. Anhand zunächst umfangreich erscheinender Datensätze aus Niedersachsen (NLÖ 2001) wurden für eine Reihe von Parametern die Abfluss-Konzentration-Beziehungen für sechs Gewässer berechnet. Hierbei ergab sich:

1. Bei vielen Gewässern wurden zu wenig Daten erhoben, insbesondere bei den Metallen (d.h. vier oder weniger Messungen mussten wie „keine Daten“ behandelt werden, die Regressionsrechnungen waren nicht durchführbar mangels Daten).
2. Bei vielen Gewässern trifft die theoretische Vorhersage einer positiven Regressionsgeraden (vgl. Abb. 10) nicht zu, sondern es zeigt sich ein negativer Verlauf. Wie diese Widersprüche zur Theorie zu erklären sind bzw. bei welchen Randbedingungen sie auftreten können, kann nicht im Rahmen dieses Forschungsprojekts geklärt werden.
3. Nur bei einigen Flüssen ist bei wenigen Stoffen oder Parametern eine signifikante Korrelation nachweisbar. Hier könnten Hintergrundwerte für den maximalen bislang beobachteten Abfluss berechnet werden. Diese signifikanten Korrelationen sind jedoch nicht konsistent bei einem Stoff oder Parameter ermittelbar, sondern von Gewässer zu Gewässer verschieden. Damit ist eine sinnvolle Unterscheidung von Gewässerlandschaften aufgrund der Heterogenität der Ergebnisse der Abfluss-Konzentration-Beziehungen nicht möglich.

Die folgende Tabelle zeigt zusammenfassend die Ergebnisse der Abfluss-Konzentrations-Regressionsrechnungen für ausgewählte Gewässer Niedersachsens.

Tabelle 47: Messstellen für die Berechnung der Abfluss-Konzentrations-Beziehungen

Fluss	Einheit	OERTZE	LETHE	FINTAU	DELME	BOEHME	AUTER
Messstelle		STEDDEN	OBERLETHE	MDG.FINTAU	HARPSTEDT	HEBER	BASSE
Nummer Messstelle		48692093	49662123	49412159	49282042	48942022	48892254
pH-Wert		k.K.	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.
Leitfähigkeit	µS/cm	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.
HCO ₃	mg/l	k.K.	$y = -5,4995x + 30,873$	k.K.	k.K.	keine Daten	keine Daten
Sauerstoff	mg/l O ₂	$y = -9,9059x + 12,647$	k.K.	$y = -0,9662x + 11,452$	k.K.	k.K.	$y = -0,102x + 10,983$
BSB ₅	mg/l O ₂	10% signifikant: $y = -3,459x + 2,9609$	k.K.	$y = -0,4731x + 3,0516$	k.K.	k.K.	keine Daten
CSB	mg/l O ₂	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten
DOC	mg/l C	$y = -19,27x + 9,8024$	k.K.	keine Korrelation zum Abfluss	k.K.	k.K.	$y = -0,3894x + 16,173$
TOC	mg/l C	$y = -22,292x + 10,934$	k.K.	$y = -1,8909x + 10,812$	k.K.	k.K.	$y = -0,5395x + 18,557$
Gesamt-P	mg / l	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.	$y = -0,0017x + 0,0802$
Gesamt-N	mg / l	$y = -5,7592x + 4,4148$	k.K.	$y = -0,5277x + 3,6612$	k.K.	k.K.	k.K.
Chlorid	mg / l	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.
SO ₄	mg / l	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.	k.K.
Abfilt. St	mg / l	H. unter N.	k.K., W.u.N	H. unter N.	H. unter N.	keine Daten	keine Daten
Natrium	mg/l Na	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten
Kalium	mg/l K	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten
Magnesium	mg/l Mg	$y = -1,93x + 3,7423$	keine Daten	k.K.	k.K.	keine Daten	keine Daten
Calcium	mg/l Ca	k.K.	keine Daten	k.K.	k.K.	keine Daten	keine Daten
Blei	µg/l Pb	k.K., H.u.N.	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten
Arsen	µg/l As	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten
Chrom	µg/l Cr	k.K., und H.u.N.	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten
Kupfer	µg/l Cu	k.K., auch W.u.N	keine Daten	keine Daten	k.K.	keine Daten	keine Daten
Zink	µg/l Zn	$y = -79,557x + 46,14$; viele W.u.N.	keine Daten	keine Daten	k.K., W.u.N	keine Daten	keine Daten
Cadmium	µg/l Cd	H. unter N.	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten
Quecksilber	µg/l Hg	H. unter N.	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten
Eisen	mg/l Fe	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten
Nickel	µg/l Ni	k.K.	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten	keine Daten

k.K.: keine Korrelation

W. u. N.: viele Werte im Datensatz unter der Nachweisgrenze

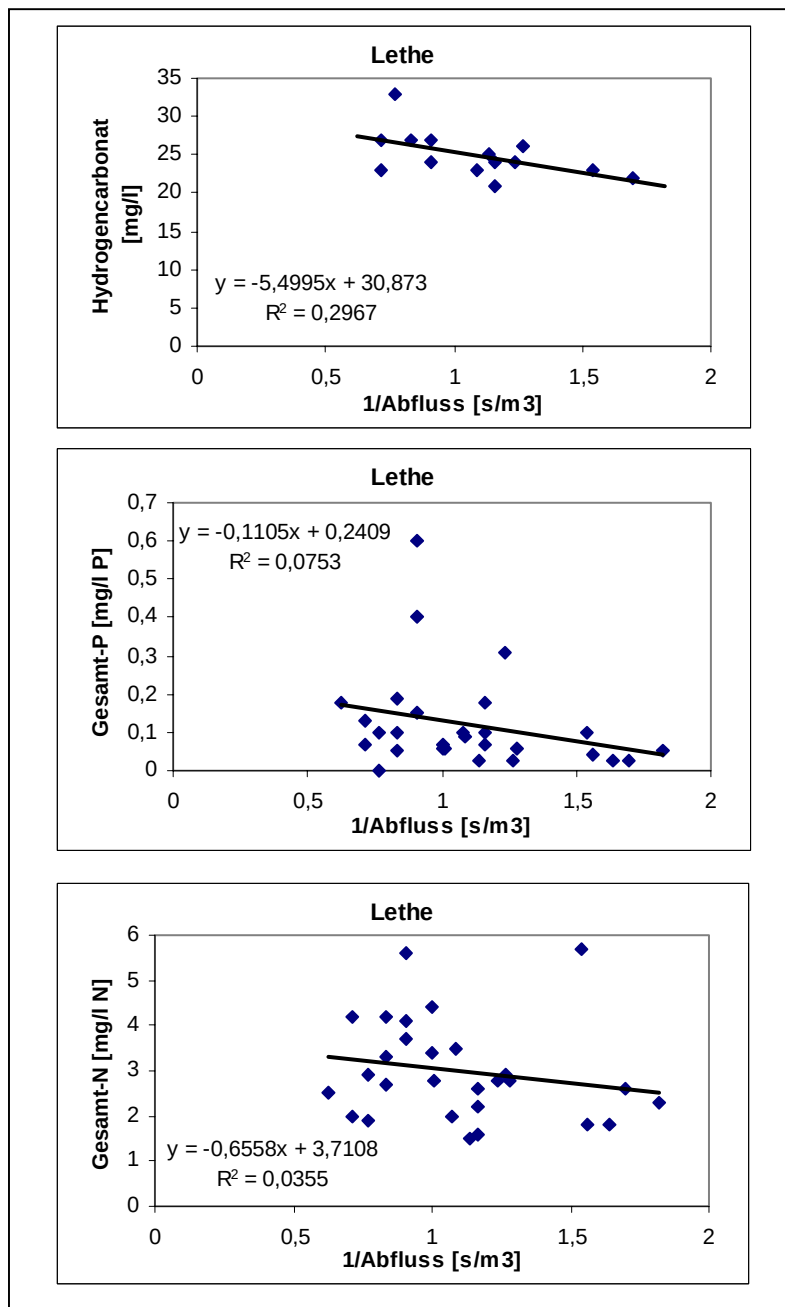
H. unter N.: berechneter Hintergrundwert unter Nachweisgrenze

Angabe der Regressionsgleichung bei 5 %-Wahrscheinlichkeitsniveau, wenn nicht explizit 10 %-Wahrscheinlichkeitsniveau dargestellt

keine Daten: gar keine oder weniger als 5 Datensätze vorhanden und damit keine verlässliche Regressionsrechnung durchführbar

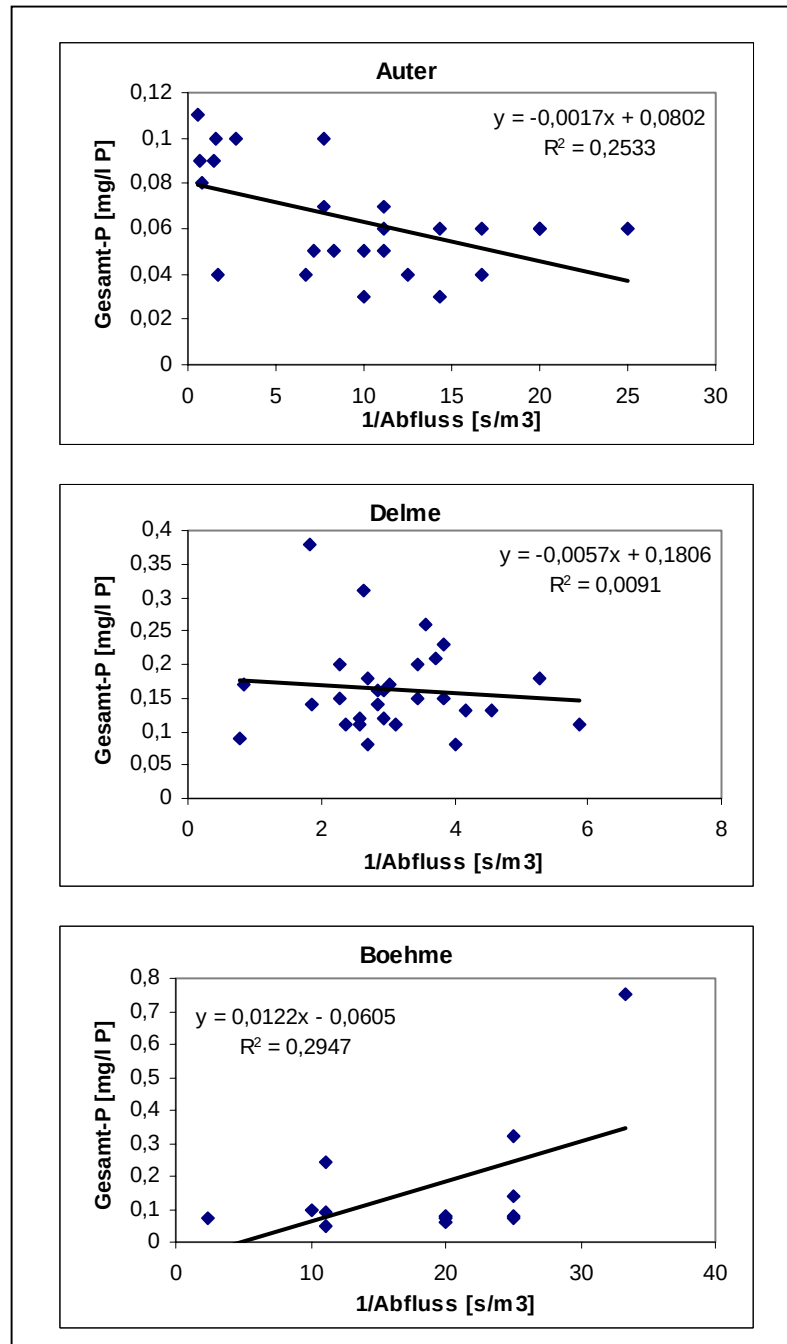
An dieser Stelle soll kurz auf Punkt 2 eingegangen werden, da er im Gegensatz zu den theoretischen Vorhersagen von HELLMANN (1999) steht. Beziehungen, die im Gegensatz zur Theorie stehen, kommen relativ oft vor, wie die folgenden Grafiken (Gewässer Lethe: Hydrogencarbonat, Gesamt-P, Gesamt-N) zeigen, und was auch nicht als Artefakt auf zu kleine Datensätze zurückgeführt werden kann (Lethe: N = 35).

Abbildung 11: Widersprüchliche Abfluss-Konzentrations-Beziehungen zum theoretischen Modell bei einem Gewässer.



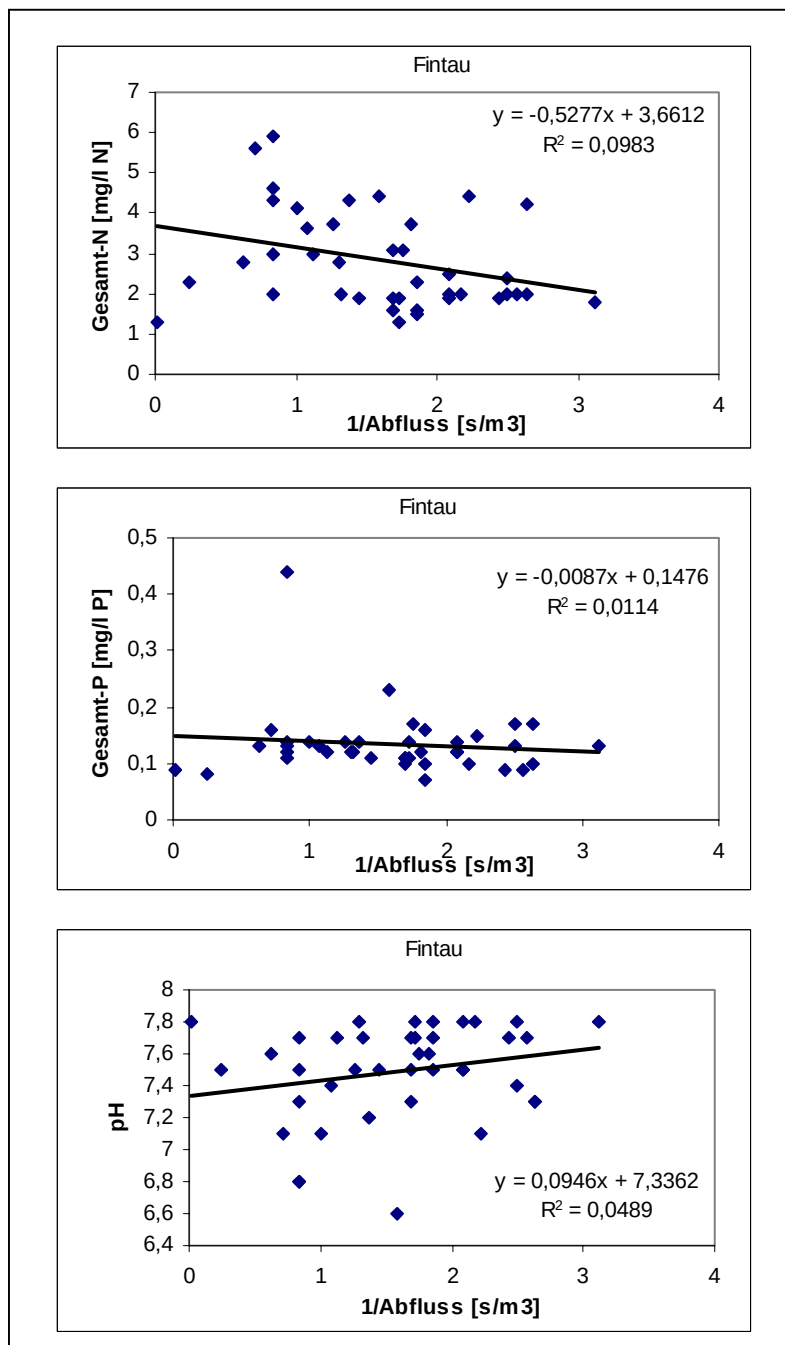
Am Beispiel des Gesamt-P bei den Gewässern Lethe, Boehme, Auter und Delme lässt sich auch zeigen, dass für den gleichen Stoff sowohl positive wie auch negative Regressionsgeraden berechnet werden, so dass keine mit der Theorie konsistenten Ergebnisse hinsichtlich des von HELLMANN (1999) vorgeschlagenen Modells erarbeitet werden konnten.

Abbildung 12: Widersprüchliche Abfluss-Konzentrations-Beziehungen zum theoretischen Modell beim gleichen Stoff.



Mangelnde Korrelation bzw. Signifikanz des Korrelationskoeffizienten ist in vielen Fällen keine Folge eines zu kleinen Datensatzes, sondern die vermutete Abfluss-Konzentrations-Beziehung ist auch bei umfangreichen Datensätzen (über 30 Werte) nicht ermittelbar, wie hier am Beispiel der Fintau gezeigt werden soll, einem Fluss, der sich durch das Vorhandensein umfangreicher Datensätze bei vielen Parametern auszeichnet (N = 42 bis 46). Zudem steht der negative Verlauf der Regressionsgeraden, z.B. bei Gesamt-N oder Gesamt-P im Widerspruch zur Theorie.

Abbildung 13: Nicht signifikante Abfluss-Konzentrations-Beziehungen am Beispiel Fintau



Trotz umfangreicher Berechnungen war somit die von HELLMANN (1999) vorgeschlagene Ermittlung von Hintergrundwerten mit Hilfe der Abfluss-Konzentration-Beziehung nicht durchführbar. Es bleibt festzuhalten, dass die Ermittlung des potenziell natürlichen Zustands der Gewässer, die verschiedene Fließgewässerlandschaftstypen durchströmen und/oder von anthropogenen Einflüssen geprägt sind, auf der Basis der verfügbaren Daten aktuell nicht möglich ist. Zur Lösung dieses Problems wäre der Einsatz eines völlig neuen theoretischen Modellansatzes notwendig.

Eine gesonderte Betrachtung der chemisch-physikalischen Daten der Mischgewässerlandschaftstypen hinsichtlich verallgemeinerbarer Schlüsse zu a) chemisch-physikalisch prägenden Einzelgewässerlandschaftstypen und/oder b) prägender Einzelkennwerte bzw. -stoffe erbrachte für jedes betrachtete Mischeinzugsgebiet unterschiedliche Ergebnisse. Daraus folgt, dass keine generalisierten Schlüsse gezogen werden können, welcher Fließgewässerlandschaftstyp in einem Einzugsgebiet in seiner geogenen Wirkung auf die Gewässer dominiert. Sowohl dies ist in jedem Mischeinzugsgebiet unterschiedlich, wie auch die Anteile der anthropogenen Einflüsse aus diffusen Quellen wie beispielsweise des atmosphärischen Eintrages. Auf Grund dieser Ergebnisse ist es derzeit unmöglich, von Gewässern, die verschiedene Fließgewässerlandschaftstypen durchströmen und/oder von anthropogenen Einflüssen geprägt sind, Werte für den potenziell natürlichen chemisch-physikalischen Zustand abzuleiten. Wesentliche Ursache hierfür ist, dass die Mischeinzugsgebiete von zu vielen variablen Kenngrößen mit sehr unterschiedlichen Eintrittswahrscheinlichkeiten sowohl in stofflicher, hydrologischer als auch anthropogener Hinsicht geprägt werden.

Als Fazit bleibt festzuhalten, dass in Deutschland alle großen Fließgewässer aus verschiedenen Quellen mit unterschiedlichen Schadstoffen anthropogen überprägt sind. Es ist davon auszugehen, dass nach Eliminierung der Schadstoffquellen über repräsentative Trendanalysen Aussagen zum potenziell natürlichen Zustand dieser Fließgewässer aus den "Abklingkurven" der Schadstoffe in den Fließgewässerlandschaften abgeleitet werden können, um zu einer Annäherung an die geogenen Hintergrundwerte zu gelangen. Auf diese Weise können auch überschlägige Aussagen zu den benötigten Zeiträumen für die Erreichung des potenziell natürlichen Zustands in den Fließgewässern erhalten werden. Zu berücksichtigen bleibt hierbei, dass die Regenerierungszeiträume für die Wasser- und Sedimentphase aufgrund der hydraulischen und thermodynamischen Verhältnisse sehr unterschiedlich sind. Als Beispiel hierfür kann in Deutschland der Rückgang der Bleikonzentration in den Fließgewässerlandschaften angesehen werden, welcher seit der zweiten Hälfte der 80-er Jahre des 20. Jahrhunderts auf Grund der Ablösung von bleiorganischen Verbindungen, die seit Mitte der 20-er Jahre beginnend in den USA auch in Deutschland als Antiklopfmittel in Vergaserkraftstoffen eingesetzt worden sind, zum Tragen kommt (KOCH et.al., 1982; PELLETIER, 1995).

6.10 Ergebnisse der zusammengefassten Gewässerlandschaften

Die Zielstellung des Vorhabens bestand darin, durch die statistische Bearbeitung von Messwerten anthropogen gering oder unbeeinflusster Fließ- und Standgewässer der Gewässerlandschaften nach BRIEM (1999) für die physikalisch-chemischen Einzelkennwerte Referenzbedingungen abzuleiten und die aktuell gültigen Zielvorgaben auf ihre Plausibilität zu prüfen bzw. neue Qualitätsziele vorzuschlagen. In den Tabellen 48 bis 51 werden die wichtigsten Ergebnisse der statistischen Auswertung für die zusammengefassten Gewässerlandschaften vorgestellt. Diese Daten dienen als Grundlage für die nachfolgende Ableitung der Referenzbedingungen und Bewertung der Qualitätsziele (s. Tabellen 52 bis 56).

Tabelle 48: Vergleich der LAWA-Güteklassifikation für Nährstoffe, Salze und Summenkenngrößen mit den berechneten 90-Perzentilen/50-Perzentilen für zusammengefasste Fließgewässerlandschaften (beim Sauerstoff-Gehalt: 10-Perzentil als Minimum)

Kennwert / Maßeinheit	⁽¹⁾ LAWA-GKL I / II	Moore und Mooraunen	karbonat-dolomit. LS	silikatische LS ⁽²⁾	sandig-tonige LS	Salzlandschaften ⁽³⁾	metallo-gene LS ⁽⁴⁾
Gesamt-N (mg/l)	≤ 1,0 / ≤ 3,0	3,25 / 0,70	2,37 / 1,41	3,00 / 1,51	5,60 / 1,21	5,43 / 4,20	2,97 / 1,37
Nitrat-N ⁽⁵⁾ (mg/l)	≤ 1,0 / ≤ 2,5	1,07 / 0,57	3,50 / 1,09	3,00 / 1,20	2,27 / 0,50	7,20 / 4,40	2,00 / 1,16
Nitrit-N (mg/l)	≤ 0,010 / ≤ 0,100	0,012 / 0,004	0,026 / 0,005	0,042 / 0,010	0,050 / 0,010	0,138 / 0,050	0,014 / 0,007
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	≤ 0,04 / 0,30	0,13 / 0,05	0,14 / 0,05	0,18 / 0,05	0,31 / 0,11	0,85 / 0,22	0,15 / 0,04
Gesamt-P (mg/l)	≤ 0,05 / ≤ 0,15	0,09 / 0,03	0,17 / 0,05	0,14 / 0,04	0,05 / 0,03	1,20 / 0,58	0,08 / 0,03
o-PO ₄ ³⁻ -P (mg/l)	≤ 0,02 / ≤ 0,10	0,06 / 0,01	0,13 / 0,02	0,08 / 0,02	0,05 / 0,03	0,48 / 0,25	0,04 / 0,02
O ₂ -Gehalt (mg/l) ⁽⁶⁾	> 8,0 / > 6,0	8,3 / 10,3	9,6 / 11,4	9,2 / 11,2	7,6 / 10,3	7,7 / 11,3	8,5 / 10,4
Chlorid (mg/l)	≤ 25 / ≤ 100	11,4 / 3,2	17,0 / 3,8	19,6 / 8,0	39,0 / 19,0	143 / 42	15,0 / 5,8
Sulfat (mg/l)	≤ 25 / ≤ 100	28,9 / 15,8	163 / 27,9	38,1 / 18,0	86,3 / 44,8	293 / 148	58,5 / 37,1
TOC (mg/l)	≤ 2,0 / ≤ 5,0	ohne Messwerte	6,2 / 2,4	5,6 / 2,8	8,1 / 4,1	6,7 / 4,7	6,1 / 2,9

⁽¹⁾ GKL I / II: stoffbezogene chemische Gewässergüteklassen I bzw. II (LAWA, 1998)

⁽²⁾ LS: Gewässerlandschaften, ⁽³⁾ Salzlandschaft: Zechstein

⁽⁴⁾ resultierende Perzentile für Nitrat-N in metallogenen Landschaften ohne Schiefer des RSG

⁽⁵⁾ Zusammenfassung der Einzelgewässerlandschaften hinsichtlich Nitrat: siehe nachfolgender Text

⁽⁶⁾ 10-Perzentilwert / 50-Perzentilwert

Wie die Tabelle 48 zeigt, wird die LAWA-Güteklasse II bei den meisten Kennwerten in der überwiegenden Zahl der Gewässerlandschaften unterschritten. Deutliche Überschreitungen zeigen allerdings die Salzlandschaften (Zechstein) beim Nitrat-N, Gesamt-N, Ammonium-N und den P-haltigen Nährstoffen. Gesamt-N und Nitrat erweisen sich als generelles Problem in den Fließgewässern, da die diffusen Quellen (z. B. atmosphärischer Eintrag) nicht quantifiziert und herausgerechnet werden können. Anthropogen nur wenig beeinflusste Messstellen zeigten besonders in den Formationen Tertiär, Grundgebirge Kalk, Lias & Dogger sowie im Malm erhöhte Nitrat-N-Werte, die die karbonatisch-dolomitischen Gesamtgewässerlandschaft mitgeprägt haben. Bei der sandig-tonigen Gesamtgewässerlandschaft ragten die Terrassen und der Löss hinsichtlich der Nitrat-N-Werte heraus, in der silikatischen Gesamtgewässerlandschaft das Rotliegende und der Schiefer. Die Nitrat-Beeinflussung von Quellen und Kleingewässern resultierend aus der Belastung des Grundwassers ist auch in anderen Ländern wie den USA ein aktuelles Problem (s. BÖHLKE, 2002). Der potenziell natürliche Zustand hinsichtlich Nitrat konnte in der Bundesrepublik Deutschland anhand der vorliegenden chemischen Analysenergebnisse nicht abgeleitet werden.

