



UFZ-Bericht

Nr. 14/2003

Möglichkeiten und Grenzen der Stofftransportmodellierung (Nitrat) am Beispiel des Parthegebietes

U. Haferkorn²⁾, K. Müller¹⁾, U. Mellentin¹⁾ und
J. Fahl¹⁾

1) z.Zt. der Bearbeitung im LA für Umwelt und Geologie

2) Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft

im Auftrag des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle



Haferkorn**, U.; Müller*, K.; Mellentin*, U.; Fahl*, J.:

*z. Z. der Bearbeitung Landesamt für Umwelt und Geologie,

**Staatliche Umweltbetriebgesellschaft

Möglichkeiten und Grenzen der Stofftransportmodellierung (Nitrat) am Beispiel des Parthegebietes

Abschlußbericht zum Teilthema: "Bestimmung des Nitratstromes im Grund- und Oberflächenwasser mit dem Modell Part auf Basis von PCGEOFIM"

Die Arbeiten wurden im Rahmen des vom BMBF geförderten Projektes "Gebietswasserhaushalt und Stoffhaushalt in der Lößregion des Elbegebietes als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung" (FKZ: 0339586) durchgeführt.

03-1670

Vorwort

Der vorliegende Bericht "Möglichkeiten und Grenzen der Stofftransportmodellierung (Nitrat) am Beispiel des Parthegebietes" ist das Ergebnis eines Teiles aus dem Forschungsprojekt "Gebietswasserhaushalt und Stoffhaushalt in der Lößregion des Elbegebietes als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung" (gefördert durch: Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie, Förderkennzeichen: BMBF FKZ: 0339586). An dem Projekt waren vier Arbeitsgruppen in interdisziplinärer Zusammenarbeit beteiligt und zwar: Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH die Sektion Angewandte Landschaftsökologie Leipzig und die Sektion Bodenforschung Halle, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg Landwirtschaftliche Fakultät das Institut für Acker- und Pflanzenbau sowie die Berichtersteller des vorliegenden Teilberichtes Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Die Arbeiten in der Lößregion des Elbegebietes ordneten sich wiederum ein in das vielgliedrige Projekt "Elbeökologie" des BMBF.

Um Aussagen für die gesamte Lößregion des Elbeinzugsgebietes zu erhalten, wurde *ein genesteter Ansatz* gewählt. Als Hierarchieebenen wurden Standorte (Lysimeterdaten), Kleinstinzugsgebiet (Schnellbach, 8 km²), Kleineinzugsgebiet (Parthe ca. 360 km²), Einzugsgebiet der mittleren Mulde (2700 km²) und die Lößregion als Ganzes berücksichtigt. Die Ergebnisse wurden wesentlich durch die interdisziplinäre Bearbeitung des Projektes und den genesteten hierarchischen Ansatz erreicht. Gleichmaßen wichtig war die Einbindung in den größeren Forschungsverbund „Elbeökologie“. Der Einsatz von GIS und von Modellen ermöglichte, nachdem die umfängliche Datenbeschaffung bewältigt war, eine noch vor wenigen Jahren nicht für möglich gehaltene umfangreiche Datenverarbeitung sowie die graphische und kartographische Ergebnisdarstellung. Bereits vorhandene Modelle sollten verwendet und weiterentwickelt werden. Zu nennen sind hier die Modelle REPRO und CANDY, deren Kopplung angestrebt wurde. Zur Ermittlung des Nitratstromes Oberflächenwasser – Grundwasser im Parthegebiet konnte auf ein bereits vorhandenes Modell zurückgegriffen und dieses an die Aufgabenstellung angepaßt werden (Modell PART auf der Basis von PCGEOFIM). In den Arbeiten zum Einzugsgebiet der mittleren Mulde erfolgte eine Kombination mehrerer Berechnungs- und Modellansätze.

Der hier vorliegende Bericht informiert ausführlich und nachvollziehbar, wie verfügbare Daten und Modelle bezüglich des Nitratstromes im und über das Grundwasser bis zum Vorfluter entsprechend des gegenwärtigen Kenntnisstandes ausgeschöpft werden können. Es handelt sich hierbei um die einzige Detailstudie zum Stickstoffstrom über das Grundwasser im Elbeökologie-Verbund. Der Bericht macht auf die Schwierigkeiten aufmerksam, diesen Strom zu verfolgen. Ursachen hierfür sind u. a. die langen Verweilzeiten des Grundwassers und damit der Reaktionszeiten von Stoffwandlungen, der komplizierte geologische Schichtaufbau im pleistozän geprägten Tiefland und die noch fehlenden Kenntnisse über Prozeßabläufe im ungesättigten Gestein unterhalb des Bodens. Folgerichtig werden auch Schlußfolgerungen für weiterführende Arbeiten gezogen.

Leipzig, Oktober 2003

Rudolf Krönert

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG.....	4
2	DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	6
2.1	Topographie und Gewässersystem	6
2.2	Klima, Böden und Nutzungen	7
2.3	Hydrogeologie, Geologie und Geochemie.....	10
3	GEBIETSUNTERSUCHUNGEN	11
3.1	Separation der Durchflusskomponenten an 3 Oberflächenwassermessstellen	11
3.1.1	Analyse des Abflussregimes.....	11
3.1.2	Ergebnisse der Ganglinienseparation	12
3.1.3	Relevanz der Ergebnisse für die Untersuchungen zum Stofftransport und -umsatz	14
3.2	Oberflächenwasserbeschaffenheit.....	19
3.2.1	Messstellen an Fließ- und Standgewässern	19
3.2.2	Beschaffenheit der Fließgewässer	19
3.2.3	Beschaffenheit der Standgewässer	24
3.3	Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung.....	25
3.3.1	Verfahren zur Ermittlung der Schutzfunktion	25
3.3.2	Geschütztheit der Grundwasserleiter im Parthegebiet.....	27
3.4	Grundwasserbeschaffenheit	28
3.4.1	Datenlage	28
3.4.2	Grundwasserbeschaffenheit in den quartären Grundwasserleitern	29
3.4.2.1	Auswertung von planmäßig erhobenen Grundwasserbeschaffenheitsdaten	29
3.4.2.2	Rohwasseranalysen der Wasserwerke	35
3.4.2.3	Weitere Daten zur Grundwasserbeschaffenheit	37
3.4.2.4	Grundwasserprobennahme	38
3.4.3	Grundwasserbeschaffenheit in den tertiären Grundwasserleitern	42
3.4.3.1	Daten aus dem Gemeinschaftsvorhaben der geologischen Dienste	42
3.4.3.2	Beprobung von Doppelmessstellen	43
3.4.4	Zusammenfassung und abgeleitete Empfehlungen	45

3.5	Stickstoffumsatz in der Aerationzone und im Aquifer unter Beachtung der Gegebenheiten im Parthegebiet.....	46
3.5.1	Stickstoffkreislauf und für die Wasserbeschaffenheit relevante Reaktionen	46
3.5.1.1	Stickstoffkreislauf.....	46
3.5.1.2	Die chemo-organotrophe Denitrifikation	47
3.5.1.3	Die chemo-lithotrophe Denitrifikation	47
3.5.1.4	Denitrifikation durch Fe(II)	48
3.5.1.5	Sorptionsvorgänge	49
3.5.2	Laboruntersuchungen an ausgewählten Sedimenten (Batch-Versuche)	49
3.5.3	Bewertung der Umsatzprozesse hinsichtlich ihres Potenzials und ihres tatsächlichen Beitrags zum Stickstoffumsatz	51
3.6	Stickstoffbilanz für das Parthegebiet.....	54
4.	ERGEBNISSE DER MODELLRECHNUNGEN ZUR BESTIMMUNG DES NITRATSTROMES	58
4.1	Aufbau und Qualifizierung des Grundwasserströmungsmodells PART	58
4.2	Ergebnisse der Grundwasserströmungssimulation.....	66
4.2.1	Particle Tracking.....	66
4.2.2	Wasserbilanz für das unterirdische Einzugsgebiet der Parthe.....	68
4.2.3	Erläuterung der einzelnen Volumenströmen im Bilanzgebiet.....	70
4.3	Möglichkeiten der Modellierung von Nitrat-Umsatz im Einzugsgebietsmaßstab	74
5	ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE.....	76
6	SCHLUSSFOLGERUNGEN ZU WEITERFÜHRENDEN ARBEITEN	79
7	LITERATUR	81
8	VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN.....	84
9	VERZEICHNIS DER TABELLEN	86
	ANLAGEN.....	87

1 Einleitung

Das Ziel der Untersuchungen in der Lößregion im Rahmen des BMBF-Themas „Elbeökologie“ bestand darin, regional differenzierte, den Standorttypen angepasste Varianten der Landnutzung zu entwickeln, die den Umweltzielen entsprechen, aber auch weiterhin eine hohe Flächenproduktion für Agrarerzeugnisse ermöglichen. Derzeit zeigt sich in den quartären Grundwasserleitern, bei zum Teil niedrigen Nitratgehalten, ein erhebliches Stoffdepot, das nicht standortspezifisch ist sondern aus Eintrags- und Umsatzprozessen resultiert.

Aufgabe der großmaßstäblichen Untersuchungen im Einzugsgebiet der Parthe war - im Sinne einer Erfolgskontrolle – die tatsächlichen Auswirkungen von Maßnahmen zur Minimierung diffuser Stickstoff-Austräge aus der Wurzelzone auf die Gewässerqualität nachzuweisen. Dazu wurde ein geeignetes Instrumentarium benötigt, mit dessen Hilfe der Weg des Wassers und der darin gelösten Stoffe von der Wurzel- und Dränwasserzone über das Grundwasser bis hin zum Vorfluter (Abb. 1) verfolgt werden kann.

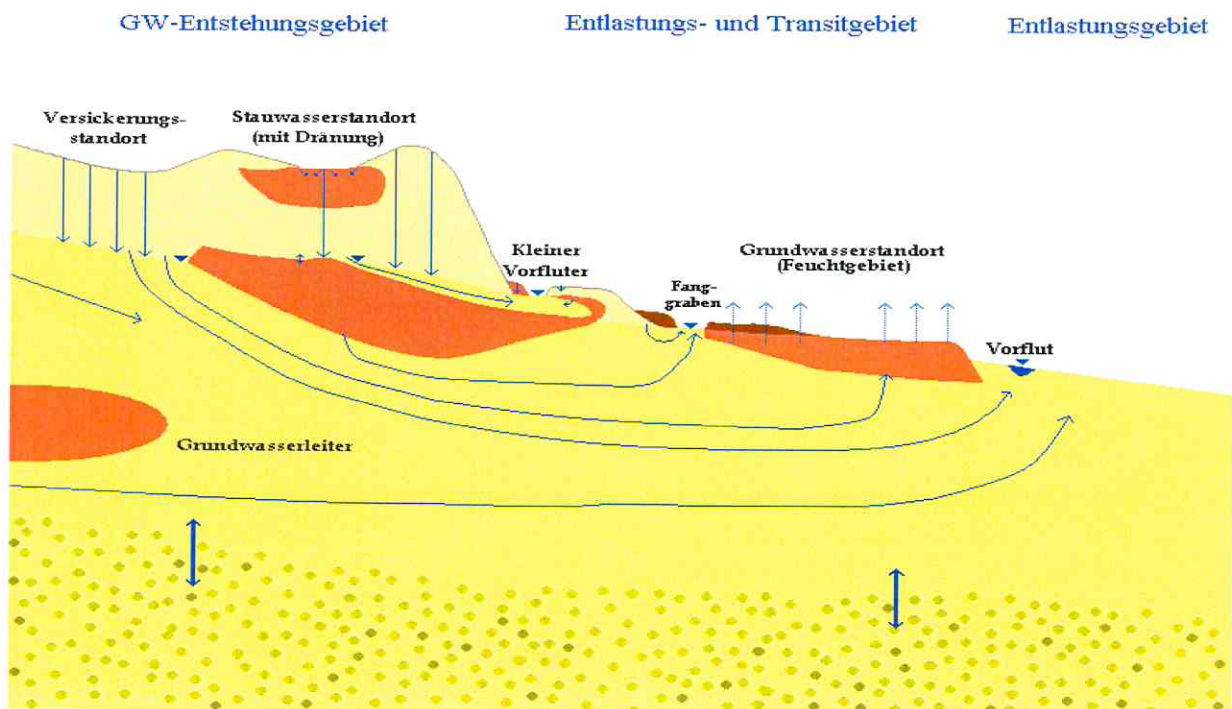


Abb. 1: Transfipfade diffuser Nährstoffausträge aus landwirtschaftlichen Quellen im pleistozänen Tiefland (nach Dannowski et al., 2002)

Der Nachweis der Entlastung der Gewässer von diffusen Stickstoff-Einträgen durch Änderung der Landnutzung stellt auf Grund der langen Verweilzeiten des Wassers in der Boden- und Grundwasserzone sowie infolge diverser Transportwege, Möglichkeiten zur Mischung und Reaktion der nitratbefruchteten Wässer im Untergrund, erhebliche Anforderungen an die Entwicklung prognosefähiger Einzugsgebietsmodelle.

Der Schwerpunkt bisheriger Forschung zu dieser Problematik lag bei der Erarbeitung eindimensionaler Modelle zur Simulation des landnutzungsabhängigen Stoff-Austrages aus der durchwurzelten Bodenzone. Um den Stickstoff-Umsatz in einem Einzugsgebiet und damit die Stickstoff-Austräge aus dem Einzugsgebiet über das Grundwasser und die oberirdischen

Fließsysteme quantifizieren zu können, reichen die dabei gewonnenen Erkenntnisse nicht aus. Die eingesetzten Modelle müssen bei variablen Grundwasserständen auch die Transport- und Umsatzprozesse in der Drän- und Grundwasserzone berücksichtigen.

Zur Lösung der o. g. Aufgaben wurde von der für die Lößregion zuständigen Arbeitsgruppe unter Leitung von Prof. Krönert für das Einzugsgebiet der Parthe folgender Modellverbund konzipiert:

Mit dem Modell **REPRO** (HÜLSBERGEN & DIEPENBROCK, 1997) werden die Stoff- und Energieflüsse der Landwirtschaftsbetriebe beschrieben und die daraus resultierenden Stoffausträge errechnet, die vom Modellsystem **CANDY** (Carbon and Nitrogen Dynamics) aufgenommen werden. Das Modell CANDY beschreibt auf Basis eines konzeptionellen, eindimensionalen Bodenwasserhaushaltsmodells die Dynamik des Kohlenstoff-Stickstoffumsatzes in der Wurzelzone. Mit Hilfe der Möglichkeiten der GIS-gestützten Datenaufbereitung und -verwaltung konnte das für Standortprozesse konzipierte Modell im 360 km² großen Einzugsgebiet der Parthe angewendet werden (FRANKO et al., 2001).

Mit den Modellen REPRO und CANDY wurden Nutzungsvarianten sowie der Stickstoffumsatz und die Prozesse der Sickerwasserbildung in der Wurzelzone verschiedener Böden für Teilflächen von 500 m * 500 m ermittelt. Die für die einzelnen Teilflächen berechneten Zeitreihen (Monatswerte) der Sickerwasserbildung und Nitratkonzentration waren Eingangsdaten für das gekoppelte Grund-/Oberflächenwassermodell **PART** (HAFERKORN, KUHN & MANSEL, 1999).

Beim Aufbau des Modells PART kam das PS PCGEOFIM[®] zur Anwendung, ein Programmsystem zur Modellierung der Geofiltration und Migration (BOY & SAMES, 1997). Es ermöglicht die Simulation mehrerer Grundwasserleiter (in diesem Fall 5), die gekoppelt oder durch grundwasserstauende Schichten getrennt sind. PCGEOFIM[®] ist ein physikalisch-basiertes deterministisches Modell auf der Basis der Finite-Volumenelement-Methode, wobei zur Nachbildung besonders sensibler Bereiche, mittels lokaler Netzverfeinerung (Lupen), eine relativ flexible Gitterstruktur zur Anwendung kommen kann.

Unabhängig von der tatsächlichen Mächtigkeit der Dränwasserzone wurde das befrachtete Sickerwasser aus der Berechnung mit CANDY im Modell PART dem jeweils zu oberst anstehenden Grundwasserleiter zugeführt. Resultieren aus der Berechnung der Grundwasserstände mit PART in Teilgebieten ständig oder zeitweise flurnahe Grundwasserstände, werden die Neubildungsraten in Abhängigkeit vom Boden und Grundwasserflurabstand reduziert (s. Kapitel 4.1). Das Modell PART berücksichtigt das gesamte Vorflutsystem der Parthe. Die den Vorflutern zufließenden Wassermengen werden im Gerinne bilanziert, so dass eine wasserstandsabhängige Rückwirkung auf das Grundwassersystem möglich ist.

Nachfolgend werden die Untersuchungsergebnisse zum Stickstoffumsatz und zum Nitratstrom im Grundwasser des Partheinzugsgebietes vorgestellt.

Die Stofftransportmodellierung setzt eine möglichst genaue Modellierung der Grundwasserdynamik voraus, in die Zeitreihen relevanter Randbedingungen (Tagebaue, Wasserwerke und Abwassereinleitungen) eingebunden sind. **Kapitel 2** widmet sich der Beschreibung des Untersuchungsgebietes.

Die angestrebte Simulation der Nitrat-Transport und -Umsatzprozesse erforderte Kenntnisse zum Istzustand der Stoffbelastung im Grundwasser und Informationen über die im Untergrund ablaufenden Prozesse. Aus diesem Grund bildeten die Untersuchungen zur Identifikation der Stoffumsatzprozesse in den Grundwasserleitern des Parthegebietes den Schwerpunkt der Projektarbeit. Diese Ergebnisse sowie Untersuchungen zur Oberflächenwasserbeschaffenheit und zur Separation von Durchflusskomponenten werden im **Kapitel 3** dokumentiert.

