

Studien und Tagungsberichte  
Band 23

**Geogen bedingte Grundbelastung  
der Fließgewässer  
Spree und Schwarze Elster  
und ihrer Einzugsgebiete**



LANDESUMWELTAMT  
BRANDENBURG



**Studien und Tagungsberichte, Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg**  
**ISSN 0948-0838**

**Herausgeber:**

Landesumweltamt Brandenburg (LUA)  
Berliner Straße 21-25  
14467 Potsdam

Tel.: 0331/23 23 259

Fax.: 0331/29 21 08

e-mail: infoline@lua.brandenburg.de

**Band 23**

**Geogen bedingte Grundbelastung der Fließgewässer Spree und Scharze Elster und ihrer Einzugsgebiete**

Potsdam, November 1999

Bearbeitung im Auftrag des LUA durch das Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund e.V. Berlin (IGB) - Abteilung Limnologie Fließgewässer/Seen, Seestraße 82, 12563 Berlin

**Redaktion:**

Referat Wasserwirtschaft Süd, Dezernat Wassergüte - W10/3 Cottbus der Abteilung Gewässerschutz und Wasserwirtschaft des LUA

**Gesamtherstellung:**

TASTOMAT Druck GmbH, Landhausstr., 15345 Eggersdorf

Gedruckt auf 100 % Recyclingpapier

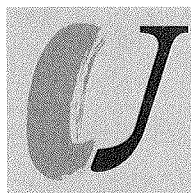
Schutzgebühr 15,- DM

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Landesregierung Brandenburg herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbenden zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung.

- Nachdruck (auch auszugsweise) nur mit schriftlicher Genehmigung des Herausgebers -

Studien und Tagungsberichte  
Band 23

**Geogen bedingte Grundbelastung  
der Fließgewässer  
Spree und Schwarze Elster  
und ihrer Einzugsgebiete**



LANDESUMWELTAMT  
BRANDENBURG



# Inhalt

<b>1</b>	<b>Veranlassung und Zielstellung</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>Verwendete Datenbasis</b>	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>Methodik</b>	<b>12</b>
<b>4</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>12</b>
4.1	Ergebnisse aus der Literatur	12
4.2	Ergebnisse chemischer Wasser-Analysen im IGB	14
4.3	Stoffkonzentrationen in Einzugsgebieten des norddeutschen Tieflandes, ihre Variabilität und Abhängigkeit von Landnutzung und Bodentypen	16
4.3.1	Chlorid und Calcium	16
4.3.2	Kalium und Magnesium	17
4.3.3	Sulfat und Eisen	17
4.3.4	Gesamter und organisch gelöster Kohlenstoff	18
4.3.5	Gelöster anorganischer Phosphor (SRP) und Gesamtphosphor (TP)	19
4.3.6	Stickstoff und seine Komponenten	21
4.3.7	Schwermetalle (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn)	24
4.3.8	AOX	26
4.4	Versuch der Bestimmung einer geogenen Hintergrundbelastung mittels geochemischer Modellierung	26
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung und Schlussfolgerungen</b>	<b>27</b>
<b>6</b>	<b>Literatur</b>	<b>29</b>
<b>7</b>	<b>Abbildungs- und Tabellenverzeichnis</b>	<b>30</b>

# 1 Veranlassung und Zielstellung

Die Spree und die Schwarze Elster einschließlich der zugehörigen Nebengewässer sind hinsichtlich ihrer Wassersütesituation und den gewässerökologischen Verhältnissen durch hohen Nutzungsdruck stark überprägt und ins-

besondere durch die bergbauliche Entwicklung in hohem Maße als gestört zu bezeichnen. Die geographische Lage dieser Fließgewässer ist aus der Abbildung 1 ersichtlich.



Charakteristisch für die Gewässerverhältnisse in den Gebieten sind neben organischen Einträgen bergbaurelevante Belastungen verbunden mit hohen Eisengehalten, Versauerungstendenzen und Störungen im Wasserhaushalt. Um Nutzungseinschränkungen zu vermeiden, ist die Überwachung der Einträge und eine maximal mögliche und fachlich begründete Beschränkung der Belastungen erforderlich. Zur Vermeidung von Fehleinschätzungen bezüglich der Risiken, die im Zusammenhang mit Einleitungen in die Gewässer stehen, müssen Kenntnisse über die geogen bedingten Grundbelastungen in den Gewässern vorhanden sein. Sie stellen eine wichtige Grundlage für die Prognose der Wasserbeschaffenheitsentwicklung von Spree und Schwarzer Elster dar.

Ziel der Untersuchungen ist es, die geogene Grundbelastung sowie deren Schwankungsbreite für die Fließgewässer von Schwarzer Elster und Spree für folgende Parameter zu bestimmen:

TOC und DOC (Äquivalente für CSB), Gesamtphosphor (TP), Nitrat, Ammonium, Sulfat, Chlorid, Magnesium, Kalium, Calcium, gelöstes Eisen und Schwermetalle wie Cadmium, Chrom, Kupfer, Blei und Zink.

Die Ableitung der geogenen Grundbelastung obiger Stoffe erfolgt in folgenden Arbeitsschritten:

- Literaturrecherche,
- Auswertung der im Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) erhobenen Daten für die untere Spree unter dem Aspekt einer Ermittlung von geogenen Hintergrundbelastungswerten,
- Vergleich der Messergebnisse für verschiedene Pegel im Gebiet von Spree und Schwarzer Elster mit Analysen aus anderen Flussgebieten des Lockergesteinsbereiches,
- Ableitung von Zusammenhängen zwischen Stoffkonzentrationen und Landnutzungsparametern bzw. Bodentypen und
- Versuch einer geochemischen Modellierung (nur Phosphor).

## 2 Verwendete Datenbasis

Für die Studie wurden vorwiegend Daten aus dem Beobachtungsprogramm des Landesumweltamtes Brandenburg genutzt. Einen Überblick über die berücksichtigten Pegel in den Einzugsgebieten der Spree und Schwarzen Elster gibt

die Tabelle 1. Bei allen anderen Messstationen wurden lediglich Daten aus dem Zeitraum 1993 bis 1995 für die Analyse berücksichtigt, um so eventuelle Beeinflussungen durch vergangene Belastungen auszuschließen.

Tab. 1: In die Analyse einbezogene Messstellen von Flüssen, Einzugsgebietsgröße (fett - offizielle Angaben) und Anteile der Landnutzung im Einzugsgebiet oberhalb der Messstelle

Gewässer	Messstelle	EZG [km <sup>2</sup> ]	Landnutzung [%]					
			Urbane Fläche	Landw. Nutzfl.	Ackerfläche	Wald	Wasser	Abbaufläche
Spree	Niedergurig	320	20,7	37,9	33,9	39,4	1,9	0,1
Spree	Uhyst	799	14,3	55,1	49,1	28,2	2	0,4
Spree	Zerre	1995	10	41,6	35,4	39,5	2,9	5,6
Spree	Sprembg. Wilhelmsth.	<b>2092</b>	10,4	40,1	34	39,8	2,7	6,5
Spree	uh. Vorsperre Bühlow	2107	10,4	40,1	34	39,8	2,7	6,5
Spree	Bräsinchen uh. TS	<b>2187</b>	10,4	38,9	33	40,8	3	6,5
Spree	Cottbus Sandower Br.	<b>2269</b>	10,8	38,7	32,5	40,9	2,9	6,3
Spree	Saspow uh. Cottbus	<b>2331</b>	11,1	38,3	32	41,1	2,8	6,3
Spree	Fehrow	<b>2390</b>	11,5	38,4	31,8	40,8	2,8	6,2
Spree	Lübben	<b>4492</b>	10,5	39,4	29,5	41,1	2,2	6,7
Spree	Hartmannsdorf	<b>4500</b>	10,2	40,5	30,4	40,6	2,1	6,3
Spree	Leibsch	<b>4529</b>	10,1	40,5	30,3	41	2,1	6,1
Spree	Alt Schadow	4544	10	40,3	30	41,3	2,1	6,1
Spree	Trebatsch	4895	9,7	40,3	30	42	2,1	5,6
Spree	Beeskow	<b>5486</b>	9	39	28,3	44,4	2,3	5,1
Spree	Raßmannsdorf	5658	9	38,8	28,3	44,8	2,2	4,9
Spree	Neubrück	5700	9	38,8	28,3	44,9	2,2	4,9
Spree	uh. Dehmsee	5980	8,8	38,5	28,3	45,6	2,2	4,6
Spree	uh. Fürstenwalde	<b>6154</b>	9,2	38,7	28,7	45,3	2,1	4,5
Spree	Neuzittau	<b>6401</b>	9,2	38,4	28,3	45,7	2,1	4,4
Greifenhainer Fließ	Nauendorf	423	11,5	37,2	21,6	42,3	0,6	8,3
Berste	Lübben	316	6,8	55,7	42,8	34,2	0	2,5
Berste	Reichwalde	229	6,6	59	50,1	29,9	0	3,4
Berste	b.Schollen uh. Luckau	169	7,3	58,7	52,1	27,9	0	4,6
Berste	uh. Bersteflöß	105	7,7	49,6	42,1	32,9	0	7,4
Berste	oh. Luckau	101	6,6	49,2	41,8	34	0	7,6

Fortsetzung Tab. 1

Gewässer	Messstelle	EZG [km <sup>2</sup> ]	Landnutzung [%]					
			Urbane Fläche	Landw. Nutzfl.	Acker- fläche	Wald	Wasser	Abbau- Fläche
Dahme	oh. Stadt Dahme	18	3,2	53,4	46,6	43,5	0	0
Dahme	Krossen-Drahnisdorf	268	3,4	42,9	38,6	53,7	0	0
Dahme	Str.-brücke Teurow	503	4,6	36	28	59,3	0,2	0
Storkower Gewässer	Wendisch Rietz	123	17,1	16,8	15,1	56,9	9,1	0
Storkower Gewässer	Storkow	146	16,8	16,9	14,7	56,4	10	0
Storkower Gewässer	Blossin	336	12	20,3	14,1	58,3	8,5	0
Ressener M. fließ	Ressen	106	2,2	28,8	9,8	66,8	1,6	0
Pieskower Torfgr.	Str.-brücke Pieskow	13	0	35,1	14,4	64,9	0	0
Möllenfließ	Str.-brücke Möllen	54	0,7	19	11,7	80,2	0,1	0
Doberbrg. M. fließ	Str.-brücke Neubrück	146	1,5	17,2	3,7	79,3	1,4	0,6
Kremitz	Polzen	116	5,3	62,8	20,8	31,9	0	0
Kremitz	Holzendorf	174	8,2	60,3	23,8	31,5	0	0
Schweinitzer Fließ	Schönewalde	188	3,2	46,9	35,6	49,6	0,2	0
Schweinitzer Fließ	Brandis	237	3	48,5	35	48,3	0,2	0
Schwarze Elster	oh. Kamenz	119	15,2	49,2	47,2	33,8	1,5	0,3
Schwarze Elster	Tätzschwitz	663	9	50,7	45,3	35,6	3,2	0,9
Schwarze Elster	Dörghenhausen	357	8,1	46,9	43,2	41,2	2,2	0,8
Schwarze Elster	Elsterwerda	<b>1860</b>	15,2	47,5	45,9	33,6	2,2	1,4
Schwarzwasser	Prischwitz	103	6,1	69,4	59	23,9	0	0,6
Pulsnitz	Mündung	<b>371</b>	13,2	39	32,7	47,6	0	0,1
Löbauer Wasser	Großschweidnitz	41	17,6	55,7	38,7	26,7	0	0
Pulsnitz	oh. Ortrand / Kroppen	226	12,7	25,3	23,4	61,8	0	0,2
Große Röder	Mündung	877	12	58	51,9	28,1	1,5	0,4
Kleine Elster	Saadow	76	4,4	53,9	36,2	40,1	0	1,6
Kleine Elster	Frankena	260	5,1	44,2	34,1	50,1	0	0,5
Kleine Elster	oh. Doberlug-Kirchhain	406	4,8	41,4	31,3	53,3	0,2	0,3
Jeetze	Salzwedel	<b>730</b>	5,5	62	44,3	32,4	0,1	0,1
Selke	Hedersleben	<b>452</b>	10,5	47,9	44,9	38,5	0	3,1
Jeetzel	Lüggau	<b>1817</b>	5	59,7	41,4	34,9	0,3	0,1
Ilmenau	Rote Schleuse	<b>1672</b>	6,7	47,1	37,8	46,1	0	0,1
Barthe	Barth	<b>292</b>	4,7	57,3	49,1	35,6	1,3	0,5
Stepenitz	Dassow	<b>701</b>	5,7	78,8	65,7	13,4	1,1	0,2
Peene	Anklam	<b>5110</b>	6,2	71	54,4	20,2	2	0,2
Recknitz	Ribnitz	<b>669</b>	5,7	69,6	49,5	23,4	0,1	0,2
Tollense	Demmin	<b>1809</b>	6,8	69,3	56,7	21,4	2,2	0,1
Trebel	Wotenick	<b>992</b>	4,6	73,5	52,7	21,5	0	0,2
Ücker	Ückermünde	<b>2401</b>	5,9	66,4	52,4	23,9	3,1	0,1
Zarow	Grambin	<b>748</b>	5,4	58,7	29,6	33,6	1,6	0,1
Randow	Eggesin	<b>668</b>	4,8	67,9	47,7	25,1	1,2	0,1
Ryck	Greifswald	<b>231</b>	8	76,4	53,6	15,6	0	0
Warnow	Kessin	<b>3140</b>	6	60	46,1	29	4,4	0,1
Beke	Schwan	<b>321</b>	1,9	91,3	80,1	6,4	0,3	0
Nebel	Wolken	<b>928</b>	3,8	73,2	60,5	18,6	4,4	0
Sude	Bandekow	<b>2253</b>	3,6	67,1	48,4	27,5	1,7	0,1
Elde	Dömitz	<b>2990</b>	5,3	55,6	41,1	27,4	11,5	0,1

Die vorgeschlagene Herangehensweise erfordert neben den Daten zu den einzelnen Messstellen weitere Informationen. Insbesondere sind digitale Karten notwendig. Das IGB verfügt mit Ausnahme einer Karte zu der Geologie über alle notwendigen digitalen Karten für das Spreegebiet.

Die Abbildungen 2 bis 9 zeigen das Gewässernetz, die Landnutzung, die Standorttypen der Böden und das digitale Höhenmodell für die Flussgebiete der Spree oberhalb von

Berlin und der Schwarzen Elster. Für das Flussgebiet der Schwarzen Elster wurden die räumlichen Daten aus dem Datensatz des UBA-Projektes „Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands“ entnommen. Für das Einzugsgebiet der Spree sind in den Abbildungen die im IGB vorhandenen hochaufgelösten Daten bezüglich der Bodentypen, des Gewässernetzes und des digitalen Höhenmodells verwendet worden.

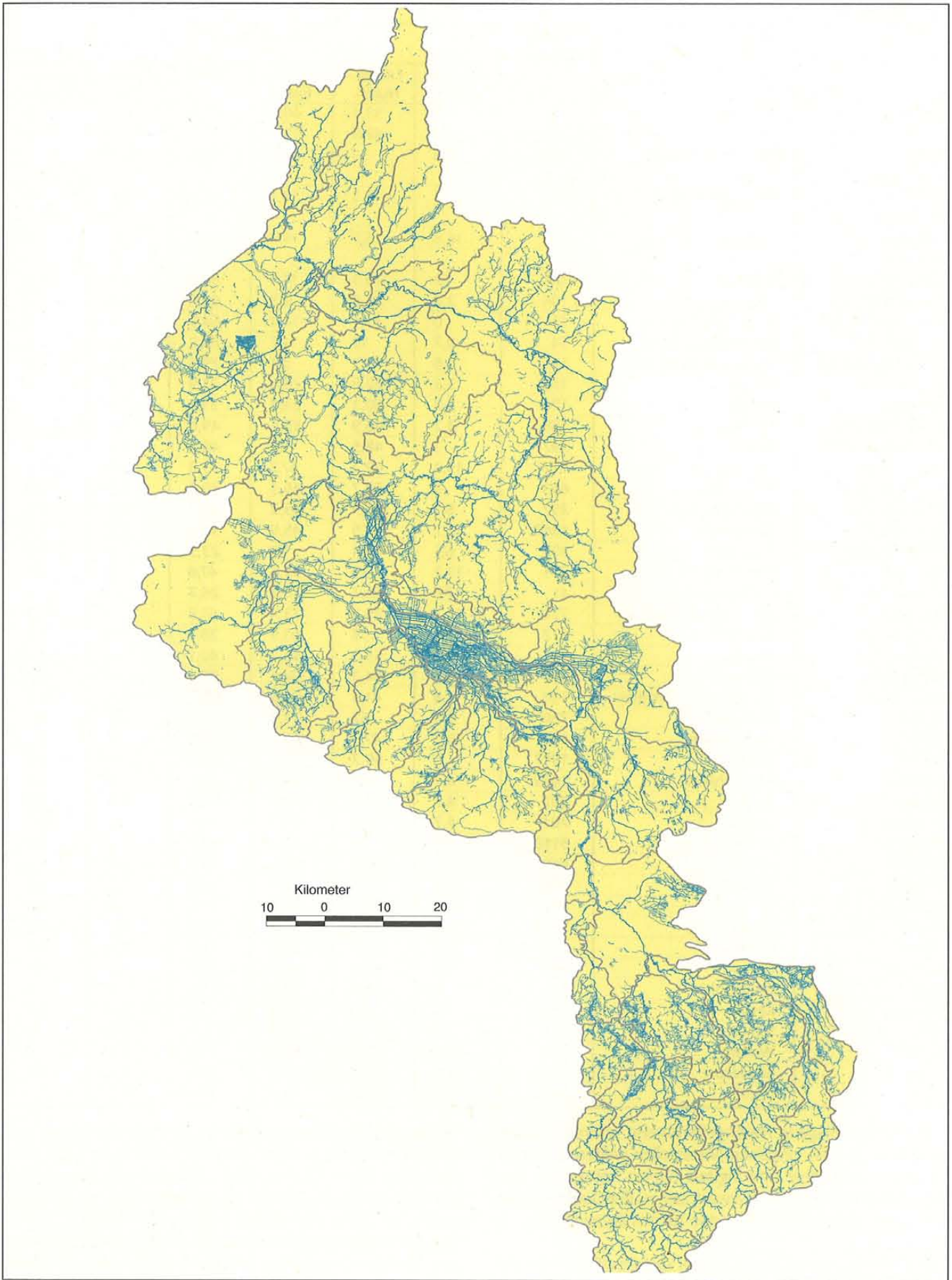


Abb 2: Gewässernetz im Einzugsgebiet der Spree nach TK 1:25 000



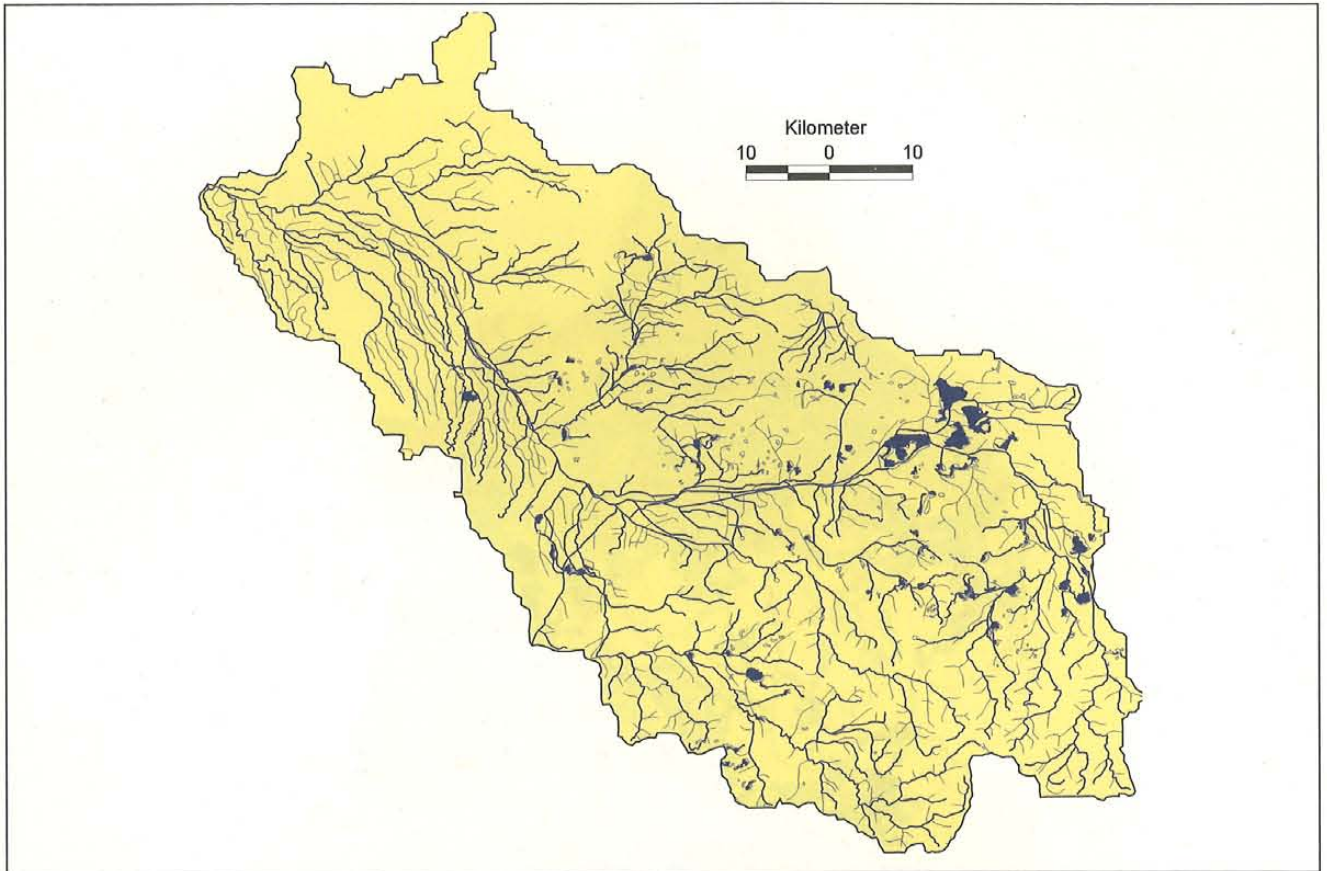


Abb 3: Gewässernetz im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (nach UBA-Gewässernetzkarte)