Bezüglich Chlorid sind die Überschreitungen der LAWA-Güteklasse II in den salinaren Landschaften geogen bedingt und damit plausibel, hinsichtlich Sulfat in den karbonatisch-dolomitischen und Salzlandschaften ebenso. Hinsichtlich der LAWA-Güteklassifikation zeigen die Moor-Landschaften in der Regel die niedrigsten anionischen Konzentrationen. Die Fließgewässer in den metallogenen Landschaften waren hinsichtlich der Summen-, Leit- und Wirkparameter weitgehend unauffällig, ebenso bei den Nährstoffen und Salzen.

In der Tabelle 49 sind die Ergebnisse der statistischen Bearbeitung der Messwerte für die schwebstoffgebundenen Schwermetalle und Kupfer in den zusammengefassten Fließgewässerlandschaften zusammengestellt und anschließend hinsichtlich der aktuellen LAWA-Güteklassifikation (1998) bewertet.

Wie die Resultate der Tabelle 49 zeigen, wird die GKL I (anthropogen unbelastet, geogener Hintergrundwert) nach LAWA (1998) durch die schwebstoffgebundenen Metalle nur teilweise unterschritten (bei Pb, Cr und Hg). Leichte Überschreitungen zeigten vor allem die Spezies Cu, Cd, Ni und Zn in den karbonatisch-dolomitischen und silikatischen Gewässerlandschaften, während in den metallogenen Landschaften mit Ausnahme von Hg deutliche Überschreitungen der GKL I zu verzeichnen waren. Die ermittelten statistischen Werte liegen mit Ausnahme der metallogenen Landschaften unterhalb der GKL I-II nach LAWA. Insgesamt ist die Datenbasis allerdings etwas gering, was ein weiterführendes Messprogramm erforderlich macht. In der Tabelle 50 sind die entsprechenden Daten für die Schwermetalle und Kupfer in der Wasserphase zusammengestellt.

Tabelle 49: Schwebstoffgebundene Schwermetalle und Kupfer - Vergleich der Güteklasse I nach LAWA (1998) mit den statistisch bearbeiteten Daten der zusammengefassten Fließgewässerlandschaften (Überwachungswert: 50-Perzentil)

Kennwert / Maßeinheit	GKL I ⁽¹⁾ (LAWA)	Moore und M.-auen ⁽²⁾	karbonat.-dolomit. LS	silikatische LS	sandig-tonige LS	Salzland-schaften ⁽²⁾	metallogene LS
Pb (mg/kg)	≤ 25	18	22	30	24	26	175
Cd (mg/kg)	≤ 0,3	1,0	0,4	0,5	0,3	1,0	17,5
Cr (mg/kg)	≤ 80	35	59	78	55	62	ohne Dat.
Cu (mg/kg)	≤ 20	7,0	39	37	21	9,0	81
Ni (mg/kg)	≤ 30	11	56	47	29	22	120
Hg (mg/kg)	≤ 0,2	ohne Daten	0,1	0,2	0,1	ohne Daten	0,2
Zn (mg/kg)	≤ 100	36	127	140	92	62	1100 ⁽³⁾

⁽¹⁾ Stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse (GKL) I nach LAWA (1998, S. 26)

⁽²⁾ kursiv gedruckte Werte: Mittelwerte von Bachsedimenten aus dem GEOCHEMISCHEN ATLAS (1985)

⁽³⁾ nur Daten für Schiefer (Erzgebirge) verfügbar und hier angegeben (Probenanzahl n = 13)

LS: Gewässerlandschaft

Tabelle 50: Schwermetalle und Kupfer in der Wasserphase - Vergleich der berechneten 50-Perzentile für Schwermetalle und Kupfer in den zusammengefassten Fließgewässerlandschaften mit den aus den Hintergrundwerten für Schwebstoffkonzentrationen berechneten Hintergrundkonzentrationen Wasser (gesamt) nach LAWA (1998, S. 10, Tab. 3)

Kennwert / Maßeinheit	HGK ⁽¹⁾	Moore und Mooraunen	karbonat.-dolomit. LS	silikatische LS	sandig-tonige LS	Salzland-schaften ⁽²⁾	metallogene LS ⁽³⁾
Pb (µg/l)	≤ 0,83	1,0	1,4	1,0	0,9	1,0	2,1
Cd (ng/l)	≤ 18	250	100	150	130	150	339
Cr (µg/l)	≤ 2,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,9	2,5
Cu (µg/l)	≤ 1,0	4,8	1,4	1,3	0,9	4,0	2,4
Ni (µg/l)	≤ 1,1	2,0	1,3	1,8	2,0	4,7	5,6
Hg (ng/l)	≤ 10	50	100	500/230 ⁽⁴⁾	50/30 ⁽⁴⁾	20 ⁽⁵⁾	188
Zn (µg/l)	≤ 3,5	10	5,0	13	5,0	12	28

⁽¹⁾ HGK: Hintergrundkonzentration Wasser (gesamt) nach LAWA, bezogen auf eine Schwebstoffkonzentration von 25 mg/l.

⁽²⁾ Werte des Zechsteins

⁽³⁾ Schiefer in Erzgebirge, Harz und RSG; Gneis und Granit im Erzgebirge

⁽⁴⁾ rechter Wert: Mittelwert

⁽⁵⁾ im Zechstein nur Mittelwert verfügbar

LS: Gewässerlandschaft

Wie aus der Tabelle 50 ersichtlich ist, überschreiten die berechneten 50-Perzentile der zusammengefassten Landschaften bis auf Cr die aus den Schwebstoffkonzentrationen berechneten Hintergrundkonzentrationen in der Wasserphase (gesamt) nach LAWA. Sind die Überschreitungen bei Pb und Ni abgesehen von den metallogenen Landschaften nur relativ gering, so werden die Hintergrundkonzentrationen von Cu, Cd, Zn und Hg in der Wasserphase (gesamt) hinsichtlich ihrer 50-Perzentile nicht erreicht. Dies trifft vor allem auf die metallogenen Landschaften zu, was in gewisser Hinsicht verständlich ist, da die Beeinflussung durch die metallhaltige Lithologie berücksichtigt werden muss. In den silikatischen Fließgewässerlandschaften lagen hinsichtlich der Cadmium-Konzentrationen Schiefer, Gneis und Granit im vergleichbar erhöhten Level vor, hinsichtlich des Quecksilbers der Granit. In den karbonatisch-dolomitischen Landschaften ragten bezüglich erhöhter Cd-Konzentrationen das Tertiär, der Malm sowie die Kalk- und Flyschalpen heraus, beim Quecksilber wiederum die Kalk- und Flyschalpen. In den sandig-tonigen Fließgewässerlandschaften haben besonders die sandig-tonige Kreide, der Keuper und Löss zur Erhöhung der Gesamt-Perzentile von Cd beigetragen, hinsichtlich Hg war es hier der Keuper. Die ermittelten Cd- und Hg-Werte für die Alpenlandschaften erfordern weitere Untersuchungen, da die Daten aus geochemischer Sicht nicht erklärbar sind. Es wird empfohlen, die Problematik der geogenen Hintergrundwerte hinsichtlich Cd und Hg auf Grund der Vielzahl einwirkender diffuser Quellen in Mitteleuropa nochmals grundsätzlich zu diskutieren.

Hauptursachen für diese Situation in der Gesamtwasserphase sind die Wirkung diffuser Cd-haltiger Quellen wie Niederschläge, die Bodenerosion und die starke Verbreitung Cd-haltiger Phosphatdüngemittel über die landwirtschaftlich genutzten Flächen hinaus mit ihren Wirkungen auf das Sicker-, Grund- und Quellwasser. Die Diskrepanz bei der Diskussion um verlässliche geogene Hintergrundwerte in europäischen Fließgewässern ist noch immer nicht ausgeräumt. So haben BÖHM et al. (2001) in ihrer Literaturzusammenstellung für Fließgewässer einen Hintergrundbereich für Cadmium von 20 ng/l bis 400 ng/l recherchiert, für Quecksilber zwischen 10 ng/l und 70 ng/l. Im Grundwasser liegt der dort genannte Schwankungsbereich für die Konzentration von Cd zwischen 5 ng/l und 10 µg/l, für Hg zwischen 5 ng/l und 5 µg/l. Verständlicherweise muss das mit Auswirkungen auf die Konzentrationen in Quellen, Bächen und kleinen Flüssen verbunden sein. Die 50-Perzentilwerte für Cd und Hg liegen aber noch deutlich unter den LD₁₀₀-Werten für Wasserorganismen (Fische). Immerhin beträgt der No Observed Effect Concentration-Level (NOEC) nach LAWA für Cd 80 ng/l. Der NOEC-Wert für Kleinkrebse beträgt beispielsweise nach U.S.-EPA 160 ng/l (s. FRIMMEL et al., 2001).

Eine Lösung der Cd-Problematik ist mit gebietsbezogenen Sanierungsmaßnahmen nicht zu erreichen. Hier müssen global wirkende Maßnahmen geplant und umgesetzt werden. Beim Hg sind nur die karbonatisch-dolomitischen neben den silikatischen Landschaften auffällig, obwohl geogen bedingt eigentlich nur das Rotliegende (Vulkanite) erhöhte Hg-Konzentrationen aufweist. Eine plausible Erklärung für dieses Ergebnis konnte bisher nicht gefunden werden. Beim Zn wird der aus der Zielvorgabe der LAWA (1998) berechnete Wert von 14 µg/l für die Wasserphase durchgängig unterschritten (50-Perzentile liegen zwischen 5,0 und 13,0 µg/l), sieht man von den metallogenen Fließgewässerlandschaften ab. Die 50-

Perzentile drücken die Gesamtsituation der Umweltbelastung durch Zink und seine Verbindungen deutlich aus. Außerdem dürften die geogenen Grundgehalte von zinkhaltigen Kupferschiefen, die speziell im Zechstein als Lagen ausgebildet sein können, dort eine nicht zu unterschätzende Rolle spielen.

Bei Cu und Ni traten Überschreitungen in den Fließgewässerlandschaften der Moore und des Zechsteins auf. Die 50-Perzentile lagen dort aber noch an der Grenze der von der LAWA (1998) für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften" umgerechneten Zielvorgaben. Für die metallogenen Fließgewässerlandschaften ist hinsichtlich der Medianwerte von Cd, Ni, Hg und Zn in der Wasserphase eine gesonderte Bewertung notwendig. Obwohl alle ausgewählten Messstellen ausnahmslos an bergbaulich unbeeinflussten Standorten liegen, zeigen besonders Cd, Ni, Hg und Zn deutliche Überschreitungen hinsichtlich der geogenen Hintergrundkonzentration in anthropogen unbeeinflussten Gewässerlandschaften. Der Kontakt des Sicker- und Grundwassers mit schwermetallhaltigen Erzen und Mineralien wird in den austretenden Quellen und kleinen Fließgewässern im Raum ihrer Entstehung sichtbar. Hohe Cd- und Hg-Konzentrationen von 700 bis 760 ng/l (Mediane) traten besonders in den Fließgewässern von Gneis- und Schieferformationen des Erzgebirges auf (ebenso von Zn). Im Rheinischen Schiefergebirge waren dagegen die Pb-, Cr-, Cu- und Ni-Werte in der Wasserphase erhöht, während im Granit [Erzgebirge] und Schiefer [Harz] fast durchweg übliche Hintergrundkonzentrationen erreicht wurden. Insgesamt lässt sich feststellen, dass sich die metallogenen Landschaften deutlich von den anderen Fließgewässerlandschaften abheben und die Beeinflussung der Wasserphase durch die schwermetallhaltige Umgebungslithologie widerspiegelt wird.

Dass die 50-Perzentile der Schwermetalle Cd, Hg und Zn in der Wasser- im Gegensatz zur Schwebstoffphase deutlich über den LAWA-Hintergrundwerten liegen, kann auf mehrere Ursachen zurückgeführt werden. Zum einen wurden die Proben im Regelfall vor der Messung nicht filtriert, so dass eine Mischung aus Wasser- und Partikulärphase analysiert wurde. Zum anderen stammten die Proben (Messwerte) der Wasser- und Schwebstoffphase trotz gleicher Gewässerlandschaften nicht immer von identischen Messstellen. Da die Schwebstoffkonzentrationen in Quellen und nachfolgenden Bächen in der Regel geringer sind als in von Vegetation stärker beeinflussten Gebieten kleiner Flüsse, sind die Verteilungsverhältnisse der Schwermetalle zwischen Wasser- und Schwebstoffphase über den Flussverlauf in der Regel nicht konstant. Ergebnisse von derart komplexen Untersuchungen standen für die Bearbeitung der Thematik von keinem Standort zur Verfügung. Es muss darauf verwiesen werden, dass die Struktur, Anzahl, Oberflächenladung und Größenverteilung von Partikeln und Kolloiden im Wasser einen großen Einfluss auf die Verteilung der Schwermetalle zwischen Wasser- und Schwebstoffphase ausübt. Daraus resultieren letztendlich standortspezifische Unterschiede in den Konzentrationen der Schwermetalle in der Wasserphase. Das Problem ist nur zu lösen, wenn stets die Wasser- und die Schwebstoffphase analysiert werden. Daher ist ein Vergleich der Ergebnisse der statistischen Messwertbearbeitung von Schwermetallen zwischen der Wasser- und Schwebstoffphase im Hinblick auf die LAWA-Zielvorgaben nur eingeschränkt möglich.

In der Tabelle 51 sind die Kennwerte Gesamt-P und Sichttiefe für die Standgewässer (Wasserphase) bezüglich der LAWA-Einteilung in oligotrophe, mesotrophe und beginnend eutrophe Seen ("Gewässerbewertung - stehende Gewässer", vorläufige LAWA-Richtlinie, 1999) den berechneten statistischen Daten gegenübergestellt.

Tabelle 51: Die Kennwerte Gesamt-P und Sichttiefe nach VORLÄUFIGER LAWA-RICHTLINIE (1999) für stehende Gewässer (Wasserphase) im Vergleich zu den statistischen Daten der zusammengefassten Gewässerlandschaften

Kennwert (Maßeinheit), Kriterium	Vorläufige LAWA-Richtlinie ^(1, 2)	Moore und Moorauen	karbonat.-dolomit. LS	silikatische LS	sandig-tonige LS	Salzlandschaften: Zechstein	metallogene LS ⁽³⁾
Gesamt-P (µg/l), 90-Perzentil	≤ 15 (o) 15 - 45 (m) > 45 - 85 (e1)	81	42	50	61	ohne Daten	32
Sichttiefe (m), 50-Perzentil	> 5,9 (o) 5,9 - 2,4 (m) < 2,4 -1,5 (e1)	ohne Daten	2,4	4,5	3,6	ohne Daten	ohne Daten

⁽¹⁾ relevante Trophiezustände o: oligotroph; m: mesotroph; e1: eutroph (beginnend)

⁽²⁾ Wertebereiche und Trophiezuordnung der Sichttiefe für geschichtete Seen

⁽³⁾ statistische Daten von den metallogenen Gewässerlandschaften Gneis und Granit [Erzgebirge] sowie Schiefer [Rheinisches Schiefergebirge]

Wie der Datenvergleich in der Tabelle 51 zeigt, liegen die berechneten 90-Perzentilwerte beim Kennwert Gesamt-P in den karbonatisch-dolomitischen und metallogenen Gewässerlandschaften im mesotrophen Bereich. In den Mooren, sandig-tonigen und silikatischen Landschaften reichen die 90-Perzentilwerte bis in den eutrophen Bereich (e1) hinein.

Die ermittelten Sichttiefen (Medianwerte) entsprechen mesotrophen Verhältnissen. Besonders bei den Seen in den Alpenlandschaften ist bei der Sichttiefe auch die Wirkung der mineralischen Trübung zu berücksichtigen.

Da bekannt ist, dass eutrophe und polytrophe Seen auch natürlichen Ursprungs sein können, müssten diese hier gesondert diskutiert werden. Bei der Sichtung des Analysenmaterials zeigte es sich jedoch, dass Daten von derartigen Standgewässern nicht vorhanden waren. Zudem wäre es schwierig, ohne zusätzliche Informationen eutrophe Seen mit natürlichem Hintergrund von solchen mit starker anthropogener Beeinflussung zu unterscheiden. Dafür sind besondere Kriterien notwendig, die Allgemeingültigkeit besitzen müssen. Diese stehen aber bisher nicht zur Verfügung.

7. Zusammenfassung

Ziel des Projektes war die Schaffung einer Datenbasis für die Ableitung von Referenzwerten des potenziell natürlichen Zustands hinsichtlich der Stoffkonzentrationen in deutschen Oberflächengewässern in Abhängigkeit vom Gewässertyp, der u. a. die geologischen Verhältnisse des Einzugsgebietes widerspiegelt. Der Referenzzustand wird definiert durch den potenziell natürlichen Zustand, der sich einstellen würde, wenn alle anthropogenen Beeinflussungen der Gewässer beseitigt sind bzw. nicht vorhanden wären (LAWA, 1998).

Die oben genannte Zielstellung wurde mit der vorgelegten Datenbasis weitgehend erfüllt. Wie die Ergebnisse der statistischen Auswertung der Analysenergebnisse der Gewässer zeigen, ist eine Zusammenfassung der Fließgewässerlandschaften hinsichtlich der chemisch-physikalischen Gewässerbeschaffenheit zu folgenden Landschaften möglich:

- Moore und Moorauen
- salinare Landschaften (Zechstein)
- karbonatisch-dolomitische Landschaften (Muschelkalk, kalkige Kreide, Lias/Dogger, Malm, Kalk-, Flysch- und Molassealpen, Grundgebirge Kalk, Tertiär)
- sandig-tonige Landschaften (Auen, Sander, Sandbedeckung, Strandbildung, Terrassen, Moränen, Löß, sandig-tonige Kreide, Keuper)
- silikatische Landschaften (Granit, Gneis, Schiefer, Rotliegendes, Buntsandstein, Diabas/Basalt)
- metallogene Landschaften (Erzgebirge: Gneis, Granit, Schiefer; Harz: Schiefer; Rheinisches Schiefergebirge: Schiefer; Bayerischer Wald: Gneis, Granit; Schwarzwald: ohne verfügbare Daten).

Die vorhandene Datenlage der ausgewerteten Fließgewässerlandschaften lässt eine Ableitung von Referenzbedingungen für wichtige Kennwerte in der Wasser- und Schwebstoffphase sowie die Bewertung hinsichtlich der Plausibilität der Zielvorgaben zu. Im Hinblick auf die Anforderungen der Statistik hinsichtlich der zu untersuchenden Kennwerte (Parameter, Elemente, Ionen, Spezies) und Kompartimente (Wasserphase, Schwebstoff, Sediment) leitet sich weiterer Untersuchungsbedarf für folgende Gewässerlandschaften und Kennwerte ab:

- Schwermetalle und Zinn in der Schwebstoffphase unbelasteter Fließgewässer
- Schwermetalle in Standgewässern (Wasserphase, soweit für die Definition des “sehr guten Zustands“ erforderlich) und Fließgewässer (Molassealpen)
- Hauptkat- und Anionen sind in Untersuchungsprogrammen stets zu berücksichtigen
- Zinn spielt auf Grund seiner Anwendung als Sn-Organika eine zunehmende Rolle, zur Ermittlung von Referenzwerten sind entsprechende Datenerhebungen notwendig
- AOX-Daten von anthropogen unbeeinflussten Gewässern (bei einer derzeit realisierbaren analytischen Bestimmungsgrenze von 3 µg/l Cl ist der geogene Hintergrund im Bereich von 5 bis 10 µg/l Cl ausreichend sicher separierbar; s. a. KERNDORFF et al., 1993)
- Für die Gewässerlandschaften Strandbildung, Marsch und Auen sind verstärkt Untersuchungen von unbelasteten Gewässern zur Ableitung von Referenzwerten erforderlich.

Als Hauptprobleme bei der statistischen Bearbeitung der übergebenen Messwerte bzw. Integration von aggregierten Daten traten bei der Projektbearbeitung hervor:

- teilweise fehlende Angaben zur Probenvorbereitung (Filtration, Sedimentation, Stabilisierung)
- teilweise fehlende Angaben zur Bestimmungsgrenze der jeweils verwendeten Analyse-methode bzw. zur eingesetzten Analysentechnik
- Bewertung der hinsichtlich Cd und Hg auffälligen Gewässerlandschaften wie z. B. kleine Fließgewässer in den Alpenlandschaften, die eigentlich aus geologischer und geochemischer Sicht nicht hervortreten sollten
- generelle Nitratbelastung der aquatischen Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland schränkt die Möglichkeiten der Ausweisung von Referenzgewässern stark ein
- bei den Schwermetallen und Kupfer sind für die Benennung der Referenzbedingungen die Ergebnisse der Schwebstoffdaten deutlich stärker zu berücksichtigen als die der Wasserphase, da diese “unabhängig vom Schwebstoffgehalt in der Wasserphase - eine wesentlich zuverlässigere Abschätzung des Belastungspotentials erlauben“ (LAWA, 1998, S. 24).

Die statistische Bearbeitung der recherchierten Gewässerdaten und die Ermittlung der statistischen Maßzahlen Mittelwert, Median und ausgewählter Perzentile wurde im Kapitel 3.3.5 ausführlich beschrieben. Daher soll an dieser Stelle auf nochmalige ausführliche Erläuterungen dazu verzichtet werden.

In den Tabellen 52 bis 56 erfolgt die Zusammenfassung der erhaltenen Ergebnisse hinsichtlich der Kennwertgruppen Nährstoffe, Schwermetalle, weitere Metalle und Metalloide sowie der Summen-, Leit- und Wirkparameter. Es erfolgt eine zusammenfassende Ableitung der Referenzbedingungen, verglichen mit den geogenen Hintergrundwerten bzw. der GKL I nach LAWA (1998) für die untersuchten Gewässerlandschaften sowie eine Bewertung der Ergebnisse hinsichtlich der gegenwärtig in der Bundesrepublik Deutschland gültigen Zielvorgaben für Oberflächengewässer.