Kapitel 4 beschreibt den Modellaufbau (Modell PART, 1994), die Berechnungsergebnisse zur Geofiltration von 1980-97, insbesondere zu Fließwegen und Transportzeiten und endet mit der Beschreibung der derzeitigen Möglichkeiten und Grenzen der Stofftransportmodellierung für das 360 km² große Einzugsgebiet.

Kapitel 5 und 6 liefern eine Zusammenfassung der Ergebnisse und einen Ausblick auf weiterführende Arbeiten.

2 Das Untersuchungsgebiet

2.1 Topographie und Gewässersystem

Das 360 km² große Einzugsgebiet der Parthe liegt im östlichen Teil der Leipziger Tieflandsbucht, zwischen den Flussgebieten der Mulde und der Weißen Elster. Es ist ein Teil der Lössgefülle, wobei der größte, westliche Teil zum Naturraum Leipziger Land und ein kleinerer Teil östlich und südöstlich der Parthe zum Naturraum Nordsächsisches Platten- und Hügelland gehört (MANNSFELD & RICHTER 1995).

Die Parthe entspringt auf 208 m ü. HN im Colditzer Forst und mündet nach rund 60 km langem Lauf von Südost nach Nordwest, nördlich der Stadt Taucha südwestlich abbiegend, in Leipzig auf 105 m ü. NN in die Weiße Elster (s. **Abb. 27**). Die Flussschwindigkeit ist mit 0,5 km/km² gering.

Als Referenzpegel gilt der Pegel Thekla vor dem Eintritt der Parthe in das Leipziger Stadtgebiet mit 315 km² Einzugsgebiet und einem mittleren Durchfluss von 1,01 m³/s (1981-1995). Unterhalb dieser seit 1938 betriebenen Messstelle wird das Einzugsgebiet zunehmend urban geprägt, im Bereich des Leipziger Hauptbahnhofes ist die Parthe sogar verrohrt.

Quellgebiet und östliches Einzugsgebiet grenzen an das Grimmaer Porphyrhügelland, einen Teil des Nordwestsächsischen Vulkanitkomplexes. Im Süden und Westen wird die oberirdische Einzugsgebietsgrenze von den flachen Kiesmoränen der Wachauer - Grimmaer Eisrandlage gebildet, im Norden von den Endmoränen der Dieskau - Eilenburger Randlage. Das relativ reliefarme Parthegebiet verbreitert sich von ca. 2 km im Südosten auf ca. 10 km im nordwestlichen Teil und wird nur durch die Endmoränenzüge und die Porphyrkuppen gegliedert. Zu den höchsten Erhebungen zählen der Küchenberg bei Großbardau (228 m ü. NN), der Kohlenberg bei Waldsteinberg (179 m ü. NN) und der Schwarze Berg bei Taucha (177 m ü. NN).

Zwischen Grethen und Pomßen verlässt die Parthe die Saale-Grundmoräne und steht in Abhängigkeit vom zeitlichen Verlauf der Kolmation mehr oder weniger in hydraulischem Kontakt zum Grundwasserleiter (GWL) 1.5, den Muldeschottern. So wurde bereits im Ergebnis der Gebietsuntersuchungen von CLAUSNITZER (1971) festgestellt, dass über das

Parthebett infolge natürlicher Infiltration von Grethen bis Naunhof eine zusätzliche Grundwasseranreicherung erfolgt.

Von der Quelle bis Großsteinberg verläuft auch der Gladegraben als wichtigste Parthezufluss, 4 km in Kontakt mit dem GWL 1.5. Gute Infiltrationsabschnitte sind von Großsteinberg bis zur Mündung in die Parthe nachgewiesen.

Der Klengelgraben entspringt im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Naunhof I. Es werden glazifluviale Schotter (GWL 1.4) nördlich Großsteinberg entwässert. Er umfließt den Großsteinberger See in nördlicher Richtung und versinkt ca. 1 km östlich von Naunhof. Der Klengelgraben führt jährlich 9 - 11 Monate kein Wasser, was ebenfalls auf gute Infiltrationsbedingungen schließen lässt. Infolge landwirtschaftlicher Bewirtschaftung der umliegenden Flächen ist das Wasser im Graben stark mit Nitrat belastet.

Die Faule Parthe entspringt nordöstlich von Ammelshain, in einem geologisch weniger gut erkundeten Gebiet. Sie fließt parallel zur Bundesautobahn A 14 in nordwestliche Richtung.

Die Threne entspringt nahe der Ortslage Threna. Die Infiltrationsrate ist als gut anzusehen, da erst nach Verlassen des Absenkungsbereiches des Wasserwerkes Naunhof II wieder Wasserführung auftritt. Eine Grundwassergefährdung durch Abwassereinleitung ist auch bei der Threne gegeben (IBGW 1997).

Ein Großteil des Parthelaufs und seiner Zuflüsse (u. a. Schnellbach, Pomßener Graben, Gladegraben, Faule Parthe, Threne, Cunnersdorfer Bach) sind bereits seit den 30er Jahren anthropogen verändert.

2.2 Klima, Böden und Nutzungen

Das Parthegebiet liegt im Bereich des stärker kontinental beeinflussten ostdeutschen Binnenklimas. Es stellt ein Übergangsgebiet vom maritimen zum kontinentalen gemäßigten Klimabereich dar, d.h. die Sommer sind niederschlagsreicher als die Winter. Ähnlich den Grenzen der Naturräume liegen die Grenzen der Klimastufen im Bereich zwischen „Untere Lagen im Tiefland“ (trocken, leebeeinflusst) und „Untere Lagen im Hügel- und Tiefland“ (mäßig trocken, schwach kontinental) (MANNSFELD & RICHTER 1995).

Niederschlag, Lufttemperatur und Höhe der potentiellen Verdunstung sind am Standort Brandis vergleichbar mit den entsprechenden Werten der Station Oschatz des DWD (HAFERKORN, 2000) (**Abb. 2**).

Im Mittel der Jahre 1981–1997 wurde in Brandis eine jährliche Niederschlagssumme (unkorrigiert) von 572 mm gemessen, in Oschatz lag der mittlere Jahresniederschlag bei 570 mm. Durch die an Hellmann-Niederschlagsmessern stets durchzuführende Niederschlagskorrektur (RICHTER, 1995) erhöhte sich der Niederschlag am Standort Brandis auf 650 mm. Die mittlere Lufttemperatur betrug an den Stationen Brandis und Oschatz in diesem Zeitraum 9° C. In Abhängigkeit vom gewählten Berechnungsverfahren wurde eine potentielle Verdunstung zwischen 620 und 670 mm ermittelt.

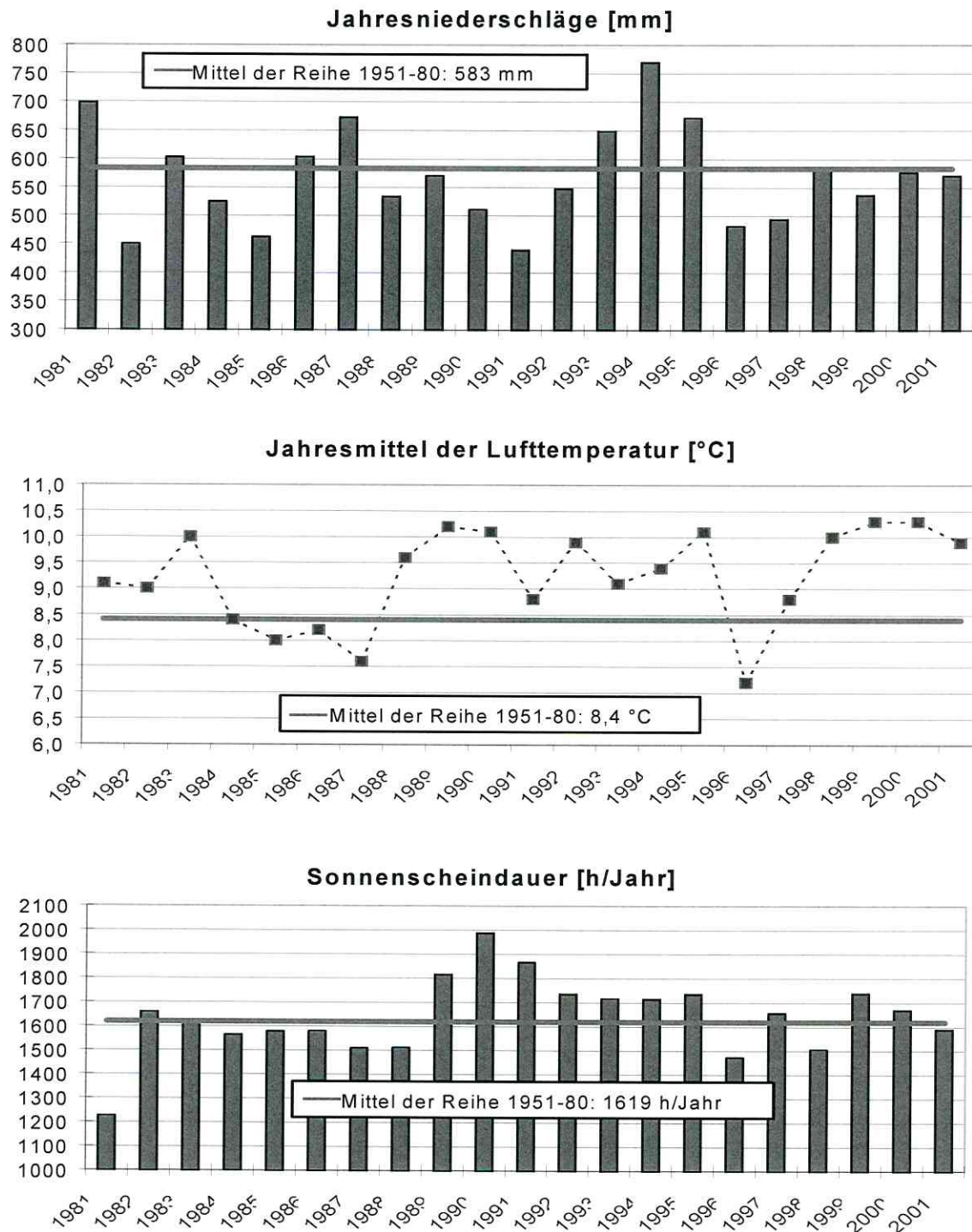


Abb. 2: Niederschlag, Lufttemperatur und Sonnenscheindauer, Station Oschatz des DWD

Für die Bodenbildung sind im Parthegebiet (Sandlössgebiet) sandige und lehmige Substrattypen vorherrschend (Abb. 3). Die Flächennutzung weist folgende Anteile auf: Landwirtschaft-Acker 68%, Grünland 6%, Wald 18%, bebaute Flächen + Siedlung + Infrastruktur 8%. Die Waldbedeckung wurde in der Vergangenheit zugunsten der Landwirtschaft weitgehend reduziert. Größere Waldflächen sind im Parthegebiet nur noch rund um Naunhof und auf den Festgesteinsaufragungen zu finden.

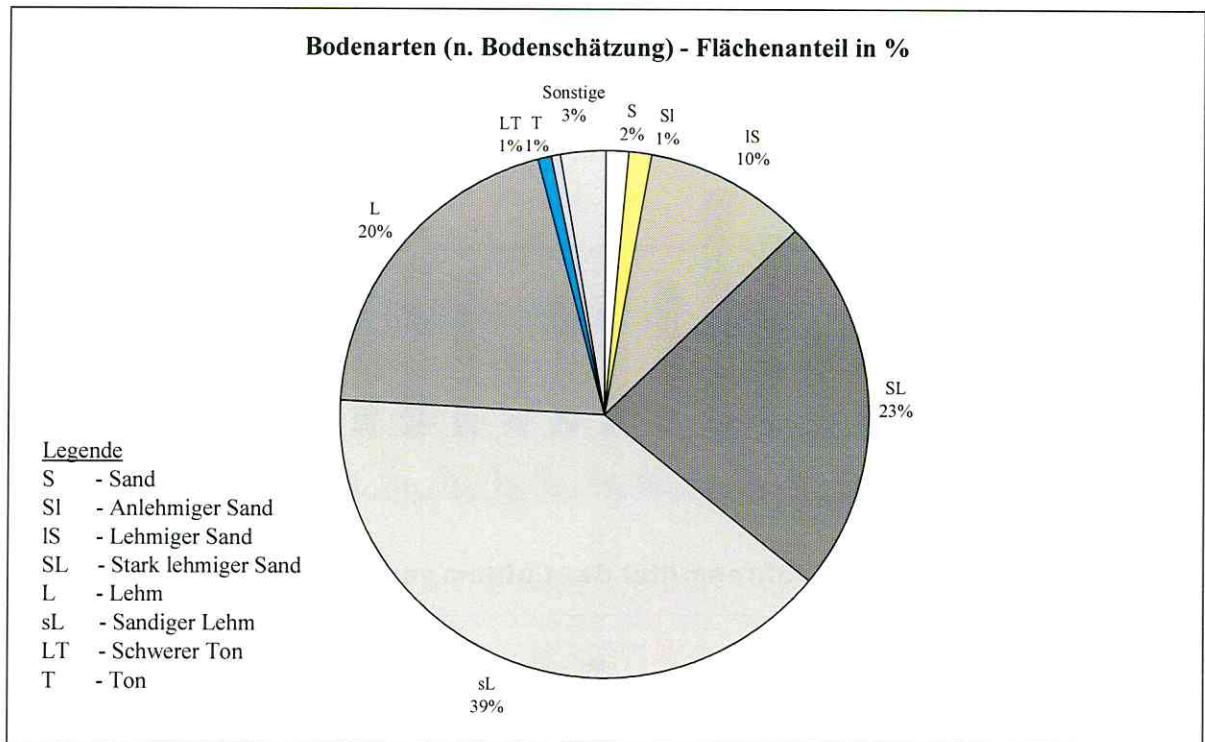


Abb. 3: Bodenarten im Einzugsgebiet der Parthe

Im Westen und Südwesten grenzen die ehemaligen Braunkohlentagebaue Espenhain und Witznitz an das Parthegebiet. Der Tagebau Espenhain ist nur ca. 8 km Luftlinie von Naunhof entfernt. Die Sumpfungsmaßnahmen begannen Anfang der 70er Jahre. Seit Ende der 90er Jahre befinden sich die Restlöcher in der Flutungsphase. Auch diese Maßnahmen wurden bei der Modellbildung berücksichtigt.

Die großen Standgewässer im Parthegebiet verdanken ihre Existenz dem Kiestagebau. Neben den Restlöchern Ammelshainer See, Albrechtshainer See und Großsteinberger See befinden sich die Kiesgruben Kleinpösna und Pomßen sowie einer der Naunhofer Seen noch in der Abbauphase. Besonders um Pomßen ist mit einer starken Erweiterung der Abbauflächen zu rechnen.

Mit der Inbetriebnahme der Wasserwerke Naunhof (Ostfassung 1887, Westfassung 1896) für die Wasserversorgung des Großraumes Leipzig begann eine immer stärkere Inanspruchnahme der Grundwasservorräte des Parthegebietes. Davon war in den 60er, 70er und 80er Jahren auch der statische Grundwasservorrat betroffen, was sich im starken Absinken der Grundwasserstände besonders in Trockenperioden und im Trockenfallen der Fließgewässer im Einzugsbereich der Wasserwerke Naunhof bemerkbar machte. In den 60er und 70er Jahren versuchte man, mit der Überleitung von Muldewasser gegenzusteuern und den Wasserhaushalt des Parthegebietes zu stützen. Erst mit dem Zusammenbruch der Großindustrie nach der politischen Wende und der Umstrukturierung des Wassermarktes ging der Wasserverbrauch und damit auch die Wasserförderung drastisch zurück. Prinzipiell gewährleisteten die sehr guten Grundwasserneubildungsbedingungen, vor allem im südlichen Einzugsgebiet der Parthe, in meteorologischen Feuchtperioden eine rasche Auffüllung der Grundwasserleiter.

2.3 Hydrogeologie, Geologie und Geochemie

Im Wesentlichen lassen sich die hydrogeologisch bedeutsamen Lockergesteine im Untersuchungsgebiet in die tertiären Ablagerungen des Weißelsterbeckens und die hangenden quartären Sedimente des Pleistozän gliedern (zur Beschreibung der Nomenklatur der Grundwasserleiter siehe PESTER, 1978).

Die Basis der tertiären Sedimente bilden zwei saxonische Bruchschollen, die sog. Leipziger Hochscholle im Norden und die nordwestsächsische Tiefscholle im Süden. Die Leipziger Hochscholle wird aus tiefgründig verwitterten (kaolinisierten) präkambrischen Grauwacken und Tonschiefern gebildet, in die granitische und granodioritische Intrusivkörper eingelagert sind. Die permokarbonische nordwestsächsische Tiefscholle wird vom Buntsandstein überlagert. Das Untersuchungs- und Modellgebiet wird im Süden durch den Hainichen-Otterwischer Grauwackenrücken begrenzt.

Das Tertiär lässt sich in drei große Sedimentkomplexe gliedern (vom Älteren zum Jüngeren):

- I. Bornaer Schichten – terrestrische, fluviatil-limnische Sedimente des Älteren Nordwestsächsischen Schwemmfächers mit den bergbaulich wichtigsten Flözen (Bornaer und Thüringer Hauptflöz).
- II. Böhlener Schichten – mit dem Böhlener Oberflöz verzahnte marine Sedimente des Mitteloligozänmeeres.
- III. Bitterfelder und Dübener Schichten – Sedimente des Jüngeren Nordwestsächsischen Schwemmfächers. Es erfolgte eine teilweise tiefgründige Erosion der älteren marinen Ablagerungen und Wiederaufschotterung durch den Thierbacher Fluss. Die in drei Hauptphasen abgelagerten Thierbacher Schichten bilden den GWL 2.4.