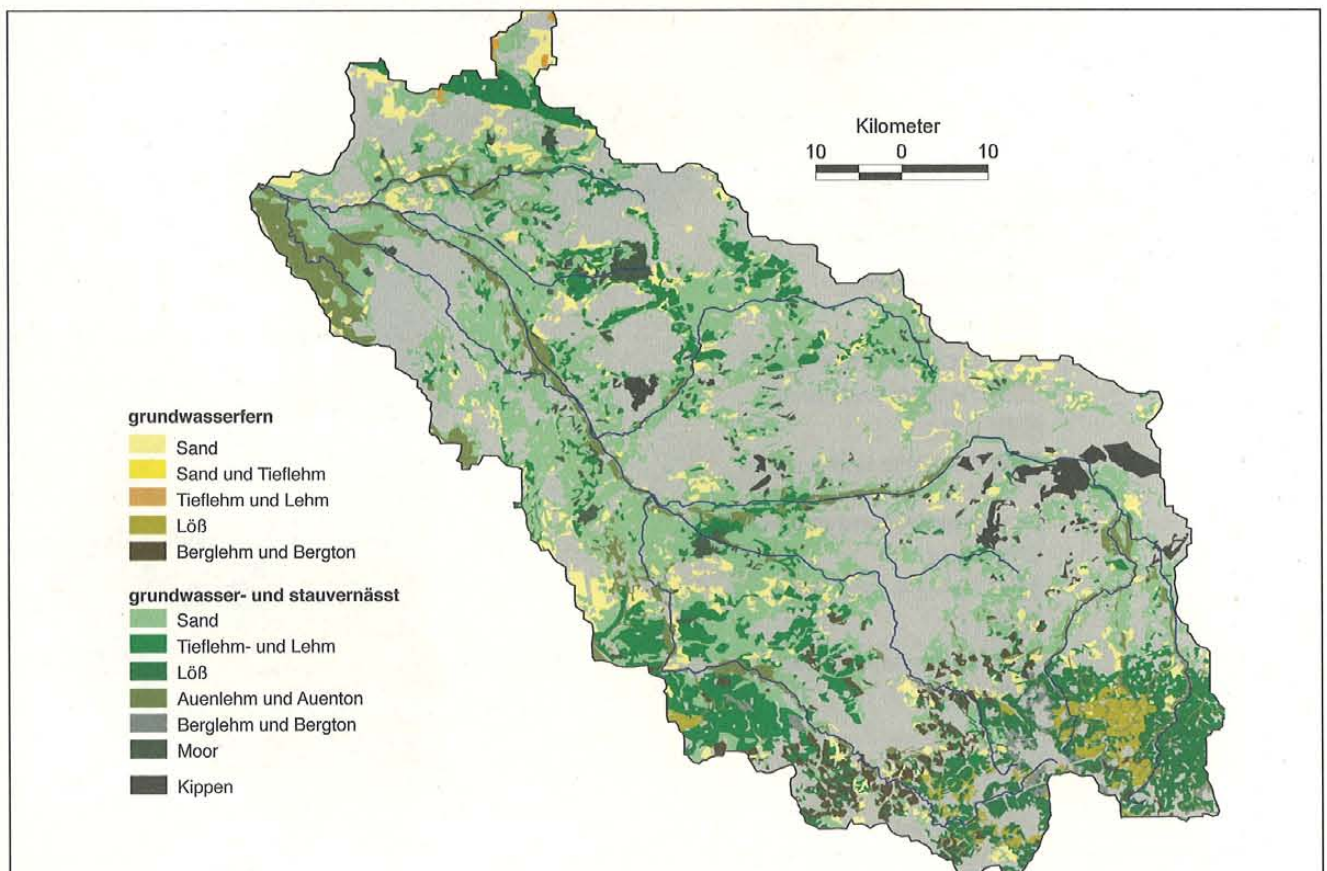


Abb 4: Bodentypen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster nach MMK 1:100 000

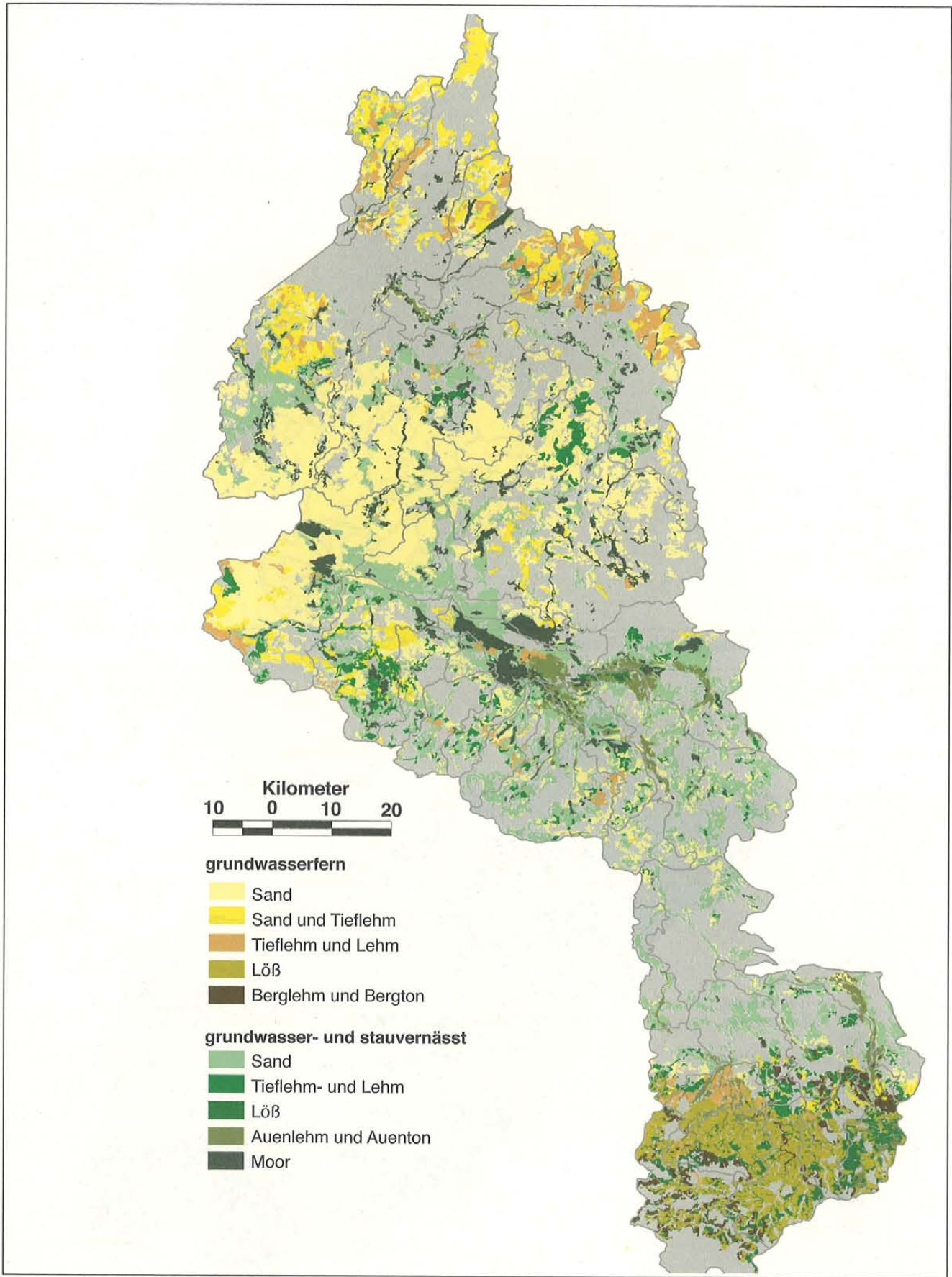


Abb. 5: Bodentypen im Einzugsgebiet der Spree nach MMK 1:25 000

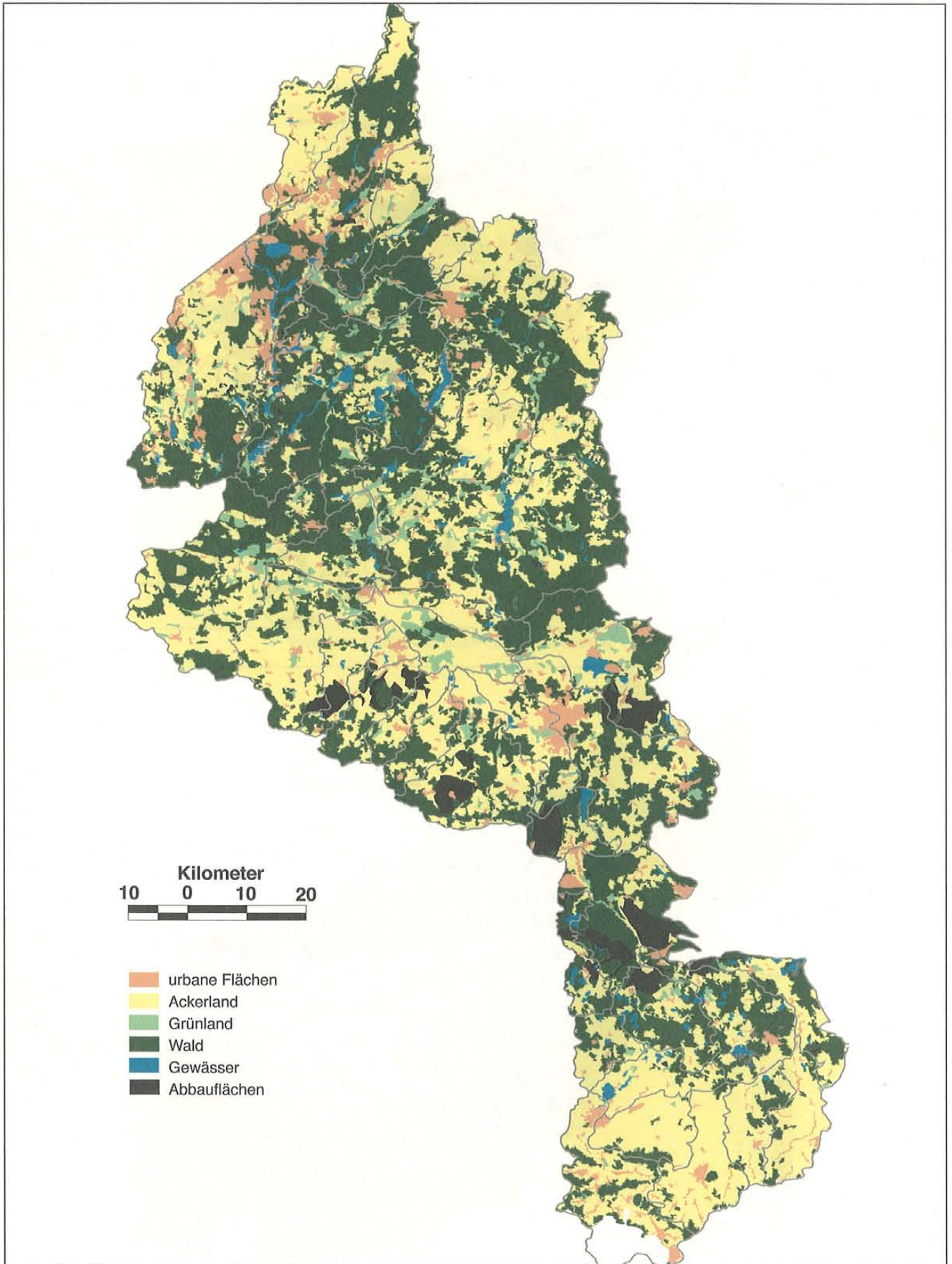


Abb. 6: Landnutzung im Einzugsgebiet der Spree nach CORINE Landcover

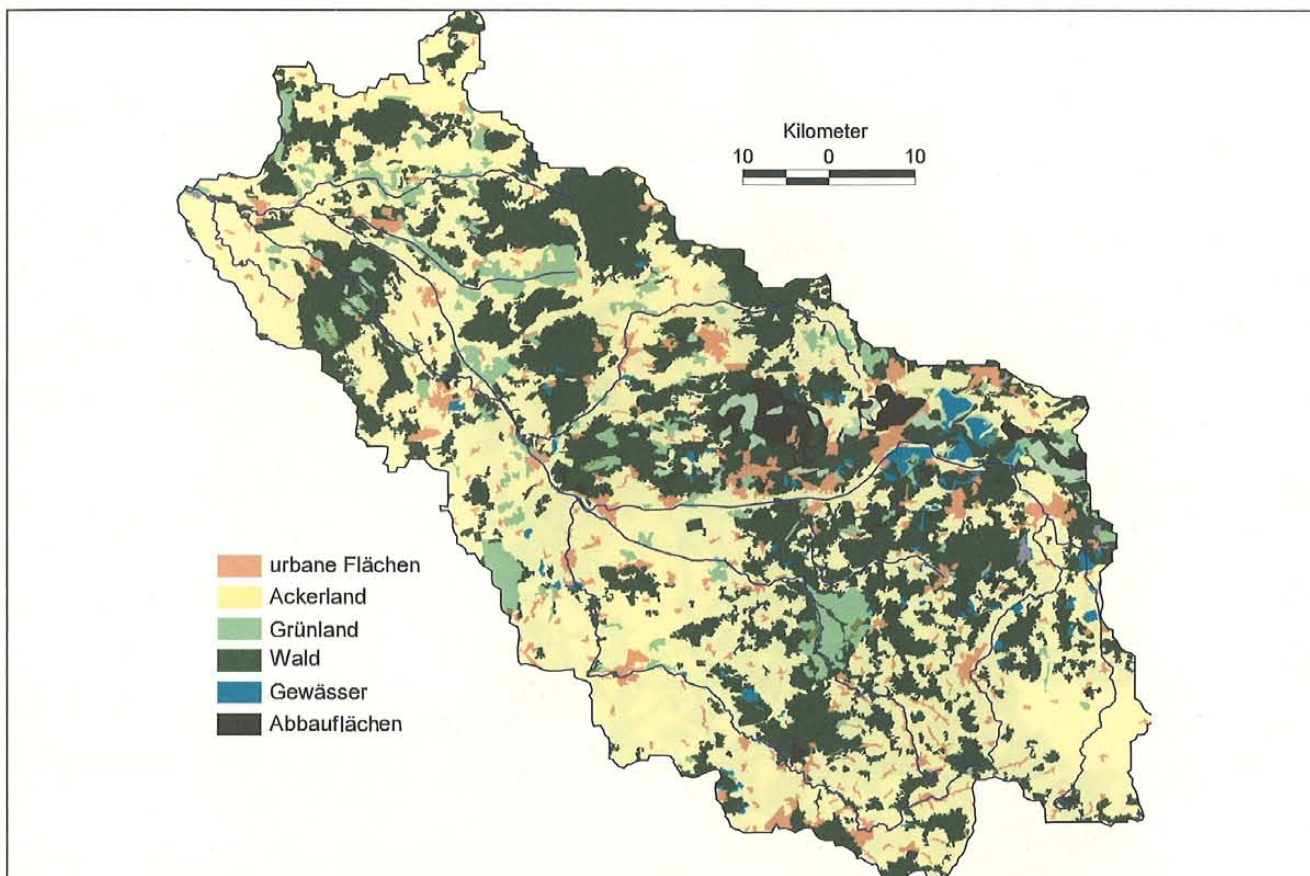


Abb. 7: Landnutzung im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster nach CORINE Landcover

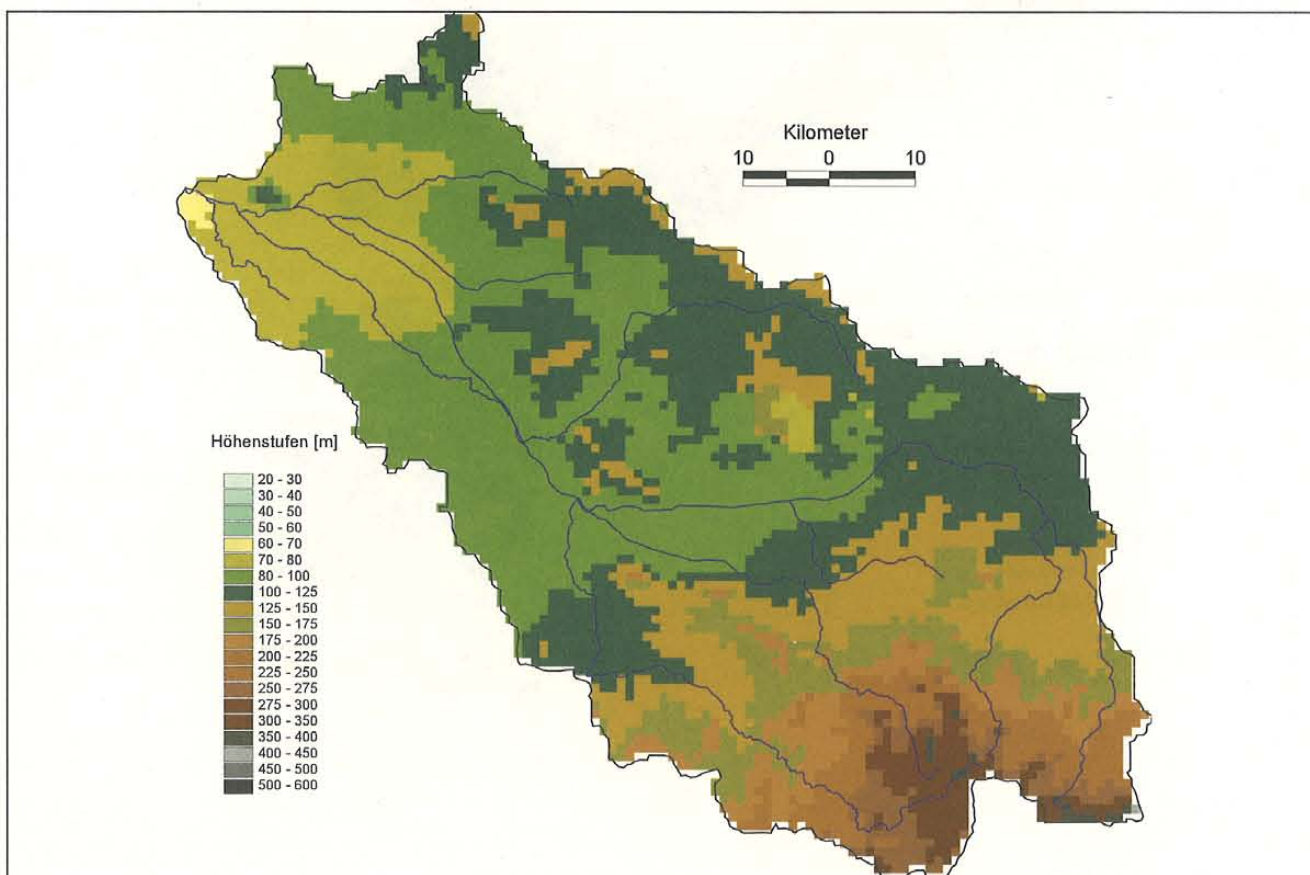


Abb. 8: Digitales Höhenmodell für das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (nach USGS)