Wie die Tabelle 52 verdeutlicht, können für die Kennwerte Sauerstoff- und Chloridkonzentration Referenzbedingungen abgeleitet werden, die im Bereich der LAWA-GKL I liegen. Beim Sulfat, Nitrit-N und Ammonium-N muss der Referenzbereich weiter gefasst werden, reicht teilweise bis an GKL II heran. In der salinaren Gewässerlandschaft (Zechstein) sind die 90-Perzentilwerte bei den genannten Kennwerten so stark erhöht, dass Referenzwerte oberhalb der GKL II liegen.

Tabelle 52: Abgeleitete Referenzbedingungen und Bewertung hinsichtlich der gegenwärtigen LAWA-Gewässergüteklassifikation (Nährstoffe, Summen-, Leit-, Wirkparameter)

Fließgewässer: Nährstoffe, Summen-, Leit- und Wirkparameter (90-Perzentile)		
Kennwert	abgeleitete Referenzbedingungen	Bewertung hinsichtlich Gewässergüteklassifikation nach LAWA (1998)
Nitrit-N	10 bis 50 µg/l (Zechstein deutlich erhöht, s. Tabelle 48)	Güteklasse I mit $\leq 10 \mu\text{g/l}$ wird nur in Mooren und metallogenen GLS annähernd erreicht; Unterschreitung der GKL I-II mit $\leq 50 \mu\text{g/l}$ in allen GLS außer dem Zechstein
Ammonium-N	0,1 bis 0,15 mg/l (saline GLS mit erhöhtem Level: 0,85 mg/l)	GKL I mit $\leq 0,04 \text{ mg/l}$ wurde überschritten; GKL II mit $\leq 0,3 \text{ mg/l}$ außer vom Zechstein in allen übrigen GLS unterschritten
Sauerstoff-Gehalt	7,5 bis 9,5 mg/l (als 10-Perzentilwert für alle zusammengefassten GLS)	im Bereich der GKL I mit $> 8 \text{ mg/l}$ außer in salinaren und sandig-tonigen GLS; die beiden genannten Ausnahmen halten GKL II problemlos ein
Chlorid	10 bis 20 mg/l (salinare GLS mit geogen bedingtem deutlich höherem 90-Perzentil: 143 mg/l)	GKL I mit $\leq 25 \text{ mg/l}$ wird von Mooren, silikatischen, karbonatischen und metallogenen GLS unterschritten; sandig-tonige GLS unterschreiten GKL I-II mit $\leq 50 \text{ mg/l}$
Sulfat	25 bis 60 mg/l (erreicht von Mooren, silikatischen und metallogenen GLS)	GKL I mit $\leq 25 \text{ mg/l}$ wird in etwa nur von Moorlandschaften erreicht, GKL II von silikatischen und metallogenen GLS unterschritten (salinare und karbonatische GLS fallen geogen bedingt heraus: 90-Perzentile von 163 bis 293 mg/l Sulfat)

GKL: Gewässergüteklasse nach LAWA (1998)

GLS: Gewässerlandschaft

Bei den Kennwerten Nitrat-N (repräsentiert weitgehend den Gesamt-N), Gesamt-P, o-Phosphat-P und TOC liegen die berechneten 90-Perzentile deutlich höher als die GKL I der LAWA (1998), in der Regel unterschreiten sie die GKL II. Hier zeigen sich speziell für die deutschen Fließgewässer selbst an anthropogen gering beeinflussten Standorten die Auswirkungen diffuser Eintragsquellen und -pfade, beim Nitrat besonders durch die atmosphärische Deposition. Hinzu kommen die bisher teilweise unterschätzten geogenen Grundgehalte bestimmter Gesteine hinsichtlich Gesamt-N, die unter bestimmten Bedingungen (saurer Regen) eluierbar sind.

Die Ableitung von Referenzbedingungen für diese Gewässerkennwerte ist daher gegenwärtig nicht möglich. Beim TOC bedarf die Sachlage einer gesonderten Diskussion, da auch erhöhte Konzentrationen aus biogeogenen Quellen entstammen können. Die Klassifizierung der Gewässer hinsichtlich dem Kennwert TOC sollte einer Nachprüfung unterzogen werden, da anthropogen wenig beeinflusste kleine Fließgewässer besonders in Waldgebieten durchaus TOC-Werte bis 5 mg/l aufweisen können (Humifizierungsprozesse an organischer Materie),

noch dazu, wenn sie in Nieder- oder Hochmoorlandschaften entspringen. Dass Fließgewässer, die in Hochgebirgslandschaften entspringen und diese zunächst durchströmen, deutlich geringere TOC- und DOC-Werte aufweisen, war eigentlich zu erwarten.

Tabelle 53: Ableitung von Referenzbedingungen und Ergebnisbewertung nach vorläufiger LAWA-RICHTLINIE für Summen-, Leit- und Wirkparameter in Standgewässern

Standgewässer: Summen-, Leit- und Wirkparameter		
Kennwert	abgeleitete Referenzbedingungen	Einordnung hinsichtlich Gewässerbewertung - stehende Gewässer (nach vorläufiger LAWA-Richtlinie, 1998)
Gesamt-P	30 µg/l bis 50 µg/l (90-Perzentil)	entspricht Trophiebereich mesotroph (in metallogenen, silikatischen und karbonatisch-dolomitischen GLS zutreffend)
Sichttiefe (geschichtete Seen)	2,4 bis 4,5 m (50-Perzentil)	Trophiegrad mesotroph hinsichtlich 50-Perzentilen in den GLS mit Ausnahme der Flyschalpen erreicht (keine Daten für metallogene, Moor- und Salzlandschaften)

Wie die Tabelle 53 zeigt, konnten für die Kennwerte Gesamt-P und Sichttiefe bei den meisten der statistisch bewerteten Standgewässer Referenzbedingungen abgeleitet werden, die dem Trophiegrad mesotroph zugeordnet werden können. Hinsichtlich des Kennwerts Gesamt-P lagen die 90-Perzentile der sandig-tonigen und Moorlandschaften allerdings bereits im beginnenden eutrophen Bereich (e1).

Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass für salinare Landschaften überhaupt keine Daten hinsichtlich Gesamt-P und Sichttiefe zur Verfügung standen. Hinsichtlich des Kennwerts Sichttiefe fehlten sie ebenfalls in den metallogenen und Moorlandschaften. Die Situation der etwas geringen Sichttiefen in den Seen der Flyschalpen ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die mineralisch bedingte Trübung in den dortigen Standgewässern zurückzuführen. Die Bewertung natürlich vorkommender eutropher und polytropher Seen, deren Existenz durchaus bekannt ist (s. Kapitel 6.10), war in Ermangelung von Analysenwerten nicht möglich.

Wie die in der Tabelle 54 genannten Resultate zeigen, liegen die abgeleiteten Referenzbedingungen für Blei, Chrom und Quecksilber im Bereich der jeweiligen Obergrenzen der GKL I nach LAWA (1998), teilweise unterschreiten sie diese. Hinsichtlich Kupfer, Nickel und Zink wird die GKL I in den sandig-tonigen sowie Moor- und Salzlandschaften durchgängig eingehalten, während die 50-Perzentilwerte in den silikatischen und karbonatisch-dolomitischen GLS diese etwas überschreiten, jedoch die Zielvorgaben nach LAWA (1998) problemlos einhalten.

Tabelle 54: Ableitung von Referenzbedingungen und Bewertung der Ergebnisse für die schwebstoffgebundene Fraktion der Schwermetalle hinsichtlich der LAWA-Gewässergüteklasse I (1998)

Fließgewässer: Schwebstoffgebundene Fraktion ausgewählter Schwermetalle (50-Perzentile)		
Kennwert	abgeleitete Referenzbedingungen <i>Vergleich hinsichtlich GKL I nach LAWA, 1998 (Angaben kursiv)</i>	Bewertung der Ergebnisse hinsichtlich GKL I und auch LAWA-Zielvorgaben (ZV) für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften"
Blei ⁽¹⁾	20 bis 30 mg/kg <i>(≤ 25 mg/kg)</i>	geringfügige Überschreitung der GKL I nur in den silikatischen GLS; LAWA-ZV mit ≤ 100 mg/kg außer in den metallogenen GLS (mit deutlicher Überschreitung) durchgängig eingehalten
Cadmium ⁽¹⁾	0,3 bis 0,5 mg/kg <i>(≤ 0,3 mg/kg)</i> ~ 1 mg/kg	für karbonatische, silikatische, sandig-tonige GLS wurde LAWA-GKL I annähernd erreicht; Moore und Salzlandschaften überschreiten GKL I, (LAWA-ZV außer in den metallogenen GLS überall durchgängig eingehalten)
Chrom ⁽²⁾	35 bis 80 mg/kg <i>(≤ 80 mg/kg)</i>	GKL I durchgängig eingehalten (metallogene GLS ohne Daten), LAWA-ZV damit vollständig eingehalten
Kupfer	7 bis 20 mg/kg <i>(≤ 20 mg/kg)</i> 35 bis 40 mg/kg	für sandig-tonige, Moor- und Salzlandschaften wurde GKL I durchgängig eingehalten; silikatische und karbonatische GLS > GKL I (LAWA-ZV jedoch in allen GLS eingehalten)
Nickel ⁽¹⁾	10 bis 30 mg/kg <i>(≤ 30 mg/kg)</i> 45 bis 60 mg/kg	für sandig-tonige, Moor- und Salzlandschaften wurde GKL I durchgängig eingehalten; silikatische und karbonatische Landschaften überschreiten GKL I (LAWA-ZV in allen GLS eingehalten)
Quecksilber	0,1 bis 0,2 mg/kg ⁽³⁾ <i>(≤ 0,2 mg/kg)</i>	GKL I nach LAWA und Zielvorgabe (ZV) eingehalten (Moor- und Salzlandschaften ohne Bewertung, da keine Daten verfügbar)
Zink ⁽¹⁾	35 bis 90 mg/kg <i>(≤ 100 mg/kg)</i> 125 bis 140 mg/kg	für sandig-tonige, Moor- und Salzlandschaften wurde GKL I durchgängig eingehalten; silikatische und karbonatische Landschaften überschreiten GKL I, (LAWA-ZV außer in metallogenen GLS durchgehend eingehalten)

⁽¹⁾ Obergrenzen der Gewässergüteklasse I nach LAWA (1998) in den metallogenen GLS zum Teil deutlich überschritten (Ausnahme: Hg-Konzentrationen im Schwebstoff); diese müssten für metallogene GLS auf der Grundlage neuer Untersuchungsprogramme separat fixiert werden

⁽²⁾ keine Messwerte für metallogene GLS verfügbar

⁽³⁾ keine Messwerte für Moor- und Salzlandschaften vorhanden

Beim Cadmium liegen die 50-Perzentile in den sandig-tonigen, silikatischen und karbonatisch-dolomitischen Gewässerlandschaften in der Nähe der GKL I, Moore und Salzlandschaften überschreiten diese. Die metallogenen Gewässerlandschaften (GLS) bedürfen hinsichtlich ihrer Referenzbedingungen einer gesonderten Bewertung. Dafür ist die Datenlage jedoch noch zu gering. Metallogene Gewässerlandschaften können die Konzentrationen an schwebstoffgebundenen Schwermetallen in Mischlandschaften auf Grund ihres teilweise hohen geogen bedingten Levels an Schwermetallen (Ausnahme bildet das Quecksilber) signifikant erhöhen.

Bei den ermittelten Referenzbedingungen ist zu beachten, dass diffuse Belastungen (z.B. beim Cadmium durch Niederschläge und Düngemiteleininsatz, beim Quecksilber durch die Boden-erosion und urbane Flächen mit sogenannten "Altpools", beim Kupfer und Zink durch das Freisetzungspotential der Böden bei Einwirkung von saurem Regen) nicht ausgeschlossen werden konnten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass z.B. die Zink-Konzentrationen in Böden zwischen 10 und 300 mg/kg liegen, aber auch Werte bis 5 g/kg erreichen können.

Zusammenfassend bleibt für die Wasserphase festzuhalten, dass die umgerechneten LAWA-Hintergrundwerte und die Umrechnung der Zielvorgaben nur Anwendung finden sollten, wenn keine Schwebstoffdaten vorliegen, da die berechneten Werte sich auf einen Schwebstoffgehalt von 25 mg/l beziehen.

Von besonderer Bedeutung ist somit der Aspekt der Filtration der Proben, wie das derzeit auch bei der Überarbeitung des GEOCHEMISCHEN ATLAS der Bundesrepublik Deutschland Berücksichtigung findet.

Tabelle 55: Ableitung von Referenzbedingungen und Bewertung der Ergebnisse für die Fraktion der Schwermetalle in der Wasserphase (unfiltriert) hinsichtlich der Hintergrundkonzentrationen nach LAWA (1998, S. 10), berechnet aus dem Hintergrundwert für Schwebstoffe (Schwebstoffgehalt bezogen auf 25 mg/l)

Fließgewässer: Ausgewählte Schwermetalle in der Wasserphase (50-Perzentile)		
Kennwert	abgeleitete Referenzbedingungen <i>Vergleich mit der Hintergrundkonzentrationen Wasser (gesamt) nach LAWA, (Angaben kursiv)</i>	Bewertung der Ergebnisse hinsichtlich der LAWA-Zielvorgaben für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften" ⁽¹⁾
Blei	0,9 bis 1,0 µg/l (≤ 0,83 µg/l)	HGK für karbonatische und metallogene GLS leicht überschritten, ansonsten so gut wie erreicht; LAWA-ZV (≤ 3,4 µg/l) eingehalten
Cadmium ⁽²⁾	100 bis 150 ng/l (≤ 18 ng/l) 250 bis 350 ng/l	50-Perzentile für karbonatische, silikatische, sandig-tonige und salinare GLS; Bereich für Moore und metallogene GLS; (HGK in keiner GLS unterschritten, LAWA-Zielvorgabe ≤ 72 ng/l ebensowenig)
Chrom	0,5 bis 2,5 µg/l (≤ 2,5 µg/l)	HGK (und damit auch LAWA-Zielvorgabe mit ≤ 10 µg/l) durchgängig unterschritten

Fortsetzung Tabelle 55:

Fließgewässer: Ausgewählte Schwermetalle in der Wasserphase (50-Perzentile)		
Kennwert	abgeleitete Referenzbedingungen <i>Vergleich mit der Hintergrundkonzentrationen Wasser (gesamt) nach LAWA, (Angaben kursiv)</i>	Bewertung der Ergebnisse hinsichtlich der LAWA-Zielvorgaben für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften" ⁽¹⁾
Kupfer	0,9 bis 1,4 µg/l <i>(≤ 1,0 µg/l)</i> 2,4 bis 4,8 µg/l	für silikatische, sandig-tonige und karbonatische GLS wurde HGK eingehalten; 50-Perzentilbereich für metallogene, salinare und Moorlandschaften überschreitet HGK, (außer für Moore wurde die LAWA-ZV ≤ 4 µg/l durchgängig eingehalten)
Nickel	1,3 bis 2,0 µg/l <i>(≤ 1,1 µg/l)</i> 4,5 bis 5,7 µg/l	HGK nur in karbonatischen GLS erreicht 50-Perzentile für salinare und metallogene GLS überschreiten HGK; (LAWA-ZV mit ≤ 4,4 µg/l nur in Zechstein und metallogenen GLS überschritten)
Quecksilber ⁽²⁾	20 bis 50 ng/l <i>(≤ 10 ng/l)</i> 100 bis 200 ng/l	Werte in Mooren, sandig-tonigen und salinaren Landschaften (HGK überschritten); 50-Perzentile für karbonatische und metallogene GLS (LAWA-ZV mit 40 ng/l nur im Zechstein eingehalten)
Zink ⁽²⁾	~ 5 µg/l <i>(3,5 µg/l)</i> 10 bis 15 µg/l	50-Perzentile nahe der HGK für sandig-tonige und karbonatische GLS; 50-Perzentile für silikatische, salinare u. Moorlandschaften überschreiten HGK (LAWA-ZV ≤ 14 µg/l außer in den metallogenen GLS in allen anderen GLS eingehalten)

HGK: Hintergrundkonzentration Wasser (gesamt) nach LAWA,1998, S. 10

⁽¹⁾ Werte für die Wasserphase gelten nur ersatzweise, wenn die Schwebstoffwerte fehlen (Werte sind auf Schwebstoffkonzentration von 25 mg/l in den Fließgewässern bezogen)⁽²⁾ für Cd keine Referenzbedingungen in der Wasserphase ableitbar, für Hg und Zn nur eingeschränkt⁽³⁾ in folgenden GLS wurde die LAWA-Zielvorgabe für Cd erreicht bzw. unterschritten: Terrassen, Muschelkalk, kalkige Kreide, Grundgebirge Kalk, Rotliegendes/Sedimente und Sandbedeckung

Tabelle 56: Vorschläge für Referenzbedingungen und Bewertung der Ergebnisse für Metalle, Metalloide und weitere Schwermetalle in der Wasserphase, für die keine LAWA-Zielvorgabe existiert

Fließgewässer: Ausgewählte Metalle, Metalloide und weitere Schwermetalle in der Wasserphase		
Kennwert	Vorschläge für Referenzbedingungen (Basis: 50-Perzentil / alternativ: Mittelwerte^(*))	Anmerkungen / Ergebnissbewertung (z.T. nach NOEC bzw. WHO, da keine LAWA-Zielvorgaben vorhanden)
Aluminium	0,05 bis 0,2 mg/l bis auf wenige Ausnahmen für silikatische, sandig-tonige und karbonatisch Gewässerlandschaften (GLS); Moore mit 0,8 mg/l	in Mooren und metallogenen GLS 50-Perzentile > 0,2 mg/l; Schädigungsbeginn für Algen und Daphnien (pH-Wert abhängig) ab ≥ 0,7 mg/l ⁽¹⁾
Arsen	0,5 bis 2,0 µg/l Medianwerte > 2 µg/l nur in den metallogenen GLS des Erzgebirges	LD ₁₀₀ -Wert für Forellen bezüglich As(III) (als Na ₃ AsO ₃ eingesetzt): 970 µg/l (4 d) ⁽¹⁾ toxische Dosis für den Menschen zwischen 5 und 50 mg ⁽²⁾
Barium	10 bis 50 µg/l > 50 µg/l in Keuper, Buntsandstein und metallogenen GLS; Werte können dort maximal 750 µg/l erreichen	Ba ²⁺ wirkt algen- und daphnientoxisch ⁽²⁾ (WHO-Richtwert für Trinkwasser derzeit ≤ 100 µg/l)
Eisen	20 bis 200 µg/l Moore, Zechstein, Tertiär und Sandbedeckung z.T. auch mit höheren Median-Werten (z.B. Moore 325 µg/l)	anorganische Fe-Verbindungen und Fe(0) ökotoxikologisch weitgehend unkritisch
Kobalt	0,4 bis 2,2 µg/l⁽³⁾ ; im Muschelkalk und Schiefer [Erzgebirge] 50-Perzentil von 2,5 bis 5 µg/l	WHO nennt keinen Richtwert für Trinkwasser; ökotoxikologische Relevanz relativ gering bzw. noch in Untersuchung
Mangan	10 bis 100 µg/l Moore, Zechstein und Sandbedeckung auch mit höheren Werten als 100 µg/l (z.B. Moore mit 300 µg/l Median)	anorgan. Mn-Verbindungen und Mn(0) ökotoxikologisch weitgehend unkritisch
Uran	0,05 bis 2,0 µg/l⁽⁴⁾ ; (nur im Tertiär Mittelwert [*] von 21 µg/l)	Uran ist chemotoxisch und radioaktiv; WHO-Richtwert: 2 µg/l; LAWA-Empfehlung für geogen bedingten Geringfügigkeitsschwellwert in Vorbereitung; Level voraussichtlich ≤ 1 µg/l (FRIEDRICH, 2002)

⁽¹⁾ Daten nach BUSCH, UHLMANN und WEISE (1986)

⁽²⁾ Daten nach MERKEL und SPERLING (1998)

⁽³⁾ 1 µg/l im GEOCHEMISCHEN ATLAS BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND übereinstimmend als Mittelwert der Konzentrationen an Co in der Wasserphase für die meisten geologischen Formationen genannt

⁽⁴⁾ Mittelwerte im GEOCHEMISCHEN ATLAS BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND für die meisten geologischen Formationen in der Wasserphase der Fließgewässer ≤ 0,4 µg/l Uran

NOEC: No Observed Effect Concentration

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass in den Fließgewässern hinsichtlich der Schwermetalle in der Schwebstoffphase sowie für Pb, Cr, und Ni in der Wasserphase Referenzbedingungen abgeleitet wurden, die weitgehend im Bereich der Gewässergüteklasse I bzw. im geogenen Hintergrundbereich der LAWA (1998) liegen. Für diese Kennwerte wurden die Zielvorgaben der LAWA für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften" eingehalten. Dies gilt allerdings nicht uneingeschränkt für die metallogenen Landschaften.

Eine vergleichbare Situation wurde bei den Summen-, Leit- und Wirkparametern hinsichtlich der Kennwerte Sauerstoffgehalt, Nitrit, Chlorid und mit Einschränkungen auch beim Ammonium angetroffen.

Die Problematik der Ermittlung des potenziell natürlichen chemisch-physikalischen Zustands in Gewässereinzugsgebieten, die aus verschiedenen Fließgewässerlandschaftstypen bestehen und/oder von anthropogenen Einflüssen geprägt sind, wurde mit Hilfe der Abfluss-Konzentration-Beziehungen nach HELLMANN (1999) untersucht. Trotz umfangreicher Berechnungen war die Methodik aufgrund widerläufiger Tendenzen bei der Regressionsanalyse nicht zielführend. Es bleibt festzuhalten, dass die Ermittlung des potenziell natürlichen Zustands der Gewässer, die verschiedene Fließgewässerlandschaftstypen durchströmen und/oder von anthropogenen Einflüssen geprägt sind, auf der Basis der verfügbaren Daten aktuell nicht möglich ist. Wesentliche Ursache hierfür ist, dass die Mischeinzugsgebiete von zu vielen variablen Kenngrößen mit sehr unterschiedlichen Eintrittswahrscheinlichkeiten sowohl in stofflicher, hydrologischer als auch anthropogener Hinsicht geprägt werden.

Von den weiteren Schwermetallen, Metallen und Metalloiden verdienen hinsichtlich der Ableitung von Referenzbedingungen und einer späteren Entscheidung über die Fixierung von Qualitätszielen für aquatische Lebensgemeinschaften perspektivisch ganz besonders die Spezies Arsen, Aluminium, Uran und Zinn, vielleicht aber auch Barium und Kobalt Aufmerksamkeit. Hinsichtlich der Referenzbedingungen wurden erste Vorschläge unterbreitet, wobei die Datenlage bei den Messwerten in einigen Fließgewässerlandschaften zum Teil noch unzureichend ist.

Kurzfassung

Ziel des Projektes war die Schaffung einer Datenbasis für die Ableitung von Referenzwerten des potenziell natürlichen Zustands hinsichtlich physikalisch-chemischer Kennwerte in deutschen Oberflächengewässern. Dies wurde in Abhängigkeit von den ökomorphologischen und geologischen Verhältnissen in den jeweiligen Gewässereinzugsgebieten realisiert.

Der Referenzzustand wird definiert durch den potenziell natürlichen Zustand, der sich einstellen würde, wenn alle anthropogenen Beeinflussungen der Gewässer beseitigt sind bzw. nicht vorhanden wären (LAWA, 1998). Dafür wurden die analytischen Messwerte von weitgehend naturbelassenen Standorten (620 Messstellen an Fließ- und Standgewässern) in 20 geologisch differenzierten Gewässerlandschaften statistisch aufbereitet und bewertet. An statistischen Maßzahlen wurden je Kennwert und Gewässerlandschaft, bezogen auf die Analysenanzahl, berechnet: Mittelwert, 10-, 50- und 90-Perzentil, Minimal- und Maximalwert.