Die Sedimente des Tertiärs bilden sowohl gute Grundwasserleiter als auch sehr gute Stauer.

Das Quartär lässt sich im Untersuchungsgebiet in zwei Hauptphasen unterteilen: Das Elster- und das Saaleglazial. Das Weichselglazial beeinflusste das Gebiet nicht direkt. Aus der Elsterkaltzeit stammen die Flussschotter der GWL 1.8 und 1.6 (Mächtigkeiten bis 10 m in der Naunhofer Rinne) und die in die elsterkaltzeitlichen Geschiebemergel eingelagerten glazilimnischen Sedimente des GWL 1.7.

Es wurden weitere Schotterkörper historischer Flussläufe nachgewiesen, u. a. der des Zwickauer Muldelaufes. Die zur rezenten Mulde entwässernde Merkwitz-Jesewitzer Rinne stellt eine solche markante Untergrundstruktur im Norden des Untersuchungsgebietes dar.

Am Beginn der Saalekaltzeit erfolgte die Erosion quartärer und tertiärer Ablagerungen durch die aus dem Vulkanitbecken tretende und damals nach Nordwesten entwässernde Mulde und die anschließende Sedimentation der Muldehauptterrasse durch nachlassende Transportkraft. Dabei wurde ein trichterförmiges Tal ausgehend von der heutigen Stadt Grimma, über Taucha bis in das Stadtgebiet von Leipzig mit Sanden und Kiesen aufgeschottert (Muldeschotter), die den bedeutenden GWL 1.5 bilden.

Die Relikte der beiden Saalevereisungen, die Geschiebemergelkomplexe, sind fast im gesamten Untersuchungsgebiet als Grundwasserleiterüberdeckung zu finden. Sie erreichen Mächtigkeiten von kleiner 1 m im Raum Naunhof bis über 20 m im Nordwesten, im Raum Leipzig. In die Geschiebemergel sind z. T. großflächig Schmelzwassersande eingelagert.

Während der Weichselvereisung, die Mitteldeutschland nicht erreichte, wurde großflächig Sandlöß in das Untersuchungsgebiet eingeweht, der weitgehend die Fruchtbarkeit der heutigen Böden bestimmt. In der Zeit des Weichselglazials und im Holozän erodierten die Fließgewässer den Geschiebemergel und schotterten weitere Terrassen auf (GWL 1.1/1.0). Sie schufen sich damit das heute bestehende Gewässersystem.

Alle Grundwasserleiter bilden aufgrund ihrer unterschiedlichen Höhenlagen und hydraulischen Verbindungen untereinander und mit den Oberflächengewässern ein kompliziertes Abflusssystem. Diese Verzahnung lässt vielfältige Einflussfaktoren auf die Grundwasserbeschaffenheit erwarten. Sowohl die unterschiedliche Genese der Grundwasserleiter als auch die teils mächtigen und teils nicht vorhandenen Grundwasserleiterdeckschichten schaffen regional sehr verschiedene Bedingungen für die Ab- und Anreicherung einzelner Grundwasserinhaltsstoffe, so auch für die Stickstoffverbindungen. Einfluss auf die Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit haben, neben der Höhe der Stoffeinträge über die Sickerwässer auch der Elementbestand des durchströmten Gesteins (einschließlich organischer Partikel und Mikroorganismen), der Fließweg des Wassers und damit die Kontaktzeit zwischen Wasser und Gestein. So sind die geologisch alten Wässer aufgrund ihrer langen Verweilzeit stärker mineralisiert.

Eine ausführliche stratigraphische und lithologische sowie hydrogeochemische Beschreibung der Grundwasserleiter des Untersuchungsgebietes findet sich in MODELL PART, 1994 und in JORDAN & WEDER (1995). Vertiefende Einblicke in das Tertiär und Quartär gewähren die Veröffentlichungen von EISSMANN 1968 und 1975 und 2000.

3 Gebietsuntersuchungen

Zur Beschreibung der Grund- und Oberflächenwasserbeschaffenheit, zur Identifikation der ablaufenden Stofftransport- und Umsatzprozesse und zur Gewinnung von Eingabedaten und Parametern für Modellrechnungen wurden das verfügbare Datenmaterial ausgewertet sowie eigene Probennahmen und Laboruntersuchungen durchgeführt

Daten zur Beschreibung der Grund- und Oberflächenwasserbeschaffenheit im Einzugsgebiet der Parthe stehen durch die planmäßige Beprobung an Grund- und Oberflächenwassermessstellen der Landesmessnetze, durch Rohwasseranalysen der Wasserwerke und durch Sonderuntersuchungen verschiedener Institutionen zur Verfügung. Diese Daten sind in ihrer zeitlichen und räumlichen Auflösung und auch qualitativ sehr unterschiedlich.

Die Lage der Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen, der Wasserwerke und der Oberflächenwasserbeschaffenheitsmessstellen ist **Anlage 2** zu entnehmen.

3.1 Separation der Durchflusskomponenten an 3 Oberflächenwassermessstellen

3.1.1 Analyse des Abflussregimes

Durch die Analyse langjähriger Durchflussganglinien lassen sich Informationen über die Abflussbildungs- und Konzentrationsprozesse und der an sie gekoppelten Stoffflüsse im Einzugsgebiet gewinnen. Die Aufgliederung des Gesamtabflusses in Ganglinien der einzelnen Abflusskomponenten wird als Ganglinienseparation bezeichnet. Für die nachfolgende Analyse wurde die an der Technischen Universität Dresden entwickelte (SCHWARZE, 1985)

rechnergestützte Separationsmethode DIFGA (Differenzenganglinienanalyse) angewendet. Separiert und prozentual zum Niederschlag in Beziehung gesetzt werden die Abflusskomponenten:

1. Landoberflächenabfluss (Direktabfluss - QD)
2. lateraler bodeninnerer Abfluss (kurzfristiger Basisabfluss - QB_s)
3. grundwasserbürtiger Abfluss (langfristiger Basisabfluss - QB_l).

Größe und zeitlicher Verlauf der einzelnen Abflusskomponenten werden neben klimatischen Einflussfaktoren vor allem durch die Hydrogeologie, die Gebietsgröße, die Bodenverhältnisse, die Landnutzung und die Gefälleverhältnisse beeinflusst und widerspiegeln damit integral die wichtigsten Gebietseigenschaften.

Mit den nachfolgenden Untersuchungen zum Abflusskomponentenregime des Parthegebietes wird wiederum der Tatsache Rechnung getragen, dass Untersuchungen zum wasser gebundenen Stofftransport und –umsatz infolge Landnutzung bzw. Landnutzungsänderung eine in sich geschlossene Betrachtung des Wasserhaushaltes im Einzugsgebiet erfordern. Denn nur mit der Kenntnis von Herkunftsräumen, Fließwegen und Verweilzeiten können Beziehungen zwischen Ursache (Stoffausträge aus der Wurzelzone) und Wirkung (Stoffkonzentrationen im Boden-, Grund- und Oberflächenwasser) hergestellt werden.

Charakteristisch für das Partheinzugsgebiet sind, wie im gesamten mitteldeutschen Raum, vergleichsweise geringe Abflüsse. Verursacht wird dies durch Sommerniederschläge, die in der überwiegenden Anzahl der Jahre viel geringer sind als der potentielle Verdunstungsanspruch der Atmosphäre. Unter diesen Bedingungen kommt der Aerationzone große Bedeutung zu. Je nach Bodenart werden erhebliche Bodenwassermengen für die Verdunstung verbraucht. Nach Wiederauffüllung des Bodenwasserspeichers im Winterhalbjahr können dann nur die noch verbleibenden Niederschlagsanteile zum Grundwasser gelangen. Die daraus resultierende, vergleichsweise geringe Grundwasserneubildung prägt die Abflüsse in den Vorflutern.

Die Separation gemessener Durchflussganglinien ermöglicht eine abflusskomponentenbezogene Abschätzung der Stickstoffausträge über die Vorfluter, gleichzeitig kann der mittels Modell PART simulierte Basiszufluss zum Vorfluter mit dem separierten (gemessenen) Basisabfluss verglichen werden. Die Untersuchungen wurden am Pegel Glasten im Oberlauf der Parthe (ein durch Festgestein und Wald geprägtes Einzugsgebiet), am Pegel Großbardau (Schnellbach) und am Pegel Thekla (wenige Kilometer vor der Mündung der Parthe in die Weiße Elster) durchgeführt.

Die drei untersuchten Pegel zeigen erwartungsgemäß deutliche Unterschiede der Abflussbildung. Der Pegel Glasten steht für das Festgestein und Wald, der Schnellbach-Pegel repräsentiert ein Einzugsgebiet mit landwirtschaftlicher Bewirtschaftung und Sandlöß-Böden über geringmächtigen quartären und tertiären Grundwasserleitern. Am Pegel Thekla wirken alle Gebietseigenschaften, wobei erkennbar ist, dass der Festgesteinsanteil das Abflussregime im Gesamteinzugsgebiet nicht dominant bestimmt.

3.1.2 Ergebnisse der Ganglinienseparation

Die klimatisch bedingte geringe Grundwasserneubildung spiegelt sich in den Durchflüssen am Schnellbach-Pegel (S13) und am Pegel Thekla besonders deutlich wider - die langjährigen mittleren Jahresabflüsse sind <100 mm/a (**Tab. 1**). Die Dynamik im zeitlichen Verlauf der einzelnen Abflusskomponenten demonstriert **Abb. 4** am Beispiel Pegel Thekla.

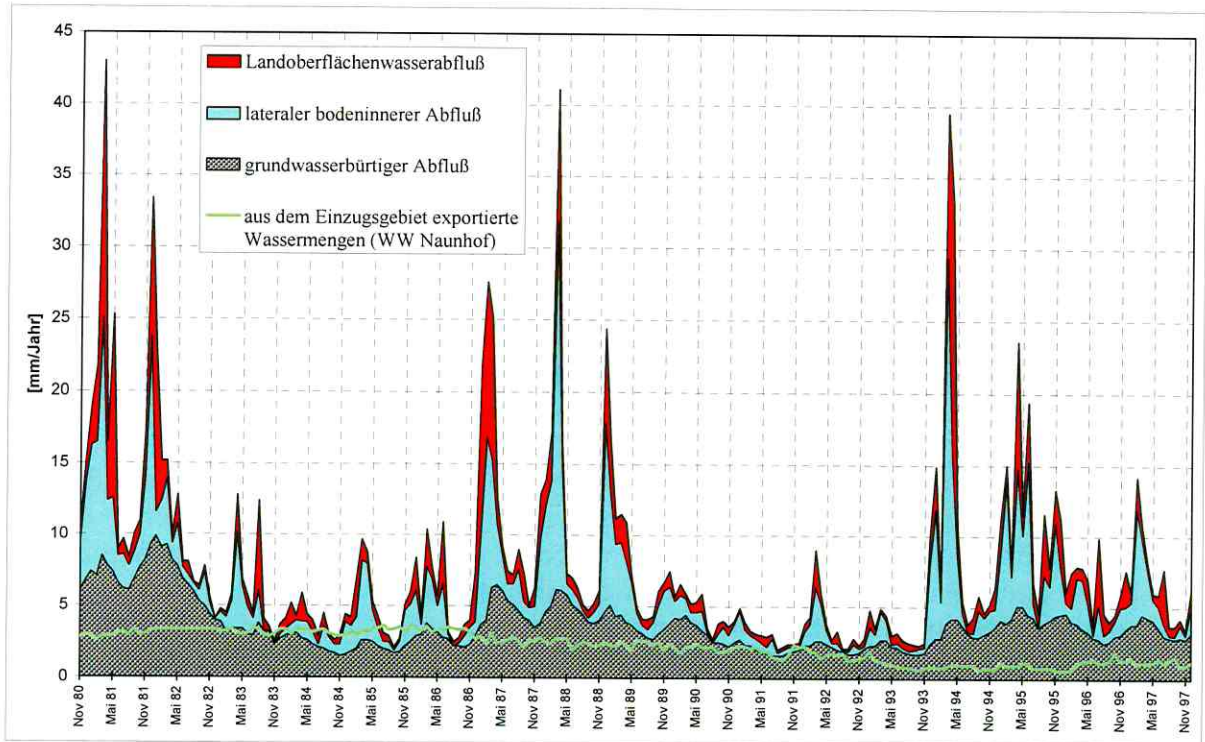


Abb. 4: Abflusskomponenten am Pegel Thekla im Verlauf der Jahre 1980-97 (Monatswerte in mm/Jahr)

Am Pegel Glasten ist der mittlere Jahresgesamtabfluss (Q) deutlich höher als an den beiden anderen Pegeln. Der hohe Wasserumsatz im Einzugsgebiet Pegel Glasten resultiert aus dem topographisch bedingt höheren Gebietsniederschlag und den steileren hydraulisch wirksamen Gefälleverhältnissen. Aspekte der Landnutzung treten hier in den Hintergrund.

Tab. 1: "Mittlere Bilanz" nach der Ganglinienseparation mit DIFGA

	Glasten / Parthe	S13 / Schnellbach	Thekla / Parthe
Einzugsgebietsgröße [km ²]	3,50 (5,0)	8,02	314
Bilanzzeitraum	2/74 – 1/97	11/71 – 11/97 ¹⁾	2/51 – 1/98
Rückgangskonstante für QB_I [d]	150	140	350
Rückgangskonstante für QB_S [d]	5	6	10
Q [mm/a]	199,7 (139,9)	79,9	92,3
QB_I [mm/a]	33,8(23,7)(16,9 %)	32,7 (41,1 %)	42,1 (45,6 %)
QB_S [mm/a]	96,1(67,3)(48,1 %)	30,4 (38,1 %)	29,1 (31,5 %)
QD [mm/a]	69,8(48,9)(35,0 %)	16,6 (20,8 %)	21,1 (22,9 %)
$S_{max}(QB_I)$ [mm]	63,5	50,2	118,7
$S_m(QB_I)$ [mm]	13,9	12,5	40,3
$S_{max}(QB_S)$ [mm]	31,7	5,4	22,9
$S_m(QB_S)$ [mm]	1,3	0,5	0,8
P [mm/a]	631,9 ²⁾	610,8 ²⁾	667,4 ³⁾
REST [mm/a]	492,0	530,6	574,9

Legende Tabelle 1:

1) Messlücke von 1/90 bis 12/93, 2) unkorrigiert, 3) Zeitreihe als Gebietsniederschlag vom DWD

S_{max} ... maximal von der Abflusskomponente beanspruchtes Speichervolumen

S_m ... über den Bilanzzeitraum von der Abflusskomponente im Mittel gefülltes Speichervol.

P ... Niederschlag

Q ... Gesamtabfluss, QB_I - langsamer Basisabfluss, QB_S - schneller Basisabfluss, QD - Direktabfluss;

REST.. Speicheränderung im nicht abflusswirksamen Grund- und Bodenwasserspeicher und Verdunstung;

Von Einfluss sind aber auch die hydrogeologischen Eigenschaften der Grundwasserleiter. Die unterirdischen Speicherräume im Einzugsgebiet des Pegels Glasten (Kluft-Grundwasserleiter) haben ein geringes hydraulisches Rückhaltevermögen und sind deshalb stärker beanspruchbar als die Speicherräume im Lockergesteinsgebiet (s. Schnellbachpegel und Pegel Thekla).

Während der langsame Basisabfluss am Pegel Glasten noch in etwa mit dem des Schnellbachgebietes vergleichbar ist, obwohl er aus einem Kluftgrundwasserleiter resultiert, liegt der hauptsächlich am Wasserumsatz beteiligte Speicherraum für den schnellen Basisabfluss (trotz kleinerem Einzugsgebiet) fast um das sechsfache höher als im Schnellbachgebiet. Der hohe schnelle Basisabflussanteil wird den gut entwässerbaren Klüften zugeordnet. Auch der Direktabfluss ist am Pegel Glasten mehr als doppelt so hoch wie im Schnellbachgebiet.

3.1.3 Relevanz der Ergebnisse für die Untersuchungen zum Stofftransport und -umsatz

Die Verweilzeiten und Fließwege des Wassers bestimmen den daran gebundenen Stoffumsatz im Einzugsgebiet. Auswertungen zu den Nitratkonzentrationen und -frachten an 9 bzw. 11 Gütemessstellen entlang der Parthe von Glasten bis Thekla ergaben - in Korrelation mit dem im Einzugsgebiet oberflächlich anstehenden Festgesteinsanteil - eine Abnahme der Nitratkonzentration.

Die geringe Mächtigkeit der Aerationzone und der schnelle Wasserumsatz im Kluftgrundwasserleiter bieten nur geringe Möglichkeiten zur Akkumulation und ungünstige Bedingungen für die Denitrifikation. Daraus resultieren die vergleichsweise hohen Nitratkonzentrationen, wobei überdurchschnittlich hohe Grundwasserneubildung einen zunehmenden Verdünnungseffekt bewirkt (MATOLIN, 1998). Dies zeigt sich deutlich im Zeitraum 1984 bis 1994 am Gütemesspegel Großbardau (**Abb. 5**).

Anders ist das im Lockergesteinsbereich mit erheblichen Deckschichtenmächtigkeiten. Die Nitratkonzentrationen im Vorfluter sind geringer (höhere Denitrifikationspotenziale und vorwiegend langsamer Wasserumsatz). Aber mit höheren Abflüssen ist eine überproportionale Mobilisierung des Nitrates zu beobachten. Wie sich am Beispiel Pegel Thekla zeigt (**Abb. 6**), steigt mit zunehmendem Durchfluss die Nitratkonzentration.