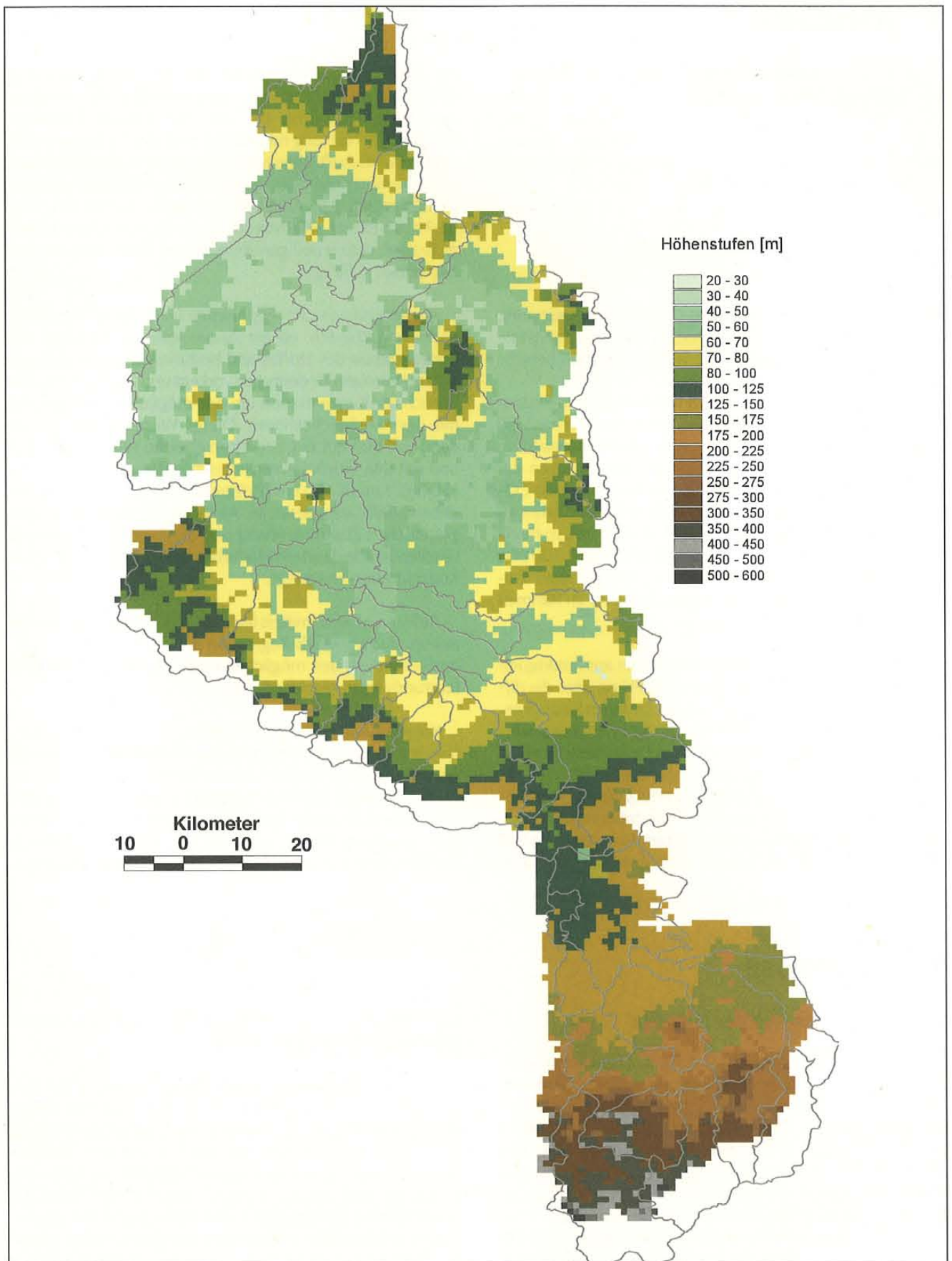


Abb. 9: Digitales Höhenmodell für das Einzugsgebiet der Spree nach TK 1:25 000

### 3 Methodik

Für die vom Landesumweltamt Brandenburg übergebenen Datensätze mit den Messergebnissen der einzelnen Pegel und für die bereits am IGB vorhandenen Daten von anderen Messstellen im Lockergesteinsbereich wurden zunächst für jeden der betrachteten Parameter die mittleren Konzentrationen nach der Formel

$$\bar{c} = \frac{1}{m_j} \sum_{m=1}^{m_j} \left( \frac{1}{n_m} \sum_{n=1}^{n_m} c_g \right)$$

mit  $\bar{c}$  = mittlere Konzentration im Untersuchungszeitraum,  $m_j$  = Anzahl der untersuchten Jahre,  $n_m$  = Anzahl der Messwerte pro Jahr und  $c_g$  = gemessene Konzentration berechnet.

Der Anteil der verschiedenen Landnutzungs- und Bodentypen im jeweiligen Einzugsgebiet wurde durch eine Verschneidung der im Geographischen Informationssystem (GIS) ARC/INFO vorliegenden Einzugsgebietsgrenzen der jeweiligen Pegel mit den Daten zur Landnutzung nach CO-RINE-Landcover (Maßstab 1:100 000) und den Daten zu den Bodenstandorttypen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK, Maßstab 1:100 000 bzw. für die Spree 1:25 000) ermittelt. Die digitalen Einzugsgebietsgrenzen der Pegel wurden teilweise im Rahmen des Projektes neu erstellt.

In Flussgebieten mit geringen Emissionen aus Punktquellen wird die Emission von Stoffen in die Flüsse über die diffusen Quellen häufig durch die Landnutzung im Einzugsgebiet bestimmt (LEY 1997, BEHRENDT 1996). Deshalb wurden die mittleren Konzentrationen am Pegel den einzelnen Landnutzungsparametern oder Bodentypen für das zugehörige Einzugsgebiet gegenübergestellt. Zeigt eine Substanz eine Abhängigkeit von einem Landnutzungsparameter der eindeutig durch die menschlichen Aktivitäten im Einzugsgebiet bestimmt ist, wie z.B. vom Anteil der landwirt-

schaftlichen Nutzfläche oder der urbanen Fläche, kann man davon ausgehen, dass die geogen bedingte Konzentration dem Wert entspricht, bei dem der Einfluss durch die menschliche Nutzung minimal ist, d.h. wenn z.B. der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche nahe null ist. Ergibt sich ein Zusammenhang zu den natürlichen Bedingungen im Einzugsgebiet, z.B. Anteil der Moorböden oder der Seefläche, so ist der Höchstwert der geogen bedingten Konzentration vom jeweiligen Anteil dieses Parameters im Einzugsgebiet abhängig.

Ausgehend von der graphischen Darstellung wurde zunächst entschieden, ob ein Zusammenhang zwischen der Konzentration des Stoffes und bestimmten Landnutzungsparametern oder Bodentypen vorliegt und anschließend der Bereich der Konzentration um den möglichen Schnittpunkt mit der Y-Achse bestimmt. Dieser Wertebereich wurde dann mit den bei der Literaturrecherche (vgl. Kapitel 4.1) und mit den Ergebnissen chemischer Wasser-Analysen am IGB (vgl. Kapitel 4.2) ermittelten Werten verglichen und gegebenenfalls angepasst. In Abhängigkeit vom jeweiligen graphischen Zusammenhang und den Ergebnissen anderer Quellen wurde dann ein Höchstwert der geogen bedingten Konzentration festgelegt.

Auf eine Analyse mittels linearer Regressionen wurde verzichtet, da die mittels Regression geschätzten Konzentrationswerte nicht den möglichen oberen Grenzwert des Hintergrundwertes repräsentieren.

Konnte keine Abhängigkeit der Konzentration eines Stoffes von der Landnutzung oder von Bodentypen festgestellt werden, wurde untersucht, ob sich eine Beziehung zur Konzentration einer anderen Substanz ergab. Daraus wurde dann, ebenfalls unter Einbeziehung von Vergleichswerten (z.B. geogener Hintergrundwert der Vergleichssubstanz) der Wert für die geogen bedingte Konzentration festgelegt.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Ergebnisse aus der Literatur

Angaben zur Hintergrundbelastung von Gewässern wurden in der Literatur bisher nur unzureichend veröffentlicht. Dies ist insbesondere auf die Schwierigkeiten zurückzuführen, die mit einer Quantifizierung der Belastungsquellen eines Gewässers insgesamt verbunden sind. Da zusätzlich die diffusen Eintragspfade unter den heutigen Bedingungen stark anthropogen beeinflusst sind, ist es kaum noch möglich, in der Mitte Europas „echte“ geogen bedingte Konzentrationen bzw. Emissionen für die verschiedenen Stoffe zu bestimmen. So führen die langjährig regional und überregional hohen Werte der atmosphärischen Deposition dazu, dass selbst in Waldgebieten die Konzentrationen von

Nitrat und anderen Stoffen in den Grundwässern ansteigen (BEHRENDT & WODSAK 1994).

Da viele Stoffeinträge durch die Landnutzung im Einzugsgebiet bestimmt werden, ist die Ableitung von Näherungswerten für die Hintergrundbelastung oft nur indirekt durch eine Extrapolation auf einen zumindest flächendeckend nicht mehr vorhandenen Zustand ohne landwirtschaftliche und urbane Flächen möglich. Dies setzt die Kenntnis der Landnutzung in den Einzugsgebieten voraus, was für größere Flussgebiete auch erst in den letzten Jahren durch die Verwendung digitaler Karten möglich geworden ist. Beispiele für Zusammenhänge zwischen der Landnutzung und der stofflichen Belastung sind deshalb auch in der

Literatur nur vereinzelt zu finden (siehe z.B. LEY 1997, BEHRENDT 1996).

Literaturangaben aus Untersuchungen zu flächenspezifischen Stoffbelastungen der Gewässer können aufgrund der besonderen hydrologischen Situation im mitteleuropäischen Tiefland (sehr geringe Abflusspenden) nur bedingt oder gar nicht für eine Bestimmung einer Hintergrundbelastung für die zu untersuchenden Flussgebiete genutzt werden. Auch sind solche Untersuchungsergebnisse zumeist nur für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor veröffentlicht.

Von LEY (1997) wurden Beziehungen zwischen der Nährstoffkonzentration und der Landnutzung zusammengestellt und verallgemeinert (siehe Tab. 3).

Die Tabellen 2 bis 6 geben einen zusammenfassenden Überblick zu den Ergebnissen bisheriger Untersuchungen zur Bestimmung von Werten der Hintergrundbelastung, zu Messergebnissen in gering belasteten Gebieten bzw. zu Grenzwerten, die im Zusammenhang mit der Wassernut-

zung an die Stoffkonzentrationen in Oberflächengewässern gestellt werden.

Tab. 2: Ergebnisse von Untersuchungen zur Ermittlung von Konzentrationen für die Hintergrundbelastung für Chlorid, Sulfat, Kalium, Calcium und Eisen von Oberflächen- (OF) und Grundwässern (GW) im Lockergesteinsbereich

Region/Gebiet Quelle	Cl [mg/l]	SO <sub>4</sub> [mg/l]	K [mg/l]	Mg [mg/l]	Ca [mg/l]	Na [mg/l]
GW, Norddeutschland, (BAUMANN & WAGNER 1995)	18-38	17-117	1,3-4,5	3,1-6,3	33-62	14-20
GW, Brandenburg (HANNAPPEL et al. 1996)	8-48	10-128	0,7-3,8	2,2-16	24-113	5-29
GW, Lockersedimente (SCHLEYER & KERNDORFF 1992)	10-55	15-105	1,0-4,0			

Tab. 3: Ergebnisse von Untersuchungen zur Ermittlung der Nährstoff-Hintergrundbelastung von Oberflächen- (OF) und Grundwässern (GW) im Lockergesteinsbereich

Region/Gebiet Quelle	NO <sub>3</sub> [mgN/l]	NH <sub>4</sub> [mgN/l]	TN [mgN/l]	SRP [mgP/l]	TP [mgP/l]
OF, Ostsee-einzugsgebiet (LEY 1997)	0,14		0,6		0,02
OF, Dänemark 1994 (GRAESBOLL et al. 1994)	0,7	0,04	1	0,016	0,048
OF, Dänemark 1996 (WINDOLF 1996)	0,8	0,04	1,2	0,022	0,051
GW, Norddeutschland, (BAUMANN & WAGNER 1995)	0,2-0,4				
GW, Lockersedimente (SCHLEYER & KERNDORFF 1992)	0,1-8,5			<0,015-1,0	
GW, Brandenburg (HANNAPPEL et al. 1996)	<0,02-0,1	<0,08-0,6		<0,03-0,07	
GW, Mecklenburg-Vorp. (BEHRENDT 1996)	<0,1-0,4			0,02-0,065	0,08-0,13

Tab. 4: Konzentrationen von Schwermetallen in unbelasteten Grundwässern (GW) der Lockergesteinsregion (\*) und anderen unbelasteten Gebieten

Region/Gebiet Quelle	Cd [µg/l]	Pb [µg/l]	Zn [µg/l]	Mn [mg/l]	ges. Fe [mg/l]
GW, Norddeutschland, * (BAUMANN & WAGNER 1995)				0,3-0,6	1,2-5,1
GW, Lockersedimente * (SCHLEYER & KERNDORFF 1992)	<0,1-0,1	<0,5-2	<10-150		<0,02-3
GW, Havel (VINK et al. 1997)	0,3	1,74	22,5		
GW, Rheingebiet (BEHRENDT 1993)	0,06	1	10		
GW, Schwarze Elster (VINK et al. 1997)	0,21	0,94			
OF, Alte Bundesländer (FAUTH et al. 1985)	<0,3	2	14		
OF, Flüsse allg. (ZUURDEEG et al. 1992)	0,04-0,35	1,1-8,4	8-43		
OF, Deutschland (SCHUDOMA et al. 1994)	0,009-0,036	0,4-1,7	1,8-7		

Tab. 5: Standards bzw. Zielvorgaben für Schwermetallkonzentrationen für die Wassernutzung

Standard	As	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Trinkwasser (µg/l) (SCHUDOMA et al. 1994)	< 20	< 1.5	< 50	< 0.3	< 30	< 200
Fischerei (µg/l) (SCHUDOMA et al. 1994)			< 30			< 200
Milbowa Grenzwerte, Oberflächengewässer (µmg/l) (RIZA 1995)		< 0.5	< 3	< 0.03	< 25	< 30
Milbowa surface water 'streefwaarde' (µmg/l) (RIZA 1995)		< 0.2	< 3	< 0.02	< 4	< 9

Tab. 6: Zielvorgaben der IKSE für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaft und Grenzwerte der LAWA für die Güteklasse I der chemischen Bewertung

	Maßeinheit	Zielvorgabe der IKSE	Grenzwert LAWA für Güteklasse I
Chemischer Sauerstoffbedarf	mg/l	24	
AOX	mg/l		0
Organisch gebundener Kohlenstoff (TOC)	mg/l	9	< 2,0
Nitrat	mgN/l		< 1,0
Ammonium	mgN/l		< 0,04
Anorganisch gelöster Stickstoff	mgN/l		< 1,0
Gesamtstickstoff (TN)	mg/l	5	< 1,0
Anorganisch gelöster Phosphor (SRP)	mgP/l		< 0,02
Gesamtphosphor (TP)	mg/l	0,2	< 0,05
Chlorid	mg/l		< 25
Sulfat	mg/l		< 25
Quecksilber (Hg)	µg/l	0,04	
Cadmium (Cd)	µg/l	0,07	
Kupfer (Cu)	µg/l	4	
Zink (Zn)	µg/l	14	
Blei (Pb)	µg/l	3,5	
Arsen (As)	µg/l	1	
Chrom (Cr)	µg/l	10	
Nickel (Ni)	µg/l	4,5	

## 4.2 Ergebnisse chemischer Wasser-Analysen im IGB

Die natürliche Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern leitet sich im ost- und südostbrandenburgischen Raum mit seinen durchlässigen glazigenen Lockergesteinen, in dem die Fließgewässer überwiegend grundwassergespeist sind, aus der Beschaffenheit des Grundwassers ab. Zur Charakterisierung der Grundwasser-Beschaffenheit wurden daher Austrittsstellen von Grundwässern (Quellen und Seepage-Messung) und Grundwasserbeobachtungsrohre (GWBR) sowie ein Oberflächengewässer herangezogen, deren Einzugsgebiete geringe anthropogene Beeinflussung aufweisen und die im IGB in den Jahren 1989 bis 1997 untersucht worden sind. Die Ergebnisse, die in Tabelle 7 dargestellt sind, wurden in diesem Umfang bisher nicht veröffentlicht. Teilergebnisse wurden bisher von GELBRECHT et al. (1996) und DRIESCHER & GELBRECHT (1993) publiziert.

Die Proben lassen sich folgenden Untersuchungsräumen zuordnen: Die Quellen befinden sich im Einzugsgebiet der

Spree unterhalb des Spreewaldes (Oelse, Dubrowberge, Rauener Berge, Woltersdorf, Stienitzsee, Löcknitz), im Einzugsgebiet der Dahme (Springsee, Töpchin, Tornow) sowie im Oder-Einzugsgebiet (Schlaube, Oderhänge, Märkische Schweiz). Die GWBR liegen im Spreetal und dem angrenzenden Urstromtalbereich zwischen Wernsdorf und Hartmannsdorf auf einer Strecke von ca. 6 km. Die Entnahmetiefen betragen zwischen 3 und 11 m. Außerdem wurde mit einer speziellen Probenahmetechnik (Seepage-Messung) Grundwasser am Gewässerboden der Spree zwischen Hohenbinde und Hangelsberg entnommen. Als Vertreter für ein anthropogen gering belastetes Oberflächengewässer ist ein grundwassergespeister Bach südlich Bad Saarow angeführt. Sein Einzugsgebiet ist bewaldet und liegt in lehmig-sandig ausgeprägter Moräne.

Um allgemeingültige, statistisch abgesicherte Resultate ableiten zu können, muss die Datenbasis über solche Gewässer erweitert werden. Deshalb besteht die dringende Notwendigkeit, weitere derartige Untersuchungsobjekte zu erkunden und zu beproben.



Tab. 7: Analysenergebnisse für anthropogen gering belastete Wässer

		NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	TP [µg/l]	Cl [mg/l]	SO <sub>4</sub> [mg/l]	DOC [mg/l]	Fe(II) [mg/l]	PH
<b>Quellen</b>									
anoxisch	Mittelwert	0.8	0.48	59	18	88	2.2	0.81	7.3
	Max	1.88	7.90	220	58	209	14.6	8.19	8.1
	min	1	0.01	5	3	9	0.4	<0,03	6.4
	n	113	112	115	104	70	89	73	100
Oxisch	Mittelwert	0.3	2.95	24	21	95	1.8	0.25	7.1
	max	11	7.90	68	44	150	4.2	2.50	7.8
	min	0.02	0.27	3	7	50	0.5	<0,03	5.9
	n	25	26	26	25	18	18	21	24
<b>Bach südlich Bad Saarow</b>									
	Mittelwert	0.04	0.55	52	20	-	3.3	0.20	7.9
	max	29	3.00	100	30	-	6.1	0.30	8.2
	min	0.02	0.16	19	16	-	2.0	0.10	7.6
	n	38	38	41	32	-	48	36	41
<b>Seepage-Messungen Spree</b>									
	Mittelwert	0.41	0.12	154	26	-	5.0	0.48	7.7
	max	1.56	0.34	460	57	-	8.6	2.80	8.1
	min	0.07	0.02	28	20	-	2.8	0.09	7.2
	n	54	57	63	40	-	20	52	39
<b>Grundwasserbeobachtungsrohre</b>									
GWBR 70	Mittelwert	0.06	0.03	11	35	137	06.1	1.13	6.8
	Max	0.15	0.15	32	40	175	8.0	3.83	7.1
	min	0.02	0.01	3	26	84	3.8	0.03	6.3
	n	24	24	25	24	24	12	24	24
GWBR 71	Mittelwert	0.37	0.02	20	35	145	4.0	3.51	7.4
	max	0.53	0.04	26	39	182	05.1	5.64	7.7
	min	0.21	0.01	15	28	81	03.4	2.72	7.0
	n	16	15	16	15	15	10	16	22
GWBR 80	Mittelwert	0.02	12.03	24	23	106	08.9	0.08	6.8
	max	0.05	22.10	37	73	190	14.1	17	7.0
	min	0.01	0.05	15	12	58	6.0	0.03	6.2
	n	25	23	25	23	23	12	25	24
GWBR 74	Mittelwert	0.19	0.60	9	7	46	10.8	1.25	6.6
	max	0.65	3.25	19	16	95	18.0	7.99	6.9
	min	0.02	0.01	3	2	20	6.0	0.11	6.1
	n	22	22	23	21	22	10	23	22
GWBR 72	Mittelwert	0.31	0.02	166	36	116	10.4	4.76	6.4
	max	0.35	0.15	377	65	192	18.9	7.82	6.7
	min	0.25	0	117	21	44	06.2	2.43	6.0
	n	21	21	21	21	20	11	21	20
GWBR 75	Mittelwert	0.57	0.03	252	25	73	09.9	6.71	6.7
	max	0.80	0.15	368	27	80	13.7	11.65	7.0
	min	0.42	0.01	159	22	60	08.2	3.69	6.4
	n	22	23	23	22	23	11	23	22
GWBR 73	Mittelwert	0.16	0.02	188	63	63	2.0	2.74	7.5
	max	0.38	0.03	418	128	108	4.1	4.29	7.8
	min	0.06	0.01	101	22	36	0.9	1.72	7.2
	n	15	15	15	15	14	10	14	20
GWBR 78	Mittelwert	0.26	0.02	185	30	84	3.5	1.37	7.0
	max	0.30	0.02	200	34	107	4.3	1.46	8.2
	min	0.25	0.01	160	23	16	3.0	1.22	7.5
	n	15	14	15	14	14	9	14	21
GWBR 76	Mittelwert	0.07	0.02	133	10	26	2.0	0.37	8.2
	max	0.08	0.02	156	14	38	2.4	0.68	9.2
	min	0.02	0.01	125	8	18	1.5	0.30	7.8
	n	13	13	13	12	13	9	13	20
GWBR 79	Mittelwert	0.03	0.01	138	12	30	01.8	0.29	8.1
	max	0.08	0.02	164	15	63	03.3	0.42	8.6
	min	0.02	0.01	106	9	5	01.1	0.22	7.7
	n	22	23	24	22	21	11	24	23
GWBR 77	Mittelwert	0.40	0.02	841	13	117	3.7	30.60	6.8
	max	0.52	0.06	1308	34	128	4.8	34.90	7.2
	min	0.27	0.01	601	3	104	2.8	27.40	6.3
	n	22	22	23	21	22	10	22	21

Die Variationsbreite der Wasser-Parameter, deren Auswahl sich nach den Vorgaben richtete, sind als Mittelwerte zusammen mit beobachteten Maximal- bzw. Minimalwerten sowie der Bestimmungs-Anzahl in Tabelle 7 dargestellt. Angaben zu Schwermetallionen-Konzentrationen sind nicht enthalten. Die in HANNAPPEL et al. (1996 a,b) veröffentlichten Daten über die geogenen Eigenschaften der brandenburgischen Grundwässer können hier nicht direkt zum Vergleich herangezogen werden, da sie nach den hydrogeologischen Struktureinheiten zusammengefasst worden sind. In dem vorliegenden Bericht dagegen werden die Grundwässer regional nach den Einzugsgebieten gegliedert. Die im Untersuchungsgebiet beprobten Grundwässer sind in der Regel anoxisch. Nur die oberflächennahen sind als oxisch zu bezeichnen und unterscheiden sich deshalb im Chemismus deutlich von den anoxischen.