Die oben genannte Zielstellung wurde mit der vorgelegten Datenbasis weitgehend erfüllt. Wie die Ergebnisse der statistischen Auswertung der Analysenergebnisse der Gewässer zeigen, ist eine Zusammenfassung der Gewässerlandschaften (GLS) hinsichtlich der chemisch-physikalischen Gewässerbeschaffenheit zu folgenden Landschaften möglich:

- Moore und Moorauen
- salinare Landschaften (Zechstein)
- karbonatisch-dolomitische Landschaften (Muschelkalk, kalkige Kreide, Lias/Dogger, Malm, Kalk-, Flysch- und Molassealpen, Grundgebirge Kalk, Tertiär)
- sandig-tonige Landschaften (Auen, Sander, Sandbedeckung, Strandbildung, Terrassen, Moränen, Löß, sandig-tonige Kreide, Keuper)
- silikatische Landschaften (Granit, Gneis, Schiefer, Rotliegendes, Buntsandstein, Diabas/Basalt)
- metallogene Landschaften (Erzgebirge: Gneis, Granit, Schiefer; Harz: Schiefer; Rheinisches Schiefergebirge: Schiefer; Bayerischer Wald: Gneis und Granit).

Die vorhandene Datenlage der genannten Gewässerlandschaften lässt eine Ableitung von Referenzbedingungen für wichtige Kennwerte in der Wasser- und Schwebstoffphase sowie die Bewertung hinsichtlich ihrer Plausibilität bezüglich der LAWA-Zielvorgaben zu.

Referenzbedingungen, die dem Bereich der Gewässergüteklasse I der LAWA (geogener Hintergrundbereich) bzw. I-II (sehr geringe Belastung) vergleichbar sind, konnten für folgende physikalisch-chemischen Kennwerte und GLS in den **Fließgewässern** abgeleitet werden:

Summen-, Leit- und Wirkparameter, Nährstoffe und Salze (90-Perzentil als Kriterium):

- Ammonium-N: alle GLS mit Ausnahme der salinaren GLS
- Nitrit: alle GLS mit Ausnahme der salinaren GLS
- Sauerstoffgehalt: in allen Gewässerlandschaften
- Chlorid: alle GLS mit Ausnahme der salinaren Landschaft (geogen bedingt)
- Sulfat: mit Ausnahme der karbonatisch-dolomitische und salinare GLS (geogen bedingt)

Keine Referenzwerte konnten für Gesamt N, Nitrat-N, Gesamt-P, Orthophosphat-P (Ursache: diffuse Quellen) und TOC ermittelt werden.

Schwebstoffgebundene Schwermetalle (50-Perzentil als Bewertungskriterium):

Die abgeleiteten Referenzbedingungen liegen für die Schwermetalle Pb, Cr und Hg in allen GLS mit Ausnahme der metallogenen in der GKL I nach LAWA. Bei Cd, Cu, Ni und Zn tra-

ten teilweise leichte Überschreitungen auf. Für die genannten Schwermetalle und das Cu konnten somit in der Schwebstofffraktion relevante Referenzbedingungen ermittelt werden.

Schwermetalle in der Gesamtwasserphase (50-Perzentil als Bewertungskriterium):

Relevante Referenzbedingungen im Bereich der geogenen Hintergrundkonzentration nach LAWA (Werte auf 25 mg/l Schwebstoffkonzentration im Gewässer bezogen) wurden für folgende Schwermetalle in den nachfolgend genannten GLS abgeleitet:

- Cr: alle GLS
- Cu und Pb: karbonatisch-dolomitische, silikatische und sandig-tonige GLS
- Ni: alle GLS außer den salinaren und metallogenen
- Zn: karbonatisch-dolomitische und sandig-tonige GLS.

Für Cd und Hg konnten für die Wasserphase keine Referenzbedingungen abgeleitet werden. Die Ursachen dafür sind in der Vielzahl an diffusen Quellen und Altpools für Cd und Hg wie der atmogene Eintrag, die Verbreitung mit Düngemitteln durch Bodenerosion sowie die Wirkung saurer Niederschläge im Boden (Schwermetall-Elution) zu suchen.

Weitere Metalle/Metalloide in der Wasserphase (50-Perzentil bzw. Mittelwert als Kriterien):

Für die Metalle Al, As, Ba, Fe, Co, Mn und U, für die keine LAWA-Gewässergütekriterien existieren, konnten für eine Vielzahl von GLS Vorschläge für Referenzbedingungen unterbreitet werden. Diese liegen in der Regel in oder nahe des in der Fachliteratur genannten geogenen Hintergrundbereichs.

Ein Vergleich der LAWA-Zielvorgaben für **Standgewässer** hinsichtlich der Kennwerte Gesamt-P und Sichttiefe (Bewertung des Trophie-Zustands) mit den berechneten statistischen Daten (90- bzw. 50-Perzentile) zeigte folgende Ergebnisse. Die hinsichtlich Gesamt-P abgeleiteten Referenzbedingungen konnten für die metallogenen, silikatischen und karbonatisch-dolomitischen GLS dem mesotrophen Bereich zugeordnet werden. Das heisst, dass kein 90-Perzentil-Wert dieser GLS die Grenze des mesotrophen Bereichs überschritten hatte. Die beim Kennwert Sichttiefe ermittelten Referenzbedingungen können mit Ausnahme der Flyschalpen durchgehend dem mesotrophen Bereich zugeordnet werden. Allerdings waren für einige GLS keine Analysendaten verfügbar.

Die Problematik der Ermittlung des potenziell natürlichen chemisch-physikalischen Zustands in Einzugsgebieten, die aus verschiedenen Fließgewässerlandschaftstypen bestehen und zudem teilweise anthropogen beeinflusst sind, konnte durch Anwendung der Abfluss-Konzentrations-Beziehungen nach HELLMANN nicht gelöst werden. Hauptursachen dafür sind, dass die Mischeinzugsgebiete von zu vielen variablen Kenngrößen mit sehr unterschiedlichen Eintrittswahrscheinlichkeiten und Wirkungsgraden sowohl in stofflicher, hydrologischer und auch anthropogener Hinsicht geprägt werden, so dass Zwei-Parameter-Korrelationen meistens versagen.

Mit der Ermittlung der Referenzbedingungen für zahlreiche physikalisch-chemische Gewässerkennwerte in weitgehend naturbelassenen Fließ- und Standgewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland wurde eine erste Einschätzung der gewässertypischen, chemisch-physikalischen Referenzbedingungen getroffen. Diese kann als weitere Grundlage für die Gewässertypisierung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie dienen.

Abstract

Aim of the study was the elaboration of a physico-chemical data base for the assessment of the natural background of the surface water bodies in Germany. This data base was used to define the reference status due their hydromorphological and geological setting.

The reference status was defined as natural background considering a non anthropogenic catchment by LAWA 1998. The researched data base of 620 measuring locations of 20 different surface water body types in Germany contains 3.500 analyses. All data were analysed using statistical methods. It was calculated mean, 10-, 50-, and 90-quartil, minimum and maximum. The results of the statistical analysis show, that water bodies in Germany can be summarised:

- bogs and bog riverside meadows
- saliniferious catchment type
- carbonatic-dolomitic catchment type
- sandy-clayey catchment type
- silicatic catchment type and
- metallogenic catchment type

The representative data base allows the assessment of the plausibility of the environmental quality targets of LAWA. The reference status of **streams** referring to class I (no anthropogenic pollution) and class I-II (lightly polluted) of the chemical water quality classification of LAWA was evaluated for following parameters:

Indicator and sum parameters, nutrients and salts (based on 90 quartils)

- ammonium/nitrite: all catchment types excluding saliniferious type
- oxygen: all catchment types
- chloride: all catchment types excluding saliniferious type (natural background)
- sulphate: all catchment types excluding carbonatic-dolomitic catchment type (natural background)

No reference status was definable for following parameters total nitrogen, nitrate, total phosphorus/ortho-phosphate (reason: diffuse inputs) and total organic carbon.

Heavy metals bound in suspended load (based on 50 quartils)

The reference status of lead, chromium and mercury of all catchment types excluding the metallogenic landscapes refers to quality class I of LAWA. Incresements were evaluated for cadmium, copper, nickel and zinc. A reference status for these parameters cannot be defined in the suspended load.

Heavy metals in the total liquid phase (based on 50 quartils)

A reference status referring to quality class I was evaluated for following heavy metals:

- chromium: all catchment types
- copper and lead: carbonatic-dolomitic catchment type
- nickel: all catchment types excluding sandy-clayey catchment type and saliniferious type
- zinc: carbonatic-dolomitic catchment type, silicatic type, sandy-clayey catchment type

No reference status was found for cadmium and mercury. There are different causes for this situation: various diffuse and historical pools as atmogenic deposition, use of fertilizers and solution effects of acid rain in the soils.

Metals/metalloides in the liquid phase (based on 50 quartils and means)

No LAWA quality aims exist for aluminium, arsenic, barium, iron, cobalt, manganese and uranium. The results of the statistical analysis provide a data base for the definition of a reference status. These results fit with literature data.

The results of the statistical analysis (based on 90 quartil) of the total phosphorus data of the **stagnant waters** show a mesotrophic reference status in metallogenic, silicatic and carbonatic-dolomitic catchment types.

To evaluate the reference status of surface waters of mixing catchment types and catchments with anthropogenic influence a runoff-concentration-analysis was calculated using the Hellmann-method. There was no usable result due to the variety and probability of the catchment influences.

The results of the physico-chemical surface water assessment study provide the reference status of the different surface water catchment types as base for the typology according to the EC water framework directive.

Quellenverzeichnis

- Abke, W., Engel, M., Post, B.: Bor-Belastung von Grund- und Oberflächenwasser in Deutschland, Vom Wasser, 1997, S. 257-271
- ARGE ELBE: Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See: Zahlentafel 1991, ARGE ELBE, Hamburg, 1992, 185 S.
- ARGE ELBE: Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See - Zahlentafel 1993, ARGE ELBE, Hamburg, 1993, 160 S.
- ARGE ELBE: Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See: Zahlentafel 1995, ARGE ELBE, Hamburg, 1997, 310 S.
- Artemyev, V. E.: Geochemistry of Organic Matter in River-Sea Systems, Kluwer Academic Publ., Dordrecht-Boston-London, 1996, S. 13-35 u. 74-84
- Babiarz, C. L.: Partitioning of Total Mercury and Methylmercury to the Colloidal Phase of Freshwater. Environ. Sci. Technol., Vol. 35 (24), 2001, S. 4773-4782
- Baer, O.: Zur Situation der Flußperlmuschel in Sachsen, Naturschutzarbeit in Sachsen, 1993, S. 41-42
- Baer, O.; Steffens, R.: Die Flußperlmuschel - Naturschutzarbeit in Sachsen, Karl-Marx-Stadt, 1987, S. 53-60
- Bauer, G.; Schrimpf, E., Thomas, W., Herrmann, R.: Zusammenhänge zwischen dem Bestandsrückgang der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) im Fichtelgebirge und der Gewässerbelastung, Arch. Hydrobiol., Stuttgart, 1980, S. 505-513
- Bauer, M.: Wasserhaushalt, aktueller und holozäner Lösungsabtrag im Wutachgebiet (Süd-schwarzwald), Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, Tübingen, Nr.14, 1993, 130 S.
- Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung: Aktuelle Probleme des Gewässerschutzes: Nährstoffbelastung und -elimination, Oldenburg Verlag, München Wien, 1989, 483 S.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Die Gewässergütekarte von Nordbayern, <http://www.bayern.de/wwa-ho/>
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Flüsse und Seen in Bayern: Wasserbeschaffenheit und Gewässergüte 1989, Bayerisches Staatsministerium des Innern, München, 1989, 48 S.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Versauerung von Oberirdischen Gewässern in der BRD, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 1988
- Bayerisches Staatsministerium des Innern: Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff, Bayerisches Staatsministerium des Innern, München, 12/1978, 53 S.
- Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen: Wasserwirtschaft in Bayern: Flüsse, Auen, Täler erhalten und entwickeln, Bayer. Staatsm. Landesent.& Umweltfragen, Deggendorf, 1997, 84 S.
- Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen: Wasserland Bayern, StMLU, München, 1999, 83 S.
- BBU-Wasserrundbrief: Wasser-Rahmenrichtlinie passiert arg zerrupft den Vermittlungsausschuß, Arbeitskreis Wasser im BBU, Freiburg, BBU-Wasserrundbrief, 2000
- Best, G.: Rain and Rocks: The Recipe for River Water Chemistry. In: Laenen, A. u. Dunnette, D. (Eds.): River Quality - Dynamics and Restoration, Lewis Publishers, Boca Raton-New York, 1997, S. 91-104
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Wasserwirtschaft in Deutschland, Teil II; Irmer, U. et al. (Red.), Bonn, 1996, S. 149-150
- Böhlke, J.-K.: Groundwater recharge and agricultural contamination, Hydrogeol. J., Vol. 10 (1), 2002, S. 155

- Böhm, E. et al.: Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer, UBA-Texte 20/01, Berlin, 2001, S. 70-72
- Böhm, E.; Hillenbrand, T. et al.: Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland, UBA-Texte 53/00, Berlin, 2000, 115 S.
- Braasch, D.; Scharf, R.; Knuth, D.: Konzeption eines naturschutzbezogenen Fließgewässer-Biotopverbundsystems im Land Brandenburg, Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, 1994, S. 12-32
- Brehm, J.; Meertinus, P.D.M.: Fließgewässerkunde: Einführung in die Ökologie der Quellen, Bäche und Flüsse, Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden, 1996, 300 S.
- Briem, E.: Die Fließgewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland - Teil 1: Fließgewässerformen-, -strukturen und -typologie. Ein kleines Handbuch der abiotischen Fließgewässerkunde (Bericht), Dörrenbach, 1998, 90 S.
- Briem, E.: Die Gewässerlandschaften Baden-Württembergs, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 1999, S. 4-98
- Bundesanstalt für Gewässerkunde: Internationales Hydrologisches Programm: Jahrbuch Bundesrepublik Deutschland 1990, Bundesanstalt f. Gewässerkunde, Koblenz, 1996, 168 S.
- Busch, K.-F.; Uhlmann, D.; Weise, G.: Ingenieurökologie, Gustav Fischer Verlag, Jena, 1986, S. 409-411
- Cyffka, B.; Pörtge, K.-H.: Untersuchungen zur Gewässergüte mittels Chemischem Index und Saprobien-System im Gewässerkundlichen Forschungsgebiet Ziegenhagen, in: Beiträge zur Hydrologie, Kirchzarten, 1991, S. 1-15
- Denzer, S. et al.: Vorschläge für eine Liste von prioritären Stoffen im Rahmen der zukünftigen Wasserrahmenrichtlinie der EU, UBA-Forschungsbericht FKZ 297 28 708, UBA, Berlin, UBA-Texte 1999
- Dieter, H. H.: Die neuen Trinkwasserleitwerte der WHO für chemische Stoffe und ihre praktische Bedeutung, Bundesgesundheitsamt (Hrsg.), in: Bundesgesundheitsblatt, 36. Jhr., Nr. 5, Berlin, 1993
- DIN 38406-29 (Gruppe E, Kationen): Bestimmung von 61 Elementen durch Massenspektrometrie mit induktiv-gekoppeltem Plasma (ICP-MS), Beuth Verlag, Berlin, 1999
- Drever, J. I.: The Geochemistry of Natural Waters (Ti und Cs), New York, Prentice-Hall Inc., 1982, S. 298-299
- Durum, W. H.; Hafhty, J.: Implications of the minor element content of some major streams of the world. Geochim. Cosmochim. Acta, Vol. 27, 1963, S. 1-11
- DVWK: Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern, Teil I und II. in: DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Hefte 227 u. 228 (Leitkennwerte, Metallionen, Nährstoffe), Paul Parey Verlag, Hamburg-Berlin, 1993/1996
- EG-Trinkwasserrichtlinie (E.G.-TW): Richtlinie des Rates vom 03.11.1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. in: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 330/32 vom 05.12.1998; berichtigt mit Nr. L 45 vom 19.02.1999, S. 55
- EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL): 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. in: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1, Luxemburg, 22.12.2000
- Einsele, G.; Ricken, W.: Eintiefungsgeschichte und Stoffaustausch im Wutachgebiet (SW-Deutschland), Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, Tübingen, 1993, 215 S.
- Esser, B.: Leitbilder für Fließgewässer als Orientierungshilfen bei wasserwirtschaftlichen Planungen, Wasser & Boden, Bd. 4, 1997, S. 9-12
- Fauth, H. et al.: Geochemischer Atlas Bundesrepublik Deutschland - Verteilung von Schwermetallen in Wässern und Bachsedimenten, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1985

- Fellenberg, G.: Chemie der Umweltbelastung, B. G. Teubner Verlag, Stuttgart, 1992, S. 133-134
- Fent, K.: Ökotoxikologie, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 1998
- Fergusson, J. E.: The heavy elements - Chemistry, environmental impact and health effects, Pergamon Press, Oxford-New York-Tokyo, 1990, S. 1-525
- Forschungszentrum Karlsruhe, Technik und Umwelt; Die Belastung der Elbe - Teil 2: Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe, 2000, 192 S.
- Förstner, U.: Metallanreicherungen in rezenten See-Sedimenten - Geochemischer Background und zivilisatorische Einflüsse, IHP-Sekretariat, Koblenz, 1978, S. 1-17
- Förstner, U.: Metallanreicherungen in rezenten See-Sedimenten: Geochemischer Background und zivilisatorische Einflüsse, Nat.-Kom. BRD Int. Hydr. Progr. UNESCO, Koblenz, 1978, 66 S.
- Förstner, U.; Calmano, W.; Schoer, J.: Verteilung von Spurenmetallen zwischen Lösung und Feststoffen - aktuelle Fragen der Gewässergüte-Praxis an die Sedimentforschung, Vom Wasser, Bd. 64, 1985, S. 2-16
- Frapporti, G.: Geochemical and statistical interpretation of the Dutch National Ground Water Quality Monitoring Network, Geol. Ultraiectina, No. 115, Utrecht, 1994
- Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt und Geologie: Regionalbericht Staatliches Umweltfachamt Plauen: Beschaffenheitsentwicklung von Fließgewässern, Herausgeber StUFA Plauen, Plauen, 1996, 30 S.
- Freistaat Sachsen: Talsperren, Wasserspeicher und Rückhaltebecken im Freistaat Sachsen, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, 1997, 15 S.
- Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt und Geologie: Entwicklung der Beschaffenheit ausgewählter Fließgewässer im Regierungsbezirk Leipzig (1987 - 1997), Staatliches Umweltfachamt Leipzig, Leipzig, 1998
- Freistaat Thüringen: Wasserwirtschaft in Thüringen, TMNLU Erfurt, Erfurt, 2000, 31 S.
- Freistaat Thüringen: Umweltschutz in Thüringen 2000, Thür. Minist. für Landwirt., Natursch. und Umwelt, 2000, 76 S.
- Friedrich, G.: Eine Revision des Saprobien-systems, Z. Wasser-Abwasser-Forsch., 1990, S. 141-152
- Friedrich, K.: persönl. Mitteilung (Staatliches Umweltfachamt Leipzig), 2002
- Frimmel, F. H. et al.: Ableitung von Qualitätszielen für Kandidatenstoffe der prioritären Liste für die EU-Wasserrahmenrichtlinie (Projektbericht zum F&E-Vorhaben), DVGW-Eigenverlag, Karlsruhe, 2001 (Anlage: Stoffdatenblätter)
- Fuhrmann, P.: EU-Wasserrahmenrichtlinie, gwf-Wasser/Abwasser (Wasser spezial), 2000, S. 34-38
- Gabert, H.: Abriß der Geologie von Nordrhein-Westfalen, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Schwäbisch-Gmünd, 1998, 351 S.
- Geologisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern: Geologische Karte von Mecklenburg-Vorpommern M 1 : 500.000, Geologisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern, 1994
- Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt: Geologische Übersichtskarte Sachsen-Anhalt M 1 : 400.000, Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt, 1993
- Gesellschaft zur Erforschung und Förderung der Märkischen Eiszeitstraße e.V.: Entlang der Märkischen Eiszeitstraße - Eine Reise durch das Barnimer Land und die Uckermark, Druckhaus Berlin, Berlin, 1995, 72 S.
- Geyer, O.; Gwinner, M.: Geologie von Baden-Württemberg, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1991, 482 S.

- Gimbel, R.; Gerlach, M.; Nahrstedt, A.; Rohn, A.: Zur Aussagefähigkeit und Bewertbarkeit der Analysenbefunde von Fließgewässern, Vom Wasser, 1997, S. 13-32
- Goldberg, G.; Lepper, J.; Röhling, H.-G.: Geogene Arsengehalte in Gesteinen und Grundwässern des Buntsandsteines in Südniedersachsen, Z. angew. Geol., 1995, S. 118-124
- Greenwood, N. N.; Earnshaw, A.: Chemie der Elemente (Chemistry of the Elements), Verlag für Chemie (VCH), Weinheim, 1990, 1707 S.
- Haberer, K.; Normann, S.: Metallspuren im Wasser - ihre Herkunft, Wirkung und Verbreitung, Vom Wasser, Bd. 38, 1971, S. 164
- Hänsel, C.: Gewässer und ihre Einzugsgebiete - Ökologische Ansätze zur Sanierung, Sächs. Akad. Wiss. Leipzig, Leipzig, 1994, 106 S.
- Hellmann, H.: Lehrbuch der Hydrologie, Bd. 2: Qualitative Hydrologie - Wasserbeschaffenheit und Stoff-Flüsse, Verlag Gebrüder Bornträger, Berlin-Stuttgart, 1999
- Hem, J. D.: Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water, U.S. Geological Survey, Denver/Colorado, 1985
- Henningsen, D.: Einführung in die Geologie der Bundesrepublik Deutschland, Enke-Verlag, Stuttgart, 1986, 132 S.
- Herpin, U.; Lieth, H.; Markert, B.: Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen, UBA-Texte 31/95, Berlin, 1995, S. 1-161
- Hess. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten: Gewässergüte im Lande Hessen 1990 - 1994, Hess. Minist. für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), Wiesbaden, 1996
- Hess. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten: Hessischer Gewässergütebericht 1997, Hess. Minist. für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Wiesbaden, 1998, 50 S.
- Hess. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten: Erläuterungsbericht Gewässerstrukturgüte in Hessen 1999, Hess. Minist. für Umwelt, Landwirt. und Forsten, Wiesbaden, 1999, 51 S.
- Hinderer, M.: Simulation langfristiger Trends der Boden- und Grundwasserversauerung im Buntsandstein-Schwarzwald auf der Grundlage langjähriger Stoffbilanzen, Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, Tübingen, 1995, 175 S.
- Hoehn, E.; Knopf, K.: Möglichkeiten der Trophieklassifikation und -indikation mittels Phytoplanktonuntersuchungen stehender Gewässer, DGL, 1999, S. 162-168
- Hofmann, Th.: Aquatische Kolloide: Kleine Teilchen - große Wirkung, Nachr. Chem., Bd. 49, 2001, S. 1291-1295
- Hölting, B.: Geogene Grundwasserbeschaffenheiten und ihre regionale Verbreitung in der Bundesrepublik Deutschland. in: Rosenkranz, D. et al.: Bodenschutz, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1991
- Hübner, T.; Adler, S.: Diatomeen als Trophieindikatoren: Ergebnisse aus Untersuchungen in Mecklenburgischen Seen, DGL, 1999, S. 168-173
- Hupfer, M.: Ökologische Bewertung VI: (Voralpine Kleinseen). Chemisch-physikalische Charakterisierung von Sedimenten und Bewertung ihrer Funktion im Phosphorhaushalt, DGL, 1999, S. 205-210
- Ikäheimonen, T. K. et al.: A study on the behaviour of cesium and plutonium in the sedimentation process under varying redox-conditions. In: Rantavaara, A. et al. (Hrsg.): Radionuclide analysis of environmental field trial samples at STUK., STUK-YTO-TR 75, Helsinki, 1994, S. 1-6
- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE): Wassergütemeßstationen des Internationalen Meßprogrammes der IKSE, IKSE (Hrsg.), Magdeburg, 1995, 30 S.
- Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR): Geogene Belastung des Rheinwassers, AGP/Ps 41/89, Karlsruhe, 1989, unveröff.