Vergleiche mit Lysimeteruntersuchungen in Brandis (HAFERKORN, 2000) weisen darauf hin, dass die erhöhten Austräge hauptsächlich aus der Aerationzone erfolgen. Permanenter Wassermangel in den Sommermonaten führt vor allem auf den leichten Böden zu geringen Erträgen und hohen N-Bilanzüberschüssen. Von entscheidendem Einfluss auf die Verlagerung der zeitweise in den Böden akkumulierten N-Bilanzüberschüsse ist die Sickerwassermenge. Dies zeigt sich in der engen Korrelation zwischen Sickerwassermenge und Nitratkonzentration. Bei hohen Sickerwasserraten kommt es nicht zu einem Verdünnungseffekt, sondern zu einem verstärkten Austrag von Stickstoff aus der Wurzelzone. Dieser Effekt ist standortabhängig und resultiert bei (im Mittel der Jahre) vorwiegend geringen Sickerwasserraten aus der Abfolge von Trocken- und Feuchjtjahren. Trockenjahre sind Jahre der Akkumulation, Feuchjtjahre führen zu erhöhtem N-Austrag.

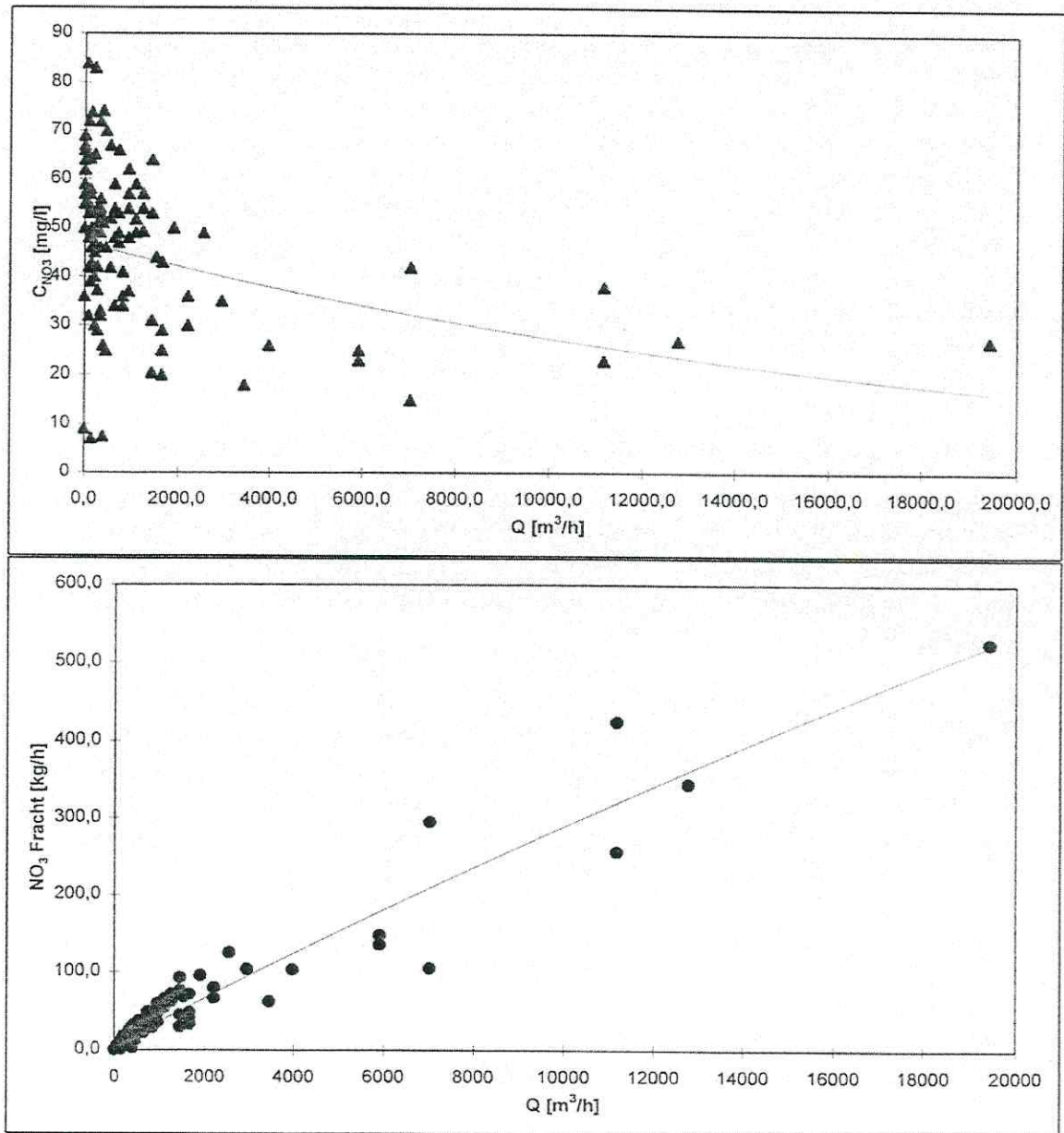


Abb. 5: Abhängigkeit der Nitrat-Konzentration und Frachten vom Durchfluss am Pegel Großbardau 1984-94

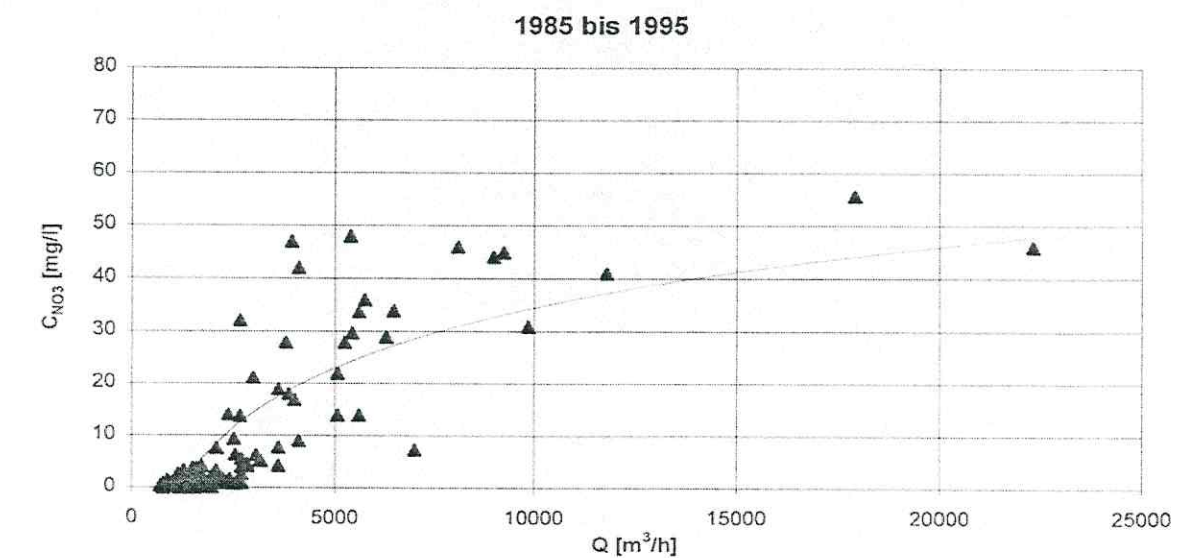
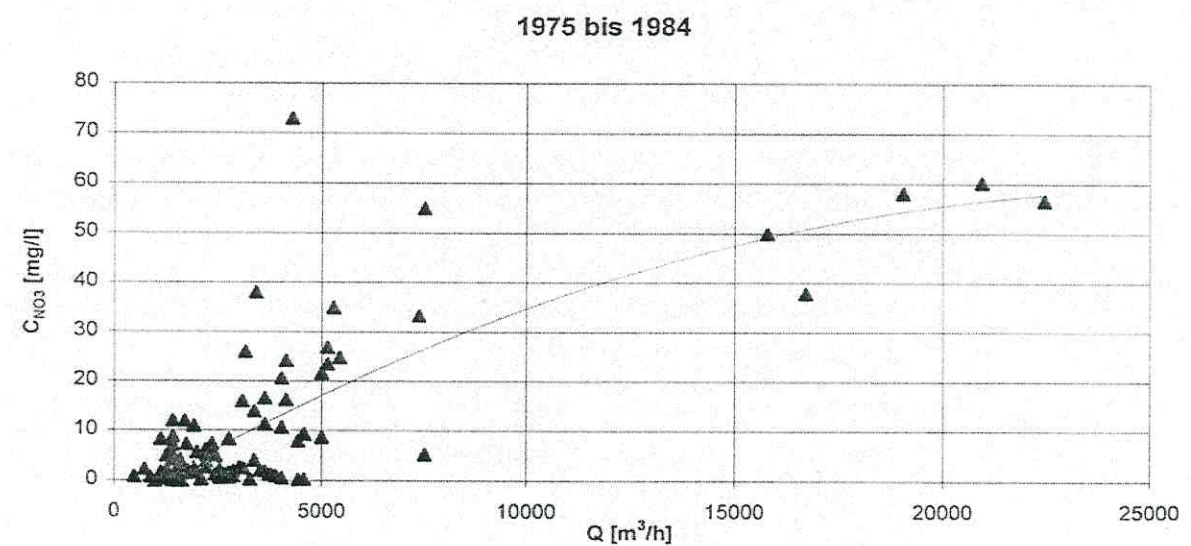
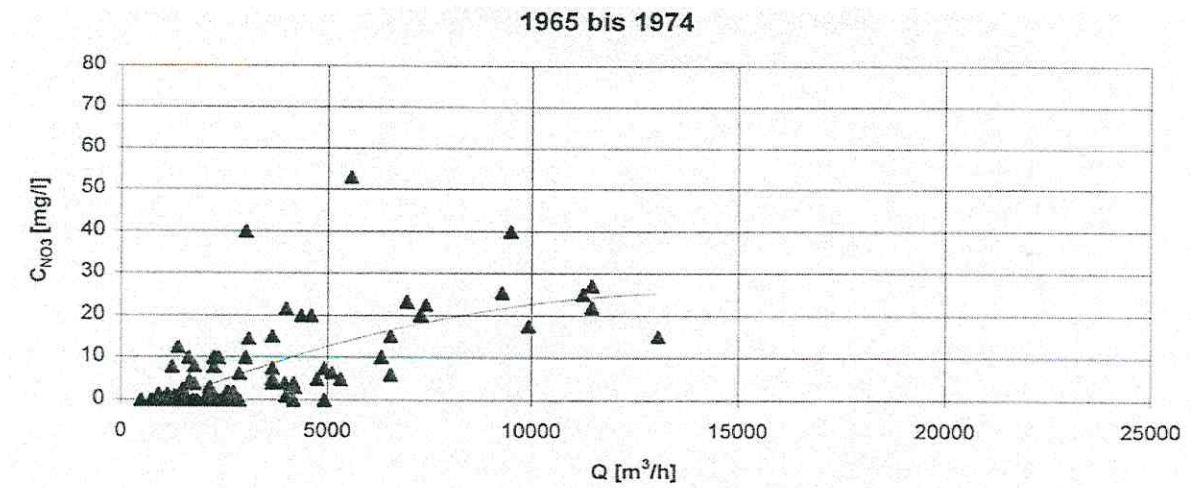


Abb. 6: Nitratkonzentration in Abhängigkeit vom Durchfluss am Pegel Thekla – zeitliche Entwicklung 1965 bis 1974

Bei der Separation der Durchflüsse am Pegel Thekla wurden im Bilanzzeitraum 2/51 bis 1/98 zwei außergewöhnliche Effekte festgestellt.

So sind im Februar und März 1987 je ca. 30 mm und im Dezember 1993 ca. 45 mm Abflussbildung separiert worden, die bilanzmäßig nicht aus dem in diesem Zeitraum gemessenen Niederschlag stammen können. Diese Zeiträume sind durch extreme Niederschlagsereignisse in einer ohnehin feuchten Phase gekennzeichnet. Der Vergleich mit den Sickerwassermessungen der Lysimeter in Brandis ergab auch hier deutlich höhere Sickerwassermengen, als im Untersuchungszeitraum Niederschlag auf die Lysimeter gefallen war. In diesen Extremsituationen zeigen das System Lysimeter wie auch das Einzugsgebiet eine deutliche Nichtlinearität. Aus dem Lysimeter wird durch das hohe hydraulische Druckpotential des infiltrierenden Niederschlagswassers Sickerwasser „ausgepresst“, welches unter anderen Bedingungen später ausgeflossen wäre oder in der Folge den Wasserbedarf der Vegetation befriedigt hätte. Diese Erkenntnisse gelten auch für das Einzugsgebiet. Die zusätzlichen Ausflüsse im Februar und März 1987 resultieren aus den Bilanzüberschüssen der Vormonate, die im Gebietsspeicher steckten. Die Lysimeteruntersuchungen zeigten ferner, dass dies wiederum auch Monate des überproportionalen N-Austrages waren.

Beim Vergleich von Tageswerten der grundwasserbürtigen Abflusskomponenten (langsamer und schneller Basisabfluss) am Pegel Thekla und den Sickerwassermessungen der Lysimeter wird ein weiteres Phänomen sichtbar. Mit dem nachfolgenden Beispiel lassen sich die Unterschiede zwischen dem zeitlichen Verlauf der Abflussbildung im Einzugsgebiet und am Standort (Lysimeter) demonstrieren: Die Dynamik des am Pegel Thekla separierten Basisabflusses ist die integrale Gebietsantwort auf den Input (Gebietsniederschlag) und resultiert aus der Höhe der Verdunstung und dem Speicherüberlauf infolge Grundwasserneubildung. Mit der Annahme, dass der Abfluss der Speicheränderung proportional ist, markiert der Anstieg des Partheabflusses im September oder Oktober den Beginn der Grundwasserneubildungsperiode. Vergleicht man aber diesen aus der Separation abgeleiteten Verlauf der Basisabflussbildung mit dem Sickerwasserausfluss aus den Lysimetern in 3 m Tiefe (**Abb. 7**), so setzt dieser oft erst Wochen später ein. Zu diesem Zeitpunkt läuft im Gebiet die Zunahme des Speicherinhaltes in Form des verzögerten und schnellen Basisabflusses bereits abflusswirksam ab (MELLENTIN, 1999).

Eine Ursache für diese Unterschiede sind die im Einzugsgebietsmaßstab sowohl horizontal wie vertikal in nachhaltigem Umfang wirkenden "präferentiellen" Flüsse. Hierunter sind neben erhöhten lateralen Durchlässigkeiten auch spezielle Flächen erhöhter Abflussbildungsneigung zu verstehen. Diese Effekte können räumlich variieren, im Mittel gleichwertig wirken, sind aber über Standortuntersuchungen für ein Gebiet nicht zu ermitteln. Hier ist eine in (PESCHKE et al., 1999) beschriebene Methode zur Ermittlung von Abflussbildungsflächen ein erster Schritt.

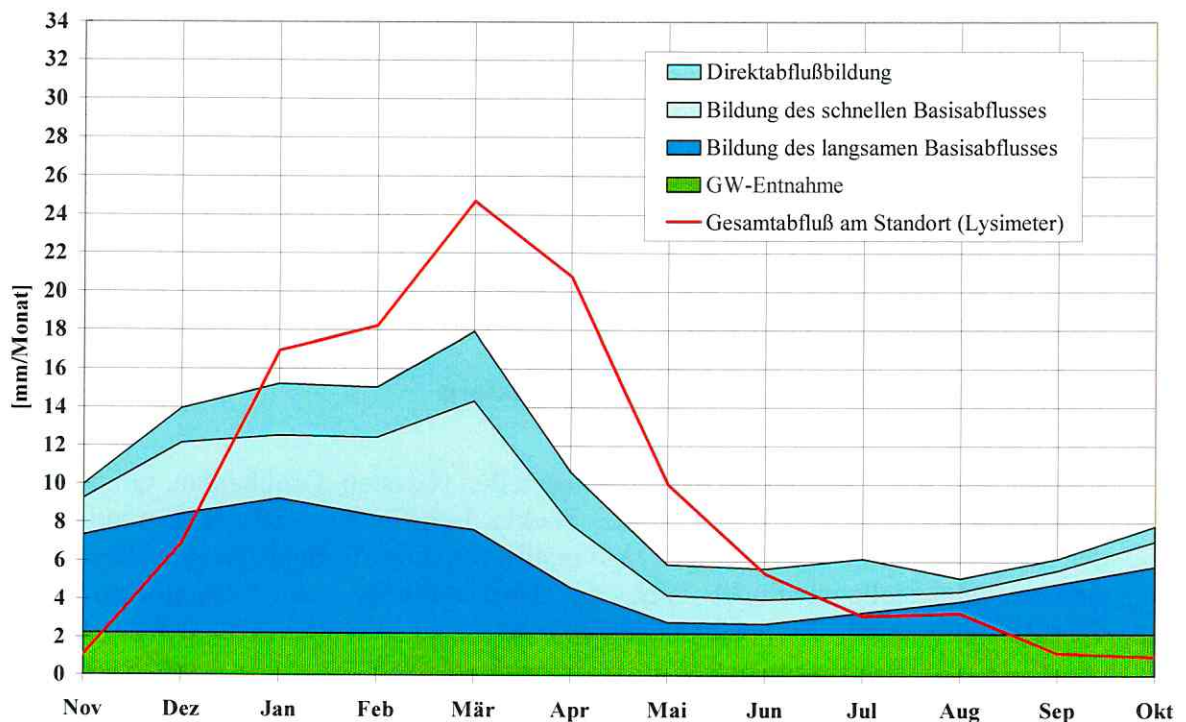


Abb. 7: Vergleich der mittleren Abflussbildung am Standort (Lysimetermessungen) und im Einzugsgebiet der Parthe am Pegel Thekla (Reihe 1981-97)

Die über diese bevorzugten Fließwege ausgetragenen Stoffe finden sich in den Vorflutern, können aber hinsichtlich ihrer zeitlichen und räumlichen Herkunft nur schwer identifiziert werden. Die Berücksichtigung "präferentieller" Flüsse in den Einzugsgebietsmodellen erfordert einen kaum zu leistenden Aufwand.