Deshalb wurden die Quellen (vgl. Tab. 7) in „oxisch“ und „anoxisch“ unterteilt. Oxische Quellwässer würden am ehesten die Wasserqualität unbelasteter Fließgewässer beschreiben. Da beim Austritt von anoxischen Grundwässern an die Oberfläche „chemische Veränderungen“ eintreten, kann aus der Qualität der Grundwässer nicht auf die Qualität der Oberflächenwässer geschlossen werden.

### 4.3 Stoffkonzentrationen in Einzugsgebieten des norddeutschen Tieflandes, ihre Variabilität und Abhängigkeit von Landnutzung und Bodentypen

Im Folgenden wird versucht, für die einzelnen Parameter aus den Beziehungen zwischen Konzentration und einzelnen Landnutzungstypen bzw. Bodencharakteristika einen Wert für die geogene Hintergrundbelastung abzuleiten. Die Abbildungen zeigen diese Zusammenhänge jeweils für die Einzugsgebiete von Schwarzer Elster und Spree. Zusätzlich wurden insgesamt 20 andere Flussgebiete im Lockergesteinsbereich des Norddeutschen Tieflandes in die Analyse einbezogen. Diese Flüsse liegen vorwiegend in Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt. Da in diesen Flussgebieten zumindest in der Mehrzahl die Einträge aus Punktquellen und bergbaulicher Tätigkeit vernachlässigbar sind, sind sie für die Ableitung von Zusammenhängen zur Landnutzung und zu den Bodentypen besonders geeignet. Diese Flussgebiete befinden sich wie der überwiegende Teil von Spree und Schwarzer Elster ausnahmslos im Lockergesteinsbereich. Von der Analyse ausgeschlossen wurden solche Flussgebiete bzw. Messstellen, die eine hohe Belastung aus Punktquellen bzw. durch Sumpfungswässer vermuten lassen. Die angegebenen Werte der Stoffkonzentrationen sind Mittelwerte für den Zeitraum 1993 bis 1995.

#### 4.3.1 Chlorid und Calcium

Die Abbildung 10 zeigt den Zusammenhang zwischen der Chlorid- bzw. Calciumkonzentration und dem Anteil der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche in den jeweiligen Einzugsgebieten. Für Calcium und Chlorid ergeben sich für alle untersuchten Flussgebiete signifikante Zusammenhänge (Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,001) zwischen den

Stoffkonzentrationen und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Einzugsgebieten. Dies ist jedoch zumindest für Chlorid vermutlich darin begründet, dass die nördlich gelegenen Flussgebiete eine deutlich höhere Chloridkonzentration aufweisen und der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Durchschnitt größer ist als in den Teilgebieten von Spree und Schwarzer Elster.

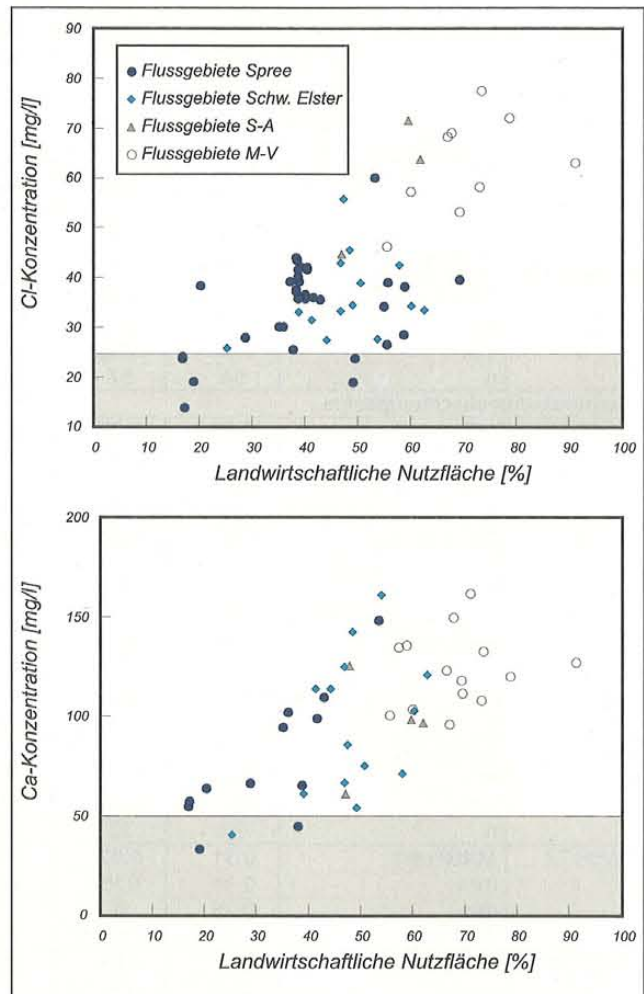


Abb. 10: Zusammenhang zwischen der Chlorid- bzw. Calciumkonzentration und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche am Einzugsgebiet

Von den Flussgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern wurden nur die für den Zusammenhang zwischen Chloridkonzentration und Flächennutzung ausgewählt, deren Messstellen nicht direkt an der Küste lagen. Für Calcium und Chlorid konnten die folgenden Ergebnisse einer linearen Regression zwischen Konzentration und landwirtschaftlicher Nutzfläche festgestellt werden:

$$Ca [mg/l] = 34,0 + 1,29 \cdot LN [%]; r^2 = 0,454; n = 45$$

$$Cl [mg/l] = 10,9 + 0,63 \cdot LN [%]; r^2 = 0,470; n = 65$$

Ob insgesamt eine Abhängigkeit der Chloridkonzentration von der Größe des Anteils der landwirtschaftlichen Nutzfläche vorliegt kann nur geklärt werden, wenn entsprechende Beobachtungswerte auch für Teilgebiete von

Spree und Schwarzer Elster mit höheren Anteilen von landwirtschaftlicher Nutzfläche oder Messwerte aus dem nördlichen Teil des Lockergesteinsbereiches für Flüsse mit geringem Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche verfügbar sind. Abhängigkeiten der Chlorid- und der Calciumkonzentration von anderen Landnutzungsparametern oder Bodentypen konnten nicht festgestellt werden.

Für die Teilgebiete der Spree und der Schwarzen Elster kann man aus beiden Abbildungen schlussfolgern, dass der geogene Hintergrundwert für Chlorid bei Werten kleiner als 25 mg/l und für Calcium bei Werten kleiner als 50 mg/l liegt.

#### 4.3.2 Kalium und Magnesium

Auch für Kalium und Magnesium kann man nach Abbildung 11 feststellen, dass eine Abhängigkeit dieser Konzentrationen vom Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche an den jeweiligen Einzugsgebieten besteht. Diese Abhängigkeit ist bei Kalium insbesondere für die Spree und die Schwarze Elster sehr ausgeprägt. Bei den Flussgebieten des nördlichen Lockergesteinsbereiches kann man demgegen-

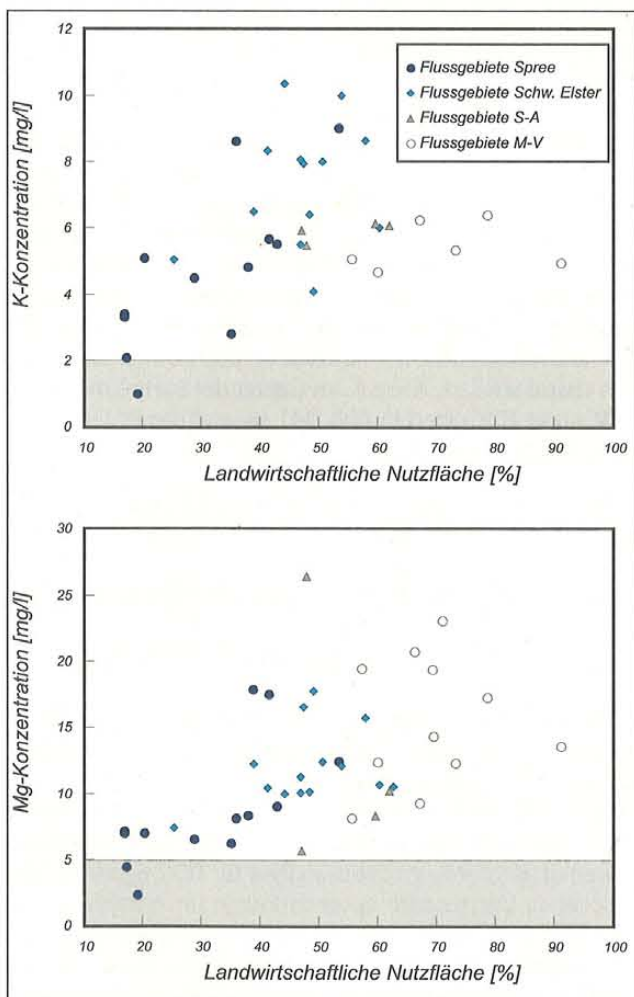


Abb. 11: Zusammenhang zwischen der Kalium- und Magnesiumkonzentration und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche am Einzugsgebiet

über lediglich eine näherungsweise Konstanz der Kaliumkonzentrationen feststellen. Für Magnesium ist die Abhängigkeit zur landwirtschaftlichen Nutzfläche insgesamt schwächer. Wie bei Chlorid und Calcium konnten keine anderen Abhängigkeiten zur Landnutzung festgestellt werden. Dies zeigt, dass die Haupteinträge von Kalium und Magnesium aus der Landwirtschaft herrühren. Als geogene Hintergrundwerte kann man aus der Abbildung 11 für Kalium einen Wert kleiner als 2 mg/l und für Magnesium einen Wert kleiner als 5 mg/l ableiten.

#### 4.3.3 Sulfat und Eisen

In den Abbildungen 12 und 13 sind die Zusammenhänge zwischen den beobachteten Konzentrationen von Sulfat bzw. Eisen und dem Anteil der urbanen Fläche bzw. der Abbaufäche in den einzelnen Teilgebieten dargestellt. Zusammenhänge zur Ackerfläche oder zur gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche konnten, wie zu erwarten, nicht festgestellt werden.

Bei Sulfat zeigt sich für den überwiegenden Teil der Einzugsgebiete der Spree eine deutliche Abhängigkeit von dem

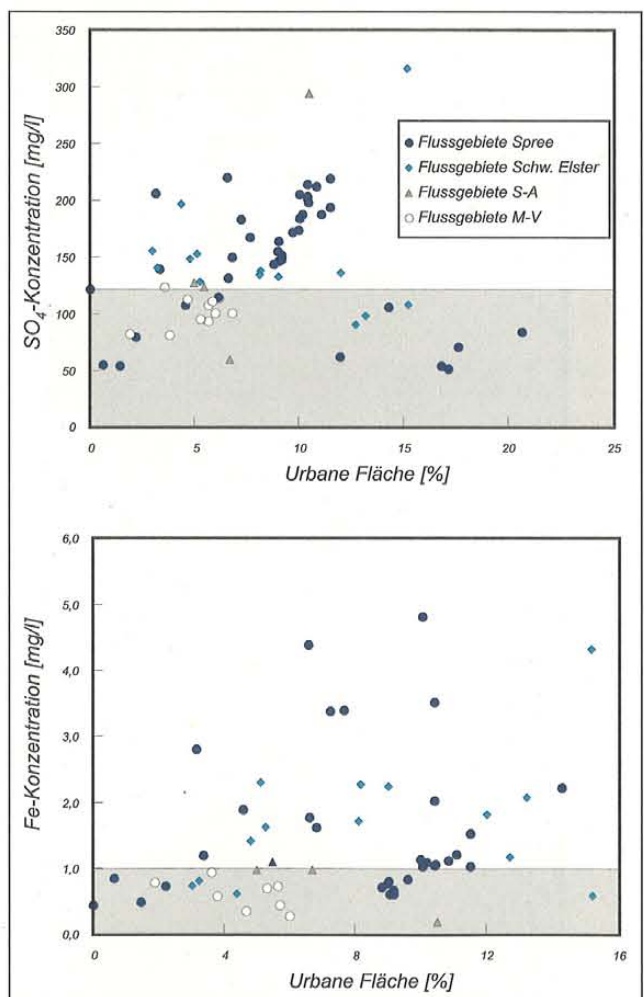


Abb. 12: Zusammenhang zwischen der Sulfat- bzw. gelösten Eisenkonzentration und dem Anteil der urbanen Fläche am Einzugsgebiet

Anteil der urbanen Fläche am Einzugsgebiet (Abb. 12). In diese Beziehung passen sich auch die Konzentrationen der Mehrheit der Gebiete des nördlichen Lockergesteinsbereiches und der Schwarzen Elster ein.

Betrachtet man die aus dieser Beziehung herausfallenden Einzugsgebiete näher, so handelt es sich fast ausschließlich um kleinere Flussgebiete im Oberlauf von Spree und Schwarzer Elster sowie im Gebiet der Storkower Gewässer.

Da der Sprung in den Sulfat- und Eisenkonzentrationen der Spree von ca. 100 mg/l bzw. 0,5 mg/l auf mehr als 200 mg/l bzw. 4 mg/l zwischen den Messstellen Niedergurig und Zerre auftritt, muss man trotz des scheinbar vorhandenen Zusammenhanges zwischen der Sulfatkonzentration und dem Flächenanteil der urbanen Fläche davon ausgehen, dass die hohen Sulfat- und Eisenkonzentrationen nicht durch die urbanen Flächen sondern durch die Einleitung von Sumpfungswässern verursacht werden. Die Abbildung 12 beschreibt folglich lediglich einen indirekten Zusammenhang zum Anteil der urbanen Fläche, der eher darauf zurückzuführen ist, dass ab Cottbus sowohl die Konzentrationen beider Stoffe als auch der Anteil der urbanen Fläche abnimmt.

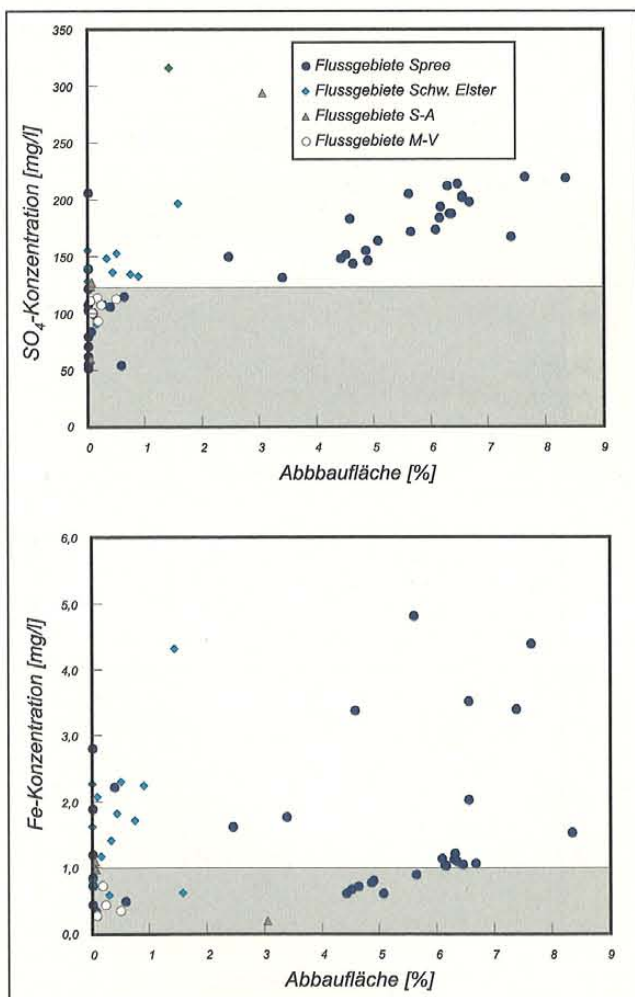


Abb. 13: Zusammenhang zwischen der Sulfat- bzw. gelöst. Eisenkonzentration und dem Anteil der Abbaufäche am Einzugsgebiet

Die in der Abbildung 13 aufgezeigten Zusammenhänge zwischen dem Anteil der Abbaufäche am Einzugsgebiet und den Konzentrationen von Sulfat und Eisen sind insgesamt wenig aussagekräftig, obwohl man diesbezüglich einen direkten Zusammenhang erwarten würde. Als wesentliche Ursache für diese Diskrepanz kann vermutet werden, dass sich der Ort der Einleitung von Sumpfungswässern und der jeweiligen Abbaufäche in den Teilgebieten von Spree und Schwarzer Elster deutlich unterscheidet. Aus den Abbildungen 12 und 13 wird jedoch ersichtlich, dass auch in Gebieten des Lockergesteinsbereiches ohne bergbauliche Aktivitäten Sulfatkonzentrationen um 100 mg/l und Eisenwerte von ca. 1 mg/l nicht ungewöhnlich sind. Vermutlich ist dies auf relativ hohe Konzentrationen beider Stoffe in den Grundwässern dieser Gebiete zurückzuführen (siehe Tabelle 7).

Als geogen verursacht können somit im Gebiet von Spree und Schwarzer Elster Konzentrationen von kleiner als 125 mg/l Sulfat und 1 mg/l Eisen angesehen werden.

#### 4.3.4 Gesamter und organisch gelöster Kohlenstoff

Ein deutlicher Zusammenhang lässt sich lediglich zwischen der Konzentration von gelöstem organischen Kohlenstoff und dem Anteil der Moorfläche am Einzugsgebiet herleiten (Abb.14). Diesbezüglich ergibt sich für alle Flussgebiete des Lockergesteinsbereiches ein relativ geschlossenes Bild. Man kann folglich davon ausgehen, dass der in den Flüssen messbare Gehalt von gelöstem organischen Kohlenstoff in erster Linie durch die Einträge aus den Moorgebieten des Einzugsgebietes bestimmt wird. Dabei ist zu berücksichtigen, dass der in der Abbildung 14 angegebene Mooranteil lediglich von der landwirtschaftlichen Nutzfläche herrührt. Sind größere Teile des Einzugsgebietes außerhalb der landwirtschaftlichen Nutzfläche auch durch Moorböden charakterisiert, wie z.B. im Gebiet der Barthe (höchster DOC- und TOC-Wert in Abb. 14), so wird das in der Abbildung nicht berücksichtigt.