- Irgolic, K. J.; Martell, A. E. et al.: Environmental Inorganic Chemistry Workshop Summary, VCH Publishers, New York, 1985, S. 1-429
- Irmer, U.: Die neue EG-Wasserrahmenrichtlinie: Bewertung der chemischen und ökologischen Qualität von Oberflächengewässern, Acta hydrochim. hydrobiol., Bd. 28 (1), 2000, S. 7-14
- Irmer, U.: Überblick über die ökologische Fließgewässerbewertung in Deutschland, in: Proc. GDCh-Jahrestagung, Fachgruppe Wasserchemie, GDCh (Hrsg.), Regensburg, 1999, S. 10-14
- Irmer, U.; Markard, C. et al.: Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben für gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern, Z. Umweltchem. Ökotox., 1994, S. 19-27
- Jessel, B.: Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung, Naturschutz u. Landschaftsplanung, 1996, S. 211-216
- Jungbluth, J.; Lehmann, G.: Untersuchungen zur Verbreitung, Morphologie und Ökologie der Margaritifera-Populationen an den atypischen Standorten des jungtertiären Basaltes im Vogelsberg/Oberhessen (Mollusca: Bivalvia), Arch. Hydrobiol., Stuttgart, 1976, S. 165
- Kamprath, A.: Untersuchungen zum Chemismus und Alter der Grundwässer im Turon und Cenoman der Sächsischen Kreide, TU-BA Freiberg, Diplomarb., Freiberg, 1994, 45 S.
- Kerndorff, K. et al.: Bewertung der Grundwassergefährdung von Altablagerungen - standardisierte Methoden und Maßstäbe, Wasser-Boden-Luft 1/1993, Berlin, 1993
- Kluge, A.: Anwendung multivariater statistischer Verfahren auf geochemische Fließgewässerdaten des Muldesystems (Sachsen, BRD), Wiss. Mitt. Inst. Für Geologie, Freiberg, Nr. 3, 1997, 139 S.
- Koch, R.; Balzer, D.; Rauhut, A.; Lehnert, G.; Szadkowski, D.: Blei-Studie für den "Bundesländer-Arbeitskreis Umweltchemikalien" im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen; Landesgewerbeanstalt Bayern, Nürnberg, 1982, 148 S.
- Koenzen, U.; Brunotte, E.; Ehlert, T.; Pottgießer, T.; Schuhmacher, H.; Friedrich, G.: Typologie und Leitbilder für große Fließgewässer Nordrhein-Westfalens, DGL, 1999, S. 81-86
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften: Entscheidung Nr. 2455/2001/EG zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG, Brüssel, 2001
- Krüger, O.; Petersen, G.: Europaweite Depositionen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen im EMEP-Gitter, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH (Hrsg.), GKSS-Bericht 93/E105, Geesthacht, 1993
- Kunz, H.; Hanslik, M.: Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer - Routineuntersuchungen 1997, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie - FS Küste Norderney, 1997, S. 17-51
- Kuschka, V.: Die Wasser- und Sumpfpflanzen der stehenden Gewässer des Landkreises Flöha - Vorkommen, Bedrohung, Schutz, Naturschutzarbeit in Sachsen, 1992, S. 51-64
- Länderausschuss für Immissionsschutz - LAI: Bewertung von Vanadium-Immissionen (erarbeitet und herausgegeben vom LAI auf seiner 92. Sitzung in Dresden), LAI-Schriftenreihe, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 9-10 u. 23-28
- Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg/Vorpommern: Kartierung und Bewertung der Struktur Güte von Fließgewässern in M-V, Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg/Vorpommern (Hrsg.), Heft 1/98, Güstrow, 1998, 19 S.
- Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg/Vorpommern: Grundlage für ein Sanierungs- und Restaurierungskonzept der Seen in M-V, Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg/Vorpommern (Hrsg.), Heft 2/99, Güstrow, 1999, 21 S.

- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt: Sachsen-Anhalt: Biologische Gewässergütekarte 1990 und 1995, M 1 : 300.000, Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt, Magdeburg, 1996
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt: Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt 1998, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Dessau, 1998
- Landesumweltamt Brandenburg: Kartenserie zur Gewässergüte im Land Brandenburg, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam, 1996
- Landesumweltamt Brandenburg: Geogen bedingte Grundbelastung der Fließgewässer Spree und Schwarze Elster und ihrer Einzugsgebiete, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam, Bd. 23 (11), 1999
- Landesumweltamt Brandenburg: Schwermetallgehalte brandenburgischer Böden, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam, 1997, 42 S.
- Landesumweltamt Brandenburg: Die sensiblen Fließgewässer und das Fließgewässerschutzsystem im Land Brandenburg, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam, 1998, 132 S.
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Gewässergütekarte des Landes Nordrhein-Westfalen M 1 : 300.000, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 1997
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen - Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen (LUA-Merkblätter: Nr. 17), Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 1999, 87 S.
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens, Teil 1: Kleine bis mittelgroße Fließgewässer (LUA-Merkblätter: Nr. 16), Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 1999, 237 S.
- LAWA: Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Kompendium (Bearbeitungsstand: 18.11.2001), 2001, 81 S., (noch unveröff.)
- LAWA: Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - chemische Gewässergüteklassifikation, LAWa (Hrsg.), Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 1998, S. 1-35
- LAWA: Die Beschaffenheit der großen Fließgewässer Deutschlands, LAWa (Hrsg.), Berlin, 1997, 11 S.
- LAWA: Die Hauptströme der Flussgebiete Deutschlands, LAWa 97-3, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, (03) 1997
- LAWA: Erprobung von Zielvorgaben für gefährliche Stoffe an ausgewählten Fließgewässern, in: UBA-Texte 14/97, Berlin, 1997, 163 S.
- LAWA: Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland - Bestandsaufnahme der Untersuchungsprogramme zur Gewässergüteüberwachung, in: LAWa (Hrsg.), Stuttgart, 1993, 97 S.
- LAWA: Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland, LAWa 97-2, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 1997
- LAWA: Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland, LAWa 99-1, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 1999
- LAWA: Gewässerbewertung - stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998, LAWa (Hrsg.), Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 1999, 74 S.
- LAWA: Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland: Biologische Gewässergütekarte 1995, LAWa (Hrsg.), Berlin, (1) 1996, 52 S.
- LAWA: Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland: Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland - Karten der Wasserbeschaffenheit 1987 - 1996, LAWa (Hrsg.), Kulturbuchverlag Berlin, Berlin, 1999, 182 S.
- LAWA: Gewässergütebericht 1996/1997, Umweltministerium Mecklenburg/Vorpommern, Schwerin, (12) 1998

- LAWA: Nationale Gewässerschutzkonzeption - Aktuelle Schwerpunkte, LAWA 96-1, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 1996
- LAWA: Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Bd. 1, LAWA 97-1, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 1997
- LAWA: Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Bd. 2, LAWA 98-2, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 1998
- LAWA: Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Bd. 3, LAWA 98-3, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 1998
- Lide, D. R.: Handbook of Chemistry and Physics, 78th ed. (Vanadium - Chemical fact sheet), CRC Publishers, London-Boca Raton, 1997, S. 1-6
- Lide, D. R.: Handbook of Chemistry and Physics, 78th ed. (Titanium - Chemical fact sheet), CRC Publishers, London-Boca Raton, 1998, S. 1-4
- Liebert, J.; Fuchs, S.; Hahn, H.; Hillenbrand, T.: Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte, KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, Nr. 8, 2000, S. 1166-1171
- Lorz, C.: Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge (Diss.), Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, in: UFZ-Bericht 03/1999
- Madison, R. J., Brunett, J. O.: Overview of the occurrence of nitrate in groundwater of the United States. US Geol. Surv., Water-Supply, paper 2275, 1985
- Markard, C. et al.: Die neue Wasserrahmenrichtlinie (I), wwt-awt Wasserwirtschaft/Wassertechnik, (8) 1999, S. 32-34
- Matschullat, J. et al.: Schwermetalle und Grundwasserversauerung - Untersuchungen zum Verhalten von Schadstoffen in bewaldeten Ökosystemen im Harz, Z. dt. Geol. Ges., Bd. 141, 1990, S. 139-150
- Matschullat, J.; Heinrichs, H.; Schneider, J.; Ulrich, B.: Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität - Ergebnisse interdisziplinärer Forschung im Harz, Springer-Verlag, Heidelberg, 1994, 48 S.
- Matschullat, J.; Heinrichs, H.; Schneider, J.; Ulrich, B.: Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Bd. 1, Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 1993
- Matschullat, J., Ottenstein, R., Reimann, C.: Geochemical background - can we calculate it?, Environ. Geol. (9) 2000, S. 990-1000
- Meißner, R.; Guhr, H.; Krönert, R.: Zusammenstellung der vom UFZ sowie von Partnereinrichtungen durchgeführten Untersuchungen an Kleineinzugsgebieten der Elbe, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (Hrsg.), UFZ-Bericht Nr. 21, Leipzig, 1994, 62 S.
- Meißner, R.; Rupp, H.; Schonert, P.; Seeger, J.; Braumann, F.; Müller, H.: Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Drömling auf den Stickstoffgehalt im Boden sowie im Grund- und Oberflächenwasser, GKSS-Forschungszentrum (Hrsg.), GKSS-Bericht 95/E/18, Geesthacht, 1995, 11 S.
- Merkel, B.; Sperling, B.: Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teile I und II. in: Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), Hefte 110 u. 117, Wirtsch.- und Verlagsges. Gas und Wasser, Bonn, 1996/1998
- Meyer, E.; Schwoerbel, J.; Tillmanns, G.C.: Physikalische, chemische und hydrographische Untersuchungen eines Mittelgebirgsbaches: Ein Beitrag zur Typisierung kleiner Fließgewässer, Aquatic Sciences, Basel, 1990, S. 237-255
- Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen: Badege- wässer in Nordrhein-Westfalen, Umweltministerium Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Düsseldorf, 2000, S. 1-5

- Müller, A.; Grabemann, I.; Krohn, J.; Kunze, B.; Lobmeyr, M.: Modellierung des Transportes von Wasserinhaltsstoffen in Fließgewässern unter besonderer Berücksichtigung des Schwebstoffes, GKSS-Forschungszentrum (Hrsg.), GKSS-Bericht 91/E/75, Geesthacht, 1991, S. 5
- Müller, K.: Hydrogeologische Untersuchungen im Kristallin am Rand der Bodenwöhrer Senke unter besonderer Berücksichtigung von Stoffein- und -austrägen, GSF-Forschungszentrum (Hrsg.), GSF-Bericht Nr. 25, Neuherberg, 1991, S. 152-189
- Niedersächsisches Amt für Landesplanung und Statistik: Die Geologie und die Lagerstätten des Harzes im Überblick, M 1 : 200.000, Niedersächsisches Amt für Landesplanung und Statistik, Hannover, 1987
- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie: Gewässergütekarte 1995, M 1 : 500.000, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hannover, 1996
- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (2001): Umweltdaten aus Niedersachsen. CD-ROM.
- Niedersächsisches Umweltministerium: Umweltbericht der Niedersächsischen Landesregierung 1993/1994, Niedersächs. Umweltministerium (Hrsg.), Hannover, 1995, 187 S.
- Nixdorf, B.; Rücker, J.: Bewertungen von Gewässerzuständen anhand der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton nach der EU-WRRL - Grenzen und offene Fragen, DGL, 1999, S. 153-162
- Norra, S. et al.: Untersuchung zur Ableitung von geogenen Hintergrundwerten für die Fließgewässer in Baden-Württemberg, Landesamt für Umwelt und Geologie, Karlsruhe, 2000, 74 S.
- Orendt, C.: Biologische Indikatoren in der Kleingewässern der Dübener Heide und der Dahleiner Heide, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (Hrsg.), UFZ-Bericht Nr. 2, Leipzig, 1996, 90 S. Petto, H.; Fleckseder, H.; Humpesch, U.-H.: Güte des Wassers der Donau im Bereich der Staustufe Altenwoerth (Stromkilometer 1980 - 2007), 2. Teil, Springer-Verlag, Wien, 1991, S. 71-81
- Pelletier, E.: Environmental Organometallic Chemistry of Mercury, Tin, and Lead: Present Status and Perspectives, in: Tessier, A.; Turner, D. R. (Eds.): Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems, in: IUPAC Series on Analytical and Physical Chemistry of Environmental Systems, Vol. 3, John Wiley & Sons, Chichester-New York-Brisbane-Toronto-Singapore, 1995, S. 127
- Pfeiffer, L.; Kurze, M.; Mathe, G.: Einführung in die Petrologie, Akademie Verlag, Berlin, 1981, 632 S.
- Piper, A. M.: A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis, AGU Trans., Vol. 25, 1944, S. 914-923
- Podraza, P.; Ehlert, T.; Sommerhäuser, M., Schuhmacher, H.; Friedrich, G.: Ableitung von Fließgewässertypen und -landschaften am Beispiel der kleinen und mittelgroßen Fließgewässer der Tiefland- und Mittelgebirgsregion Nordrhein-Westfalen, DGL, 1999, S. 86-91
- Pontius, F. W.: Defining a guideline for uranium, J. Am. Water Works Assoc., Vol. 92, 2000, S. 18-24
- Pontius, F. W. et al.: Regulatory update for 2001 and beyond (U.S.-EPA's drinking water regulatory agenda), J. Am. Water Works Assoc., Vol. 93, 2001, S. 66-80
- Prange, A.; Furrer, R.; Einax, J. W.: Die Elbe und ihre Nebenflüsse - Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven, GFA Abwassertechnik e. V., ATV-DVWK, Hennef, 2000, S. 104-106
- Prange, A.; von Tümpling, W.; Niedergesäß, R.; Jantzen, E.: Die gesamte Elbe auf einen Blick: Elementverteilungsmuster der Elbe von der Quelle bis zur Mündung, GKSS-Forschungszentrum (Hrsg.), GKSS-Bericht 95/E/57, Geesthacht, 1995

- Projektverbund Spree: Zwischenbericht: Untersuchungen zur Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spree, Projektverbund Spree, Aachen, 2000
- Rahm, H.; Münzinger, A.; Büther, H, Ostermann, K.: Projekt zur Langzeit-Untersuchung des Sanierungserfolges der Emscher, Vom Wasser, 1997, S. 149-160
- Rat der Europäischen Gemeinschaften: Gemeinsamer Standpunkt (EG) Nr. 41/1999, vom Rat festgelegt am 22. Oktober 1999 im Hinblick auf den Erlaß der Richtlinie 1999/.../EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft, in: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften C 343 (Mitteilungen) vom 30.11.1999
- Rechenberg, J.; Markard, C.; Irmer, U.: Die neue Wasserrahmenrichtlinie (II), wwt-awt Wasserwirtschaft/Abwassertechnik, (1) 2000, S. 41-42
- Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie: Geologische Übersichtskarte des Freistaates Sachsen M 1 : 400.000, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), Dresden, 1994
- Salomons, W.; Förstner, U.: Metals in the Hydrocycle, Springer-Verlag, Berlin, 1984
- Schäfers, C.: Darstellung und vergleichende Bewertung nationaler und internationaler Ansätze zur Klassifizierung der Beschaffenheit von Fließgewässern, UBA-Texte 21/99, Berlin, 1999, 202 S.
- Scharf, B.W.; Ehlscheid, T.: Extensivierung der Fischerei - ein Beitrag zur Oligotrophierung von Seen, GKSS-Forschungszentrum (Hrsg.), GKSS-Bericht 93/E/87, Geesthacht, 1993, S. 5
- Scharf, W.: Aufgaben und Ergebnisse des limnologischen Meßprogrammes "Große Dhünn-Talsperre", Wasserbau-Mitteilungen der TH Darmstadt, 1989, S. 65-77
- Schaumburg, J.: Ökologische Bewertung voralpiner Kleinseen I: das Pelagial - Chemisch-physikalische Situation und Plankton im Überblick, DGL, 1999, S. 179-183
- Scheffer, F.; Schachtschabel, P.: Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 1998, S. 326-360
- Schlee, D.: Ökologische Biochemie, Gustav Fischer Verlag, Jena, 1986, S. 117-149
- Schleyer, R.; Kerndorff, H.: Die Grundwasserqualität westdeutscher Grundwasserressourcen., Verlag für Chemie (VCH), Weinheim, 1992
- Schneider, H.: Sammlung geologischer Führer: Saarland, Gebrüder Bornträger, Berlin, 1991, 271 S.
- Schönwiese, C.-D.: Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler, Gebrüder Bornträger-Verlag, Stuttgart, 2000, S. 42
- Schroeder, J.H.: Geologie von Berlin und Brandenburg - Nr. 4: Potsdam und Umgebung, Geowiss. Berlin & Brandenburg, Selbstverlag, Berlin, 1997, 200 S.
- Schroeder, J.H.; Nowel, W.: Geologie von Berlin und Brandenburg - Nr. 5: Lübbenau - Calau, Geowiss. Berlin & Brandenburg, Selbstverlag, Berlin, 1995, 282 S.
- Schudoma, D. et al.: Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink, UBA-Texte 52/94, Berlin, 1994, 131 S.
- Schuhkraft, S.: Zustanderfassung und ökologische Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe eines Geoinformationssystems am Beispiel der Hache (Niedersachsen), Bremer Beiträge zur Geographie und Raumplanung, Bremen, 1998, 159 S.
- Schulz, C.-J.: Auswirkungen rückläufiger Salzgehalte auf die Ökologie in Nordthüringen, Wasser & Boden, 2000, S. 27-33
- Schwörbel, J.: Einführung in die Limnologie, 8. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1999
- Seim, R.; Tischendorf, G: Grundlagen der Geochemie, Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, 1990, 632 S.

- Sommerhäuser, M., Ahn, B.; Pottgießer, T., Schuhmacher, H.: Abiotische und biotischer Erklärungsmuster einer Fließgewässer-Typologie für die Norddeutsche Tiefebene, DGL, 1999, S. 91-96
- Sonthheimer, H.; Spindler, P.; Rohmann, U.: Wasserchemie für Ingenieure, ZfGW-Verlag, Frankfurt/Main, 1980
- Sperber, H.; Hohenberger, E.; Merkel, H.: Geologisch-botanische Streifzüge durch Nordostbayern, Oberfränkische Verlagsanstalt, Hof, 1991, 110 S.
- Steinberg, C.: Streß in limnischen Ökosystemen. Neue Ansätze in der ökotoxikologischen Bewertung von Binnengewässern, Parey Buchverlag, Berlin, 2001, 289 S.
- Steinberg, C.; Schönfelder, I.: Ökologische Regulation in Binnengewässern: gelöste Huminstoffe - II: Klimaeinflüsse, Blackwell Wissenschaftsverlag, 2001, S. 37-41
- Stumm, W.; Morgan, J.J.: Aquatic Chemistry - An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters, John Wiley & Sons, New York, 1981, 780 S.
- Symader, W., Bierl, R., Strunk, N.: Die zeitliche Dynamik des Schwebstofftransports und seine Bedeutung für die Gewässerbeschaffenheit, Vom Wasser, 77, 1991, S. 159-169
- Tackmann, S.; Klausmeier, P.: Morphologische und vegetationskundliche Typenbildung für das Gewässerumfeld von kleinen und mittelgroßen Tieflandbächen am Beispiel Nordrhein-Westfalen, DGL, 1999, S. 96-101
- Thienemann, A: Physikalische und chemische Untersuchungen in den Maaren der Eifel, Naturhistorischer Verlag Preußen-Rheinland-Westfalen, 1914/1915, S. 249-300
- Thüringer Landesanstalt für Bodenforschung: Thüringen: Geologische Übersicht M 1: 400.000, Justus Perthes Verlag, Gotha, 1993
- Thüringer Landesanstalt für Umwelt (TLU): Bericht zur Entwicklung der Umwelt in Thüringen 2000 - Zahlen, Daten, Fakten, TLU (Hrsg.), Jena, 2000, 168 S.
- Trinkwasserverordnung (früher TVO, nunmehr TrinkwV): Die Trinkwasserverordnung (novelliert 2001), in: Bundesgesetzblatt Jahrgang, 2001, Teil I, Nr. 24, Bonn, 28.05.2001
- Turekian, K. H.; Wedepohl, K. H.: Distribution of the elements in some major units of the Earth crust, Bull. Geol. Soc. Am., Vol. 72, 1961, S. 175-192
- Udluft, P.: Abschlußbericht zur Ermittlung des Streuwasseranteils in den Mittelstreuer Quellen, Geologisches Institut der Universität Würzburg, Würzburg, 1994, 31 S.
- Udluft, P.; Pötzl, D.: Durchfluß- und Sorptionsverhalten ausgewählter geologischer Einheiten gegenüber organischen und anorganischen Modellschubstanzen, BayFORREST, Abschlußbericht zum Projekt F22, 80 S.
- Umweltamt Saarland: Gewässergütekarte des Saarlandes 1995, <http://www.umweltserver.saarland.de>
- Umweltbundesamt: Erprobung von Zielvorgaben für gefährliche Stoffe an ausgewählten Fließgewässern, UBA (Hrsg.), UBA-Texte 14/97, Berlin, 1997, 163 S.
- Umweltministerium Baden-Württemberg: Hydrochemische Typisierung von Baggerseen der Oberrheinebene anhand der Hauptionen HCO₃, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, in: Handbuch Wasser, LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe, 74 S.
- Umweltministerium Baden-Württemberg: Ökologische Bewertung von Fließgewässern in der Europäischen Union und anderen Ländern, in: Handbuch Wasser, LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe, 60 S.
- Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern: Umweltbericht 1998, Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Schwerin, 1998, 129 S.
- Umweltministerium Niedersachsen: Wasserversorgung in Niedersachsen, Umweltministerium Niedersachsen (Hrsg.), Hannover, 1988, 78 S.
- Voigt, H. J.: Hydrogeochemie, Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, 1989, 310 S.
- Wachs, B.: Ökobewertung der Schwermetallbelastung von Fließgewässern, Münchner Beitr. Abwasser-Fischerei-Flußbiol., 1991, S. 295-297

- Wachs, B.: Ökologisch erarbeitete Schwermetall-Qualitätsziele für Nutzungsarten des Wassers sowie zum aquatischen Ökosystem- und Artenschutz, gwf-Wasser/Abwasser, Bd. 130, 1989, S. 277-280
- Wallmann, K.: Die Frühdiagenese und ihr Einfluß auf die Mobilität der Spurenelemente As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb und Zn in Sediment- und Schwebstoff-Suspensionen, GKSS-Forschungszentrum (Hrsg.), GKSS-Bericht 90/E/44, 1990, 195 S.
- Wedepohl, K. H.: Handbook of Geochemistry, Vol. II/2, Springer-Verlag, Berlin, 1978
- Wedepohl, K. H.: Die Zusammensetzung der oberen Erdkruste und der natürliche Kreislauf ausgewählter Metalle. in: Merian, E. (Hrsg.): Metalle in der Umwelt, Verlag für Chemie (VCH), Weinheim, 1984, S. 1-10
- Wedepohl, K. H.: The composition of the upper earth's crust and the natural cycles of selected metals. Metals in natural raw materials. in: Merian, E. (Hrsg.): Metals and their compounds in the environment., Verlag für Chemie (VCH), Weinheim, 1991, S. 3-17
- Wedepohl, K. H.: The composition of the continental crust, Geochim. Cosmochim. Acta, Vol. 59, 1995, S. 1217-1232
- Werner, W.; Wodsack, H.-P.: Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR, Schriftenreihe Agrarspektrum, Bd. 22, Gießen, 1994, 243 S.
- Westermann, K.; Näser, K.-H.; Gruhl, K.-H.: Anorganische Chemie. Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, 1966, S. 389-407
- Wiggering, H.; Müller, F.; Schenk, D.: Umweltindikatoren: Problemadäquate Information für die Umsetzung von Umweltqualitätszielen, Z. dt. Geol. Ges., Bd.150, 1999, S. 769-787
- Willmitzer, H.: Qualitätsmanagement und Überwachung von Gewässern mit Hilfe einer autonomen Tiefensonde und Unterstützung der Entscheidungsfindung durch praxisorientierte Wissensbasis, in: Proc. Technologietransfer-Tage Wasser, Erfurt, 1999, 9 S.
- Wirth, K.: Spurenelementgehalte in Quelleqwässern und ihre Beziehungen zum durchflossenen Gestein, Geol. Mitt. [Aachen], 1974, S. 367-388
- Zentrales Geologisches Institut: Grundriß der Geologie der Deutschen Demokratischen Republik, Akademie Verlag, Berlin, 1968, 454 S.
- Ziegler, G.; Gabriel, B.; Schultze, M.: Kartierung ausgewählter versauerungsgefährdeter Gebiete in Mitteleuropa, Thüringer Landesamt für Umwelt und Geologie - TLU (Hrsg.), Jena, 1992, 49 S.