Zu diesen Unterschieden in der Dynamik kommen noch Differenzen in der Mengenbilanz, da Standortuntersuchungen in der Regel noch weitere Gebietsreaktionen nicht berücksichtigen. So ist der langjährige mittlere Gesamtabfluß am Pegel Thekla geringer als das mittels Lysimetermessungen ermittelte Gesamtdargebot, das unter Berücksichtigung der anstehenden Böden und der Flächennutzung auf das Einzugsgebiet extrapoliert wurde.

Ursachen für diese Unterschiede sind:

- die nicht berücksichtigte Wirkung von Grundwasserzehrflächen (Flächen mit flurnahen Grundwasserflurabständen und demzufolge potentiellen Verdunstungsbedingungen),
- die Grundwasserentnahmen durch die Wasserwerke Naunhof und deren Export aus dem Einzugsgebiet und
- der Grundwasserabstrom am Abflusspegel vorbei (s. Kapitel 4.3.3.2).

Auch diese nitratbefruchteten Wassermengen sind bei der Interpretation von Ursache (diffuse Stoffeinträge) und Wirkung (Nitratkonzentration) am Abflusspegel zu berücksichtigen. Wird der größte Einflussfaktor, der mengenmäßig bekannte Grundwasserexport aus dem Einzugsgebiet, in der Gebietsbilanz berücksichtigt, sind die Unterschiede in der Mengenbilanz nur noch gering.

Mit dieser Problemdiskussion wurden Einflussfaktoren auf die nachfolgend darzustellende Oberflächenbeschaffenheit benannt und darauf verwiesen, dass Prozesse, die für den Standort (z. B. Lysimeter oder Berechnungen mit CANDY mit ausschließlich vertikalen Abflüssen) zufrieden stellend beschrieben wurden, für die gebietsintegrale Betrachtung der Prozessabläufe nicht ausreichend sind.

Die in Kapitel 4.2.2 beschriebenen Modellrechnungen berücksichtigen dann sowohl vertikale als auch horizontale Strömungen und die o. g. Wassermengen.

3.2 Oberflächenwasserbeschaffenheit

3.2.1 Messstellen an Fließ- und Standgewässern

Entlang der Parthe werden an 11 Entnahmestellen (Glasten, Großbardau, Grethen, Lindhardt, Erdmannshain, Beucha, Plöszitz, Portitz, Thekla, Leipzig Zoo und Parthemündung) seit Ende der 80er Jahre mehr oder weniger regelmäßig (monatlich) Beprobungen durchgeführt. Eine weitere Messstelle befindet sich in Großsteinberg am Gladegraben. Untersuchte Standgewässer sind der „Albrechtshainer See“ im Anstrom des WW Beucha und der „Autobahnsee“ abstromig des WW Naunhof I im Naunhofer Forst, die zwei- bis viermal jährlich tiefenorientiert beprobt werden.

Punktuelle und diffuse Stoffeintragsquellen zeigen gegenüber den meteorologischen Faktoren ein unterschiedliches Verhalten. Darin liegt ein Schlüssel für die Separierung der Einträge (BEHRENDT & NESMERAK 1995). Um den Einfluss der aktuellen hydrologischen Situation auf die bisher eher als Zufallsgröße erhobene Wasserprobe besser beschreiben zu können, wäre eine zeitliche und örtliche Verdichtung der Probennahmen in den Fließgewässern wünschenswert. Die Beprobung der Fließgewässer sollte im Idealfall regelmäßig und in unmittelbarer Nähe einer Abflussmessstelle erfolgen, um eine statistisch gesicherte Frachtberechnung durchführen zu können.

3.3.2 Beschaffenheit der Fließgewässer

Charakteristisch für den Untersuchungszeitraum 1980 – 1997 ist eine starke Belastung der Parthe und ihrer Nebenflüsse durch kommunales und industrielles Abwasser. Bis Anfang der 90er Jahre war die Situation während der Trockenperioden besonders extrem. Der Wasserhaushalt des Parthegebietes wurde dann besonders stark durch die Grundwasserförderung und -ableitung nach Leipzig belastet, was in Extremfällen zum Trockenfallen der Parthe im Einflussbereich der Wasserwerke Naunhof führte. In diesen Zeiten führte die Parthe teilweise unverdünntes Abwasser (STUFA L, 1998). Da die landwirtschaftliche Flächennutzung im Untersuchungsgebiet überwiegt, tragen natürlich auch diffuse Quellen zur Gesamtbelastung bei. Zu nennen sind Exfiltration nitrathaltigen Grundwassers in die Fließgewässer, der Zufluss aus Drainagen und das Einspülen erodierter Stoffe bei Starkregenereignissen.

Aufgrund der teils lückenhaften Datenlage, der starken Prägung durch Abwasser vor allem auch der nicht erfassten Direkteinleiter sowie der fehlenden Sonderuntersuchungen (Tracerhydrologie, Untersuchungen zur Selbstreinigungskraft der Gewässer) ist eine genaue Zuordnung der Stickstoffbelastung zu punktuellen und diffusen Quellen schwer möglich. Da durch die diffusen Quellen vor allem die oxidierte Stickstoffverbindung Nitrat, durch die punktuellen Quellen hauptsächlich reduzierte, sauerstoffzehrende Nährstoffe (u. a.

Ammonium) eingetragen werden, kann zumindest für das südliche Parthegebiet bis zur ersten größeren Abwassereinleitung eine Befruchtung der Parthe mit nitratbelastetem Grundwasser postuliert werden, was sich mit der beobachteten Grundwasserbeschaffenheit der gering bis nicht bedeckten Grundwasserleiter erklären lässt.

Für den Längsschnitt der Parthe stellt sich im Untersuchungszeitraum folgende Situation der Wasserbeschaffenheit dar:

Im Oberlauf von der Quelle bis zur Messstelle Grethen ist der Einfluss kommunaler Abwässer noch relativ gering, die Nitratbelastung durch diffuse Einträge aber deutlich erkennbar. Auf der Fließstrecke Glasten – Grethen ist ein gewisses Selbstreinigungspotenzial vorhanden, was sich in der Abnahme des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) widerspiegelt. Der Sauerstoffgehalt ist im allgemeinen hoch (9 mg/l). Durch die aeroben Verhältnisse wird punktuell eingetragenes Ammonium nitrifiziert, mit dem Grundwasser in den Vorfluter eintretendes Nitrat wird nicht umgesetzt. Die höchsten Nitratkonzentrationen werden an der Messstelle Grethen gemessen. Die Stickstoffspezies Nitrat ist gegenüber Ammonium dominant. Im weiteren Verlauf nimmt die Belastung durch Abwasser stark zu, besonders an der Einmündung des Gladegrabens und in der Ortslage Naunhof. Mit dem Eintrag oxidierbarer Stoffe (Ammonium) sinkt der Sauerstoffgehalt in für Gewässerökosysteme kritische Bereiche ($< 2 \text{ mg O}_2/\text{l}$). Eine Nitrifikation des Ammoniums durch gelösten Sauerstoff wird weitgehend unmöglich, Nitrat als Sauerstoffträger wird reduziert.

Die mittleren Ammoniumgehalte sind bis zur Einmündung der Parthe in die Weiße Elster (Abb. 8) viel größer als die Nitratgehalte (von der Messstelle Erdmannshain bis zum Leipziger Zoo bzw. bis zur Mündung).

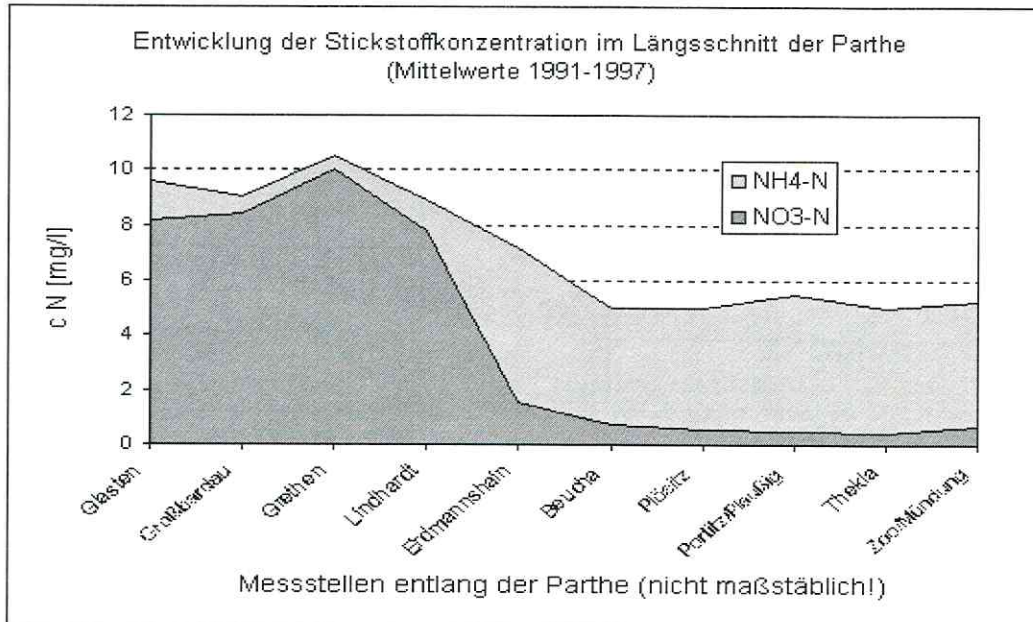


Abb. 8: Mittlere Konzentrationen von Nitrat- und Ammoniumstickstoff (1989-1997)

Die Abnahme der Gesamtstickstoffkonzentration im Längsschnitt deutet auf eine Verdünnung durch Exfiltration (Zustrom) weniger stark belasteten Grundwassers hin. Die Stickstofffracht wird mit dem in Fließrichtung zunehmenden Durchfluss dagegen größer.

Typische Konzentrationsverläufe ausgewählter Kenngrößen der Wasserbeschaffenheit am Pegel Erdmannshain für den Zeitraum 1987-97 zeigt Abb. 9.

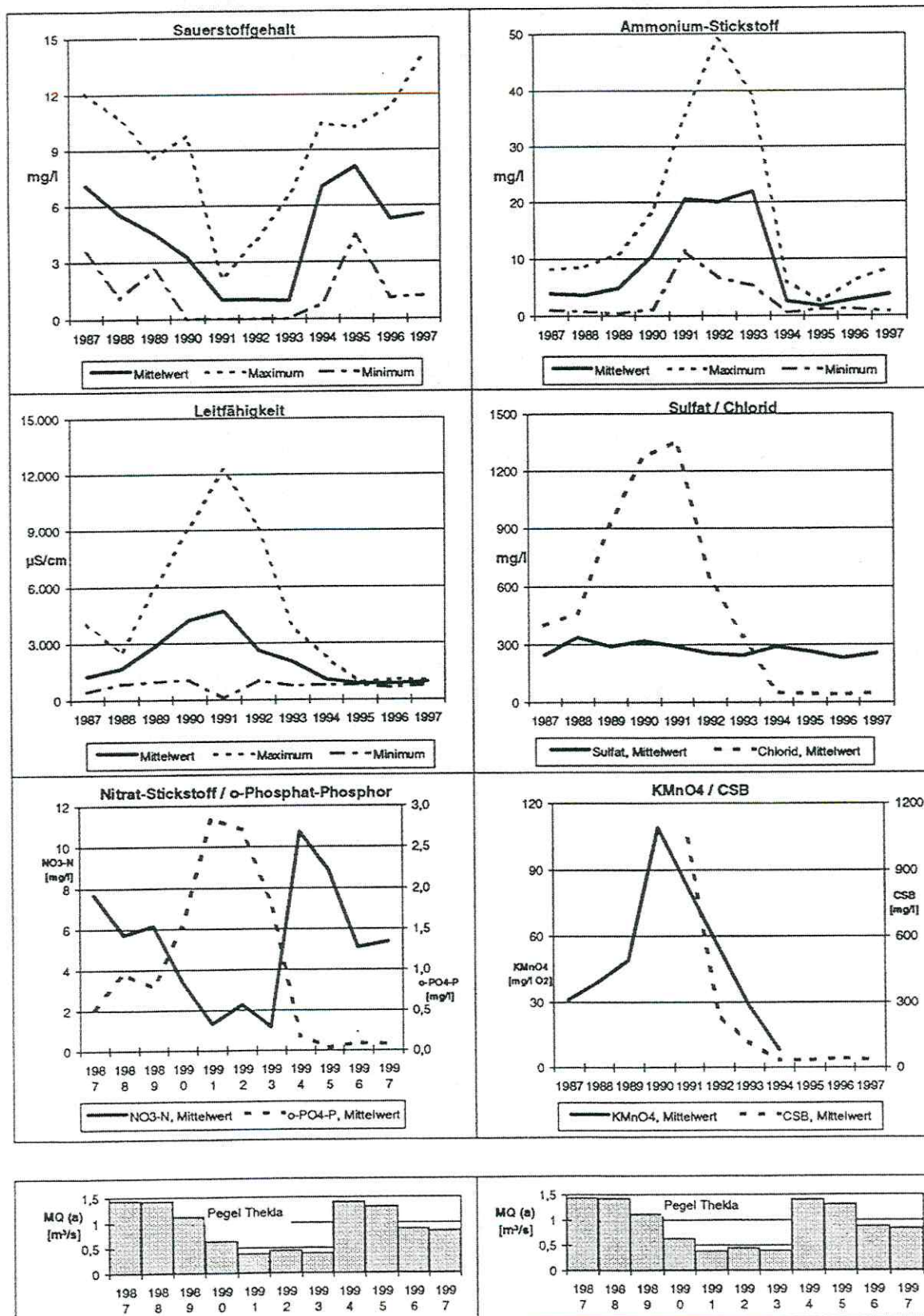


Abb. 9: Ausgewählter Kenngrößen der Wasserbeschaffenheit für den Gütepegel Parthe/Erdmannshain und Jahresmittelwerte des Durchflusses für den hydrologischen Pegel Thekla/Parthe im langjährigen Vergleich (1987-97) aus STUFA Leipzig, 1998

Aus ökotoxikologischer Sicht ist eine gewisse Mindestkonzentration von Nitrat im Wasser wünschenswert, um bei anaeroben Verhältnissen die Sulfatreduktion und somit das Entstehen hochtoxischen Schwefelwasserstoffs zu verhindern.

Die Wasserbeschaffenheit der Parthe beeinflusst seit vielen Jahren die Rohwasserbeschaffenheit der Wasserwerke Naunhof, wobei die Angaben zur Höhe des Uferfiltratanteils schwanken. Nach CLAUSNITZER 1971 förderte das Wasserwerk Naunhof I (Ostfassung) im Zeitraum 1966-1971 10 - 20% Uferfiltrat der Parthe, das Wasserwerk Naunhof II (Westfassung) 50 %. Nach IBGW (1997) entnehmen die WW Naunhof unter stationären Bedingungen (Maximalförderung nach wasserrechtlicher Erlaubnis 42000 m³/d, Grundwasserneubildung 2,6 l/(s*km²) < 10% (3600 m³/d) ihrer Wasserhebung als Uferfiltrat der Parthe.

Die Ammonium- und Nitratkonzentrationen sind stark durchflussabhängig. Wie bereits in Kapitel 3.1.3 gezeigt, wird diese Abhängigkeit unter anderem von der hydrogeologischen und topographischen Charakteristik des Einzugsgebietes mitbestimmt. Am vorwiegend vom Lockergestein geprägten Pegel Thekla nimmt die Ammoniumkonzentration mit zunehmendem Durchfluss ab, die Nitratkonzentration zu. Da die punktuellen Quellen einen konstanten Eintrag von Ammonium verursachen, setzt mit erhöhter Wasserführung eine Verdünnung ein. Die Ammoniumfracht bleibt somit relativ konstant, unabhängig vom Durchfluss. Beim Nitrat ist eine positive Korrelation zwischen Durchfluss und Konzentration zu beobachten, so dass die Nitratfracht mit dem Durchfluss zunimmt. Das Wasser, das in Trockenzeiten dem Basisabfluss entstammt, weist geringe Nitratkonzentrationen auf. In Feuchtperioden erfolgt dann die Auswaschung des in Trockenperioden in der ungesättigten Zone akkumulierten Nitrat-Stickstoffs und dessen Abtransport mit den lateralen Abflusskomponenten (u. a. auch über Drainagen). Da der Speicher der ungesättigten Zone im Lockergesteinsbereich vergleichsweise groß ist, sind auch die Stoffverfrachtungen in die Oberflächengewässer während der Feuchtperioden groß und über längere Zeit anhaltend. Darüber hinaus kommt es bei Starkregenereignissen in landwirtschaftlich genutzten Teileinzugsgebieten mit entsprechendem Gefälle zur erosiven Verlagerung des Nitrats (z.B. im Teileinzugsgebiet Schnellbach). Die für Ammonium und Nitrat beschriebene Abhängigkeit zwischen Durchfluss und Konzentration kann durch die verfügbaren Messwerte noch nicht zufrieden stellend belegt werden (s. **Abb. 10** und **Abb. 11**) und ist Gegenstand weiterer Untersuchungen. Mit dem Rückgang der punktuellen Einleitungen werden engere Regressionsbeziehungen erwartet.

Nach den Ergebnissen der Grundwasserströmungsmodellierung mit PART (s. **Kapitel 4.2**) und nach CLAUSNITZER (1971) erfolgt im Raum Pomßen-Naunhof hauptsächlich eine Infiltration des (abwasserbelasteten) Parthewassers in das Grundwasser, unterhalb des Pegel Thekla eine starke Exfiltration von Grundwasser in die Parthe, was zu einer positiven Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit der Parthe infolge Verdünnung führt. Die abwasserbedingte Stofffracht bleibt davon unbeeinflusst.