Die lineare Korrelationsanalyse liefert für DOC und TOC die folgenden Ergebnisse:

$$DOC [mg/l] = 3,1 + 0,68 \cdot MOOR [\%]; r^2 = 0,603; n = 28$$

$$TOC [mg/l] = 4,6 + 0,51 \cdot MOOR [\%]; r^2 = 0,357; n = 62$$

Die sehr gute Beziehung zwischen DOC-Konzentration und Moorflächenanteil wird für den gesamten organischen Kohlenstoff (TOC) deutlich schlechter, was auf Einträge aus Kläranlagen und die autochthone Biomasseproduktion insbesondere von Phytoplankton in den Gewässern zurückzuführen ist. Bei der Regressionsanalyse für TOC wurden 5 abweichende Wertepaare ausgeschlossen (in Abbildung mit zusätzlichen Kreis gekennzeichnet), da diese deutlich von dem Verhalten der anderen Werte abweichen. Da der Mooranteil eines Einzugsgebietes nicht beeinflussbar ist, kann man für beide Parameter des organischen Kohlenstoffes keinen allgemeingültigen Wert für eine geogene Hintergrundbelastung ableiten. Die gemessenen Werte für den

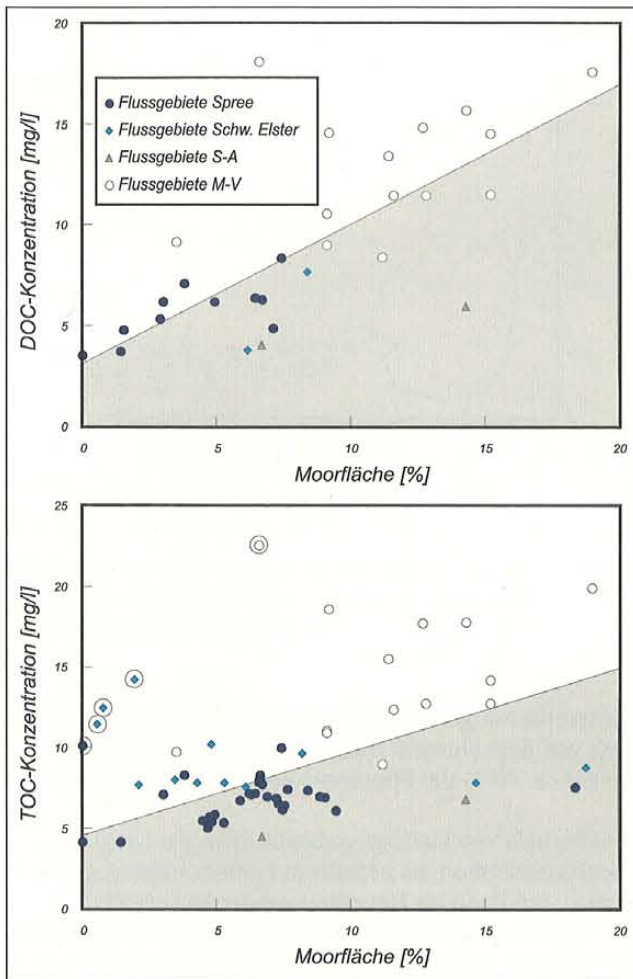


Abb. 14: Zusammenhang zwischen der Konzentration von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) bzw. gesamtem organischen Kohlenstoff (TOC) und dem Anteil der Moorfläche am Einzugsgebiet (Punkte mit doppelt markierten Symbolen nicht bei Regression berücksichtigt)

DOC-Gehalt eines Flusses können näherungsweise als ein Hintergrundwert angesehen werden, wenn sie nicht deutlich von der Beziehung den Ergebnissen der Regressionsanalyse (siehe auch Abbildung 14) nach oben abweichen. Für die Ableitung eines Hintergrundwertes für den TOC-Gehalt sollte die DOC-Konzentration um einen Wert von maximal 1,5 mgC/l erhöht werden. Dieser Wert von 1,5 mgC/l für den partikulären organischen Kohlenstoff ergibt sich als Differenz zwischen den Konzentrationswerten von TOC und DOC bei einem Mooranteil von null Prozent aus den obigen Regressionsbeziehungen sowie als Mittelwert aller betrachteten Einzugsgebiete, wenn man Flussgebiete mit Extremwerten für den partikulären organischen Kohlenstoff (POC) von über 2,5 mgC/l vernachlässigt.

#### 4.3.5 Gelöster anorganischer Phosphor (SRP) und Gesamtphosphor (TP)

Für die beiden Phosphorkomponenten zeigen sich nach Abbildung 15 nur sehr schwache Zusammenhänge zu den Anteilen der landwirtschaftlichen Nutzfläche an den Ein-

zugsgebieten. Auszuklammern sind hierbei jedoch die im Einzugsgebiet des Schwielochsees gelegenen Flüsse, da für diese die P-Konzentrationen bei geringen Anteilen landwirtschaftlicher Nutzfläche insgesamt, wie auch noch bei den Schwermetallkonzentrationen (siehe Kapitel 4.3.7), vergleichsweise sehr hoch liegen. Eine mögliche Ursache können direkte Einleitungen aus den Dörfern oder Stallhaltungen sein. Zusammenhänge zu den Bodentypen oder der urbanen Fläche im Einzugsgebiet konnten nicht festgestellt werden. Auffallend ist, dass sich die Flüsse in Mecklenburg-Vorpommern in der Regel durch deutlich höhere SRP- und TP-Konzentrationen auszeichnen als die Teilgebiete von Spree und Schwarzer Elster, obwohl der Anteil von Punktquellen an der Gesamtbelastung deutlich geringer sein dürfte (BEHRENDT 1996, BEHRENDT & OPITZ 1996).

Eine Erklärung ist in der sehr engen Kopplung zwischen dem Phosphor- und dem Eisengehalt in den Gewässern zu finden. Dieser Zusammenhang wurde für die Spree bereits von MOHAUPT (1985) sowie GELBRECHT & ZWIRNMANN (1998) detailliert für den Bereich der unteren Spree analysiert.

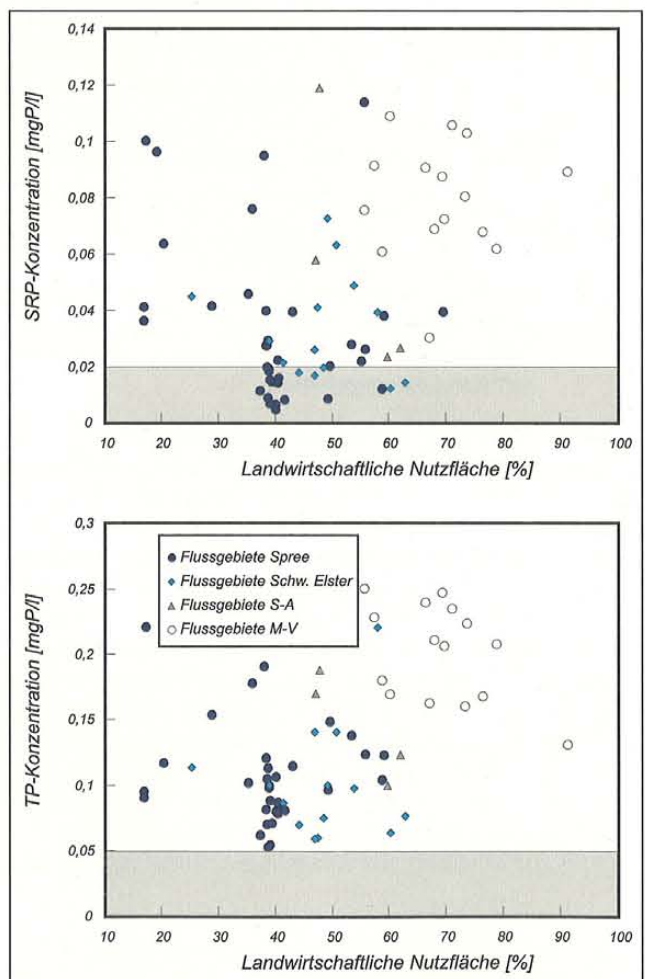


Abb. 15: Zusammenhang zwischen gelöstem anorganischen Phosphor (SRP) bzw. Gesamtphosphor (TP) und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche am Einzugsgebiet

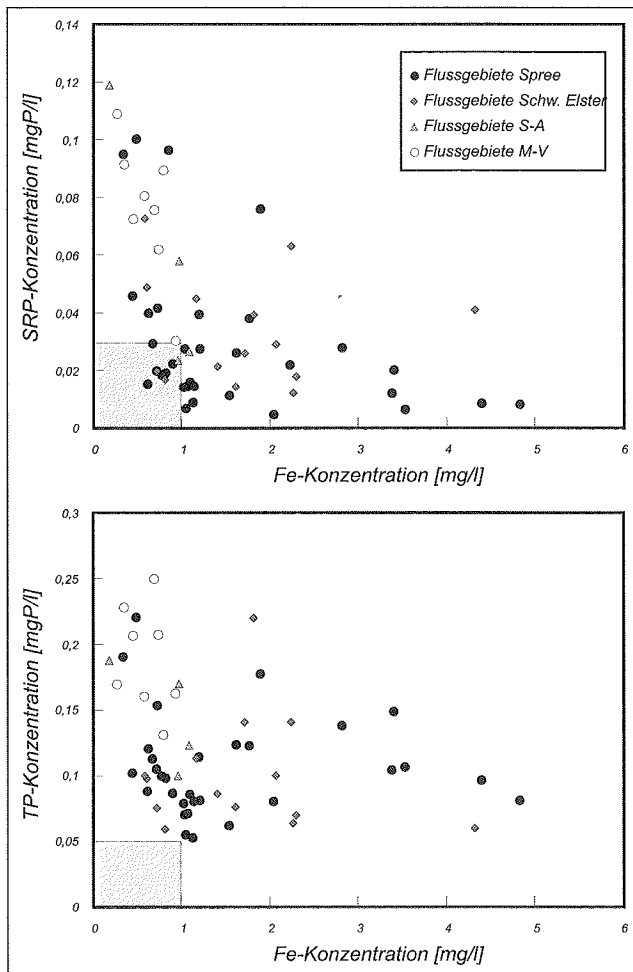


Abb. 16: Zusammenhang zwischen gelöstem anorganischen Phosphor (SRP) bzw. Gesamtposphor (TP) und der Eisenkonzentration in den untersuchten Einzugsgebieten

Wie die Abbildung 16 zeigt, nimmt die Konzentration von gelöstem anorganischen Phosphor sehr stark mit wachsenden Eisengehalten in den Flüssen ab. Der gelöste Phosphor geht unter den in den Fließgewässern vorkommenden oxidischen Bedingungen eine Bindung ein und wird in partikuläre Form überführt. Dieser partikuläre Phosphor wird so lange im Fluss transportiert, bis er in geeigneten Retentionszonen sedimentieren kann. Nach der Einleitung der eisenhaltigen Grubenwässer oberhalb der Talsperre Spremberg (Fe-Gehalte > 3 mg/l) wird der gelöste Phosphor sehr schnell in partikulären Phosphor überführt. So sinkt der Gehalt an SRP nach Einleitung der eisenhaltigen Grubenwässer an den Messstellen Uhyst und Zerre von 100 µgP/l (Messstelle Niedergurig) auf ca. 20 bzw. 10 µgP/l und bleibt auf diesem Niveau bis zur Einleitung der Kläranlage Cottbus (siehe Abb. 17).

Der Gehalt von partikulärem Phosphor steigt von Zerre bis oberhalb der Talsperre Spremberg an, um dann durch Sedimentation in der Talsperre Spremberg bis Cottbus von mehr als 100 µgP/l auf ca. 40 µgP/l abzusinken. Gleichzeitig verringern sich auch die Eisenkonzentrationen von fast 5 mg/l auf 1 mg/l. Im Zusammenhang mit den Gruben-

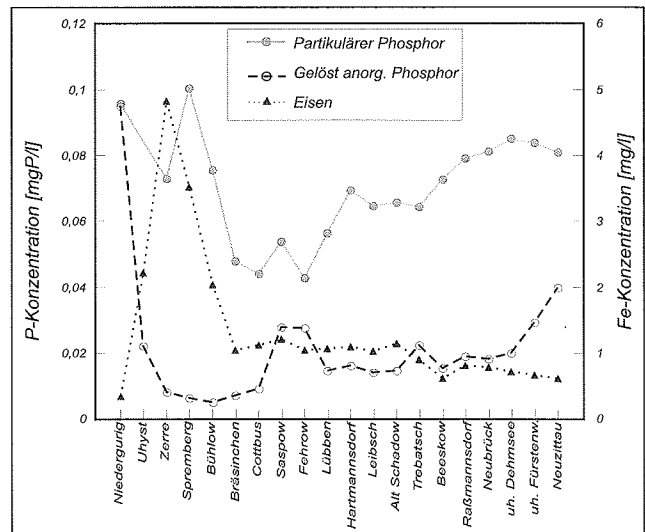


Abb. 17: Verlauf der mittleren Konzentrationen von gelöstem anorganischem und partikulärem Phosphor sowie gelöstem Eisen in der Spree von Niedergurig bis Neuzittau

wassereinleitungen wirkt die Spree mit der Talsperre Spremberg wie eine Flusskläranlage mit dritter Reinigungsstufe, bei der ca. 70 % der Phosphorfracht eliminiert werden.

Unterhalb von Cottbus verbleibt dann die Gesamtposphorkonzentration bis Leibsch auf einem nahezu gleichen Niveau, um dann bis Neuzittau wieder anzusteigen. Ohne die Grubenwassereinleitungen würden die P-Konzentrationen im gesamten Spreeverlauf unterhalb von Niedergurig vermutlich um 50 bis 100 µgP/l höher liegen als zur Zeit beobachtet.

Aufgrund der starken Beeinflussung der P-Konzentrationen in der Spree und in der Schwarzen Elster durch die eisenhaltigen Grubenwassereinleitungen ist die Ableitung von geogenen Hintergrundwerten aus Zusammenhängen mit der Landnutzung nicht möglich.

Die bisherigen Untersuchungen zeigten, dass für Phosphor keinerlei Zusammenhang zu bestimmten Landnutzungen oder Bodentypen besteht oder diese durch die enge Kopplung an den Eisenhaushalt überdeckt werden. Dies ist aber auch darauf zurückzuführen, dass bei Phosphor einer der wichtigsten diffusen Eintragspfade die Erosion ist. Bei der Erosion ist nicht nur die Ackernutzung eine wesentliche Steuergröße, sondern auch die Hanglänge und die Hangneigung sowie die Anbindung der Ackerflächen an die Gewässer (HUBER & BEHRENDT 1997). Nach BEHRENDT & BOEKHOLD (1993) und BEHRENDT et al. (1996) muss man jedoch auch davon ausgehen, dass die P-Konzentrationen im Grundwasser durch andauernde Akkumulation der P-Überschüsse auf der landwirtschaftlichen Fläche beeinflusst werden.

Diesen Sachverhalt stellt auch die Abbildung 18 dar. Danach ist mit einem deutlichen Anstieg der P-Konzentrationen im Grundwasser zu rechnen, wenn der Sättigungsgrad

der Böden mit Phosphor mehr als 60 % beträgt. Wie die modellhaften Untersuchungen von BEHRENDT et al. (1996) für das Einzugsgebiet des Schwielochsees gezeigt haben, kann man davon ausgehen, dass infolge der intensiven Landwirtschaft in den vergangenen 45 Jahren insbesondere auf grundwassernahen Standorten mit geringer Sorptionskapazität (sandige Böden) ein solches Maß der P-Sättigung bereits erreicht sein kann. Weiterhin ist bei Phosphor zu beachten, dass nach den Untersuchungen von DRIESCHER & GELBRECHT (1993) sowie dem Grundwassermonitoring in Mecklenburg-Vorpommern (siehe BEHRENDT 1996) Gesamtposphorwerte von 100 µgP/l und mehr auch geogen bedingt sein können, insbesondere, wenn es sich um einströmendes Grundwasser aus tieferen Schichten handelt.

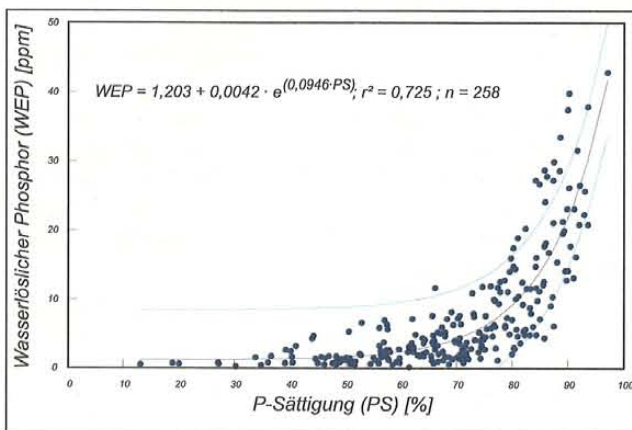


Abb. 18: Abhängigkeit des wasserlöslichen Phosphors von der Phosphorsättigung des Bodens (nach PÖTHIG u.a. 1999)

Aus dem in Abbildung 18 dargestellten Zusammenhang zwischen dem wasserextrahierbaren Phosphor und dem Sättigungsgrad von verschiedenen Böden des nordostdeutschen Tieflandes kann man jedoch ableiten, dass bei einer Sättigung von weniger als 30 % die P-Konzentration in einem Bereich 20 bis 30 µgP/l liegt. Damit kann man für den geogenen Hintergrundwert von gelöstem anorganischen Phosphor annehmen, dass dieser bei unbelasteten Böden nicht größer ist als 30 µgP/l. Für Gesamtphosphor muss man zusätzlich einen Anteil von partikulärem Phosphor berücksichtigen, so dass man näherungsweise von einem geogenen Hintergrundwert von weniger als 50 µgP/l ausgehen kann. Für Gebiete mit einströmendem tiefen Grundwasser können diese Werte aber überschritten werden.

#### 4.3.6 Stickstoff und seine Komponenten

Bezüglich Stickstoff werden im Folgenden die Komponenten Ammonium, Nitrat, Nitrit, anorganisch gelöster Stickstoff und Gesamtstickstoff betrachtet.

Für Ammonium zeigt sich nach Abbildung 19 ein deutlicher Zusammenhang zum Anteil der urbanen Flächen am Einzugsgebiet. Bei der Spree sind die Ammoniumkonzentrationen bei einem Anteil der urbanen Fläche von mehr als 15 % bei insgesamt 4 Einzugsgebieten deutlich geringer. Diese Gebiete sind einerseits die Spree bei Niedergurig, d.h.

unterhalb der Talsperre Bautzen, sowie die Teilgebiete im Bereich der Storkower Gewässer, wobei die Messstellen ebenfalls unterhalb von geschichteten tiefen Seen liegen. In den oberhalb der Messstellen liegenden Seen wird Ammonium entweder durch die sich bildende Algenbiomasse aufgenommen oder infolge Nitrifikation und anschließender Denitrifikation umgebaut und aus dem System entfernt, so dass diese geringen Ammoniumkonzentrationen auch bei hohem urbanen Flächenanteil durchaus erklärlich sind. Ein Zusammenhang zwischen dem Ammoniumgehalt an den Messstellen und anderen Landnutzungstypen bzw. Bodentypen konnte nicht festgestellt werden. Berücksichtigt man die nach Abbildung 19 mögliche Beziehung zwischen Ammoniumgehalt und urbanen Flächenanteil, so muss man für die Flussgebiete von Spree und Schwarzer Elster davon ausgehen, dass der geogene Hintergrundwert für die Ammoniumkonzentration in einem Bereich kleiner als 0,1mgN/l liegt.

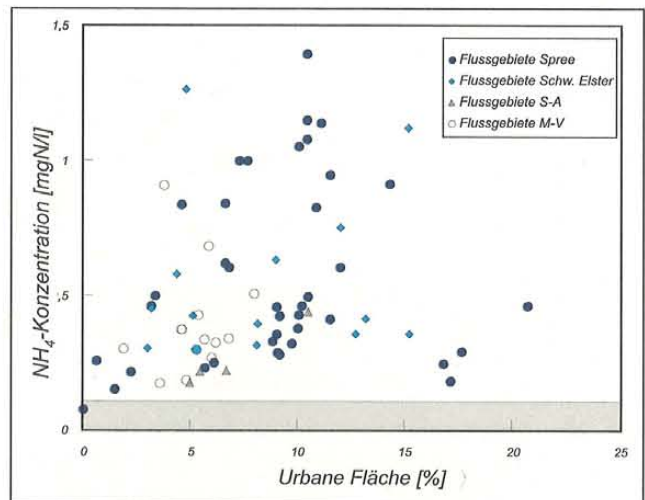


Abb. 19: Zusammenhang zwischen der Ammoniumkonzentration und dem Anteil der urbanen Fläche am Einzugsgebiet

Für Nitrat zeigt die Analyse der verschiedenen Flussgebiete ein ganz anderes Bild. Wie die Abbildung 20 zeigt, besteht ein Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche an dem jeweiligen Einzugsgebiet. Mit zunehmendem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche am Einzugsgebiet steigt die Nitratkonzentration an. Ein Teil der Gebiete der Schwarzen Elster und drei Messstellen der Spree zeigen deutlich höhere Nitratgehalte als die anderen untersuchten Flussgebiete. Bei allen diesen Flussgebieten handelt es sich um Gebiete, die zum Teil oder vollständig im Festgesteinsbereich liegen. Eine noch engere Beziehung scheint zwischen dem Anteil vernässter lehmiger Böden und der Nitratkonzentration zu bestehen (Abb. 20 unten). Aber auch bei dieser Beziehung weisen die Teilgebiete der Schwarzen Elster und der Spree, die teilweise im Festgesteinsbereich liegen, eine größere Steigerung der Nitratgehalte bei wachsendem Anteil lehmiger vernässter Böden auf.