Anhang - Anlage 1: Verwendete Messpunkte der Fließ- und Standgewässer

A-1. Einleitung

Die für die Auswertung verwendeten 620 geeigneten Messpunkte der Fließ- und Standgewässer wurden anhand der Analysenergebnisse aus einer Gesamtzahl von etwa geprüften 4000 Messpunkten evaluiert. In dieser Zusammenstellung befinden sich nur noch die für die statistische Auswertung verwendeten Gewässer, d.h. Gewässer mit dem Status von Referenzgewässern. Diese Gewässer wurden den geologischen bzw. geomorphologischen Einheiten zugeordnet und mit Zuordnung zum Bundesland und der entsprechenden Quelle zusammengestellt. Die Bezeichnungen der Fließgewässerlandschaften orientieren sich an der Zusammenstellung von Herrn Dr. Briem, wurden aber nach geologischen bzw. geochemischen Gesichtspunkten geordnet, um petrografisch, lithologisch oder geochemisch ähnliche Einheiten zusammenfassen zu können. Dies ist insbesondere im Hinblick auf die Charakterisierung geochemisch ähnlicher Quellen für die einzelnen physikalisch-chemischen Kennwerte von Bedeutung. In den zusammenfassenden Tabellen der nachstehenden Kapitel werden folgende Abkürzungen verwendet: uh/ oh = unterhalb/ oberhalb, Qe = Quellentfernung, MP = Messpunkt, BB = Brandenburg, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern, HE = Hessen, MV = Mecklenburg-Vorpommern, NI = Niedersachsen, NW = Nordrhein-Westfalen, RP = Rheinland-Pfalz, SH = Schleswig-Holstein, SL = Saarland, SN = Sachsen, ST = Sachsen-Anhalt, TH Thüringen.

Die ausgewählten Messpunkte befinden sich in der Regel an den Quellen bzw. dem Oberlauf der Gewässer, so dass sie in der Regel dem Gewässerlandschaftstyp eindeutig zugeordnet werden konnten. Einzelne Messpunkte, die im Einzugsgebiet mehrerer Gewässerlandschaften liegen, wurden, wenn die Zuordnung eindeutig möglich war, anhand der für die Messstelle ermittelten Mittelwerte den dominierenden Gewässerlandschaft zugeordnet. Falls keine eindeutige Zuordnung möglich war, wurden die Messstellen nicht verwendet.

A-1.1 Gesamtüberblick über die Fließgewässerlandschaften nach BRIEM (1998)

Die erfassten Messstellen wurden hinsichtlich der in den Kapiteln 3 und 4 genannten Kriterien begutachtet und entsprechend den vorliegenden geologischen Formationen zusammengefasst. Die auf diese Weise als geeignet befundenen Messstellen konnten auch den von BRIEM (1998) eingegrenzten Gewässerlandschaften zugeordnet werden. Allerdings erwies sich die Unterteilung nach BRIEM als unzweckmäßig und für die Zuordnung der Messwerte als zu aufwendig. Aus diesem Grund wurden für eine bessere Handhabbarkeit die Fließgewässerlandschaftstypen unter geologisch-lithologischen Gesichtspunkten entsprechend der zeitlichen Abfolge gegliedert und in der Form weiterverarbeitet. Im Anschluss an die statistische Auswertung der Fließgewässerdaten wurde im Rahmen dieses Projekts ein Vergleich der Ergebnisse der Fließgewässerlandschaften untereinander vorgenommen, um eine mögliche Zusammenfassung solcher entsprechend den Kriterien zu prüfen. Prinzipiell erfolgte die Grundgliederung durch Einordnung der Fließgewässerlandschaften nach silikatischem bzw. karbonati-

schem Einfluss des Gesteins auf die Gewässer. Separat wurden noch die Moore/Moorauen und die Salzlandschaften (Zechstein) berücksichtigt.

Einordnung der Fließgewässerlandschaften nach silikatischem bzw. karbonatischem Einfluss des Gesteins auf die Gewässergüte

Tabelle A1-1: Einordnung der Fließgewässerlandschaften nach silikatischem bzw. karbonatischem Einfluss des Gesteins auf die Gewässergüte

Fließgewässerlandschaften - Legende nach BRIEM	Gewässerlandschaft: Karbonat/ Silikat
Kalkalpen	karbonatisch
Buntsandstein	silikatisch
Grundgebirge - Kalk	karbonatisch
Sandbedeckung	silikatisch
Strandbildung	silikatisch
Flyschalpen	silikatisch
"Pfahl (geologische Besonderheit)"	silikatisch (sauer)
Grundgebirge - Diabas	silikatisch (basisch)
Grundgebirge - Gneis	silikatisch (metamorph)
Grundgebirge - Granit	silikatisch (sauer)
Grundgebirge - Schiefer	silikatisch (metamorph)
Auen über 300 m Breite	silikatisch
Aue: tonig, schluffig	silikatisch
Hochmoor	silikatisch (humos)
Aue, z.T. vermoort/Niedermoor	silikatisch (humos)
Keuper, sandig	silikatisch
Keuper, mergelig-tonig	silikatisch
Grobmaterialaue	silikatisch
Kreide kalkig, mergelig	karbonatisch
Lias und Dogger	silikatisch
Löß über 2 m Mächtigkeit	silikatisch
Malm	karbonatisch
Marsch	silikatisch
Molassealpen	silikatisch
Muschelkalk	karbonatisch
Rotliegendes (Sandsteine, Tonsteine, Konglomerat)	silikatisch
Sander	silikatisch
Ältere Aue	silikatisch
Aue: sandig, lehmig	silikatisch
Aue: kiesig, sandig	silikatisch
Tertiär	silikatisch
Ältere Terrassen	je nach Ausbildung
Zechstein	silikatisch
Niederterrassen	je nach Ausbildung
Altmoränenland-Endmoräne	karbonatisch
Altmoränenland-Grundmoräne	karbonatisch
Jungmoränenland-Grundmoräne	silikatisch
Jungmoränenland-Endmoräne	silikatisch
Basalt	silikatisch (basisch)
Kreide sandig, tonig	silikatisch

A-2. Verwendete Fließ- und Standgewässer je Fließgewässerlandschaft

A-2.1 Quartär

Das Quartär wird in Holozän und Pleistozän gegliedert, wobei das Pleistozän das "Eiszeitalter" umfasst. Der Zeitraum des Holozäns umfasst den gesamten Zeitabschnitt der Nacheiszeit bis zu aktuellen geologischen Bildungen, wie beispielsweise Küstenerosion, Flusslaufveränderungen durch Erosion und die Bodenbildung (z.B. durch Verwitterung des Grundgebirges).

In den folgenden Kapiteln sind die quartären Bildungsräume nach Alter bzw. morphologischer Beschaffenheit untergliedert. Die Südgrenze der nordischen Geschiebe am Nordhang der deutschen Mittelgebirge wird in der Quartärgeologie als Feuersteinlinie bezeichnet, die gleichzeitig als Kriterium für die maximale südliche Ausdehnung des quartären skandinavischen Inlandeises gilt. Die geomorphologischen Einflüsse des skandinavischen Inlandeises sind in Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Sachsen sichtbar. Die südlichste Ausdehnung des skandinavischen Inlandeises wurde in Oybin am Fuß des Zittauer Gebirges (Sachsen) nachgewiesen. Die Vereisungsphasen des skandinavischen Inlandeises waren die Elster-Kaltzeit (vor 670.000 bis 500.000 Jahren), die Saale-Kaltzeit (vor 480.000 bis 128.000 Jahren) und die Weichsel-Kaltzeit (vor 20.000 bis 12.000 Jahren).

Im Alpenraum waren die alpinen Vereisungen (Mindel-, Riss- und Würm) das die Morphologie prägende Element. Die Würm-Vereisung, die vor gut 10.000 Jahren zu Ende ging, reichte erheblich weniger weit als die frühere Riss-Vereisung (vor 200.000 bis 125.000 Jahren) und war auch weniger mächtig. Zur Zeit des maximalen Vorstoßes der Würm-Vereisung bedeckte der Rheingletscher als große Eismasse das ganze Bodenseegebiet. Während im Gebiet der Jungmoränenlandschaften die Zeugen des Eiszeitalters in Form von Endmoränenzügen, Sandern, Urstromtälern ausgebildet sind, fehlen im Gebiet der alten Vereisungen solche auffälligen Formen fast vollständig. Die Glazialmorphologie ist dort verwischt, die Geschiebe sind selten und meist auch viel kleiner. Im Alpenraum werden unter dem Begriff Jungmoränenlandschaften die Bildungen der Würm-Eiszeiten (Ende etwa vor 10.000 Jahren) zusammengefasst, während die Altmoränen-Landschaften die älteren bereits überprägten Altmoränen-Landschaften der Riss-Eiszeit darstellen. Der Hauptunterschied in der Geochemie bzw. Petrografie der Jungmoränen- und Altmoränenlandschaften liegt darin, dass die Würm-Schotter frischer und seltener verfestigt sind, während die der Riss-Eiszeit zunehmend karbonatisch verkittet und die Einzelgerölle stärker zersetzt sind.

Zum Quartär gehören die entsprechend der Gliederung von BRIEM ausgehaltenen Niederterassen, Altmoränenland-Endmoränen, Altmoränenland-Grundmoränen, Jungmoränenland-Grundmoränen, Jungmoränenland-Endmoränen, Moore und Moorauen, Löss, Sander und ältere Terrassen.

A-2.1.1 Terrassen

Terrassen sind Talstufen, die durch Einschneiden (Erosion) eines Flusses in Gesteine des Untergrundes oder in seine eigenen Ablagerungen entstanden sind. Es sind holozäne, d.h. nach-eiszeitliche Bildungen, die durch die Wechselwirkung von Seiten- bzw. Tiefenerosion entstanden. Je nach Lage vom Talboden unterscheidet man Hoch-, Mittel- und Niederterrasse. Die abgelagerten Sedimente werden als Schotter- oder Terrassenkörper bezeichnet. Die geochemische Zusammensetzung des Schotters hängt von der Beschaffenheit der unterlagernden Gesteine ab. Niederterrassen sind in Deutschland insbesondere an Rhein und Neckar verbreitet. Ältere Terrassen entstanden während der Eiszeiten durch Schotterablagerungen der großen Flüsse wie Rhein und Donau. Sie sind vor allem in Süddeutschland im Alpenvorland verbreitet, wo große flache Ablagerungsflächen vorhanden waren. Die geochemische Zusammensetzung des Schotters hängt von der Zusammensetzung des geologischen Untergrundes ab, ist aber zumeist silikatisch. Folgende anthropogen unbeeinflusste Gewässer konnten in den Terrassen verwendet werden:

Tabelle A1-2: Gewässer in den Terrassen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
SN	Pulsnitz	uh Mündung Otterbach	LfUG Dresden
BW	Baggerseen, Niederterrassen	Oberreinebene mehrere Messpunkte	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Handbuch Wasser 2: Hydrochemische Typisierung von Baggerseen der Oberreinebene anhand der Hauptionen HCO_3 , Cl, SO_4 , Mg, Na, K.
BW	Baggerseen, Grabenrandbereich	Oberreinebene mehrere Messpunkte	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Handbuch Wasser 2: Hydrochemische Typisierung von Baggerseen der Oberreinebene anhand der Hauptionen HCO_3 , Cl, SO_4 , Mg, Na, K.

A-2.1.2 Moränen

Der Begriff Moräne umfasst den gesamten Gesteinsschutt, den (pleistozäne) Gletscher mitführen oder ablagern. Es handelt sich dabei um Gesteinsabrieb vom geologischen Untergrund, der beim Transport im Gletscher zerkleinert wird. Die Endmoräne ist dabei der Anteil des Gesteinsschuttes, der sich vor dem Stirnrand eines Gletschers ausbreitet. Die Grundmoräne zwischen Eis und Gletscheruntergrund besteht aus Grundschant, der durch die mechanische Tätigkeit des Gletschers vom Untergrund losgelöst wurde, und aus Oberflächenschutt. Dieses Material bleibt beim Abschmelzen des Gletschers flächenhaft ausgebreitet ungeschichtet liegen. Hauptunterschied zwischen dem Schutt der Endmoräne und der Grundmoräne besteht in der Korngrößenverteilung. Die geochemische Zusammensetzung ist sehr ähnlich.

Geomorphologisch sind Grund- und Endmoränen in der Landschaft als flachwellige Hügel zu erkennen. Sie sind insbesondere in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern verbreitet. Des weiteren finden sich Jungmoränen im würmzeitlichen Voralpengebiet. Aufgrund der Herkunft des Gesteinsschuttes ist die geochemische Zusammensetzung der vom skandinavischen Inlandeis angelegten Moränen recht vielfältig, in erster Linie kommen jedoch verschie-

dene Silikate vor (Quarz, Feldspäte, Glimmer). Die Altmoränenlandschaft ist als oberflächlich aufgeschlossene Mindel-Moränen in Bayern und Schwaben im Alpenvorland verbreitet. Sie bildet einen west-ost verlaufenden Streifen zwischen dem tertiären Hügelland und der südlichen Jungmoränenlandschaft. Des weiteren kommen Altmoränenlandschaften in Niedersachsen und Nordbrandenburg bzw. Mecklenburg-Vorpommern vor (Fläming, Altmark, Nordsee). Die Altmoränenlandschaft wurde in der Würmeiszeit ausgebildet. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten in Moränen verwendet werden:

Tabelle A1-3: Gewässer in Moränen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BW	Bodensee		Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 48
BY	Wörthersee	bei München	UBA, FKZ 29924274, Seenzustand in Deutschland
BY	Isar	F105 Baierbrunn oh. Ausleitung	LAWA (Biologie-Vorhaben)
BY	Waginger See		Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Woerthsee		Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BB	Plane oh. Raben	PL_0010	Landesumweltamt Brandenburg
BB	Baitzer Bach bei Baitz	BAIB_0010	Landesumweltamt Brandenburg
BB	Nonnenfließ oh. Spechthausen	NOFL_0010	Landesumweltamt Brandenburg
BB	Strom Boizenbrg Mühle	STRO_0010	Landesumweltamt Brandenburg
BB	Stechlinsee	STE01	LAWA
MV	Kiessee Dreenkögen		Literatur (Umweltbericht MV 96/97)
MV	Reitbahnsee		Literatur (Umweltbericht MV 96/97)
MV	See	Schwarzer Peter	Literatur (Umweltbericht MV 96/97)
MV	Kl. Torfsee	Schwaan	Literatur (Umweltbericht MV 96/97)
MV	Kl. Torfstich	Bad Sülze	Literatur (Umweltbericht MV 96/97)
MV	Kiessee	Dreenkrögen	Literatur (Umweltbericht MV 96/97)
MV	Kiessee	Pinnow	Literatur (Umweltbericht MV 96/97)
MV	Reitbahnsee		Literatur (Umweltbericht MV 96/97)
MV	Klein Stubben		Literatur (Umweltbericht MV 96/97)
MV	Kiessee	Zirkow	Literatur (Umweltbericht MV 96/97)
MV	Breiter Luzin	Breiter Luzin	Literatur (Umweltbericht MV) LUNG Seenkataster MV, Ergebnisbericht 1999: Künstliche Calcitfällung und Tiefenwasserbelüftung im Schmalen Luzin (Mecklenburg-Vorpommern)
MV	Schmaler Luzin	Mittelbecken	Literatur (Umweltbericht MV) LUNG
MV	Schmaler Luzin	Carwitzer Becken	Literatur (Umweltbericht MV) LUNG
MV	Schmaler Luzin	Schmaler Luzin	Seenkataster MV, Ergebnisbericht 1999: Künstliche Calcitfällung und Tiefenwasserbelüftung im Schmalen Luzin (M-Vp)
MV	Tollensesee	Tollensesee	Literatur (Umweltbericht MV) LUNG

Fortsetzung Tabelle A1-3: Gewässer in Moränen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
MV	Dreiersee		Seenkataster MV
MV	Großer Mechowsee		Seenkataster MV
MV	Schaalsee	Rethwiesentief	Seenkataster MV
MV	Schaalsee	Zarrentiner Becken	Seenkataster MV
MV	Waschsee		Seenkataster MV
MV	Briesnitzer Bach	Hagen	StAUN Stralsund
SH	Bach Hahnheide		Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
SH	Bach im Riesewohld		Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
SH	Hellbach		Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
SH	Hellthalbach		Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
SH	Kirchweddelbek		Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
SH	Limbrooksbek		Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
SH	Wisbek	Freudenberg	Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
BB	Talsperre Spremberg	Spremberg	Projektverbund Spree: Untersuchungen zur Gewässerbeschafftheitsentwicklung der Spree. Erster Zwischenbericht
BB	Neuendorfer See	n von Lübben	Projektverbund Spree: Untersuchungen zur Gewässerbeschafftheitsentwicklung der Spree. Erster Zwischenbericht
BB	Glower See	Glowe	Projektverbund Spree: Untersuchungen zur Gewässerbeschafftheitsentwicklung der Spree. Erster Zwischenbericht
MV	Zwirnsee	Nationalpark Müritz	Nationalparkamt Müritz, Untere Forst- u. Untere Naturschutzbehörde
MV	Kramsee	Nationalpark Müritz	Nationalparkamt Müritz, Untere Forst- u. Untere Naturschutzbehörde
MV	Bullowsee	Nationalpark Müritz	Nationalparkamt Müritz, Untere Forst- u. Untere Naturschutzbehörde
MV	Krummer See (Zwenzow)	Nationalpark Müritz	Nationalparkamt Müritz, Untere Forst- u. Untere Naturschutzbehörde
MV	Krebssee	Nationalpark Müritz	Nationalparkamt Müritz, Untere Forst- u. Untere Naturschutzbehörde
MV	Janker See	Nationalpark Müritz	Nationalparkamt Müritz, Untere Forst- u. Untere Naturschutzbehörde
MV	Techentinsee	Nationalpark Müritz	Nationalparkamt Müritz, Untere Forst- u. Untere Naturschutzbehörde
MV	kleiner Bodensee	Nationalpark Müritz	Nationalparkamt Müritz, Untere Forst- u. Untere Naturschutzbehörde
MV	Weißer See	Nationalpark Müritz	Nationalparkamt Müritz, Untere Forst- u. Untere Naturschutzbehörde
MV	Tonloch	Nationalpark Müritz	Nationalparkamt Müritz, Untere Forst- u. Untere Naturschutzbehörde

A-2.1.3 Sander

Sander sind große Schotter- bzw. Sandflächen, die sich vor den Endmoränen des pleistozänen Inlandeises bildeten. Ihr Material wurde durch das Schmelzwasser aus dem Moränenmaterial ausgewaschen. Aus diesem Grund bestehen die abgelagerten Sande bzw. Schotter in erster Linie aus Quarz, es kommen aber auch Feldspäte (Tektosilikate) und Tonminerale (Schichtsilikate) vor. Die deutschen Sander befinden sich entsprechend der Verbreitung des Inlandeises in Nord- und Mitteldeutschland (Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern). Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten in den Sanderflächen verwendet werden:

Tabelle A1-4: Gewässer im Sander

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BB	Küstrinbach bei Küstrinchen	KÜSTRB_0020	Landesumweltamt Brandenburg

A-2.1.4 Moore und Moorauen

Je nach Pflanzengemeinschaft und Stand des Wasserspiegels werden Flach-, Zwischen- und Hochmoore unterschieden. Die Humusmassen der Moore werden als Torf bezeichnet. Gegenwärtig stellen Torfe die geologisch jüngsten Humusgesteine dar und haben holozänes, selten pleistozänes Alter. Hauptverbreitungsgebiete der deutschen Moore sind Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließgewässer konnten in den Mooren und Moorauen verwendet werden:

Tabelle A1-5: Gewässer in Mooren und Moorauen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
NI	rechter Gerdau-Zufluss	sw Gerdau (88, 89)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	Ahle	nw Schönhagen (172)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NW	Lister		Ruhrverband
NW	Valme		Ruhrverband
SN	Wilzsch	Zufluss TS Carlsfeld (1/011)	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
SN	Bach Südost	Zufluss TS Carlsfeld (1/011)	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
SN	Rote Mulde	Zufluss TS Muldenberg (1/016)	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
SN	Weißer Mulde	Zufluss TS Muldenberg (1/012)	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
SN	TS Muldenberg	WW Muldenberg (2/901)	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
SN	TS Carlsfeld	WW Carlsfeld (2/901)	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
	Hochmoor		Moor- und Torfkunde (Karlhans Göttlich, Schweitzerbart, 1990)
	Niedermoor		Moor- und Torfkunde (Karlhans Göttlich, Schweitzerbart, 1990)

A-2.1.5 Auen

Unter Auen werden die aus holozänen fluviatilen Sedimenten aufgebauten Talsohlen von Flüssen und Bächen verstanden, soweit sie (ohne Berücksichtigung von Deichen) von Hochwässern überschwemmt sein können. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließgewässer konnten in den Auen verwendet werden:

Tabelle A1-6: Gewässer in den Auen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
NI	Zorge	s Zorge (309)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	Sieber	nö Herzberg am Harz (251)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	rechter Oder-Zufluss	nö Scharzfeld (256)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Warme Bode-Zufluss	nö Braunlage (265)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
BW	Baggerseen, Auen	Oberreinebene	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Handbuch Wasser 2 Hydrochemische Typisierung von Baggerseen der Oberreinebene anhand der Hauptionen HCO ₃ , Cl, SO ₄ , Mg, Na, K.
ST	Bode*	Quedlinburg	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF), Sickerwasserprobe aus dem
ST	Bode*	Oschersleben	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF), Sickerwasserprobe aus dem Auelehmhorizont
ST	Bode*	Staßfurt	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF), Sickerwasserprobe aus dem Auelehmhorizont
ST	Bode*	Nienburg	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF), Sickerwasserprobe aus dem Auelehmhorizont
TH	Gera	Arnstadt	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Gera	Erfurt	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)

Fortsetzung Tabelle A1-6: Gewässer in den Auen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
TH	Helbe	Grünstedt	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Helme	Nordhausen	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Helme	Allstedt	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Helme	Schaafsdorf	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Ilm	Ilmenau	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Ilm	Stadtilm	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Ilm	Bad Berka	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Ilm	Weimar	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Ilm	Apolda	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Ilm	Grossheringen	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
SN	Pleiße	Altenberg	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
SN	Pleiße	Makleeberg	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
BY	Saale	Hof	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)

Fortsetzung Tabelle A1-6: Gewässer in den Auen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
TH	Saale	Hirschberg	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Saale	Blankenstein	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Saale	Ziegenrück	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Saale	Saalfeld	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Saale	Rudolstadt	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Saale	Orlamünde	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Saale	Jena	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Saale	Dornburg	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Saale	Grossheringen	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
ST	Saale	Bad Kösen	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
ST	Saale	Naumburg	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
ST	Saale	Weissenfels	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
ST	Saale	Könnern	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)

Fortsetzung Tabelle A1-6: Gewässer in den Auen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
ST	Saale	Bernburg	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
ST	Saale	Calbe	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Schwarza	Bad Blankenburg	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Thüringer Wipper	Bleichrode	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Thüringer Wipper	Sodershausen	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Thüringer Wipper	Günserode	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Thüringer Wipper	Kindelbrück	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Unstrut	Dingelstädt	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Unstrut	Altengottern	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Unstrut	Nägelstedt	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
ST	Unstrut	Großvargula	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Unstrut	Straußfurt	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Unstrut	Sömmerda	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)

Fortsetzung Tabelle A1-6: Gewässer in den Auen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
TH	Unstrut	Kindelbrück	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Unstrut	Heldrungen	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Unstrut	Artern	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
ST	Unstrut	Wiehe/Roßleben	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
ST	Unstrut	Freyburg	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
SN	Weißer Elster	Talsp. Pirk	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
SN	Weißer Elster	Berga	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
TH	Weißer Elster	Gera	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
SN	Weißer Elster	Pegau	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
SN	Weißer Elster	Leipzig	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
ST	Weißer Elster	Halle	Die Belastung der Elbe - Teil 2. Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (BMBF)
BB	Unteres Odertal	bei Schwedt	Engelhardt, Ch. Et al. (1999): Bilanzierung des Rückhaltevermögens von regulierten Überschwemmungsflächen im Unteren Odertal. In: Friese, K. et al. (1999): Stoffhaushalt von Auen-ökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen.