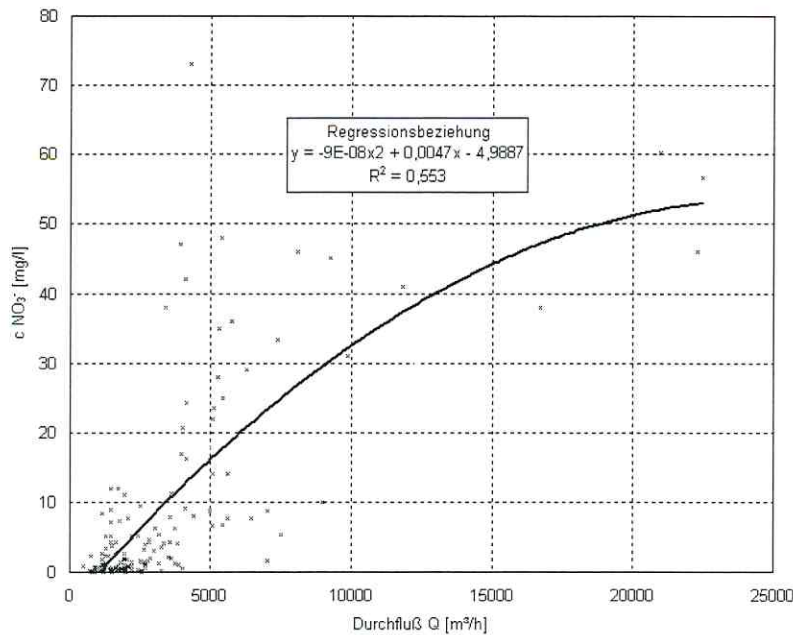


Abb. 10: Beziehung zwischen Durchfluss und der Nitratkonzentration am Pegel Thekla

Damit verschieben sich die Gewichte der Eintragsquellen: der Eintrag durch diffuse Quellen wird nach BEHRENDT & NESMERAK (1996) in Zukunft den größeren Anteil stellen. Es ist ferner zu erwarten, dass aus der Entspannung des Wasserhaushaltes (Verringerung der Grundwasserförderung der Wasserwerke) vor allem in Feuchtperioden eine erhöhte Nährstoffbelastung der Vorfluter resultiert, da bei höheren Grundwasserständen mit einem höheren Grundwasserzufluss aus dem landwirtschaftlich genutzten Südteil des Partheinzugsgebietes (mit geringer Grundwasserleiterbedeckung) zu rechnen ist.

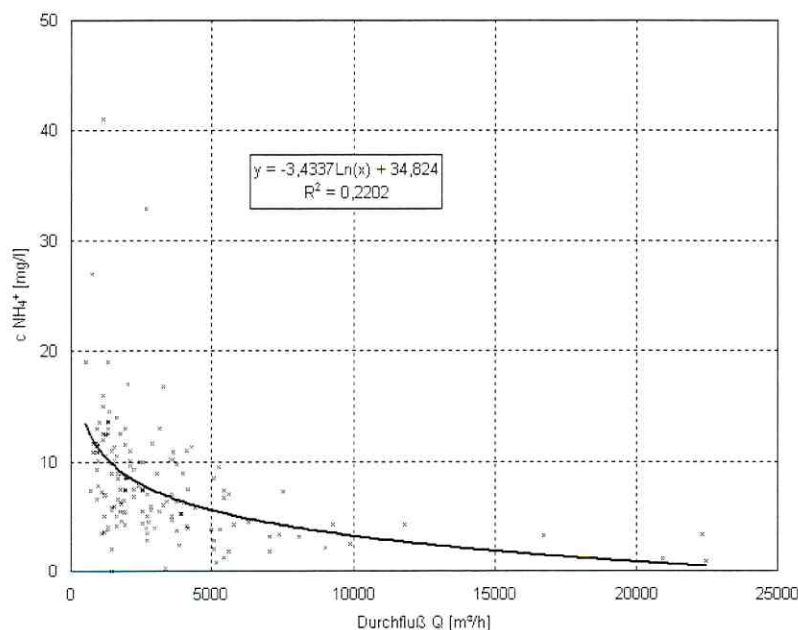


Abb. 11: Beziehung zwischen Durchfluss und der Ammoniumkonzentration am Pegel Thekla

Dies konnte durch die Modellrechnung mit dem Grundwasserströmungsmodell PART bestätigt werden (s. dazu **Kapitel 4.2**).

Seit Mitte der 90er Jahre erhöhte sich der Anschlussgrad der Haushalte an die Kläranlagen schrittweise, zahlreiche Industrieleitungen existieren nicht mehr. 1995 wurde die Kläranlage Großbardau in Betrieb genommen, Ende 1998 die zentrale Kläranlage Panitzsch und im Jahr 2000 auch die Überleitung der Abwässer aus Naunhof, Beucha und Borsdorf in diese Anlage realisiert. Damit konnte die Anlage in Naunhof geschlossen werden, wodurch sich auch die Nährstoffelimination durch Kläranlagen verbesserte. Eine Entlastung im Unterlauf der Parthe ist nach Rekonstruktion der Kläranlage Taucha seit 1999 zu verzeichnen.

Die natürliche Regenerierung der Parthe wird noch einige Zeit in Anspruch nehmen, wobei seit 2001 bereits die Güteklassen III und auch II erreicht werden konnten. Damit wird es möglich, die Auswirkung der diffusen Quellen auf die Gewässerqualität differenzierter zu untersuchen.

3.2.3 Beschaffenheit der Standgewässer

Zwei Standgewässer im Naunhofer Raum werden regelmäßig beprobt: Der Ammelshainer See (Naunhofer Kiessee) mit einer maximalen Tiefe von 25 m und der Albrechtshainer See zwischen Albrechtshain und Beucha. Es handelt sich um Restseen ehemaliger Kiestagebaue in unmittelbarer Nähe der Autobahn A14.

Beide Seen weisen nahezu oligotrophe Verhältnisse auf. Die gemessenen Stickstoffkonzentrationen sind sehr gering (**Tab. 2**). Hydraulisch sind die Kiesseen gut mit dem Grundwasserleiter 1.5, den Muldeschottern, gekoppelt. Dies wird beim Ammelshainer See einerseits durch die Korrelation zwischen Seewasserstand und Grundwasserstand der benachbarten Grundwassermessstelle 4741-0320 deutlich, andererseits fallen während der Sommerstagnation die Thermokline und eine pH-Kline zusammen, was auf die Einschichtung von Grundwasser in der Tiefe hindeutet (STUFA Leipzig, Dr. CARMENKE, mdl.).

Tab. 2: Mittlere Wasserbeschaffenheit der Kiesseen Albrechtshain und Ammelshain (1990-97) mit „x“ als Nachweisgrenze

Parameter	Einheit	Kiessee Ammelshain			Kiessee Albrechtshain		
		Minimum	Mittel	Maximum	Minimum	Mittel	Maximum
Ammonium	mg/l	<x	0,064	0,37	0,02	0,084	0,53
Calcium	mg/l	64	84	104	101	108	117
Chlorid	mg/l	36	54	120	50	54,4	62
Doc	mg/l	2,8	3,6	4,6	2,5	4,1	9,1
Eisen	mg/l	0,010	0,016	0,033	0,01	0,492	6,35
Leitfähigkeit	µS/cm		657	836	822	876	1020
m-Wert	mmol/l	0,21	0,4	1,0	0,2	3,5	6,4
Magnesium	mg/l	8,0	22	35	19,1	22	24,2
Mangan	mg/l	<x	0,638	2,3	0,011	0,158	0,657
Nitrat	mg/l	<x	1,2	21	<x	0,1	1,2
Nitrit	mg/l	<x	0,007	0,06	0,002	0,004	0,008
ph-Wert		3,8	5,1	8,0	5,9	6,9	7,5
Phosphor	mg/l	<x	0,039	0,28	0,003	0,017	0,103
Sauerstoff	mg/l	4,5	11,2	21	0,1	8,2	12,9
Sulfat	mg/l	164	259	297	289	317	347

Es wird davon ausgegangen, dass das zuströmende Grundwasser quasi nitratfrei ist, da die im See gemessenen Nitratkonzentrationen im Mittel nur 0,1 bzw. 1,2 mg/l betragen und die aeroben Verhältnisse auch während der Stagnationsphasen keine Denitrifikation vermuten lassen. Der Grundwasseranstrom der Seen erfolgt von Nordost, aus einem Bereich mit relativ geringem Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche.

Der Albrechtshainer See liegt im Anstrombereich der neuen Fassungsanlage des Wasserwerks Beucha, in dessen Rohwasser im Jahresmittel Nitratkonzentrationen von 0,5 – 2,5 mg/l gemessen werden. Der Albrechtshainer See weist eine höhere Mineralisation (Ca, SO₄, Leitfähigkeit) und eine bessere Pufferung (pH, Alkalinität) als der Ammelshainer See auf.

3.3 Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung

Da die Betrachtung der Grundwasserleiterdeckschichten im Modellverbund durch CANDY nur für die oberen 2 m (mittels Lysimeter nur für die oberen 3 m) erfolgte und im Modell PART die noch verbleibenden Deckschichten nicht berücksichtigt werden, soll hier mindestens eine globale Beurteilung der möglichen Schutzfunktion der Grundwasserleiterüberdeckung vorgenommen werden.

3.3.1 Verfahren zur Ermittlung der Schutzfunktion

Die Beurteilung der Geschütztheit des Grundwassers orientiert sich vor allem an der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckungen. Eine flächig geschlossene, hydraulisch gering durchlässige Boden- und Gesteinsschicht mit ausreichender Mächtigkeit verhindert bzw. verzögert wirksam das Eindringen von Schad- und Problemstoffen in das Grundwasser. Quellen dieser stofflichen Gefährdung sind vor allem atmosphärische Einträge, die Landwirtschaft mit Düngung und Pestizideinsatz sowie punktuelle Einträge u.a. durch Deponien und Altlasten.

Neben der bodenkundlichen und geologischen Beschreibung der Deckschichten muss bei der Beurteilung der Grundwassergeschütztheit auch die natürliche Dynamik der einzelnen Abflusskomponenten Berücksichtigung finden. Diese Fließdynamik im Einzugsgebiet wird hauptsächlich vom Relief, den Höhenverhältnissen und hydraulischen Parametern der Deckschichten und Grundwasserleiter bestimmt. Mit Hilfe detaillierter Einzugsgebietsuntersuchungen lassen sich grundsätzlich 3 Gebietstypen unterscheiden, deren flächenmäßige Anteile am gesamten Einzugsgebiet und deren Flächennutzung Hinweise auf die zu erwartende Gewässerbelastung liefern:

1. **Speisungsgebiete**, hier dominiert vertikales Fließen nach unten. In diesen Bereichen besteht die größte Gefahr der Verschleppung von Schad- und Nährstoffen aus der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser.
2. **Transitgebiete**, mit überwiegend horizontalem Grundwasserabfluss, ohne nennenswerte Zusickerungen von oben. Hier ist die Gefahr der Grundwasserverunreinigung bereits deutlich verringert.
3. **Entlastungsgebiete** (in der Regel Flussauen), in denen das Grundwasser aufsteigt und die vertikale Wasserbewegung nach oben überwiegt, sind gut gegen Stoffeinträge aus dem Oberboden geschützt.

Im Entlastungsgebiet Aue fließt das Grundwassers in Richtung Vorfluter. Aufgrund geringer Grundwasserflurabstände und der meist bindigen holozänen Ablagerungen, wirkt der Auenbereich in den Sommermonaten als Zehrgebiet, d.h. es wird in der Regel über die zur Verfügung stehenden Niederschlagsmengen hinaus, auch Grundwasser für die Verdunstung genutzt.

Einen entscheidenden Einfluss auf die Oberflächennähe der Grundwasserstände hat das Druckpotential des aus dem Liegenden zuströmenden Grundwassers. Im Fall einer ausschließlich aufwärts gerichteten Grundwasserströmung sind in diesen Auen flächenhafte Stoffeinträge in das Grundwasser nicht möglich (SOMMER 2000). In Bereichen der Parthenaue ermöglicht, hydrogeologisch bedingt, ein geringes Druckpotential dagegen auch Grundwasserneubildung und Infiltration von Parthewasser in das Grundwasser.

Durch den klimatisch bedingten Wechsel von Trocken- und Feuchtperioden variieren die einzelnen Abflussgrößen stark, es kann zeitweise zur Umkehr der Fließrichtungen (und Stofftransportpfade) kommen. Damit variieren auch die Flächenanteile der drei ausgewiesenen Gebietstypen. Um diese Effekte nicht zu nivellieren, empfiehlt es sich für Untersuchungen zum Stofftransport und -umsatz nicht, mit langjährigen Mittelwerten von Abflussgrößen zu arbeiten.

Trotz der hier getroffenen Schlussfolgerungen werden nachfolgend zwei Verfahren zur Ermittlung der Grundwassergeschüttheit beschrieben, die den Einfluss der Abflussbildung nur auf Basis langjähriger Mittelwerte berücksichtigen. Das Verfahren nach einer Methodik von BAMBERG (beschrieben in NUTZERRICHTLINIE (1987)) verwendet mittlere GW-Flurabstände und das Verfahren nach HÖLTING (1995) Mittelwerte der Sickerwasserbildung.

Für das Gebiet der neuen Bundesländer existieren seit 1984 Hydrogeologische Karten im Maßstab 1 : 50 000 (HK 50). Darunter befindet sich jeweils ein Kartenblatt mit der Karte der Grundwassergefährdung, die nach der Methodik von BAMBERG erstellt wurde. Eingangsdaten waren GW-Flurabstand und Ausbildung und Aufbau der Aerationzone. Es werden 3 Geschüttheitsklassen des Grundwassers gegenüber flächenhaft eindringenden Schadstoffen unterschieden:

- A - nicht geschützt,
- B - relativ geschützt und
- C - geschützt.

Zusätzlich werden die Lage und Art von Wasserfassungen und mögliche Emittenten wie Betriebe im Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, Deponien, Kläranlagen, landwirtschaftliche Betriebe (Tierproduktionsanlagen) dargestellt.

1986 entwickelte man einen Standard zur Klassifizierung von Grundwässern, die TGL 34 334. Sie enthielt einen Unterpunkt „GW-Gefährdungsklassen“, in dem die Einordnung in Klassen der Grundwassergeschüttheit nach hydrogeologischen Kriterien beschrieben wird. Die Zuordnung zu den GW-Geschüttheitsklassen 1, 2, 3, 4 oder 5 (1- sehr günstig, 5- sehr ungünstig) erfolgte mit Hilfe einer Tabelle, die nach GW- Flurabstand, Mächtigkeit der überdeckenden Stauer und Gesteinsart unterscheidet. Die Zuordnung der Gesteinsart erfolgt relativ grob als Lockergestein, Karbonatgestein, Sandstein oder sonstiges Festgestein.

In der Bundesrepublik konsolidierte sich 1988 ein Ad-hoc-Arbeitskreis Hydrogeologie der Geologischen Landesämter (GLÄ) und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) mit dem Ziel, ein Konzept zur Beurteilung von Deckschichten für den Grundwasserschutz zu erarbeiten. 1993 wurde das „Konzept zur Ermittlung der

Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung“ fertig gestellt (HÖLTING 1995), das als einheitliches Verfahren in der Bundesrepublik zur Anwendung kommen soll.

Basis dieses Verfahrens ist die **Gesamtschutzfunktion** S_g , die sich aus der Schutzwirkung des Bodens bis 1 m Tiefe (dem Schutzfaktor S_1) und der Schutzwirkung der Grundwasserüberdeckung unterhalb des Bodens (dem Schutzfaktor S_2) zusammensetzt:

$$S_g = S_1 + S_2$$

S_1 ist das Produkt aus einer Punktezahl **B** (für das Wasserhaltevermögen des Bodens an pflanzenverfügbarem Wasser, ausgedrückt durch die nutzbare Feldkapazität nFK) und eines Faktors **W** bezüglich der Sickerwassermenge (Grundwasserneubildungsrate oder klimatische Wasserbilanz):

$$S_1 = B \cdot W$$

S_2 ist das Produkt aus Mächtigkeit **M** der Deckschicht bis zum GWL und einem Zahlenwert **G** für die Gesteinsart. Dazu addiert werden Zuschläge für artesische Druckverhältnisse **D** und für schwebende Grundwasserstockwerke **Q**:

$$S_2 = M \cdot G + D + Q$$

Im Falle mehrerer überdeckender Schichten werden die Einzelmächtigkeiten M_x mit den jeweiligen Gesteinswerten G_x multipliziert und die Summe dieser Produkte gebildet:

$$S_2 = M_1G_1 + M_2G_2 \dots + D + Q$$

Mit der für S_g errechneten Punktezahl ist dann mit Hilfe einer Tabelle die Zuordnung von 5 Wertungen zur Gesamtschutzfunktion der Grundwasserüberdeckung möglich, von „sehr gering“, über „gering“, „mittel“, „hoch“ bis „sehr hoch“.