Die Flussgebiete, die vollständig im Lockergesteinsbereich liegen, haben bei gleichem Anteil lehmiger vernässter

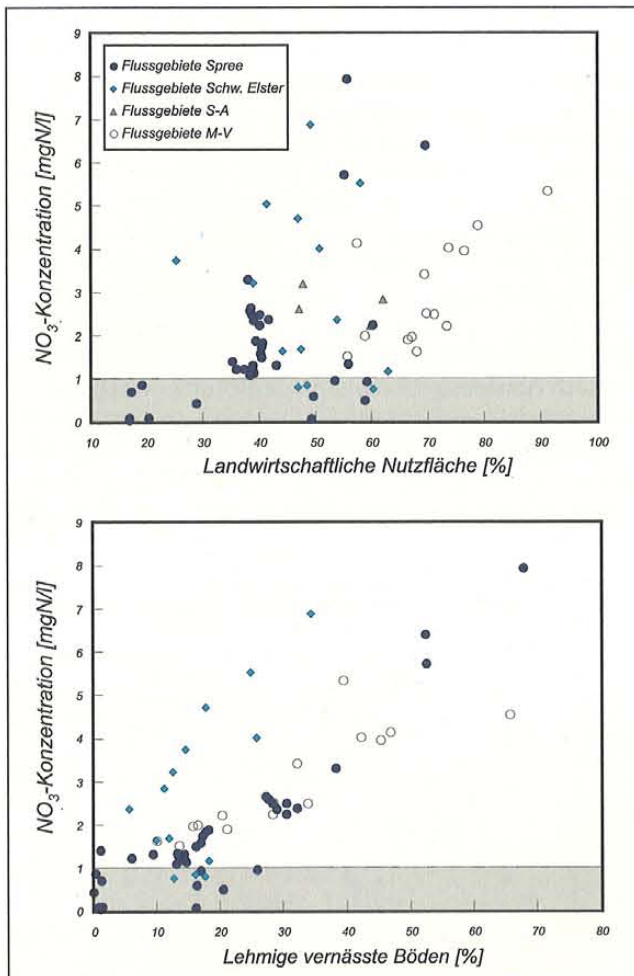


Abb. 20: Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche bzw. lehmiger vernässter Böden am Einzugsgebiet

Böden nahezu die gleichen Nitratkonzentrationen. Bei einigen Messstellen sind die Nitratkonzentrationen jedoch auch deutlich geringer. Dabei handelt es sich um die Gebiete der Storkower Gewässer als auch die der oberen Dahme und der Berste. Während man bei den Storkower Gewässern davon ausgehen kann, dass die Nitratkonzentrationen durch den hohen Wasserflächenanteil durch Denitrifikation überproportional verringert werden, ist die Ursache für die geringen Nitratgehalte im Bereich der oberen Dahme und Berste noch nicht klar.

Die Regressionsanalyse zwischen den Nitratkonzentrationen und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche bzw. dem Anteil der lehmigen vernässten Böden (LV) am Einzugsgebiet liefert folgende Ergebnisse:

$$NO_3 \text{ [mgN/l]} = 0,08 + 0,046 \cdot LN \text{ [%]}; r^2 = 0,183; n = 71$$

$$NO_3 \text{ [mgN/l]} = 0,32 + 0,91 \cdot LV \text{ [%]}; r^2 = 0,620; n = 66$$

Insgesamt kann man aus dem Zusammenhang zwischen Nitratkonzentration und dem Anteil vernässter lehmiger Böden nicht auf eine geogene Ursache schließen. Nach BEH-

RENDT (1996) und SCHOLZ (1998) muss man davon ausgehen, dass dieser Zusammenhang durch die in den letzten Jahrzehnten durchgeführten Dränungen ackerbaulich nutzbarer Böden verursacht wurde. Durch Dränagen wird der Abfluss des Wassers beschleunigt sowie die Aufenthaltszeit des Wassers und damit auch der mögliche Abbau von Nitrat im Boden verringert. Die Folge ist ein Anstieg der Nitratkonzentrationen in den Flüssen insbesondere bei hohen Abflüssen, während die Konzentrationen bei geringen Abflüssen, d.h. bei Dominanz des Basisabflusses gar nicht oder nur gering angestiegen sind (siehe BEHRENDT 1996).

Aus den in Abbildung 20 dargestellten Beziehungen zwischen der Nitratkonzentration und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche bzw. der lehmigen vernässten Böden kann man schließen, dass der geogene Hintergrundwert für Nitrat in einem Bereich kleiner als 1,0 mgN/l liegt.

Nitrit entsteht im Gewässer als Zwischenprodukt im Prozess der Denitrifikation von Nitrat. Da nach Abbildung 21 ein enger Zusammenhang zwischen der Nitrit- und der Nitratkonzentration besteht, kann man schließen, dass die Denitrifikationsbedingungen in den verschiedenen Gewässern recht ähnlich sind.

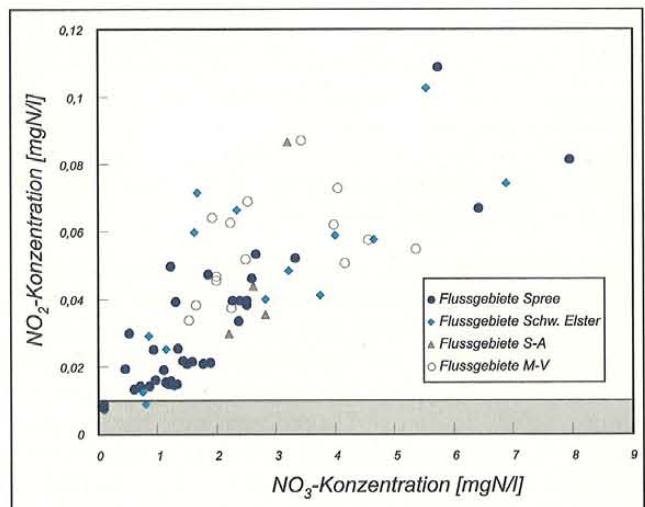


Abb. 21: Zusammenhang zwischen der Nitrit- und der Nitratkonzentration in den untersuchten Flussgebieten

Die lineare Regression zwischen der Nitrit- und der Nitratkonzentration ergibt folgenden Zusammenhang:

$$NO_2 \text{ [mgN/l]} = 0,014 + 0,0113 \cdot NO_3 \text{ [mgN/l]}; r^2 = 0,621; n = 70$$

Bei einem geogenen Hintergrundwert von 1,0 mgN/l für Nitrat kann man nach Abbildung 21 und dem Regressionsergebnis davon ausgehen, dass die Nitritkonzentration in den Gewässern 0,025 mgN/l nicht übersteigt.

Da Nitrat bei den meisten der untersuchten Flussgebiete die dominante anorganisch gelöste Stickstoffverbindung ist, zeigen sich bei der Konzentration von anorganisch gelö-



tem Stickstoff aber auch bei Gesamtstickstoff ganz ähnliche Zusammenhänge zur landwirtschaftlichen Nutzfläche und zu den vernässten lehmigen Böden. Dies zeigen auch die Abbildungen 22 und 23.

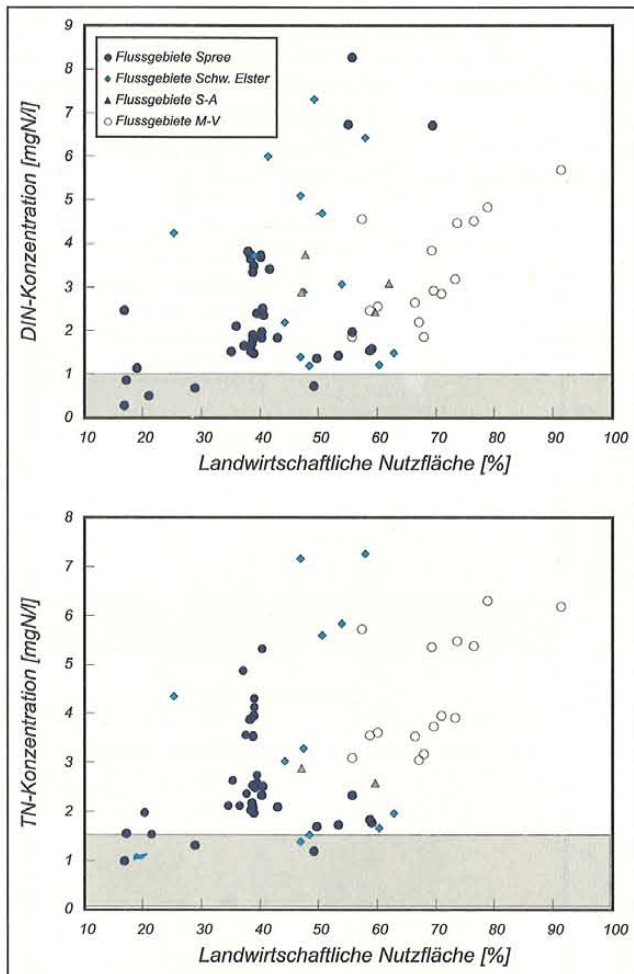


Abb. 22: Zusammenhang zwischen der Konzentration von gelöstem anorganischen Stickstoff bzw. Gesamtstickstoff und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche am Einzugsgebiet

Aus beiden Abbildungen kann man schlussfolgern, dass die geogen bedingte Konzentration für anorganisch gelösten Stickstoff (DIN) bei Werten kleiner als 1 mgN/l liegen müsste. Zu dem gleichen Schluss kommt man auf Basis der im Folgenden aufgezeigten Regressionsergebnisse:

$$DIN [mgN/l] = 0,88 + 0,042 \cdot LN [\%]; r^2 = 0,144; n = 71$$

$$DIN [mgN/l] = 1,04 + 0,089 \cdot LV [\%]; r^2 = 0,551; n = 67$$

Für Gesamtstickstoff ergibt die lineare Regressionsanalyse die folgenden Ergebnisse:

$$TN [mgN/l] = 0,98 + 0,047 \cdot LN [\%]; r^2 = 0,214; n = 63$$

$$TN [mgN/l] = 1,59 + 0,086 \cdot MOOR [\%]; r^2 = 0,444; n = 61$$

Aus dem Vergleich der Ergebnisse der Regressionen kann

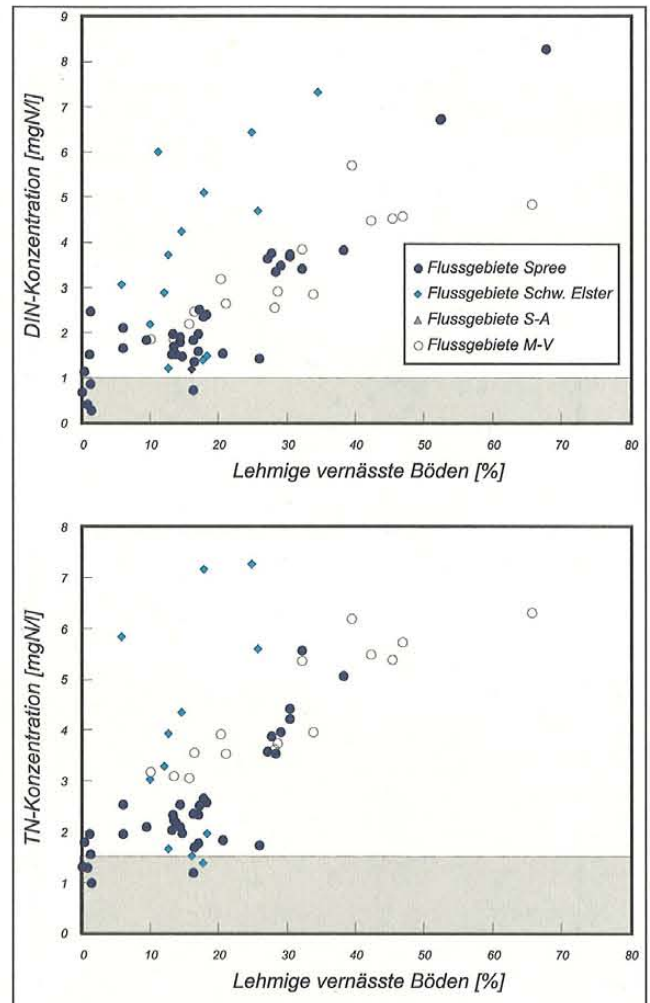


Abb. 23: Zusammenhang zwischen der Konzentration von gelöstem anorganischen Stickstoff bzw. Gesamtstickstoff und dem Anteil lehmiger vernässter Böden am Einzugsgebiet

man folgern, dass der geogene Hintergrundwert für die Gesamtstickstoffkonzentration durch die Berücksichtigung von organisch gelöstem Stickstoff um ca. 0,1 bis 0,5 mgN/l höher liegt als die geogene Hintergrundkonzentration des gelösten anorganischen Stickstoff.

Im Zusammenhang mit der Degradierung und Renaturierung von Mooren wurde von verschiedenen Autoren (VON NORDHEIM 1996, LENZ et al. 1992, BEHRENDT et al. 1994) behauptet, dass insbesondere bei degradierten Moorflächen die Stickstoffausträge stark ansteigen. Von BEHRENDT (1996) wurde bereits für die Flussgebiete in Mecklenburg-Vorpommern nachgewiesen, dass ein Zusammenhang zwischen den verschiedenen Stickstoffkomponenten und dem Moorflächenanteil am Einzugsgebiet nicht feststellbar ist. Das heißt, dass entweder die Vermutungen zu erhöhten Stickstoffeinträgen aus degradierten Mooren nicht stimmen oder die Moore zum überwiegenden Teil ihre Funktion als effektive Stickstoffsenske noch erfüllen. Wie aus der Abbildung 24 deutlich wird, trifft dies auch für die Moorflächen in den Einzugsgebieten von Spree und Schwarzer Elster zu.

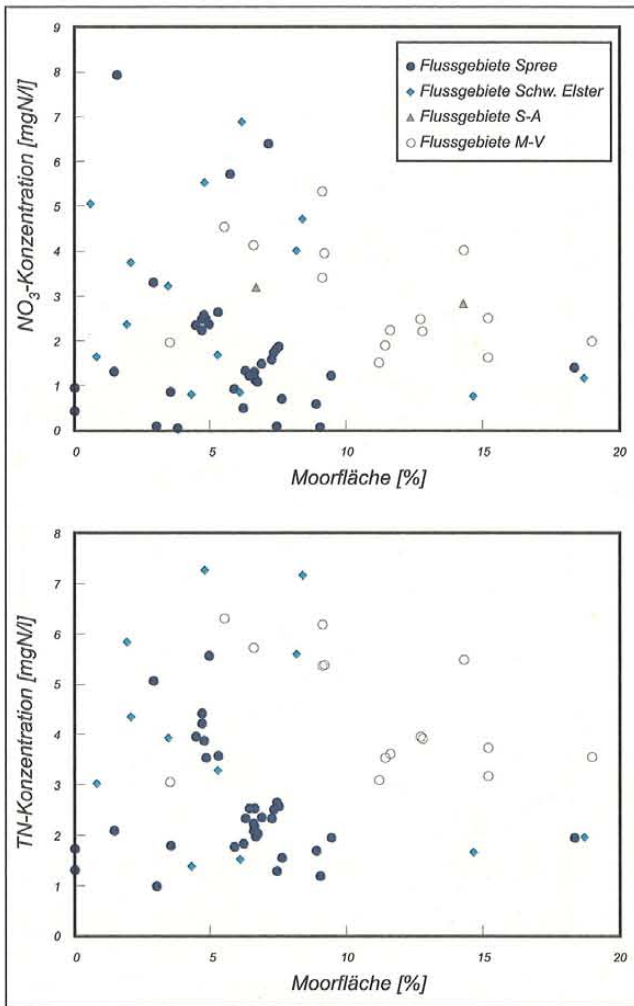


Abb. 24: Zusammenhang zwischen der Konzentration von Nitrat- bzw. Gesamtstickstoff und dem Anteil der Moorböden am Einzugsgebiet

#### 4.3.7 Schwermetalle (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn)

Für die zu untersuchenden Schwermetalle ist die Datengrundlage deutlich schlechter als für die Nährstoffe. So wurden die Schwermetallkonzentrationen nur bei ca. einem Drittel der Messstellen erfasst. Da darüber hinaus die gemessenen Werte oftmals unter der Nachweisgrenze lagen und die Nachweisgrenzen in den Flussgebieten der einzelnen Länder unterschiedlich waren, ergibt sich nicht immer ein einheitliches Bild. Nach VINK et al. (1998) und BEHRENDT (1993) ist der dominante diffuse Eintragungspfad für die Schwermetalle der Eintrag von urbanen Flächen. In den Abbildungen 25 bis 27 sind deshalb die Schwermetallkonzentrationen dem Anteil der urbanen Flächen am Einzugsgebiet gegenübergestellt.

Bei Cadmium (Abb. 25 oben) zeigt sich keine Abhängigkeit von der urbanen Fläche, was vor allem darin begründet ist, dass bei Cadmium die Nachweisgrenze für die Messstellen von Spree und Schwarzer Elster relativ hoch ist. Für eine Ableitung eines geogenen Hintergrundwertes kann man lediglich die Angaben für die Flüsse in Mecklenburg-Vor-

pommern heranziehen. Demnach müsste die Hintergrundkonzentration von Cadmium in der Größenordnung der dort angewandten Nachweisgrenze von 0,07 µg/l liegen.

Für Chrom zeigt die Abbildung 25 einen deutlichen Anstieg der Konzentration mit wachsendem urbanen Flächenanteil. Die relativ hohen Chromgehalte in den drei Fließgewässern des Spreegebietes mit einem geringen urbanen Flächenanteil, sind vermutlich durch lokale Besonderheiten bei der Messung oder bei der Eintragsituation (eventuell verstärkte Einträge aus Viehhaltungen oder direkte Einleitungen aus Ortschaften) bedingt.

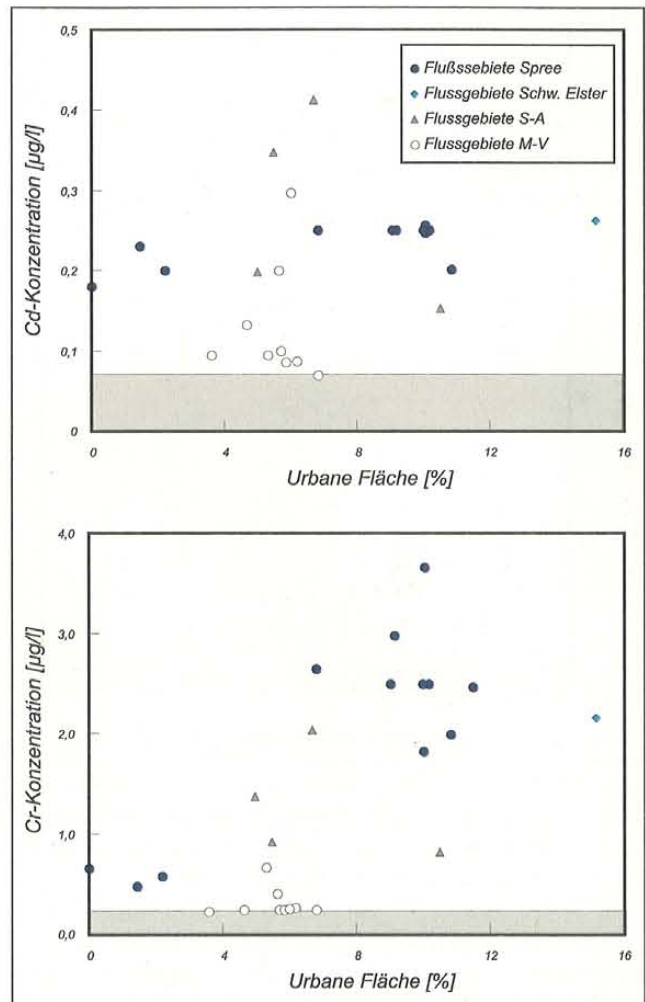


Abb. 25: Zusammenhang zwischen der Konzentration von Cadmium bzw. Chrom und dem Anteil der urbanen Fläche am Einzugsgebiet

Diese Erscheinung tritt auch bei den anderen Schwermetallen insbesondere bei Kupfer und Zink auf und ist ausnahmslos auf die Zuläufe zum Schwielochsee (Ressener Mühlenfließ, Pieskower Torfgraben und Doberburger Mühlenfließ) begrenzt. Aus der Abbildung 25 kann man ableiten, dass der geogene Hintergrundwert für Chrom vermutlich kleiner als 0,2 µg/l ist.

Schließt man die bereits erwähnten Zuflüsse zum Schwielochsee aus, so kann man auch bei Kupfer (Abb. 26) und Nickel eine Abhängigkeit der Konzentration vom urbanen Flächenanteil feststellen. Für beide Schwermetalle müsste

demnach der geogene Hintergrundwert bei Konzentrationen kleiner 1 µg/l liegen.