* Sickerwasserproben, die unterhalb der Fließgewässersohle aus dem Auelehmhorizont gewonnen wurden

A-2.1.6 Löß

Löß ist ein poröses ungeschichtetes äolisches Sediment, das hauptsächlich aus Quarz, Feldspat und Kalkanteilen besteht. In Oberflächennähe kann der Löß seinen Kalkanteil verlieren, da die Silikate in Tonsubstanz verwittern. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließgewässer konnten im Löß verwendet werden:

Tabelle A1-7: Gewässer im Löß

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
NI	Altenau-Oberlauf	Elm ö Schöppenstedt (5, 6)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	rechter Holzminde-Zufluss	Solling ö Holzminden (9)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	Dammbach	w Schöningen (101)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	Oberlauf Haller	n Osterwald (112)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Hase-Zufluss	nö Dissen (136)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	Lorrau-Bach	sw Polle (158)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Gande-Zufluss o linker Grande-Zufl.	n Bad Gandersheim (222)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Nette-Zufluss	w Groß Rhüden (226)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	Ortshäuser Bach	nw Langelsheim (228)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Lamme-Zufluss	nw Bad Salzdetfurth (274)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	Dammbach	w Schöningen (283)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Lorrabach-Zufluss	w Polle (286)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	rechter Weser-Zufluss	s Bodenwerder (287, 288)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Innerste-Zufluss	n Langelsheim (295)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)

A-2.2 Tertiär

A-2.2.1 Sandiges Tertiär

Die Sedimente, in erster Linie Sande, Kiese und Schluffe, des sandigen Tertiärs entstanden im norddeutschen Raum vornehmlich marin, nach Süden schließen sich brackische, limnische und terrestrische Bereiche an. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten im sandigen Tertiär verwendet werden:

Tabelle A1-8: Gewässer im sandigen Tertiär

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
SN	Grundbach	bei Tagebaurestloch-see Olbersdorf	Prof. Dr. Ender, Hochschule Zittau/Görlitz
SN	Zinnbach	Chrimmitschau	Altdaten, Wismut GmbH
BY	Bach West	BW 1	GSF-Bericht 7/98
BY	Bach West	BW 4 (Teufelsweiher)	GSF-Bericht 7/99

A-2.2.2 Basaltoide Gesteine (Basalt)

Die Gruppe der basaltoiden Gesteine umfasst Basalt, Diabas, Nephelinit, Olivinbasalt, Phonolith und Andesit. Es sind basische Ergussgesteine mit den Hauptbestandteilen Plagioklas, Pyroxen und Magnetit. Nebengemengteile sind Olivin, Hornblende und Biotit. In Deutschland gibt es verschiedene Vorkommen basaltoider Gesteine, in erster Linie als Folge des tertiären Vulkanismus. Sie sind in Hessen (Siebengebirge, Westerwald, Vogelsberg, Rhön, Knüll, Habichtswald), Bayern, Eifel, Thüringen (Heldburger Gangschar) und Sachsen (Stolpen, Scheibenberg) verbreitet. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten in den Basaltvorkommen verwendet werden:

Tabelle A1-9: Gewässer in Basalt

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
HE	Nidda	Unterschnitten (f25)	Hessische Landesanstalt für Umwelt (CD-Rom)
HE	Nidda	Schotten (f26)	Hessische Landesanstalt für Umwelt (CD-Rom)
RP	Kleine Nister	Nisterberg	Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz
ST	Warme Bode	Königshütte	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
ST	Kalte und Warme Bode	Zusammenfluss Kalte und Warme Bode	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
ST	Zulauf Überleitungssperre	uh Zusammenfluss Kalte u. Warme Bode	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
ST	Warme Bode	Probe 6142	Literaturdaten aus Diss. von Roostai (1997)
ST	Warme Bode	Probe 6269	Literaturdaten aus Diss. von Roostai (1997)
ST	Warme Bode	Probe 6276	Literaturdaten aus Diss. von Roostai (1997)
ST	Warme Bode	Probe 10046, 10047	Literaturdaten aus Diss. von Roostai (1997)
ST	Zilliertalsperre		Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt; Fernwasserversorgung Elbaue - Ostharz GmbH
ST	Rappbode	uh. Trautenstein	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
ST	Rappbodetalsperre		Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt; Fernwasserversorgung Elbaue - Ostharz GmbH

Weitere basische Vulkanitbildungen sind Diabas und die Tuffschlote sowie Maare der Schwäbischen Alb aus dem Miozän.

A-2.3 Kreide

Kreidesedimente sind in Deutschland an Nord- und Ostsee, in Nordbayern (Süddeutsches Schichtstufenland), in Niedersachsen (Münstersches Kreidebecken) sowie in der Sächsischen Schweiz (Sachsen) verbreitet. Es handelt sich um Kalksteine und Sandsteine, die marin oder terrestrisch entstanden sein können. Je nach Bildungsart sind sie kalkig-mergelig (marine Nehrungsbildung) oder sandig-tonig (Transgressionsbildungen oder terrestrische Ablagerungen) ausgebildet.

A-2.3.1 Kreide kalkig, mergelig

Die Ausbildung als feinkörniger weißer Kalkstein (Schreibkreide) findet sich an Nord- und Ostsee. Des weiteren können kalkig-mergelige Kreidesedimente als Plänerkalke und Kalkmergel ausgebildet sein (norddeutsches Tiefland). Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten in den Kreidevorkommen (kalkig, mergelig) verwendet werden:

Tabelle A1-10: Gewässer in der kalkigen Kreide

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
NW	Delecke		Ruhrverband
NW	Quelle Sichtigvor		Ruhrverband
NW	Rammbach		Ruhrverband
NI	rechter Flote-Zufluss	sw Salzgitter (281, 282)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)

A-2.3.2 Kreide sandig, tonig

Sandig-tonige Kreidesedimente bilden das Elbsandsteingebirge (Sachsen) und die subherzyne Kreidemulde. Sie sind als Tonsteine und Sandsteine ausgebildet. Des weiteren kommen die sandig-tonigen Kreidesedimente in Nordbayern (Fränkische Schweiz) und an der Ostflanke der Fränkischen Alb (von Regensburg nach Norden) sowie sie im niedersächsisch-ostwestfälischen Bergland und im norddeutschen Flachland vor. Folgende anthropogen unbeeinflussten Fließ- bzw. Standgewässer konnten in der sandig-tonigen Kreide verwendet werden:

Tabelle A1-11: Gewässer in sandiger Kreide

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
SN	Furtborn	Furtborn	Diplomarbeit Kamprath
SN	Goldborn	Goldborn	Diplomarbeit Kamprath
SN	Ilmquelle	Ilmquelle	Diplomarbeit Kamprath
SN	Quelle am Labyrinth	Quelle am Labyrinth	Diplomarbeit Kamprath
SN	Quelle Mockritz	Quelle Mockritz	Diplomarbeit Kamprath
SN	Richters Born	Richters Born	Diplomarbeit Kamprath
SN	Schiebquelle	Schiebquelle	Diplomarbeit Kamprath
SN	Bärenquelle	Bärenquelle	Diplomarbeit Kamprath
SN	Hirschbrunnen	Hirschbrunnen	Diplomarbeit Kamprath

A-2.4 Jura

Der Jura unterteilt sich in die Abschnitte Lias (Schwarzer Jura), Dogger (Brauner Jura) und Malm (Weißer Jura). Die Begriffsbezeichnungen stehen für die geologische Ausbildung der einzelnen Abteilungen. Schwarzer Jura sind dunkle Tone, brauner Jura eisenführende braune Sandsteine und weißer Jura helle Kalke. Die Kalksteine des oberen Jura bilden oft Karstlandschaften aus, in denen das Niederschlags- und Oberflächenwasser versickert.

Hauptverbreitungsgebiet ist das süddeutsche Schichtstufenland (Schwäbische und Fränkische Alb). Einen Spezialfall bildet das Nördlinger Ries und das Steinheimer Becken, wo die Jura-Gesteine durch einen Meteoriteneinschlag überprägt wurden.

A-2.4.1 Lias und Dogger

Aufgrund der Gliederung der Fließgewässerlandschaft nach BRIEM werden Lias und Dogger in dieser Darstellung aufgrund ihrer silikatischen Grundzusammensetzung zusammengefasst. Der untere Jura (Lias) besteht hauptsächlich aus dunklen Tonsteinen und Mergeln. Sie kommen im Alpenvorland, in Baden-Württemberg und im niedersächsisch-ostwestfälischen Bergland vor. Der mittlere Jura (Dogger) ist durch Brauneisensteinablagerungen gekennzeichnet. Diese sind in tonig-sandige Sedimente eingeschaltet. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten im Lias und Dogger verwendet werden:

Tabelle A1-12: Gewässer in Lias und Dogger

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BW	Mühlbach		Diss. Bauer
BW	Gauchach (M)		Diss. Bauer
BW	Gänsbach		Diss. Bauer
BW	Weilergraben		Diss. Bauer
BW	Tränkebach		Diss. Bauer
BW	Aubach		Diss. Bauer
BW	Krottenbach		Diss. Bauer

Fortsetzung Tabelle A1-12: Gewässer in Lias und Dogger

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BW	Schleifbach		Diss. Bauer
BY	Püttlach	Behringersmühle	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Püttlach	oh. Hedelmühle	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Bayerische Schwarzach	uh. KA Tiefenbach	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Bayerische Schwarzach	Biberbach	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft

A-2.4.2 Malm

Malm ist die Bezeichnung eines kalk- und phosphatreichen Lehmbodens, der namensgebend für die obere Abteilung des Jura war. Im Gegensatz zu Lias und Dogger herrschen im Malm karbonathaltige Gesteine wie Kalksteine und Mergelsteine (zum Teil dolomitisch) und karbonatische Tongesteine vor. Sandig-schluffige Gesteine sind zwar vertreten, aber meist ebenfalls kalkhaltig. Der Malm ist in Deutschland in erster Linie im Süddeutschen Schichtstufenland (Schwäbische und Fränkische Alb), in Niedersachsen (niedersächsisch-ostwestfälisches Bergland), Südwestmecklenburg und Mittel- bis Ostbrandenburg verbreitet. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten im Malm verwendet werden:

Tabelle A1-13: Gewässer im Malm

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BW	Harrasbach	b. Harrasried	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BY	Donau	F707 Dillingen Messstation	LAWA (Biologie-Vorhaben), Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Donau	F314 Geisling KW-OW	LAWA (Biologie-Vorhaben)
NI	Oberlauf rechter Haller-Zufluss	Osterwald sö Springe (3, 4)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Saale-Zufluss	w Wallensen (138, 139)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
BW	Kreyloch		Diss. Bauer
BW	seichte Karstquellen	Pfaffen-,Wassertal	Diss. Bauer

A-2.5 Trias

Die Trias untergliedert sich auf mitteldeutschem Gebiet in Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper. Diese Ablagerungen werden auch als germanische Trias bezeichnet, da sie im germanischen Becken abgelagert wurden. Die Schichtenfolge der alpinen Trias wurde dagegen in der Thetys (alpidischer Ablagerungsraum) abgelagert und danach aufgefaltet.

A-2.5.1 Buntsandstein

Die Sedimente des Buntsandsteins umfassen Sandsteine, untergeordnet auch Tonsteine und Konglomerate bzw. Fanglomerate, die meist eine gelblich-rote Färbung aufweisen. Sie wurden flächenhaft in einem festländischen Becken abgelagert, das große Teile Mitteleuropas bedeckte. Große Verbreitung hat der Buntsandstein im Solling und in anderen Teilen des Wesergebirges, in der Rhön, in den Ostabdachungen von Spessart, Odenwald und Schwarzwald sowie im Pfälzer Wald. In Nordhessen und Südniedersachsen wird der Buntsandstein von einem schmalen Gürtel des Zechsteins begleitet. In Ostdeutschland ist der Buntsandstein hauptsächlich in Thüringen verbreitet. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten im Buntsandstein verwendet werden:

Tabelle A1-14: Gewässer im Buntsandstein

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BW	Alb	b. Albtal-Jagdhaus	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Dürrhebstalbach	b. Itterhof	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Grosse Enz	oh. Sprollenmühle (812b)	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Gunzenbach	oh. Baden-Baden (308b)	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Huttenbächle	oh. Talsperre	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Kleine Kinzig	oh. Talsperre	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Kleine Kinzig	oh. Berneck	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Kleine Kinzig	Auslauf Kinzigtalsperre	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Nagold	b. Erzgrube	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Selbach	oh. Selbach (303b)	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Weierbergbach	Zufluss Kinzigtalsperre	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Dobelbach	Schwarzwald	TGA, C26, 1995
BW	Seebach	Schwarzwald	TGA, C26, 1996
HE	Haune	Bad Hersfeld (sw06)	Hessische Landesanstalt für Umwelt (CD-Rom)
NI	Hasselbach	Holzminden (45362050)	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
NI	Lachte	Steinhorst (48362044)	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
RP	Schwarzbach	oh Rauschenbach	Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz
RP	Wachenheimer Bach	Wachenheim	Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz

Fortsetzung Tabelle A1-14: Gewässer im Buntsandstein

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
TH	Werra	oh Saarmündung	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
BY	Kronach	Tümpfelloh	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Universität Bayreuth
TH	Speicher Heßberg		Kurzberichte Wasserqualität 1998: Talsperren, Speicher und Rückhaltebecken der Thüringer Talsperrenverwaltung
BW	Bruderbach		Diss. Bauer
BW	Kohlwaldbach	5 Quellen	Diss. Bauer
BW	Finsterboden	Quelle	Diss. Bauer
BW	Finsterboden	Bach	Diss. Bauer
BY/HE	Fließgewässer, TrübPI Wildflecken	Wildflecken	Lenthe, BGR 1990
BY	Elsava	Quelle	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Elsava	Mespelbrunn	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Elsava	Hobbach	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Elsava	Himmelthal - Kloster	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Elsava	Mündung	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft

A-2.5.2 Muschelkalk

Die marinen Sedimente des Muschelkalkes können kalkig-tonig bis dolomitisch-salinar ausgebildet sein. Der Muschelkalk ist im süddeutschen Schichtstufenland und in Thüringen verbreitet. Des weiteren kommt er im niedersächsisch-ostwestfälischen Bergland vor. Über dem Muschelkalk haben sich fruchtbare Böden ausgebildet, wie zwischen Kraichgau und Rhön das Gäuland mit den tief eingeschnittenen Tälern von Main, Jagst und Tauber und ihren Nebenflüssen. Der Muschelkalk bildet oft Karstlandschaften aus, in denen das Niederschlags- und Oberflächenwasser versickert. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten im Muschelkalk verwendet werden:

Tabelle A1-15: Gewässer im Muschelkalk

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
NI	Sievershagen	ö Lichtenhagen (149)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Weser-Zufluss	ö Ottenstein (150)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	rechter Forstbach-Zufluss	nö Golmbach (156, 157)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Gande-Zufluss o linker Gande-Zufluss	n Bad Gandersheim (221)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
ST	Saale	Saale bei Bad Kösen	Dehner, U.
ST	Saale	Unstrut	Dehner, U.
BW	Grenzbach	Quelle	Diss. Bauer
BY/HE	Fließgewässer, TrübPI Wildflecken	Wildflecken	Lenthe, BGR 1990

A-2.5.3 Keuper-Sandstein und Keuper-Ton

Namensgebend für den Keuper waren Buntmergelsandsteine in der Gegend von Coburg. Der Keuper bildet die oberste Abteilung der germanischen Trias. Der Keuper kann je nach Bildungsbedingungen als Tonstein, Mergelstein, Gips und Sandstein ausgebildet sein. Hauptverbreitungsgebiete sind Schwaben und Franken, wo charakteristische Keuper-Schichtstufen die Landschaft prägen. Keupergesteine nehmen in der süddeutschen Schichtstufenlandschaft die größte Fläche ein. Des weiteren kommen sie im niedersächsisch-ostwestfälischen Bergland vor. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten im Keuper verwendet werden:

Tabelle A1-16: Gewässer im Keuper

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BW	Fischbach	b. Oberfischbach	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Fischbach	oh. Sulzbach	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Geisgurgelbach	oh. Steinenberg	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Maisenbach	oh. Maisenhausen	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Streitenbach	b. Zaisersweiher	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Vorbach	oh. Bühl, Neckar	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BY	Steinkreuz	Abfluss	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Universität Bayreuth
TH	Speicher Buchenhof	Gleichamberg	Kurzberichte Wasserqualität 1998: Talsperren, Speicher und Rückhaltebecken der Thüringer Talsperrenverwaltung
BW	Immenloch		Diss. Bauer
BW	Rosenbach	Quelle	Diss. Bauer
BW	Quellen	4 Quellen	Diss. Bauer

A-2.6 Perm

Das Perm unterteilt sich in die Unterabteilungen Rotliegendes und Zechstein. Das Rotliegendes umfasst im Wesentlichen eine Serie fluviatiler und limnischer Sedimente, denen gebietsweise in beträchtlichem Ausmaß vulkanische Bildungen eingeschaltet sind. Hinsichtlich der geotektonischen Stellung handelt es sich bei den Sedimenten um Molassen (festländische Schuttsedimente, die in Senken des variscischen Gebirges zusammengeschwemmt wurden). Der Zechstein ist aus Evaporiten (Anhydrit, Karbonate, Dolomite, Stein- und Kalisalze) und tonigen Sedimenten aufgebaut, die sich bei Klima- bzw. Sedimentationsänderungen bildeten.

A-2.6.1 Rotliegendesedimente und Rotliegendvulkanite

Für den vorliegenden Bericht sind nach der Gliederung der Fließgewässerlandschaften nach BRIEM im Rotliegenden nur die Sedimente relevant. Es handelt sich um Konglomerate, Fanglomerate, Arkosen, Sandsteine und Tonsteine von brauner, rotbrauner oder violettroter Farbe. Untergeordnet kommen helle Sandsteine und Steinkohlenflöze vor. Die Rotliegendesedimente sind in erzgebirgisch verlaufenden Einzeltrögen außerhalb des Rheinischen Schiefergebirges verbreitet (Saar-Selke-Trog, Raum Darmstadt, Wetterau, Schwarzwaldrand, Rand des Thüringer Waldes, Südharz). Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten in Rotliegend-Sedimenten verwendet werden:

Tabelle A1-17: Gewässer in Rotliegend-Sedimenten

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
SL	Altbach	Nonnweiler	LAWA
SL	Prims	Nonnweiler	LAWA, Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Altbach	Nonnweiler oh. Talsperre	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Bostalsee	Mönch	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Eiweiler Bach	Primstal	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Hölzbach	Rappweiler	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Hölzbach	Kneippanlage	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Igelsbach	Niederlosheim	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Lannenbach	Niederlosheim	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Lannenbach	Scheiden	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Losheimer Bach	Niederlosheim, Niederlosheimer Str.	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Losheimer See	Losheim	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Prims	oh. Kastel	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Prims	Nonnweiler Auslauf	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Saahrölzbach	Bachstraße	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Schwellenbach	oh. Saahrölz Mündung	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Wahnbach	Bardenbach	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
SL	Wahnbach	Steinberg	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt, Abt.: Wasser
TH	Emse	Winterstein	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie

Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten in Rotliegend-Vulkaniten verwendet werden:

Tabelle A1-18: Gewässer in Rotliegend-Vulkaniten

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
TH	Spitter	oh Tambach-Dietharz	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Freibach	Mündung	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Lengwitz	Stützerbach oh	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Kaltes Wasser	oh Kleinschmalkalden	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Schönau	Steinbach-Hallenberg	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Schorte	Mündung	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Wilde Gera	Gehlberg	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Wilde Gera	Dörrberg	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Zahme Gera	Arlesberg	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Schmalwasser	oh Tambach-Dietharz	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	TS Tambach-Dietharz		Kurzberichte Wasserqualität 1998: Talsperren, Speicher und Rückhaltebecken der Thüringer Talsperrenverwaltung
TH	TS Schmalwasser		Kurzberichte Wasserqualität 1998: Talsperren, Speicher und Rückhaltebecken der Thüringer Talsperrenverwaltung
TH	Breitenbach	Breitenbach-Mündung	Biosphärenreservat Vessertal/ Naturpark Thüringerwald
TH	Glasbach	Glasbach-Mündung	Biosphärenreservat Vessertal/ Naturpark Thüringerwald
TH	Ruppach	Ruppach-Mündung	Biosphärenreservat Vessertal/ Naturpark Thüringerwald
TH	Sensenhammer	Sensenhammer	Biosphärenreservat Vessertal/ Naturpark Thüringerwald
TH	Vesser	Hüttsch-Mündung	Biosphärenreservat Vessertal/ Naturpark Thüringerwald
TH	Vesser	uh Vesser	Biosphärenreservat Vessertal/ Naturpark Thüringerwald
TH	Vesser	oh Vesser	Biosphärenreservat Vessertal/ Naturpark Thüringerwald
TH	Vesser	Schneidmühlbrücke	Biosphärenreservat Vessertal/ Naturpark Thüringerwald
TH	Vesser	oh Glasbach-Mündung	Biosphärenreservat Vessertal/ Naturpark Thüringerwald

A-2.6.2 Zechstein

Buntsandstein und Rotliegendes werden von Aufwölbungen aus Karbonat- und Sulfatgesteinen des Zechsteines begleitet. Des weiteren sind lokal verschiedene Erzlagerstätten in den Zechsteinsedimenten enthalten, so der Kupferschiefer und oxidische Eisenerze. Man findet den Zechstein in Teilen von Hessen und Thüringen (Unterwerra-Sattel, Richelsdorfer Gebirge). Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten im Zechstein verwendet werden:

Tabelle A1-19: Gewässer im Zechstein

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
NI	Apenke	Harz ö Osterode (27)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
ST	Ilse	Rimbeck	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
ST	Ilse	Berßel	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
ST	Ilse	Ilsenburg	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
TH	Schmalkalde	uh Schmalkalden	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie

A-2.7 Grundgebirge

Unter Grundgebirge werden die vom überlagernden Deckgebirge getrennten Stockwerke gefalteter, geschieferter und oft metamorpher Gesteinsserien zusammengefasst, die nach Erosion des Deckgebirges auch an der Oberfläche anstehen können. Es sind hauptsächlich metamorphe Gesteinskomplexe des Präkambriums der alten Schilde. In der Gliederung der Fließgewässerlandschaften nach BRIEM werden prinzipiell Schiefer, Gneis, Granit und Kalksteine unterschieden.