3.3.2 Geschütztheit der Grundwasserleiter im Parthegebiet

Im Rahmen der Grundwasserdargebotsprognose für den Regierungsbezirk (RB) Leipzig (HGN, 1996) wurde auch die Grundwassergeschütztheit beurteilt. Dabei kam das Verfahren nach TGL 34 334 zur Anwendung. Es wurde jedoch, aufgrund ungenügender Datenlage zur Mächtigkeit der stauenden Deckschichten im RB Leipzig, modifiziert. Für das Partheinzugsgebiet selbst hätten zu diesem Zeitpunkt bereits genug Daten vorgelegen, um nach TGL 34 334 oder sogar nach dem HÖLTING - Konzept zu bewerten. Die vereinfachte Methode, die im Rahmen der GW-Dargebotsprognose angewendet wurde, verschneidet den Grundwasserflurabstand vom Herbst 1994 (Einteilung in 5 Tiefenintervalle) ausgehend von gemittelten Rasterwerten (250 m – Raster) mit der Karte der Hangendstauerbedeckungen (5 lithologische Gruppen, klassifiziert in Anlehnung an die Karte der Grundwassergefährdung der HK 50). Die Überlappung erhält je nach Flurabstand und Typ der Bedeckung eine GW-Geschütztheitsklasse von 1 – 5 zugeordnet. Durch den unterschiedlichen Typ der Ausgangskarten („analoge“ Karte der Hangendstauerbedeckung mit ovalen, abgerundeten Flächen und „digitale“, diskretisierte 250m-Rasterkarte des GW-Flurabstands mit quadratischen Flächen) entsteht bei der Verschneidung ein etwas verwirrendes Bild, mit Flächen die sowohl durch quadratische Rasterformen als auch von ovalen, fließenden Formen begrenzt werden.

In der nach dieser Methodik erzeugten Karte (**Anlage 1**) ist als sehr gering geschütztes Areal vor allem das südliche Partheinzugsgebiet im Raum Großbardau bis Grethen zu erkennen. Dort liegen auch die geringsten Mächtigkeiten der bindigen Deckschichten vor. Stromabwärts von Grethen taucht die GW-Geschütztheitsklasse 5 (5 = sehr ungünstig) nur im flussnahen Bereich der Parthe bis etwa Albrechtshain auf. Stromabwärts in Richtung Leipzig verbessert sich die GW-Geschütztheit der pleistozänen Grundwasserleiter deutlich. Es wird davon ausgegangen, dass die Geschiebemergelplatten der Saale-Eiszeit und z. T. auch der Elster-Geschiebemergel der Grundmoränen eine Schutzfunktion ausüben.

3.4 Grundwasserbeschaffenheit

3.4.1 Datenlage

Derzeit sind im Parthegebiet 48 Grundwassermessstellen (teils im Grundmessnetz Beschaffenheit und im Sondermessnetz Parthe des Freistaates Sachsen, sowie im Messnetz der Kommunalen Wasserwerke Leipzig (KWWL) verfügbar. Davon werden allein 26 Messstellen von den KWWL beprobt, 14 Messstellen befinden sich sowohl in Messnetzen des Freistaates und der KWWL und 8 Messstellen ausschließlich in Messnetzen des Freistaates. Ein Großteil der Messstellen konzentriert sich auf eine wenige Quadratkilometer große Fläche innerhalb der Trinkwasserschutzzone III der Wasserwerke Naunhof. Eine regelmäßige Beprobung findet seit 1996 drei- bis viermal pro Jahr durch die KWWL und zweimal pro Jahr durch die Staatliche Umweltbetriebgesellschaft (UBG) an den Messstellen des Freistaates statt. Problematisch hierbei ist die teilweise unterschiedliche Durchführung der Grundwasserprobennahme (Einhängtiefe Pumpe, Abpumpvolumina, Protokollierung) durch die Betreiber. Die Proben werden in verschiedenen Laboren analysiert, wobei das Parameterspektrum variiert.

Das Gros der Messstellen (40) ist (ausgerichtet auf die Bedürfnisse der WW Naunhof) im Haupt-GWL 1.5 mit relativ großen Filterlängen ausgebaut. Weitere zwei Messstellen repräsentieren den GWL 1.6 (hydraulisch mit GWL 1.5 verbunden) und eine Messstelle den GWL 1.4. Nur fünf Messstellen befinden sich in tertiären GWL'n, wobei an zwei Messstellen hydraulische Verbindungen zum hangenden quartären Hauptgrundwasserleiter bestehen.

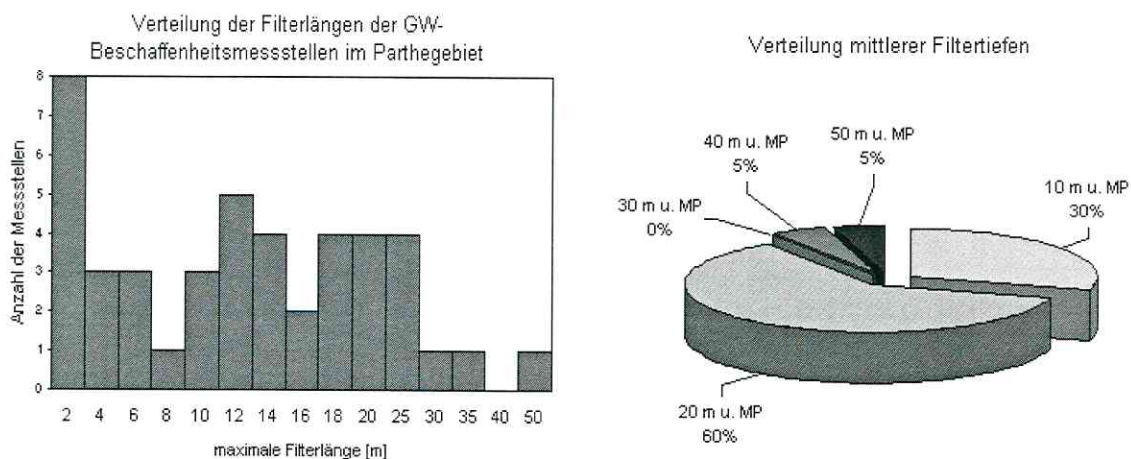


Abb. 12: Filterlängen und Filtertiefen der GW-Beschaffenheitsmessstellen im Parthegebiet

Die voll verfilterten Messstellen erlauben keine tiefendifferenzierten Aussagen zur Grundwasserbeschaffenheit. Sie liefern eine integrale Probe des Grundwassers im unmittelbaren Umfeld der Messstelle über die verfilterte Länge. Dabei kann durch vertikale Inhomogenitäten des Grundwasserleiters der Wasserzustrom mit der Tiefe variieren. Weiterhin ist durch den vertikalen hydraulischen Kurzschluss, verursacht durch den Einbau großer Filterlängen mit einer Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit im Abstrom der Grundwassermessstelle infolge vertikaler Durchmischung zu rechnen. Hierzu genügen sehr kleine vertikale hydraulische Gradienten, da der Fließwiderstand im Filterrohr gegen Null geht und in der Filterkiesschüttung im Vergleich zur vertikalen hydraulischen Leitfähigkeit des Grundwasserleiters sehr gering ist (DEHNERT et al. 2001). Zur Veranschaulichung des Messstellenausbaus sind die Filterlängen und die Lage der Filterunterkante (mittlere Filtertiefen) in der **Abb. 12** dargestellt.

Weitere Quellen für Grundwasserbeschaffenhkeitsdaten sind Untersuchungen im Auftrag der Kiesgrubenbetreiber, Analysen der Wasserqualität von Hauswasseranlagen durch Hygieneinstitute/Gesundheitsämter, Grundwasseranalysen der LMBV im Einflussbereich der Braunkohletagebaue sowie Sonderuntersuchungen und Forschungsprojekte (zur Auswertung s. in Kapitel 3.4.2.3 und in Kapitel 3.4.3.1).

3.4.2 Grundwasserbeschaffenheit in den quartären Grundwasserleitern

3.4.2.1 Auswertung von planmäßig erhobenen Grundwasserbeschaffenhkeitsdaten

Im Rahmen dieser Arbeit konnten Grundwasserbeschaffenhkeitsdaten aus Beprobungen der KWWL (562 Analysen) und der Staatlichen Umweltbetriebsgesellschaft (UBG) (im Auftrag des SLfUG) (177 Analysen) im Zeitraum 1996 – 2000 ausgewertet werden. Aufgrund der unterschiedlichen Probennahme wurden die Datensätze der KWWL und der UBG getrennt betrachtet. Die Messstellen im Grundwasserleiter 1.5 wurden zusammengefasst. Die Messstellen im Tertiär werden getrennt beschrieben.

Ionenbilanzen

Nach Aussortierung der unvollständigen Analysen wurden zur Plausibilitätsprüfung für alle Analysen die Ionenbilanzen (IB) nach den DVWK-Regeln 128/1992 aufgestellt. Die Verteilungen der Ionenbilanzfehler sind in der **Abb. 13** dargestellt.

Mit einer Fehlerschranke von $F_{IB} = \pm 10 \%$ ergibt sich somit, dass 88 % (KWWL) bzw. 65 % (UBG/LfUG) der vollständigen Analysen auswertbar sind. Laut DVWK-Regeln soll für Proben mit einem Lösungsinhalt $> 2 \text{ mmol eq/l}$ die Fehlerschranke $F_{IB} = \pm 2 \%$ betragen. Dann wären nur noch ca. 20 % bzw. 15 % der vollständigen Analysen, d.h. nur ein Bruchteil der Grundwasserproben aus dem Raum Naunhof auswertbar. Daraus ergibt sich die Forderung nach verstärkten Bemühungen bei der Qualitätssicherung. Das betrifft die Probennahme wie auch die Laboranalytik. Zur genauen Bestimmung des Parameters HCO_3^- (m-Wert, $k_{s4,3}$) sollte eine sofortige Bestimmung (Titration) im Feld erfolgen. An die Labore ist die Forderung zu stellen, die Plausibilität der Analysen durch Ionenbilanzen nachzuweisen und größere Fehler zu begründen. Seit 2001 werden diese Anforderungen vom Labor der UBG erfüllt.

Im Weiteren werden alle Analysen mit $-10 \% < F_{IB} < +10 \%$ in die Auswertungen einbezogen. Zum einen wird damit den häufig nicht mit analysierten Wasserinhaltsstoffen (z.B. Fe^{2+}) Rechnung getragen, zum anderen sollte ein gewisser Stichprobenumfang gewährleistet werden. Die Aussagen zu den Hauptinhaltsstoffen und deren Verteilung werden dadurch nicht beeinträchtigt.

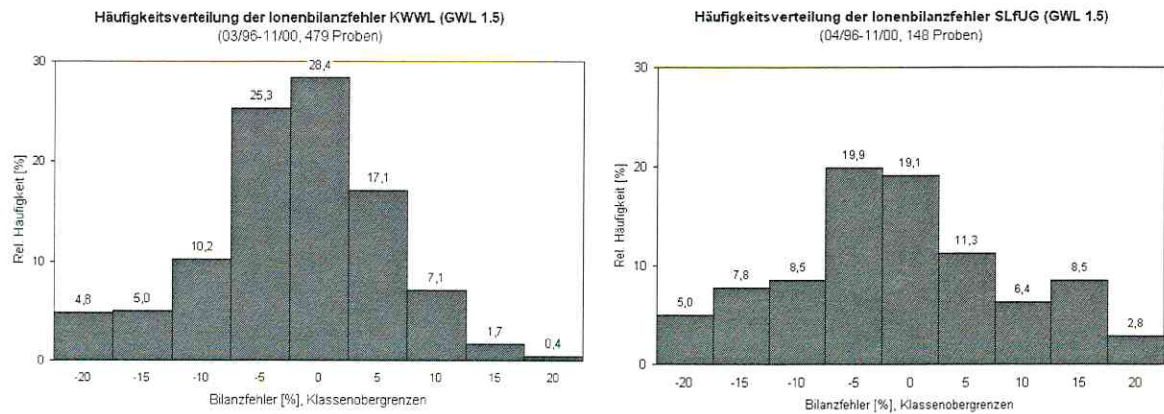


Abb. 13: Verteilung der Ionenbilanzfehler für Analysen der KWWL und der UBG/ LfUG

Übersicht über wichtige Beschaffenheitsparameter (Tab. 3 und Tab. 4)

mit:	Anzahl ...	Anzahl einbezogener Analysen
	Min, Max, Mittel ...	Kleinster Wert, Größter Wert, Arithmetisches Mittel
	Median ...	Mittlerer Wert
	Std.abw. ...	Standardabweichung
	Q0,3% ...	0,3%-Quantil (Mittelwert – 3*Std.abw.)
	Q99,7% ...	99,7%-Quantil (Mittelwert + 3*Std.abw.)

Tab. 3: Statistische Kennwerte für ausgewählte hydrochemische Parameter des Grundwassers im GWL 1.5, Raum Naunhof, Daten: KWWL

Parameter	Einheit	Anzahl	Min	Max	Mittel	Median	Std.abw.	Q0,3%	Q99,7%
AMMONIUM	mg/l	276	<x	3,42	0,14	0,02	0,44	<x	3,21
CALCIUM	mg/l	335	56,8	289	121	108	42,5	58,5	284
CHLORID	mg/l	335	15,5	344	53,3	43	42,9	16	329
DOC	mg/l	328	0,3	8,7	3,0	2,6	1,6	0,3	8,4
EISEN	mg/l	314	<x	77,3	2,63	0,16	7,64	0,01	70,6
GESAMTHÄRTE	mmol/l	159	10,6	49,1	22,5	20,7	6,3	11,1	45,7
KALIUM	mg/l	335	1,8	37,4	9,2	7,7	5,7	2,0	32,3
LEITFÄHIGKEIT	µS/cm	224	533	2619	938	881	240	550	1937
m-WERT	mmol/l	335	<x	4,8	1,2	1,0	0,9	<x	4,1
MAGNESIUM	mg/l	335	8,0	48,1	26,3	25	7,9	8,4	46,1
MANGAN	mg/l	290	<x	1,53	0,21	0,09	0,31	<x	1,45
NATRIUM	mg/l	335	10,2	93	25,7	22,2	12,4	10,9	85
NITRAT	mg/l	335	0,0	194	49,6	37,9	42,4	0,1	177
NITRIT	mg/l	243	<x	1,43	0,046	0,02	0,113	<x	0,827
pH-WERT		335	4,2	7,7	6,1	6,3	0,6	4,4	7,4
SULFAT	mg/l	335	110	610	304	278	97	119	593
Ionenbilanz	%	335	-9,9	9,6	-2,2	-2,8	4,7	-9,9	9,5

mit „x“ als Nachweisgrenze

Tab. 4: Statistische Kennwerte für ausgewählte hydrochemische Parameter des Grundwassers im Grundwasserleiter 1.5, Raum Naunhof, Daten: UBG/LfUG

Parameter	Einheit	Anzahl	Min	Max	Mittel	Median	Std.abw.	Q0,3%	Q99,7%
AMMONIUM	mg/l	62	0,02	2,28	0,19	0,10	0,32	0,02	2,07
CALCIUM	mg/l	78	73	356	132,5	104,5	64,5	73,3	342
CHLORID	mg/l	78	15,9	199	62,5	48	36	17,5	189,5
DOC	mg/l	78	1,2	12,2	4,1	3,8	1,7	1,2	11,5
EISEN	mg/l	50	<x	102	8,8	1,9	19,5	<x	97,8
KALIUM	mg/l	78	1,4	19,8	7,0	6,0	4,4	1,4	19,5
LEITFÄHIGKEIT	µS/cm	78	686	1770	985	890	254	690	1742
m-WERT	mmol/l	78	0,1	5,2	1,0	0,7	1,1	0,1	5,0
MAGNESIUM	mg/l	78	17,4	38,4	25,9	24,8	4,7	17,5	38,4
MANGAN	mg/l	78	<x	1,21	0,33	0,2	0,34	<x	1,2
NATRIUM	mg/l	78	10,6	71,7	24,9	19,9	14	10,9	71,1
NITRAT	mg/l	78	0,5	135	35,8	24,7	34,4	0,5	131,5
NITRIT	mg/l	23	0,004	0,039	0,012	0,007	0,011	0,004	0,039
pH-WERT		78	4,5	8,2	6,0	6,1	0,7	4,5	8,2
SAUERSTOFF	mg/l	71	<x	8,5	1,7	0,4	2,4	<x	8,4
SULFAT	mg/l	78	171	643	330	294	115	172	623
Ionenbilanz	%	78	-9,78	9,49	-2,16	-2,8	4,98	-9,77	9,12

mit „x“ als Nachweisgrenze

Obwohl sehr unterschiedlich ausgebaute Messstellen beprobt wurden, stimmen die Ergebnisse in **Tab. 3** und **Tab. 4** relativ gut überein, sowohl was die Spannbreiten der Analysen betrifft, als auch die Mittel- und Medianwerte.

Grundwassertyp

Nach der Grundwasser-Typisierung von SCUKAREV (1974) in JORDAN und WEDER (1995) handelt es sich bei dem Grundwasser aus dem quartären Haupt-GWL um einen Ca-Mg-SO₄-Typ. Dieser scheint sich auf längeren Fließwegen in einen Ca-Mg-HCO₃-SO₄-Typ zu wandeln, da in den Wasserwerken des nördlichen Partheeeinzugsgebietes HCO₃-Gehalte > 25 meq% gemessen werden. Hierbei kann aber auch das Aufsteigen von anders mineralisiertem Tiefenwasser infolge Druckentlastung (hydrogeologisch bedingt und durch die Wasserförderung forciert) eine Rolle spielen. Auf die Differenzierung der Wasserwerke hinsichtlich ihrer Rohwasserbeschaffenheit wird noch näher eingegangen.

Die zur Verfügung stehenden Daten zur Mineralisation des Grundwassers im Hauptgrundwasserleiter sind getrennt nach Anionen und Kationen in **Anlage 3 und 4** als Kreisdiagramme dargestellt. Daraus können die Anteile der einzelnen Ionen an der Gesamtmineralisation und die relative Gesamtkonzentration (Kreisdurchmesser) abgelesen werden.

pH-Wert und Hydrogencarbonat (m-Wert)

Bei normal mineralisierten Wässern hängt der pH-Wert im Wesentlichen vom Puffersystem im chemischen System Ca-HCO₃-CO₂-H₂O ab, dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht. Über CO₂ ist dieses Puffersystem eng mit mikrobiellen Stoffumsetzungen im Grundwasserleiter gekoppelt (z.B. Nitrifikation und Denitrifikation). Externe Verschiebungen des Gleichgewichtes sind durch atmosphärische und landwirtschaftliche Einträge starker (Mineral-) Säuren möglich. Im Grundwasserbereich sind dies vor allem die Säuren von Sulfat

und Nitrat aber auch die als Säuren wirkenden Metallkationen von Eisen (Fe(III), Fe(II)) und Aluminium. Bei Erschöpfung des Hydrogencarbonatpuffers setzt der Aluminiumpuffer ein, der wiederum durch den Eisenpufferbereich abgelöst wird, verbunden mit sinkendem pH-Wert und einem Anstieg der Al- und Fe-Konzentrationen im Grundwasser (IBGW 1997). Der Median des pH-Wertes liegt bei etwas über 6, der des m-Wertes bei knapp 1 mmol/l. Das Grundwasser des GWL 1.5 im Raum Naunhof ist demnach nur schwach gepuffert und anfällig gegenüber Säureeinträgen.