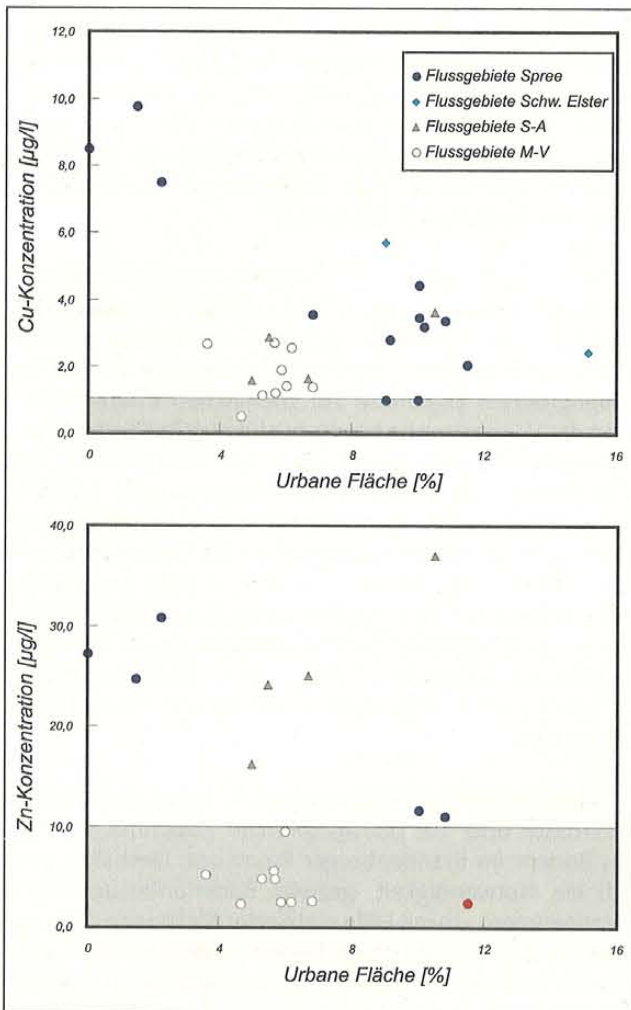


Abb. 26: Zusammenhang zwischen der Konzentration von Kupfer bzw. Zink und dem Anteil der urbanen Fläche am Einzugsgebiet

Für Zink (Abb. 26) und Blei (Abb. 27) sind die Zusammenhänge zur urbanen Fläche nur sehr schwach ausgeprägt. Bei Blei liegt dies vor allem an der sehr hohen Nachweisgrenze für die Messstellen in der Spree. Für alle außerhalb des Schwielochseegebietes liegenden Messstellen sind die beobachteten Bleikonzentrationen fast immer kleiner als die Nachweisgrenze, die bei 5 µg/l liegt. Bei allen Berechnungen für Werte kleiner als die Nachweisgrenze wurde die Hälfte des Wertes für die Nachweisgrenze angenommen. Die geogenen Hintergrundwerte für Blei und Zink müssten nach den Abbildungen 26 und 27 bei Werten kleiner als 10 µg/l (Zn) bzw. kleiner als 0,5 µg/l (Pb) erreicht werden.

Zwischen den Konzentrationen von Mangan und Eisen besteht im Spreegebiet ein Zusammenhang, der in der Abbildung 28 dargestellt ist. Aus der Abbildung ist ersichtlich, dass die Mangankonzentration im Bereich von Eisenkonzentrationen kleiner als 2 mg/l nahezu proportional mit den Eisenwerten ansteigt. Bei Eisenkonzentrationen größer als 2 mg/l nimmt die Mangankonzentration jedoch nicht mehr

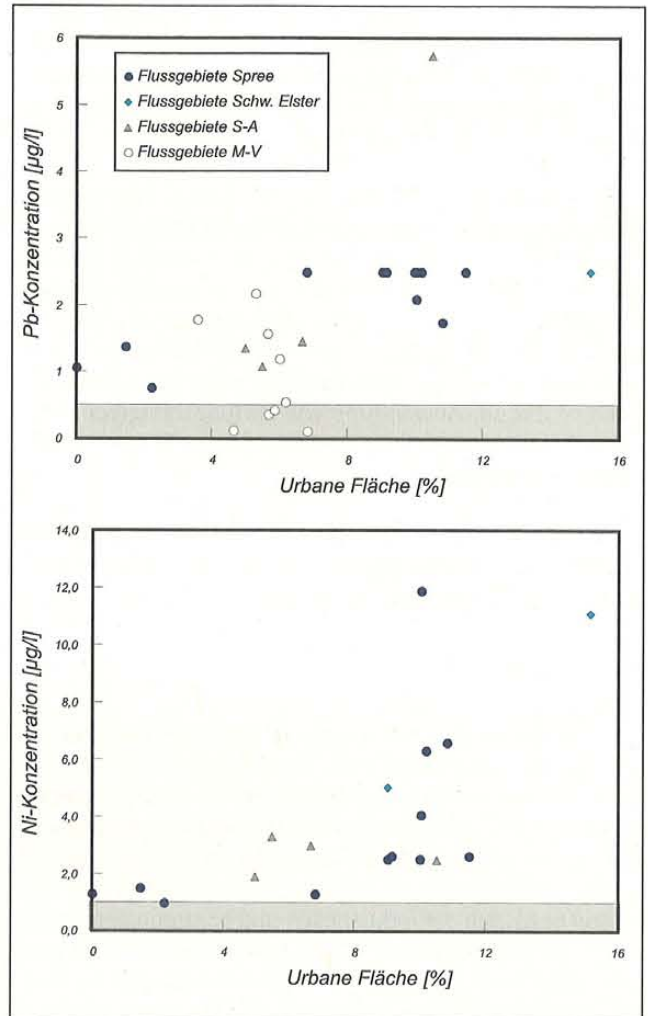


Abb. 27: Zusammenhang zwischen der Konzentration von Blei bzw. Nickel und dem Anteil der urbanen Fläche am Einzugsgebiet

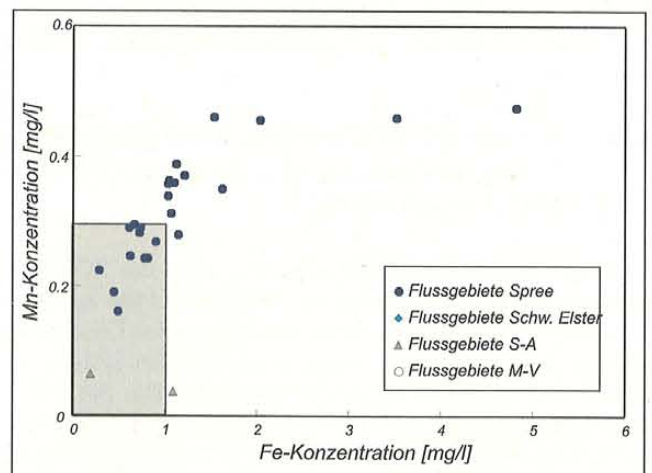


Abb. 28: Zusammenhang zwischen den Konzentrationen von Mangan und Eisen in den untersuchten Flussgebieten

zu und strebt einem Sättigungswert zu, der bei ca. 0,5 mg/l liegt.

Geht man davon aus, dass der geogene Hintergrundwert von Eisen kleiner als 1 mg/l ist, kann man über die Abbildung 28 einen Wert für die geogen bedingte Konzentration von Mangan bestimmen. Demnach müsste dieser Wert für Mangan kleiner als 0,3 mg/l sein.

Generell ist zu bemerken, dass die Datenbasis für eine Ableitung geogener Hintergrundwerte für fast alle Schwermetalle zum gegenwärtigen Zeitpunkt sehr zu wünschen übrig lässt. Dies betrifft insbesondere die zumeist sehr hohen Nachweisgrenzen. Auf eine Fortführung der Messprogramme mit den bisher angewandten Analyseverfahren (insbesondere für Cadmium und Blei) sollte verzichtet werden. Erst mit der Anwendung von leistungsfähigeren Analyseverfahren erscheint die Fortführung der Schwermetallmessungen sinnvoll.

Darüber hinaus sollten die Messungen entlang des Hauptlaufes der Spree zugunsten von Untersuchungen kleinerer Zuläufe eingeschränkt werden.

#### 4.3.8 AOX

Die Bestimmung eines geogenen Hintergrundwertes für den Summenparameter AOX scheint uns nicht sinnvoll. Hinter diesem Messwert verbirgt sich eine von Flussgebiet zu Flussgebiet jeweils unterschiedliche Matrix von ganz verschiedenen adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen. Diese Matrix ist abhängig von der spezifischen Situation bezüglich der industriellen und kommunalen Einleitungen des Flussgebietes. Damit können AOX-Werte verschiedener Flussgebiete und Flussabschnitte nur bedingt miteinander verglichen werden. AOX-Messungen sind nur sinnvoll in Bezug auf eine direkte Einleiterüberwachung, um bei Erhöhung der Werte, z.B. durch Havarien, reagieren zu können. Dieser Sachverhalt wird auch durch die LAWA berücksichtigt, bei deren chemischer Klassifizierung von Fließgewässern für die Güteklasse I eine AOX-Konzentration von Null (siehe Tab. 6) angegeben wird (LAWA, 1998).

#### 4.4 Versuch der Bestimmung einer geogenen Hintergrundbelastung mittels geochemischer Modellierung

Für die geochemische Modellierung stand das PC-Programm PHREEQC zur Verfügung, mit dessen Hilfe auf der Grundlage der Thermodynamik von chemischen Gleichgewichten Zustände und Prozesse in aquatischen Systemen berechnet und interpretiert werden können. Das aus dem Thema abzuleitende zentrale Problem lässt sich auf die Fragestellung reduzieren, welche Wasserzusammensetzung beim Kontakt mit Festphasen definierter mineralischer Zusammensetzung zu erwarten ist. Für die Beantwortung dieser Frage müssen deshalb die petrographischen Besonderheiten des jeweiligen Quell-Einzugsgebietes bekannt sein.

Bei der Berechnung von geogenen Hintergrundkonzentrationen wird davon ausgegangen, dass sich zwischen dem

geogen vorkommenden Mineral und dem Wasserkörper ein chemisches Gleichgewicht einstellt. Aufgrund der Löslichkeitsverhältnisse ergeben sich daraus maximale Ionenkonzentrationswerte, anhand derer im Vergleich mit den gemessenen Werten entschieden werden kann, ob eine anthropogene Beeinflussung vorliegen kann. Dieses Konzept schließt allerdings die Beeinflussung der Löslichkeit durch kinetische Effekte, die durch das Vorliegen von amorphen Bestandteilen oder durch die Größe der aktiven Oberfläche gesteuert werden, vollständig aus.

Für die Bestimmung von geogenen Hintergrundwerten im System Wasser/Festphase ist es notwendig, sowohl den Wasserkörper als auch die Festphase durch geeignete chemisch-physikalische Methoden zu charakterisieren. Auf die umfangreichen Ergebnisse zur chemischen Charakterisierung der Wässer wurde bereits ausführlich in Kapitel 1 eingegangen. Zur petrographischen Zusammensetzung des Bodenkörpers im Brandenburger Raum wurden mehrere Fachkollegen verschiedener Institute und Forschungseinrichtungen (Dr. Thieke, Landesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Kleinmachnow; Prof. Nitz, Geographisches Institut der Humboldt-Universität zu Berlin; Dr. M. Hannemann, ehemals VEB Hydrogeologie; A. Winkler, Fachbereich Geowissenschaften, Freie Universität Berlin; Dr. Hannappel, F. Engelmann, beide FUGRO Consult, Berlin) befragt.

Übereinstimmend liegen danach keine detaillierten Kenntnisse über die petrographische Zusammensetzung des Bodens im Brandenburger Raum vor. Deshalb ergibt sich die Notwendigkeit, gezielte Bodenuntersuchungen vorzunehmen, um mit Hilfe etablierter Methoden der qualitativen und quantitativen Festkörperanalyse eine vollständig bilanzierte Phasenzusammensetzung zu erarbeiten. Dabei sollte sowohl die vertikale als auch in einem begrenzten Gebiet die horizontale Verteilung untersucht werden.

Das Fehlen von Ergebnissen zur Bodenanalyse wurde durch die Benutzung von Ergebnissen zur sedimentpetrographischen Analyse des Sandermaterials im Segeberger Forst (Bad Segeberg, Schleswig-Holstein) DAHMKE (1988) teilweise ausgeglichen. Diese Ergebnisse stimmen im Wesentlichen mit den für die ostbrandenburgische Region geltenden typischen Werten überein. Eine vollständige Bilanz erfolgte jedoch auch bei diesen Untersuchungen nicht, so dass ein Anteil von etwa 4 Vol-% chemisch nicht identifiziert wurde. Die in diesem Anteil enthaltenen Minerale liefern nach der Wasseranalyse jedoch charakteristische Ionen, wie z.B. Phosphat. Die Tabelle 8 gibt die zusammengefassten Literatur-Ergebnisse wieder.

Für die Modellierung wurden die in Spalte 4 (vgl. Tab. 8) aufgeführten, im Programm PHREEQC mit thermodynamischen Daten belegten Minerale ausgewählt. Als Vertreter für Plagioklas, ein aus den reinen Komponenten Albit,  $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ , bzw. Anorthit,  $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$ , bestehender Kalknatronfeldspat-Mischkristall, wurde Albit bestimmt. Für mögliche Repräsentanten der Glimmer-Mineralgruppe, z.B. Muskovit

oder Biotit, waren in der Programm-Bibliothek keine Daten vorhanden. Auch in der Literatur konnten keine Löslichkeitsangaben ermittelt werden. Für die Gruppe der Tonminerale wurden im Programm keine Komponenten gesetzt, weil sonst die maximale Zahl der Phasen gemäß der Gibb'schen Phasenregel durch Hinzufügen einer weiteren Phase überschritten worden wäre. Deshalb blieben bei der Mo-

dellierung auch die beobachteten titanium- und zirkoniumhaltigen Schwerminerale unberücksichtigt. Da die Wässer entsprechend der chemischen Analyse in jedem Fall Phosphat-Ionen enthalten, wurde ein Gleichgewicht zu einem Phosphat-Mineral gesetzt, auch wenn keine Untersuchungen vorliegen, die das Vorhandensein dieses Minerals be- weisen.

Tab. 8: Mineralbestand des Sander-Materials aus dem Segeberger Forst und bei der PHREEQC-Modellierung gesetzte Minerale

Fraktion	Mineral	Formel	PHREEQC
Sand	Quarz	SiO <sub>2</sub>	Quarz
	Kalifeldspat	KAlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	K-Feldspat
	Plagioklas	(Ca,Na)AlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub>	Albit
	Glimmer	-	-
Tonminerale	Illit	K <sub>0,6</sub> Mg <sub>0,25</sub> Al <sub>2,3</sub> Si <sub>3,67</sub> O <sub>10</sub> (OH) <sub>2</sub>	-
	Kaolinit	Al <sub>2</sub> Si <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (OH) <sub>4</sub>	-
	Chlorit	Mg <sub>5</sub> Al <sub>2</sub> Si <sub>3</sub> O <sub>10</sub> (OH) <sub>8</sub>	-
	Goethit	FeO(OH)	Goethit
Schwerminerale	Ilmenit	FeTiO <sub>3</sub>	-
	Rutil	TiO <sub>2</sub>	-
	Zirkon	ZrSiO <sub>4</sub>	-
Phosphat-Mineral	-	-	variabel

In der PHREEQC-Datenbank waren lediglich zwei Phosphat-Minerale (Vivianit, Variskit) mit ihren thermodynamischen Daten vorhanden. Um die Phosphat-Gehalte umfassend zu modellieren, wurden insgesamt 12 weitere Phosphat-Minerale, deren Löslichkeitswerte bzw. kalorische Daten der Literatur (NRIAGU & MOORE 1984, ROBIE et al. 1978) entnommen wurden, hinzugefügt. Ihr Vorkommen wurde im Zusammenhang mit Untersuchungen zur Reaktion von phosphorhaltigen Düngemitteln mit Böden experimentell nachgewiesen.

Der für ein Quellwasser vom Programm errechnete P-Gehalt variierte je nach gesetztem Phosphat-Mineral zwischen 19 µg/l (Fluorapatit) und 18 g/l (Strengit). Die beste Übereinstimmung mit dem gemessenen Wert von 15 µg/l wurde für das Mineral Fluorapatit erreicht. Für die beiden übrigen Vertreter der Apatit-Klasse, Chlorapatit bzw. Hydroxyapatit, ergaben sich P-Konzentrationen von jeweils 71 bzw. 688 µg/l. Hieraus lässt sich die Schlussfolgerung ableiten, dass als Phosphat-Ionen lieferndes Mineral Fluorapatit im Boden vorhanden sein könnte. Der experimentelle Beweis dafür steht jedoch noch aus.

## 5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Aus der Literatur, den bisher durchgeführten Analysen für einzelne Flussgebiete außerhalb von Spree und Schwarzer Elster sowie den festgestellten Zusammenhängen zwischen Wassergüteparametern und der Landnutzung bzw. Bodentypen lassen sich die in der Tabelle 9 angegebenen Näherungswerte für eine geogene Hintergrundbelastung im Einzugsgebiet von Spree und Schwarzer Elster ableiten. In der Tabelle werden keine Mittelwerte, sondern lediglich obere Grenzwerte für die Hintergrundbelastung aufgezeigt.

Insgesamt zeigt die Analyse, dass für die Gewässer von Spree und Schwarzer Elster bzw. allgemein für die Gewässer des nordostdeutschen Tieflandes spezifische Bedingungen zu berücksichtigen sind, die dazu führen, dass die ermittelten geogenen Hintergrundwerte für einzelne Parameter deutlich über den Konzentrationen liegen, die von der LAWA als Grenzwerte für eine Güteklasse I einer chemischen Güteklassifizierung vorgeschlagen werden. Dies be-

trifft insbesondere den gelösten und den gesamten organischen Kohlenstoff, Ammonium, Sulfat und Eisen.

Die Ursachen für diese Besonderheiten liegen beim organisch gebundenen Kohlenstoff (DOC und TOC) insbesondere darin begründet, dass die in den Flüssen vorkommenden Konzentrationen sehr stark von den Anteilen von Moorflächen in den jeweiligen Einzugsgebieten bestimmt werden. Für Ammonium, Sulfat und Eisen sind diese hohen geogenen Hintergrundwerte vor allem auf den Zustrom von anoxischen Grundwasser zurückzuführen. Eine Überprüfung bzw. regionale Anpassung der Grenzwerte der LAWA für eine Güteklassifizierung scheint für die oben genannten Stoffe dringend notwendig.

Für Phosphor konnte aus den Gewässerdaten selbst keine geogene Hintergrundkonzentration abgeleitet werden, da insbesondere in der Spree und der Schwarzen Elster mögliche Zusammenhänge zur Landnutzung oder den

Tab. 9: Zusammenfassende Übersicht zu den vorläufigen Grenzwerten für eine geogene Hintergrundbelastung im Einzugsgebiet von Spree und Schwarzer Elster

Wassergüteparameter		Geogener Hintergrundwert
Chlorid	[mg/l]	< 25
Calcium	[mg/l]	< 50
Sulfat	[mg/l]	< 125
Magnesium	[mg/l]	< 5
Natrium	[mg/l]	< 20
Kalium	[mg/l]	< 2
anorganisch gelöster Phosphor	[mgP/l]	< 0,03
Gesamtphosphor	[mgP/l]	< 0,05
Ammonium	[mgN/l]	< 0,1
Nitrat	[mgN/l]	< 1,0
Nitrit	[mgN/l]	< 0,025
anorganisch gelöster Stickstoff	[mgN/l]	< 1,0
Gesamtstickstoff	[mgN/l]	< 1,5
gelöst organischer Kohlenstoff (DOC)	[mg/l]	$DOC [mg/l] = 3,1 + 0,68 \cdot MOOR [\%]$
gesamter org. Kohlenstoff (TOC)	[mg/l]	$TOC [mg/l] = 4,6 + 0,51 \cdot MOOR [\%]$
Eisen	[mg/l]	< 1,0
Mangan	[mg/l]	< 0,3
Nickel	[µg/l]	< 1,0
Cadmium	[µg/l]	< 0,1
Chrom	[µg/l]	< 0,2
Kupfer	[µg/l]	< 1,0
Blei	[µg/l]	< 0,5
Zink	[µg/l]	< 10

Bodentypen fast vollständig von den Prozessen der Wechselwirkung zwischen dem Phosphor- und dem Eisenhaushalt überdeckt werden.

Für Nitrat, den gelösten anorganischen Stickstoff und den Gesamtstickstoff zeigten sich auch für die Gewässer von Spree und Schwarzer Elster sehr deutliche Zusammenhänge zu der landwirtschaftlichen Nutzfläche aber besonders zu den Anteilen vernässter lehmiger Böden. Dies deutet darauf hin, dass die Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft und insbesondere von Dränagen auch in den Einzugsgebiete-

ten von Spree und Schwarzer Elster alle anderen Eintragspfade dominieren.

In Bezug auf die hier untersuchten Schwermetalle (Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Mangan, Nickel und Zink) sind die angegebenen Hintergrundwerte lediglich als erste Orientierungswerte aufzufassen, da insgesamt noch von zuwenig kleineren anthropogen wenig beeinflussten Gebieten Messwerte vorlagen und die analytisch bedingten Nachweisgrenzen bei den Messungen in der Spree und Schwarzen Elster in der Regel noch viel zu hoch sind.