A-2.7.1 Schiefer

Schiefer ist die zusammenfassende Bezeichnung für metamorphe geschieferte Gesteine, wie Tonschiefer und kristalline Schiefer. Die geochemische Zusammensetzung kann je nach Ausgangsmaterial stark variieren. Zu den kristallinen Schiefern gehören die Glimmerschiefer, die durch metamorphe Überprägung von granitoiden Gesteinen entstanden sind. Hauptverbreitungsgebiete des Schiefers sind Rheinisches Schiefergebirge, Erzgebirge und Harz (metamorphe Zone von Wippra). Wie sich bei der Bearbeitung gezeigt hat, sind die Schiefer in diesen Gebirgen jedoch als eigenständige Fließgewässerlandschaft zu betrachten, da die Metallgehalte geogen erhöht sind. Demzufolge sind in der nachfolgenden Tabelle alle Schiefer-Gewässermesspunkte außerhalb von Rheinisches Schiefergebirge, Erzgebirge und Harz enthalten. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten im Schiefer recherchiert werden:

Tabelle A1-20: Gewässer im Schiefer

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
HE	Eder	Hatzfeld (f61)	Hessische Landesanstalt für Umwelt (CD-Rom)
HE	Dill	Haiger (f41)	Hessische Landesanstalt für Umwelt (CD-Rom)
HE	Diemel	Ablauf Diemelstausee (f59)	Hessische Landesanstalt für Umwelt (CD-Rom)
NI	Soese	Kamschlacken (48822813)	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
NI	Wieda	n Wieda (267, 268, 269)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Wieda-Zufluss	sö Wieda (270, 271)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
TH	Steinach	oh Lauschamündung	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	TS Schönbrunn	Schleuse	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	TS Schönbrunn	Gabel	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	TS Scheibe-Alsbach		Kurzberichte Wasserqualität 1998: Talsperren, Speicher und Rückhaltebecken der Thüringer Talsperrenverwaltung
TH	Schwarza	Scheibe-Alsbach	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Schwarze Sorbitz	Rohrbach	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Sorbitz	Mündung	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Sormitz	Mündung	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
TH	Wettera	Mündung	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
BY	Regnitz	Dreiländereck	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Südl. Regnitz	UTH EM Holzlohbach	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Südl. Regnitz	Strbr. Neumühle	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Südl. Regnitz	uh. Unterhammer	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Tschirner Ködel	Tschirner Ködel	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Zinnbach	uh. Mdg. Furtbach	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Zinnbach	oh. Timpermühle	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Zinnbach	Landesgrenze	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Zinnbach	Platte(SE) Silberran-gen	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Universität Bay-reuth

A-2.7.2 Gneis

Gneis ist ein Metamorphit mit mehr als 20 % Feldspat, dazu Quarz, Glimmer oder seltener Pyroxen bzw. Hornblende. Gneise entstehen bei der Gebirgsbildung durch metamorphe Überprägung teils aus Magmatiten (Orthogneis), teils aus Sedimentiten (Paragneis). Wichtigste Gneisgebiete Deutschlands sind die Münchberger Gneismasse, Schwarzwald, Odenwald und

die Zone Frankenwald bis Schwarzbürger Sattel. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten im Gneis verwendet werden:

Tabelle A1-21: Gewässer im Gneis

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BW	Ehrenstetter Aabach	oh. Ehrenstetten	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	St. Wilhelmer Talbach	Oberlauf	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Wilde Gutach	uh. Untersimonswald	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Elz	uh. Elzbach	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Goldersbach	östl. Feldberg	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Sägenbach	östl. Feldberg	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BY	Hengersberger Ohe	Winzer	LAWA (Biologie-Vorhaben)
BY	Schwarzach	F308 Warnbach Brücke	LAWA (Biologie-Vorhaben), Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	z. Tuchschererbach	Bischofsg. Forst	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Universität Bayreuth
BY	NN	Sprungschanze Warmensteinach	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Universität Bayreuth
BY	Tuchschererbach	Haidlas	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	Schmelzbach		Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	Greimbach	Brandholz	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	NN Schwenkenloh	Brandholz	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	Lochbach	Steinach	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	Finstergaben	Steinach	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	NN Fichtelnaab	Seitenquelle	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth

A-2.7.3 Granit

Granit ist ein holokristalliner Magmatit mit Quarz, Kalifeldspat (Alumosilikate des Natriums, Calciums und Kaliums), saurem Plagioklas und melanokraten Bestandteilen (Tektosilikate wie Biotit, Muskovit, Amphibol oder Pyroxen). Die Bildung von Granit ist an die Orogenese gebunden, daher kommt er in fast allen Gebirgen Deutschlands vor (Fichtelgebirge, Bayerischer Wald, Oberpfälzer Wald, Erzgebirge, Schwarzwald, Harz). Bei der hydrolytischen Verwitterung von Granit entstehen tonige Verwitterungsprodukte (Gesteinszersatz), die in erster Linie aus Schichtsilikaten aufgebaut sind. Granite enthalten oft hydrothermale Erzgänge, in denen die Sulfide des Arsens, Eisens, Nickels und Kobalt angereichert sein können. Dadurch können bei der Verwitterung des Granites schwermetallhaltige Seifen entstehen. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten in den Granitvorkommen verwendet werden:

Tabelle A1-22: Gewässer im Granit

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BW	Quellbach Bühlot	Oberlauf Bühlot (273aa)	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
BW	Ilm	oh Ilmenau	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
BW	Steina		Diss. Bauer
BW	Wittenbach	3 Quellen	Diss. Bauer
ST	Bode	Treseburg	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
ST	Oder	Probe 6243	Literaturdaten aus Diss. von Roostai (1997)
ST	Oder	Probe 6288	Literaturdaten aus Diss. von Roostai (1997)
ST	Kalte Bode	Zulauf Hochwasserschutzbecken Mandelholz	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
ST	Kalte Bode	Königshütte	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
ST	Ecker	Abbenrode	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
ST	Oder	Probe 6298	Literaturdaten aus Diss. von Roostai (1997)
ST	Bode	Neuwerk	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
ST	Bode	Thale, uh. Eisenhüttenwerk	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
BY	Röslau	oh. Leupoldshoferham.	Bayer. für Wasserwirtschaft
BY	Röslau	oh. Vorderdorfer Mühle	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Weißer Main	Bad Berneck uh. Pegel	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Haidennaabquelle	Fichtelberg	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	z. Weißen Main	Weißenstadt (Schneeburg)	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Universität Bayreuth
BY	Alte Egerquelle		Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	N.N. Schneeberg		Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	Bach Schneeberg	Seehügel	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	NN Kornberg		Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	NN Ruppertsgrün	Waldstein	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	zum Zinnschutzweiher	Platte(NE)	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	Zinnbach	Platte(SE) Silberragen	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	NN Fichtelberger Forst		Dr. G. Lischeid, BITÖK, Universität Bayreuth
BY	Herthaquelle	Ochsenkopf	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	N.N. zum Steinbach	Ochsenkopf	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	Weißer Main-Quelle	Ochsenkopf	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	Schergendorf	Quelle	GSF-Bericht 25/91
BY	Lackberg	Quelle	GSF-Bericht 25/92
BY	Birkenau	Quelle	GSF-Bericht 25/93
BY	Kl. Regen	uh. TWT	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Kl. Regen	Kleiner Regen	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Kl. Regen	Zwiesel oh. Mdg.	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Lehstenbach	Koehlerloh	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	Lehstenbach	Ostarm	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth
BY	Lehstenbach	Westarm	Dr. G. Lischeid, BITÖK, Uni. Bayreuth

A-2.7.4 Kalk

Kalk als Grundgebirge ist relativ selten, da das kalkige Ausgangsmaterial der Grundgebirge in der Regel metamorph überprägt und umgewandelt wurde. In der Regel bildet sich Marmor, ein kristallinisch-körniger Kalkstein, der durch Einlagerungen von Eisen, Kohle oder Serpentin rot, schwarz oder grün gefärbt sein kann. Er findet sich als Einlagerung in kristallinen Schiefern im Kontaktbereich von Tiefengesteinen. In Deutschland ist Kalk im Grundgebirge als Marmor im Fichtelgebirge ("Urkalkzug aus devonischen Kalken") und als Massenkalk im Rheinischen Schiefergebirge verbreitet. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten im Grundgebirge-Kalk verwendet werden:

Tabelle A1-23: Gewässer im Grundgebirge-Kalk

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
NW	Möhne		Ruhrverband
RP	Wallenborn		Vulkaneifel- Museum Daun
RP	Darscheider Drees		Vulkaneifel- Museum Daun

A-2.8 Metallogene Landschaften

Als metallogene Landschaften werden Landschaften bezeichnet, deren Metallgehalte ohne anthropogene Einflüsse geogen erhöht sind. Dies betrifft aufgrund der entsprechenden Bildungsbedingungen (i.d.R. hydrothermal während der Metamorphose bei Gebirgsbildungen) kristalline Schiefer, Gneise und Granite, in denen sich Buntmetall-Lagerstätten gebildet haben. In der Projektbearbeitung zeigte sich, dass dies in erster Linie das Rheinische Schiefergebirge, das Erzgebirge und den Harz betrifft. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten in den metallogenen Landschaften verwendet werden:

Tabelle A1-24: Gewässer in Harz-Schiefer

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
NI	linker Sperrlutter-Zufluss	Harz nw St. Andreasberg (48)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Warme Bode-Zufluss	nö Braunlage (266)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	rechter Soesse-Zufluss	Harz sö Clausthal-Zellerfeld (33, 34, 35)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	Grosse Sch.	Harz ö Osterode (36, 37, 38)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	Ichte-Oberlauf	Harz n Bad Sachsa (25)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	rechter Sieber-Zufluss	Harz nw St. Andreasberg (42, 43)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Sperrlutter-Zufluss	Harz nw St. Andreasberg (50, 51)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)

Fortsetzung Tabelle A1-24: Gewässer in Harz-Schiefer

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
NI	Sieber	nö Herzberg am Harz (249, 250)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	linker Sieber-Zufluss	sö Herzberg am Harz (252, 253)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	Sperrlutter	s St. Andreasberg (258, 259, 260)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)
NI	Sösse	sö Clausthal-Zellerfeld (303, 304)	Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (CD-Rom)

Tabelle A1-25: Gewässer im Rheinischen Schiefergebirge

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
NW	Fuhrtsbach	NWR 03	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
NW	Olef	NWR 05	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
NW	Listertalsperre		Ruhrverband
NW	Versetalsperre		Ruhrverband
NW	Sieg	NW 05 (Netphen)	LAWA
NW	Arpe		Ruhrverband
NW	Bigge		Ruhrverband
NW	Deilbach		Ruhrverband
NW	Elpe		Ruhrverband
NW	Enderbach		Ruhrverband
NW	Ennepe		Ruhrverband
NW	Feldersbach		Ruhrverband
NW	Henne		Ruhrverband
NW	Herveler Bach		Ruhrverband
NW	Hönne		Ruhrverband
NW	Horbach		Ruhrverband
NW	Hundembach		Ruhrverband
NW	kleine Schmalenau		Ruhrverband
NW	Lenne		Ruhrverband
NW	Neger		Ruhrverband
NW	Olper Bach		Ruhrverband
NW	Quelle Kettwig		Ruhrverband
NW	Röhr		Ruhrverband
NW	Ruhr		Ruhrverband
NW	Sorpe		Ruhrverband
NW	Verse		Ruhrverband
NW	Volme		Ruhrverband
NW	Wannenbach		Ruhrverband
NW	Wenne		Ruhrverband
NW	Biggetalsperre		Ruhrverband

Tabelle A1-26: Gewässer im Erzgebirge-Schiefer

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
SN	Moritzbach	Zufluss TS Cranzahl (1/005)	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
SN	Lampertsbach	Zufluss TS Cranzahl (1/001)	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
SN	TS Cranzahl	WW Cranzahl (2/001)	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
SN	Rote Pokau	Brettmühle (F 3820)	Staatliches Umweltfachamt Chemnitz
SN	Schwarze Pokau	Satzung (F 3770)	Staatliches Umweltfachamt Chemnitz
SN	Zwickauer Mulde	Jägersgrün	Dr. Schach
SN	Erlbach-Kugelreuth		StUFA Plauen
SN	Fuhrbach	uh Tiefenbrunn	StUFA Plauen
SN	Pöhlwasser	Ehrenzipfel	StUFA Plauen
SN	Puchtabach		StUFA Plauen
SN	Steinseifelbach		StUFA Plauen
SN	Wolfsbach		StUFA Plauen
SN	Bacheinlauf am N-Rand der Halde Schlema/Aue	MP 161	Wismut GmbH
SN	Friedrichbach/Wernitzbächel	MP 126	Wismut GmbH
SN	Höllbach	MP 117	Wismut GmbH
SN	Klingerbach	MP 118	Wismut GmbH
SN	Kohlungbach	MP 064, MP 066, MP 067	Wismut GmbH
SN	Luchsbach	MP 115	Wismut GmbH
SN	Schildbach	MP 116	Wismut GmbH
SN	Silberbach	MP 184	Wismut GmbH
SN	Silberbachteich	MP 185	Wismut GmbH

Tabelle A1-27: Gewässer im Erzgebirge-Granit

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
SN	Neudecker Bach	Zufluss TS Sosa, Querung Rundweg (1/011)	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
SN	Kleine Bockau	Zufluss TS Sosa, am Hänelwehr	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen
SN	TS Sosa	WW Sosa (2/901)	Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen

A-2.9 Alpen

Die deutschen Alpen sind Teil der nördlichen Kalkalpen. Sie bilden zwischen Bodensee und Salzburg einen schmalen Streifen, der nur im Westen bei Oberstdorf sowie im Osten bei Berchtesgaden jeweils um mehr als 30 km in das Alpengebirge hineinreicht. Die Bergzüge zwischen Bodensee und Lech werden als Allgäuer Alpen, die westlich des Inns bis zum Lech als Bayerische Alpen bezeichnet.

A-2.9.1 Kalkalpen

In den nördlichen Kalkalpen kommen je nach Bildungstyp triassische Flachwasserkarbonatgesteine bzw. oberpermische Tone, Gipse, Dolomite und Salze vor. In den übrigen deutschen Kalkalpen beginnt die Schichtenfolge mit sandigen und kalkigen Sedimentgesteinen der unteren und mittleren Trias (Wetterstein-Kalk, Hauptdolomit, Dachstein-Kalk), die teilweise verkarstet sind. Aus der Jura- und Kreide-Zeit stammen kieselige, kalkige und tonige Gesteine (Berchtesgaden). In der späten Oberkreide und im Alttertiär fand dann die Hauptfaltung bzw.-deformation der Kalkalpen statt. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten in den Kalkalpen verwendet werden:

Tabelle A1-28: Gewässer in den Kalkalpen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BY	Saalach	F115 Freilassing Pegel	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Isar	F103 Mittenwald, Brücke oh. Leutasch	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Lech	F713 Füssen, Magnustritt	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Lech	F714 Augsburg, Hochablass	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
	Vierwaldstättersee		Jung, G (1990): Seen werden, Seen vergehen.
BY	Karpfseebach	Zufluss Kochelsee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Kohllaine	Zufluss Kochelsee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Haselrißlaine	Zufluss Kochelsee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Kesselbach	Zufluss Kochelsee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.

Fortsetzung Tabelle A1-28: Gewässer in den Kalkalpen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BY	Laingraben	Zufluss Kochelsee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Loisach	bei Abfluss aus dem Kochelsee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Walchensee Abfluß	Zufluss Kochelsee (unten/oben)	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Schrattenbach	Zufluss Niedersonthofener See	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Altlach	Zufluss Walchensee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Rißbach	Zufluss Walchensee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Schliersee	Süd	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Alpsee		Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Walchensee		Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft

A-2.9.2 Flyschalpen

Die Flyschalpen sind aus Tiefwasserbildungen mit einer typischen Wechselfolge von tonig-mergeligen und sandig-kalkigen Bänken hervorgegangen. Der Flysch-Trog hatte sich im Verlauf der Gebirgsbildungen während der unteren Kreide eingetieft und bestand bis in das ältere Tertiär hinein, bevor die in ihm abgelagerten Gesteine ausgefaltet und nach Norden überschoben wurden. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten in den Flyschalpen verwendet werden:

Tabelle A1-29: Gewässer in den Flyschalpen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BY	Inn	F111 Kirchdorf Brücke	LAWA (Biologie-Vorhaben), Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Ammer	F109 Fischen Pegel	LAWA (Biologie-Vorhaben), Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Alpbach	Zufluss Tegernsee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Rottach	Zufluss Tegernsee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Weißach-Kanal	Zufluss Tegernsee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.

Fortsetzung Tabelle A1-29: Gewässer in den Flyschalpen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BY	Söllbach	Zufluss Tegernsee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Zeiselbach	vor Ortseintritt	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Zeiselbach	Zufluss Tegernsee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Breitenbach	vor Ortseintritt	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Breitenbach	Zufluss Tegernsee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Leitnergraben	vor Ortseintritt	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Leitnergraben	Zufluss Schliersee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Ostergraben	Zufluss Schliersee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Angergraben	Zufluss Schliersee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Langenbach	Zufluss Schliersee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Weißensee Ache	Zufluss Weißensee	Bericht über die Belastung der bayerischen Gewässer durch Phosphor und Stickstoff.
BY	Chiemsee	Weitsee, Tiefste Stelle	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Hopfensee	bei Füssen	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Pelhamer See	NW vom Chiemsee	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft

A-2.9.3 Molassealpen

Mit der Hebung der Alpen war aber auch eine intensive Verwitterung mit entsprechendem Gesteinsabtrag verbunden. Der Gesteinsschutt wurde durch Flüsse in die Vorlandsenken transportiert und dort abgelagert. Diese Ablagerungen werden als "Molasse" bezeichnet. Im nördlichen Vorland der Alpen setzten diese Molasseablagerungen zur Zeit des Höhepunktes der alpinen Gebirgsbildung vor etwa 35 Millionen Jahren ein. Der Gebirgsschutt wurde zunächst in einem flachen Meeresarm abgelagert, welcher jedoch aufgefüllt wurde, so dass große, breite Schuttfächer mit mäandrierenden Flüssen vom Gebirgsfuß bis zum Schwarzwald reichten. Danach kam es durch Ausgleichsbewegung zu Hebungen und Senkungen und damit verbundenen Trans- und Regressionen des Meeres, die die untere Meeresmolasse, die untere Süßwassermolasse, obere Meeresmolasse und obere Süßwassermolasse bildeten.

Die großen Flüsse, welche zur Molassezeit den Erosionsschutt der Alpen verfrachteten, verloren am Übergang vom steilen Gebirge zum flacheren Schuttkegel an Schleppkraft und ließen daher zuerst die groben Gerölle und Steine in ausgedehnten Kiesbänken liegen. Die feineren Bestandteile wurden über den Schuttkegel transportiert und erst im ganz flachen Teil als Sand und Schlamm abgelagert. Sand wurde flächenhaft und in Flussrinnen, Schlamm in flachen weiten Senken abgelagert. Diese Ablagerungen wurden durch das Gewicht der nachfolgenden Schichten zusammengedrückt, kompaktiert und durch Ausscheidung von Kalk in den Gesteinsporen zementiert. Durch die Diagenese wurden aus Kies- und Geröllbänken Nagelfluh-Konglomerate, aus Sand Sandstein und aus Schlamm Mergel. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten in den Molassealpen recherchiert werden:

Tabelle A1-30: Gewässer in den Molassealpen

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
BY	Grasenseer Bach	Unergrasensee Steg	LAWA (Biologie-Vorhaben)
BY	MIAG-Kanal	F207 Hofham Schleuse	LAWA (Biologie-Vorhaben)
BY	Wertach	F715 Ettringen Wehr UW	LAWA (Biologie-Vorhaben), Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Salzach	F116 Laufen Messstation	LAWA (Biologie-Vorhaben), Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft
BY	Alz	F119 Seebruck oberhalb Brücke	Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft

A-2.10 Sonstige

Eine Sonderstellung im Vergleich zu den übrigen Fließgewässerlandschaften nimmt aus geologischer Sicht das Olisthostrom im Harz ein, da es natürlich eine Gesteinsmischung darstellt. Bei der physikalisch-chemischen Auswertung zeigten sich im Vergleich zu den im Olisthostrom enthaltenen Gesteinsbruchstücken der umgebenden Landschaften keine Auffälligkeiten.

Olisthostrom

Als Olisthostrom wird ein Sedimentkörper mit chaotischem Gefüge bezeichnet, der aus einem der Schwerkraft folgenden Schlammfluss entstanden ist. Da sehr unterschiedliche Horizonte gleichzeitig ins Rutschen kommen können, zeichnet sich das Olisthostrom im allgemeinen durch lithologische und stratigraphische Heterogenität aus. Er ist in die Sedimente des Gebietes, in denen er zur Ruhe gekommen ist, wie in eine Schicht eingelagert. Folgende anthropogen unbeeinflusste Fließ- bzw. Standgewässer konnten im Olisthostrom verwendet werden:

Tabelle A1-31: Gewässer im Olisthostrom

Bundesland	Gewässername	Messpunkt	Quelle
ST	Bode	Neinstedt	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt
ST	Bode	oh. Quedlinburg	Gewässergütebericht Sa.-Anhalt, LfU Sachsen-Anhalt

Anhang - Anlage 2: Hintergrundwerte in Bächen nach dem GEOCHEMISCHEN ATLAS BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND - Wasserphase (Werte in µg/l)

Geologische Formation	Statistische Maßzahl	Cd in ppb	Co in ppb	Cu in ppb	F in ppb	Ni in ppb	Pb in ppb	U in ppb	Zn in ppb
Quartär	1	15638	15661	15665	15606	15662	15662	15680	15642
	2	< 0,3	<1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	8,7	321	1500	3000	469	410	68	11000
	4	0,3	1	1,9	84	3	2	0,2	14
Tertiär	1	1149	1149	1149	1142	1149	1149	1149	1149
	2	<0,3	<1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	3,6	37	81,3	800	57	66	45,5	353
	4	0,3	1	1,5	47	1	1	0,5	6
Kreide	1	548	548	548	548	548	548	548	548
	2	<0,3	<1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	3,6	36	54	800	53	32	14,5	760
	4	0,3	1	1,1	47	2	1	0,1	8
Jura	1	2398	2398	2395	2397	2398	2396	2399	2398
	2	<0,3	<1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	5,7	19	55,8	700	240	30	13	940
	4	0,3	1	1	85	2	2	0,3	8
Trias	1	8551	8554	8552	8562	8553	8554	8558	8550
	2	<0,3	<1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	20,7	452	212	800	62	6211	56,7	4500
	4	0,3	1	1	82	2	1	0,4	8
Keuper	1	4277	4279	4275	7284	4278	4279	4283	4279
	2	<1	<1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	7,8	17	69,9	600	48	398	56,7	4500
	4	0,3	1	1,2	87	2	2	0,9	8
Muschelkalk	1	986	986	987	989	986	987	988	986
	2	<0,3	<1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	20,7	33	212	600	62	6211	12	990
	4	0,3	1	1,1	85	1	1	0,5	7
Buntsandstein	1	2834	2835	2836	2835	2835	2834	2833	2831
	2	<0,3	<1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	6,9	42	180	800	36	292	15	1100
	4	0,3	1	0,9	48	2	1	0,1	8
Alpine Trias	1	377	377	377	377	377	377	377	377
	2	<0,3	<1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	0,6	3	5,7	400	5	5	2,3	37
	4	0,2	1	0,5	47	1	1	0,5	5
Perm	1	644	647	647	646	647	647	644	647
	2	<0,3	<0,1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	4,5	11	13,5	1000	28	15	21	345
	4	0,2	1	1	48	1	1	0,3	5
Karbon	1	983	983	983	983	981	983	982	983
	2	<0,3	<0,3	<1	<0,3	<1	<1	<0,1	<1
	3	7,8	7,8	200	98,4	350	2400	6,4	2300
	4	0,3	0,3	1	1,1	2	2	0,1	10
Devon	1	3125	3175	3175	3140	3138	3138	3134	3124
	2	<0,3	<1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	7,5	80	167	1000	288	424	6,5	7100
	4	0,3	1	1,2	47	3	2	0,1	11
Bas. Magmatite	1	63	63	63	63	63	63	63	63
	2	<0,3	<1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	2,1	3	5,7	200	8	22	2	240
	4	0,3	1	1,4	47	2	1	0,1	8
Metamorphite	1	2356	2356	2357	2282	2358	2357	2359	2357
	2	<0,3	<1	<0,3	<100	<1	<1	<0,1	<1
	3	10,2	10	192	4500	306	58	94	769
	4	0,3	1	0,9	45	1	1	0,1	5

Legende (statistische Maßzahlen): 1 = Probenanzahl; 2 = Minimum; 3 = Maximum; 4 = Median

Angaben zur Probennahme: je 1 l an ungefilterten, klaren Wasserproben, die mit konz. HNO₃ angesäuert wurden