## 6 Literatur

- ANONYMOUS (1994): Grundwasserüberwachungsprogramm Geogen geprägte Hintergrundbeschaffenheit - Ergebnisse aus dem Basismeßnetz-. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1-94.
- BAUMANN, J. & WAGNER, W. (1995): Geogene Grundwasserbeschaffenheit als Bemessungsgrundlage für den Grundwasserschutz. UBA-Texte 27/95, 149 S.
- BEHRENDT, A.; MUNDEL, G. & HÖLZEL, D. (1994): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeterversuche. Z.f. Kulturtechn. u.Landentw., 35, 200-208.
- BEHRENDT, H. (1993): Point and diffuse load of selected pollutants in the River Rhine and its main tributaries. Research report, RR-1-93, IIASA, Laxenburg, Austria, 84 p.
- BEHRENDT, H. & BOEKHOLD, A. (1993): Phosphorus saturation in soils and groundwater. Land Degradation & Rehabilitation, 4, 4, 233-243.
- BEHRENDT, H.; WODSAK, H.-P. & WERNER, W. (1994): Stickstoff- und Phosphoreinträge über sonstige diffuse Quellen im Gesamtgebiet der ehemaligen DDR. In: W.WERNER & H.-P.WODSAK „Regional differenzierter Stickstoff- und Phosphateintrag...“, Agrarspektrum, 22, 88-122.
- BEHRENDT, H.; DRIESCHER, E.; GELBRECHT, J. & MAUERSBERGER, P. (1995): Stoffeinträge und Stofffrachten in Flußgebieten des Lockergesteinsbereiches. Proc. des DGFZ e.V. Heft 6, 133-160.
- BEHRENDT, H.; LADEMANN, L.; PAGENKOPF, W.-G. & PÖTHIG, R. (1996): Vulnerable areas of phosphorus leaching - Detection by GIS-analysis and measurements of phosphorus sorption capacity. Water, Science and Technology, 33, 4-5, 175-181.
- BEHRENDT, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern, Heft 2/1996, 77S.
- DAHMKKE, A. (1988): Lösungskinetik von feldspatreichen Gesteinen und deren Bezug zur Verwitterung und Porenwasser-Chemie natürlicher Sander-Sedimente, Berichte Geol.-Paläont. Inst. Univ. Kiel, Nr. 20, S. 18 f.
- DE JONG, F.; BAKKER, J.F.; DANKERS, N.; DAHL, K.; JÄPPELT, W.; MADSEN, P.B. AND KOSSMAGK-STEPHAN, K. (1992): The Wadden Sea. Anonymous Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Wilhelmshaven, FRG. Subregion 10.
- DRIESCHER, E. & GELBRECHT, J. (1993): Assessing the diffuse phosphorus input from subsurface to surface waters in the catchment area of the lower river Spree (Germ.). Wat. Sci. Tech., 28, 3-5, 337-348.
- FAUTH, H.; HINDEL, R.; SIEWERS, U. & ZIMMER, J. (1985): Geochemischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland. Verteilung von Schwermetallen in Bachwässern und Bachsedimenten. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- GELBRECHT, J.; BEHRENDT, H.; BÖHME, M.; DRIESCHER, E.; EXNER, H.-J.; FISCHER, H.; FREDRICH, F.; GIESE, F.; GINZEL, G.; HANDKE, H.; HUBER, P.; KÖHLER, J.; KOZERSKI, H.-P.; KRÜGER et al. (1996): Untersuchungen zu Stoffeinträgen in Oberflächengewässer sowie zu Stoffumsetzungsprozessen in Fließgewässern im Einzugsgebiet der Unteren Spree als Grundlage von Sanierungskonzepten. Berichte des IGB, Heft 2, 148 S.
- GELBRECHT, J. & ZWIRNMANN, E. (1988): Untersuchungen zur Phosphatfällung aus Abwasser einer Kläranlage durch Fe(II)reiches Grubenwasser aus Braunkohlentagebauen. In: Eliminierung und Freisetzung von Phosphaten in Oberflächengewässern und bei der Filtration durch Sande. Forschungsbericht, Institut für Geographie und Geoökologie, Teil B, 117 S.
- GRIMM-STREHLE, J.; BARUFKE, K.-P., & FEUERSTEIN, W. (1993): Stoffliche Charakterisierung von Grundwasserlandschaften zur Ableitung von Referenzwerten. Grundwassersanierung. Lühr, H.P. ed. Berlin: Erich Schmidt Verlag. IWS-Schriftenreihe(18):43-58.
- GRÆSBOLL, P.; ERFURT, J.; HANSEN, H.O.; KRONVANG, B.; LARSEN, S.E.; REBSDORF, A. & SVENDSEN, L.M. (1994): Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Faglig rapport DMU Nr. 119, 186p.
- HANNAPPEL, S.; LAUTERBACH, D. & VOIGT, H.-J (1996): Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Nr.15; Basisbericht zur Grundwassergüte des Landes Brandenburg, LUA Brandenbg. Potsdam, 1996.
- HANNAPPEL, S.; LAUTERBACH, D. & VOIGT, H.-J (1996): Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Nr.16; Grundwassergütebericht 1992-1995 des Landes Brandenburg, LUA Brandenbg. Potsdam, 1996.
- HUBER, P. & BEHRENDT, H. (1997): GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragungspotentials in Fließgewässer. Mittl. Dt. Bodenkundl. Gesell., 83, 239-242.
- KUNTZE, H. (1973): Moore im Stoffhaushalt der Natur - Konsequenzen ihrer Nutzung. Landschaft + Stadt, 2, 88-96.
- LAANE, R.W.P.M. (1992): Background concentrations of natural compounds in rivers, sea water, atmosphere and mussels. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren. DGW-92.033:1-84, 1992.
- LANDESAMT für Umwelt und Geologie (Hrsg.) (1993): Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 1: Hintergrundwerte für Schwermetalle und Arsen in landwirtschaftlich genutzten Böden
- LANDESAMT für Umwelt und Geologie (Hrsg.) (1993): Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil2: Standortkundliche Verhältnisse und Bodennutzung - Übersicht über Bodenzustand und Bodennutzung auf der Basis von Gemeindeflächen
- LANDESUMWELTAMT Brandenburg (Hrsg.) (1997): Schwermetallgehalte brandenburgischer Böden. In Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Heft-Nr. 19
- LAWA (1998): Beurteilung der stofflichen Beschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. LAWA-Arbeitskreis „Zielvorgaben“, 3. Entwurf.
- LENZ, A.; KLEYN, K.P. & GELLER, G. (1992): Freisetzung von Stickstoff und Kohlenstoff durch Niedermooerentwässerung. Wasser + Boden, 2/1992, 61-62.
- LEY, M. (1997): Landnutzung und Abflußspende in Flußgebieten des Ostsee-Einzugsgebietes als bestimmende Faktoren der Nährstofffrachten und -konzentrationen. Diplomarbeit, HU-Berlin, Geographisches Institut, 121 S.
- MALLE, K.-G. (1988): Die Bedeutung der Hintergrundbelastung bei der Bilanzierung der Metallfrachten im Rhein. Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 21(20):20.
- MOHAUPT, V. (1985): Analyse von Nährstofftransporten in einem Flachlandflußgebiet mit zwischengelagerten Seen. Dissertation, Akademie der Wissenschaften der DDR, Insitut für Geographie und Gewässerökologie, 122 S.
- MOHAUPT, V. & BEHRENDT, H. (1997): Kenntnisstand über diffuse Quellen von Nährstoffen, Pestiziden und Schwermetallen. Proceedings des Workshops „Bewertung der Ergebnisse aus der Elbeschadstoffforschung - Empfehlungen für die Praxis“ Geesthacht, 28.-30.4.1997., (in Druck)

- MÜLLER, A.; HANISCH, C., & ZERLING, L. (1994): Zur Schwermetallsituation im Flußgebiet der Schwarzen Elster. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig 58(4):66-68.
- NRIAGU, J.O. & MOORE, P.B. (1984): Phosphate Minerals. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokio, pp.176.
- PÖTHIG, R.; LADEMANN, H. & BEHRENDT, H. (1999): Akkumulation, Sorptionskapazität und Mobilität von Phosphor in rekultivierten, landwirtschaftlich genutzten Kippenböden des Braunkohlentagebaues in der Niederlausitz, Arch. für Nat.-Lands., (in print).
- PRANGE, A. und Mitarbeiter: Institut für Physikalische und Chemische Analytik des GKSS. Band 3/3 (Hrsg.) (1997): Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Belastungsentwicklung-Abschlußbericht für den Zeitraum vom 1.9.1993 bis 30.9.1997. Teilprojekt 2: Schwermetalle-Schwermetallspezies in BMBF-Forschungsvorhaben 02-WT 9355/4
- RIZA (1995): Resultaten van het waterkwaliteitsonderzoek in de Rijn in Nederland. Direktorat-General Rijkswaterstaat, Report Nr. 95.010.
- ROBIE, R.A.; HEMINGWAY, B.S. & FISHER, J.R. (1978): Thermodynamic properties of minerals and related substances at 298.-15 K and 1 bar (105 pascals) pressure and at higher temperatures, US Geological Survey Bulletin 1452, 1978, pp. 105.
- SCHLEYER, R. & KERNDORFF, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen: eine Bestandsaufnahme für den vorbeugenden Trinkwasserschutz sowie zur Erkennung von Grundwasserverunreinigungen, Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, pp. 1-249.
- SCHOLZ, G. (1997): Quantifizierung des Einflusses von Dränen auf die Stickstoffbelastung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern. Diplomarbeit, FU-Berlin, 87S.
- SCHUDOMA, D.; IRMER, U.; MARKARD, C. & ERIKA, S. (1994): Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Umweltbundesamt. Texte(52).
- SCHWARZ, S. & RICKING, M. (1995): Heavy Metals and Chlorinated Hydrocarbons in Sediments from Baltic Lakes in North-Eastern Germany. Limnologica 25(3/4): 285-294.
- VINK, R.; BEHRENDT, H. & SALOMONS, W. (1997): Pressures in river basins: Deriving a heavy metal balance for the Elbe drainage area. Report, GKSS, Geesthacht, 48p.
- VON NORDHEIM, H. (1996): HELCOM-Aktivitäten zur Reduktion von Nährstoffeinträgen in die Ostsee. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern, 39, 1/1996, 66-75
- WINDOLF, J. (1996): Ferske vandområder - Vandløb og kilder. NERI Silkeborg: Danmarks Miljøundersøgelser, 177.
- WODSAK, H.-P.; BEHRENDT, H. & WERNER, W. (1994): Gesamteintrag an Stickstoff und Phosphor auf dem Gebiet der ehemaligen DDR (incl. Berlin) und Gesamtdeutschland aus diffusen und punktförmigen Quellen. In: W.WERNER & H.-P.WODSAK „Regional differenzierter Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer im Bereich der ehemaligen DDR unter besonderer Berücksichtigung des Lockergesteinsbereiches“, Agrarspektrum, 22, 165-170.“
- ZHANG, L. & ZHOU, K. (1992): Background values of trace elements in the source area of the Yantze River. The Science of the Total Environment 125:391-404, 1992.

## 7 Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

### Abbildungen

- Abb. 1 Einzugsgebietsanteile der Spree und Schwarzen Elster im Land Brandenburg
- Abb. 2 Gewässernetz im Einzugsgebiet der Spree nach TK 1:25 000
- Abb. 3 Gewässernetz im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (Auszug aus der Gewässernetzkarte des UBA)
- Abb. 4 Bodentypen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster nach MMK 1:100 000
- Abb. 5 Bodentypen im Einzugsgebiet der Spree nach MMK 1:25 000
- Abb. 6 Landnutzung im Einzugsgebiet der Spree nach CORINE Landcover
- Abb. 7 Landnutzung im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster nach CORINE Landcover
- Abb. 8 Digitales Höhenmodell für das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster nach USGS
- Abb. 9 Digitales Höhenmodell für das Einzugsgebiet der Spree nach TK 1:25 000
- Abb. 10 Zusammenhang zwischen der Chlorid- bzw. Calciumkonzentration und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche am Einzugsgebiet
- Abb. 11 Zusammenhang zwischen der Kalium- bzw. Magnesiumkonzentration und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche am Einzugsgebiet
- Abb. 12 Zusammenhang zwischen der Sulfat- bzw. gelöst. Eisenkonzentration und dem Anteil der urbanen Fläche am Einzugsgebiet
- Abb. 13 Zusammenhang zwischen der Sulfat- bzw. gelöst. Eisenkonzentration und dem Anteil der Abbaufäche am Einzugsgebiet
- Abb. 14 Zusammenhang zwischen der Konzentration von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) bzw. gesamtem organischen Kohlenstoff (TOC) und dem Anteil der Moorfläche am Einzugsgebiet (Punkte mit doppelt markierten Symbolen nicht bei Regression berücksichtigt)
- Abb. 15 Zusammenhang zwischen gelöstem anorganischen Phosphor (SRP) bzw. Gesamtphosphor und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche am Einzugsgebiet
- Abb. 16 Zusammenhang zwischen gelöstem anorganischen Phosphor (SRP) bzw. Gesamtphosphor und der Eisenkonzentration in den untersuchten Einzugsgebieten
- Abb. 17 Verlauf der mittleren Konzentrationen von gelöstem organischen und partikulärem Phosphor sowie gelöstem Eisen in der Spree von Niedergurig bis Neuzittau
- Abb. 18 Abhängigkeit des wasserlöslichen Phosphors von der Phosphorsättigung des Bodens (nach PÖTHIG u.a. 1999)
- Abb. 19 Zusammenhang zwischen der Ammoniumkonzentration und dem Anteil der urbanen Fläche am Einzugsgebiet
- Abb. 20 Zusammenhang zwischen der Nitratkonzentration und dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche bzw. lehmiger vernässter Böden am Einzugsgebiet
- Abb. 21 Zusammenhang zwischen der Nitrit- und der Nitratkonzentration in den untersuchten Flussgebieten
- Abb. 22 Zusammenhang zwischen der Konzentration von gelöstem anorganischen Stickstoff bzw. Gesamtstickstoff und



dem Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche am Einzugsgebiet

- Abb. 23 Zusammenhang zwischen der Konzentration von gelöstem anorganischen Stickstoff bzw. Gesamtstickstoff und dem Anteil der lehmigen vernässten Böden am Einzugsgebiet
- Abb. 24 Zusammenhang zwischen der Konzentration von Nitrat- bzw. Gesamtstickstoff und dem Anteil der Moorböden am Einzugsgebiet
- Abb. 25 Zusammenhang zwischen der Konzentration von Cadmium bzw. Chrom und dem Anteil der urbanen Fläche am Einzugsgebiet
- Abb. 26 Zusammenhang zwischen der Konzentration von Kupfer bzw. Zink und dem Anteil der urbanen Fläche am Einzugsgebiet
- Abb. 27 Zusammenhang zwischen der Konzentration von Blei bzw. Nickel und dem Anteil der urbanen Fläche am Einzugsgebiet
- Abb. 28 Zusammenhang zwischen den Konzentrationen von Mangan und Eisen in den untersuchten Flussgebieten

## Tabellen

- Tab. 1 In die Analyse einbezogene Messstellen von Flüssen, Einzugsgebietsgröße (fett - offizielle Angaben) und Anteile der Landnutzung im Einzugsgebiet oberhalb der Messstelle
- Tab. 2 Ergebnisse von Untersuchungen zur Ermittlung von Konzentrationen für die Hintergrundbelastung für Chlorid, Sulfat, Kalium, Calcium und Eisen von Oberfläche- (OF) und Grundwässern (GW) im Lockergesteinsbereich
- Tab. 3 Ergebnisse von Untersuchungen zur Ermittlung der Nährstoff-Hintergrundbelastung von Oberflächen- (OF) und Grundwässern (GW) im Lockergesteinsbereich
- Tab. 4 Konzentrationen von Schwermetallen in unbelasteten Grundwässern (GW) der Lockergesteinsregion (\*) und anderen unbelasteten Gebieten
- Tab. 5 Standards bzw. Zielvorgaben für Schwermetallkonzentrationen für die Wassernutzung
- Tab. 6 Zielvorgaben der IKSE für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaft und Grenzwerte der LAWA für die Güteklasse I der chemischen Bewertung
- Tab. 7 Analyseergebnisse für anthropogen gering belastete Wässer
- Tab. 8 Mineralbestand des Sander-Materials aus dem Segeberger Forst und bei der PHREEQC-Modellierung gesetzte Minerale
- Tab. 9 Zusammenfassende Übersicht zu den vorläufigen Grenzwerten für eine geogene Hintergrundbelastung im Einzugsgebiet von Spree und Schwarzer Elster

## Danksagung

*Die in dieser Studie durchgeführten Analysen wären ohne die Unterstützung der Mitarbeiter der Außenstelle Cottbus des Landesumweltamtes Brandenburg sowie durch die Kollegen der Firma geodaten integration & analyse nicht möglich gewesen. Unserer besonderer Dank gilt den Mitarbeitern der Außenstelle Stralsund des Landesamtes für Umwelt und Natur von Mecklenburg-Vorpommern, die durch die Bereitstellung der Wassergütedaten wesentlich mit zum Erfolg unserer Untersuchungen beigetragen haben.*

## Autoren

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund e.V. (IBG)  
Abteilung Limnologie Fließgewässer/Seen, Seestraße 82, 12563 Berlin, Tel.: 030/648 40 717

Dr. Horst Behrendt  
Jörg Gelbrecht  
Peter Huber  
Matthias Ley  
Roger Uebe  
Matthias Fait



## Schriftenreihe „Studien und Tagungsberichte“ (ISSN 0949-0838)

- Band 1 **Geotechnik im Deponiebau**  
Ausgewählte Beiträge aus den Geotechnischen Seminaren des Landesumweltamtes Brandenburg 1992/94 (1994)
- Band 2 **Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg**  
Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg - dezentrale Lösungen - Tagungsbericht über das Abwassersymposium am 21.10.1992 (1993)
- Band 3 **Das Trockenjahr 1992 im Land Brandenburg**  
Eine Modellbetrachtung aus wasserwirtschaftlicher Sicht - Studie (1994)
- Band 4 **Abfallwirtschaft und Bergbau**  
Beiträge der Fachtagung „Abfallwirtschaft/Kreislaufwirtschaft - Herausforderung für die Region Cottbus und die Braunkohlenindustrie“ am 05./06.04.1995 (1995)
- Band 5 **Luftqualität 1975 bis 1990**  
Ein Rückblick für das Gebiet des heutigen Landes Brandenburg - Studie (1995)
- Band 6 **Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen**  
Bergbaubedingte Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen - Analyse, Bewertung und Prognose - Untersuchungen im Lausitzer Braunkohlenrevier - Studie (1995)
- Band 7 **Rüstungsaltpasten**  
Beiträge des Fachseminars „Rüstungsaltpasten“ am 22.06.1995 in Potsdam (1995)
- Band 8 **Die Havel**  
Naturwissenschaftliche Grundlagen und ausgewählte Untersuchungsergebnisse - Studie -1995
- Band 9 **Rieselfelder Brandenburg-Berlin (1995)**  
-Fachtagung „Rieselfelder Brandenburg-Berlin“ im Februar 1995  
-Bericht des Wissenschaftlich-technischen Beirates Rieselfelder (WTB) von 12/1995
- Band 10 **Ausweisung von Gewässerrandstreifen**  
Studie zur Erarbeitung von Grundlagen für die Ausweisung von Gewässerrandstreifen - Studie (1996)
- Band 11 **Brandenburger Ökologietage I: Natur- und Ressourcenschutz durch nachhaltige Landnutzung: Fachtagung des Landesumweltamtes am 06.11.1996 - Tagungsbericht (1996)**
- Band 12 **Radioaktive Altlasten auf WGT-Flächen**  
Erfassung und Sanierung radioaktiver Belastungen auf ehemaligen WGT-Liegenschaften im Land Brandenburg - Studie (1996)
- Band 13/14 **Rieselfelder südlich Berlins**  
Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer/Gemeinsamer Abschlußbericht 1996
- Band 15 **Die sensiblen Fließgewässer und das Fließgewässerschutzsystem im Land Brandenburg - Studie (1998)**
- Band 16 **Das Sommerhochwasser an der Oder 1997 - Fachbeiträge anlässlich der Brandenburger Ökologietage II - Studie (1998)**
- Band 17 **Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft - Leitbildentwicklung - Studie (1998)**
- Band 18 **Landschaftsökologische Untersuchungen an einem wiedervernässten Niedermoor in der Nuthe-Nieplitz-Niederung - Studie (1998)**
- Band 19 **Umweltradioaktivität - Bericht 1998 für das Land Brandenburg (1999)**
- Band 20/21 **Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase und angrenzender Bereiche - Forschungsbericht 1998 (Anlagenband gesondert) 1999**
- Band 22 **Schadstoffbelastung von Böden im Nationalpark „Unteres Odertal“ vor und nach dem Oderhochwasser 1997 - Studie 1999**
- Band 23 **Geogen bedingte Grundbelastung der Fließgewässer Spree und Schwarze Elster und ihrer Einzugsgebiete - Studie 1999**

### Herausgeber:

Landesumweltamt Brandenburg (LUA)  
Berliner Str. 21-25  
14467 Potsdam  
Telefon: 0331/23 23 259 / FAX: 0331/29 21 08  
e-mail: infoline@lua.brandenburg.de

Schutzgebühr je Band 15 DM; Doppelband 20 DM