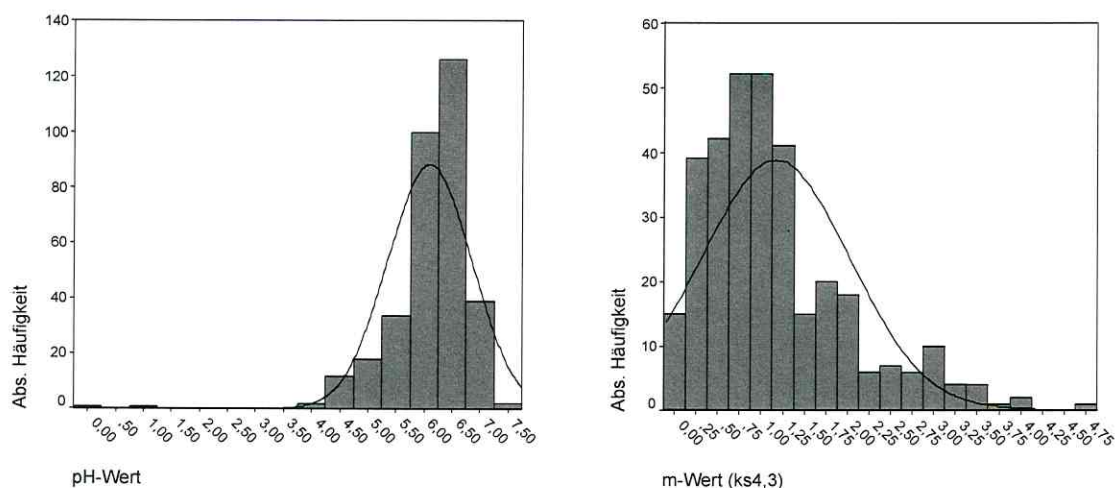


Abb. 14: Häufigkeitsverteilung der pH-Werte und m-Werte (1996-2000) im GWL 1.5, Raum Naunhof

Sulfat

Die hohen gebietstypischen Sulfatkonzentrationen (s. Häufigkeitsverteilung in **Abb. 15**) wurden und werden durch einen Wirkungskomplex geogener und anthropogener Ursachen hervorgerufen. Zu den geogenen Ursachen sind hydraulische Kommunikation zwischen sulfathaltigen tertiären Grundwasserleitern und den quartären Grundwasserleitern sowie sulfathaltige Sickerwässer aus den lehmig-mergeligen Grundwasserleiterdeckschichten zu nennen. Zu den anthropogenen Ursachen zählen Denitrifikation, hervorgerufen durch den als Nitrat ins Grundwasser verlagerten Stickstoffüberschuss der land- und forstwirtschaftlichen Flächen, und die atmosphärische Deposition. In Hauptwindrichtung befanden sich bis Mitte der 90er Jahre starke Schwefeldioxid-Emittenten (Braunkohlekraftwerke, lange Zeit ohne Rauchgasentschwefelung). Die Hausfeuerungen der Großstadt Leipzig haben sicherlich zur Verstärkung der Emission beigetragen. Im Zuge der Schließung der meisten Kohlekraftwerke, des Einsatzes von Rauchgasentschwefelungsanlagen und des starken Rückgangs der Kohlefeuerung in den Haushalten ist mit einer Entspannung der Eintragssituation zu rechnen. Seit 1988 hat sich die SO_4 -S-Deposition auf dem Gebiet der neuen Bundesländer um 80% reduziert. Nach Schließung der Kraftwerke im Leipziger Südraum ist in Brandis ein Rückgang der SO_4 -S-Deposition von 80 mg/l im Niederschlagswasser auf ein Niveau von 20 mg/l zu verzeichnen (SEEGER ET AL. 2001). Die bei den Grundwasserbeprobungen 1996 – 2000 beobachtete Abnahme der mittleren Sulfatkonzentration könnte die verminderte Deposition bestätigen (**Abb. 15**). Die Landwirtschaft trägt nur wenig zur Belastung mit Sulfaten bei.

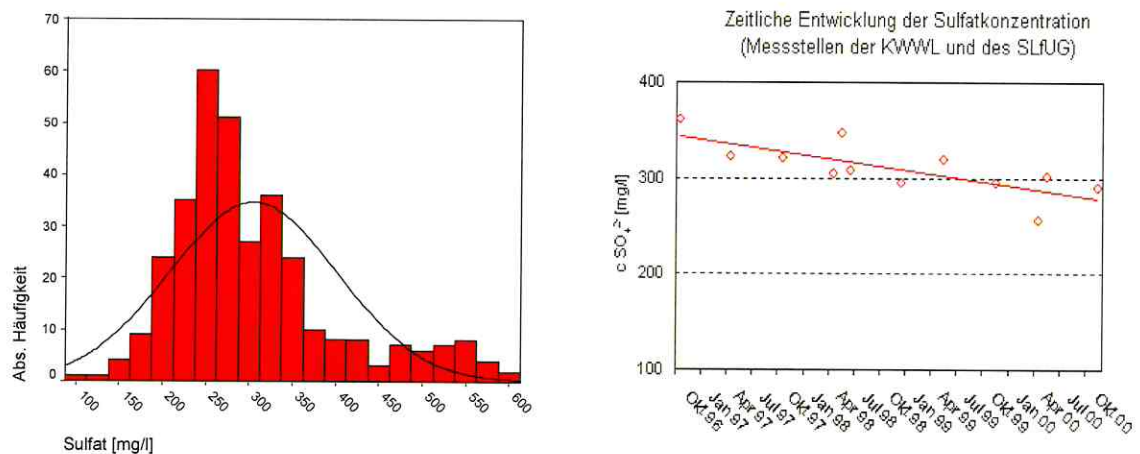


Abb. 15: Verteilung und Trendentwicklung der Sulfatkonzentration im Raum Naunhof

Die Sulfatkonzentrationen des austretenden Sickerwassers der kontrolliert bewirtschafteten Lysimeter der Lysimeterstation Brandis entsprechen in etwa den im Grundwasser des Gebietes gemessenen und zeigen ebenfalls rückläufige Tendenzen (**Abb. 16**). Sofern sich also steigende Sulfatgehalte im Grundwasser zeigen, sind sie auf Einträge vergangener Jahre zurückzuführen oder sind im Ergebnis geochemischer Reaktionen entstanden.

Die generell noch hohen Sulfatkonzentrationen erschweren die Identifikation der in sulfidhaltigen Grundwasserleitern möglichen lithotropen Denitrifikation (vgl. Kapitel 3.5.1.3). Auch durch die Belüftung des Grundwasserleiters infolge natürlicher und künstlicher Grundwasserspiegelschwankungen (Wasserwerke, Tagebaue) kann Sulfat aus den Sulfiden gebildet werden. Andererseits ist eine Abnahme der Sulfatkonzentration nur durch Verdünnung oder Sulfatreduktion unter anaeroben Bedingungen und bei Verfügbarkeit organischen Kohlenstoffs möglich.

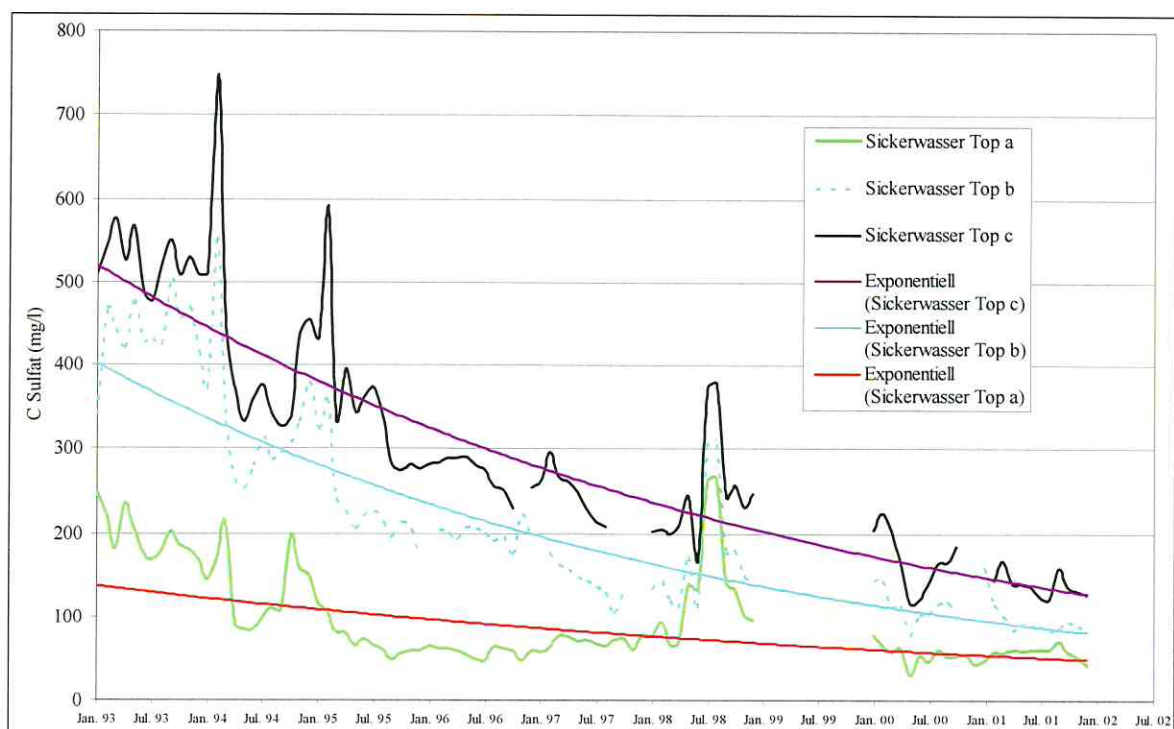


Abb. 16: Sulfatkonzentration im Sickerwasser typischer Böden Lysimeterstation Brandis (Top a: Sandlöß über Sand, Top b: Sandlöß über lehmigen Sand, Top c: Sandlöß über Geschiebelehm)

Stickstoff (N)

Das Nitrat ist die Stickstoffspezies, die auf Grund ihrer Mobilität (Löslichkeit, Adsorptionseigenschaften) mit dem Sickerwasser aus der ungesättigten Zone in das Grundwasser transportiert wird. Der Eintrag von Stickstoff in die Bodenzone erfolgt über atmosphärische Deposition, N-Düngung und die Fixierung von Luftstickstoff durch die Pflanzen. Ausschlaggebend für die Höhe des Nitrataustrages aus der Wurzelzone und damit für die potentielle Größe „Nitratanlieferung an das Grundwasser“ sind u. a. die Faktoren Bodentyp (Versickerungstyp), Klima (Niederschlag, Potentielle Verdunstung), Flächennutzung (Wald, Landwirtschaft) und Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Menge und Zeitpunkt der Düngung). Auf den Stickstoffumsatz in der ungesättigten und gesättigten Zone wird im Kapitel 3.5 näher eingegangen. Quantitative Aussagen folgen unter 3.6. Die Nitratkonzentration im Grundwasser zeigt sich im Raum Naunhof mit einer großen räumlichen Variabilität von „unter Nachweisgrenze“ bis knapp 200 mg/l (**Abb. 17**).

Der Medianwert (24,7 bzw. 37,9 mg/l, **Tab. 3** und **Tab. 4**) liegt unter dem Grenzwert von 50 mg/l lt. Trinkwasserschutzverordnung. Die Ursachen für die räumliche Variabilität sind in den

- stark flächendifferenzierten Stickstoffeinträgen (Flächennutzung),
- unterschiedlichen Sickerwassermengen in Abhängigkeit von Flächennutzung, Bodenart, präferentiellen Fließwegen und Klima,
- räumlich sehr heterogen verteilten Abbaupotentialen (Verfügbarkeit von C_{org} oder reduzierten Schwefelverbindungen) und
- räumlich sehr heterogen verteilten Abbaubedingungen (Wasserstand, O_2 -Gehalt, Temperatur, Fließgeschwindigkeit)

zu suchen.

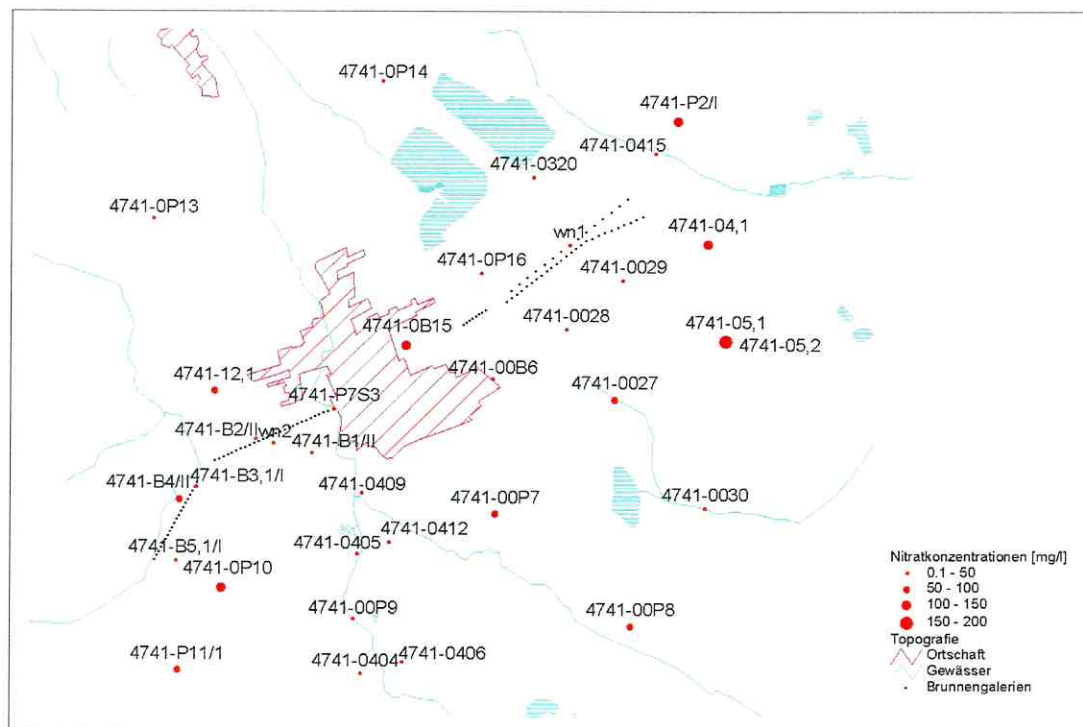


Abb. 17: Räumliche Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser (Raum Naunhof)

Zum anderen sind die Grundwasserproben aufgrund ihrer unterschiedlichen und nicht immer genau definierten Entnahmetiefen schwer vergleichbar. Ein zeitlicher Trend ist seit dem Beginn der planmäßigen Grundwasserbeprobung 1996 nicht zu erkennen. Das deutet auf weiterhin hohe Einträge und/oder einen großen Stickstoffpool in der ungesättigten Bodenzone hin.

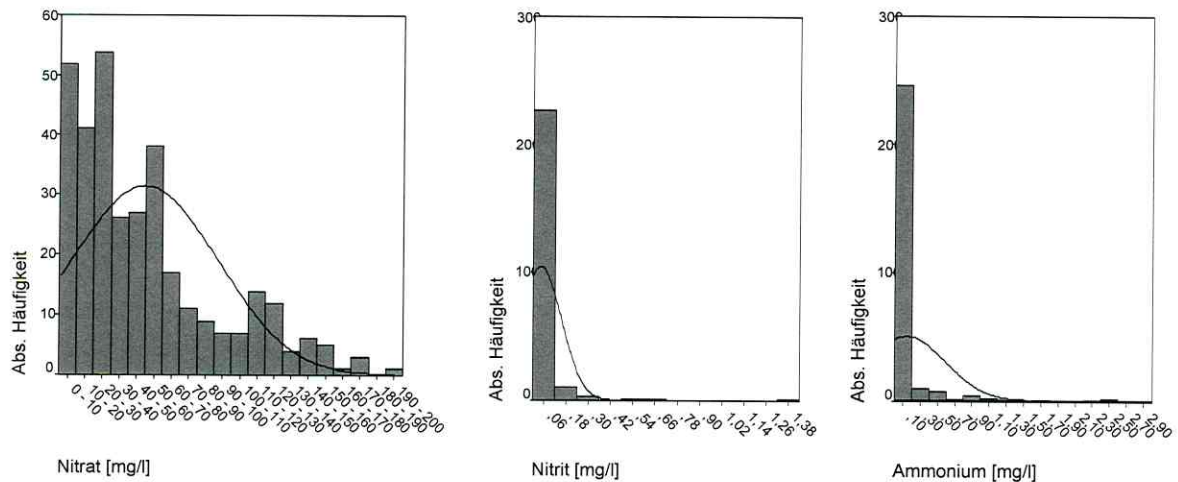


Abb. 18: Häufigkeitsverteilungen der Stickstoffspezies im Grundwasser des GWL 1.5

Aus den Analysenwerten einzelner Messstellen kann auf lithotrophe Denitrifikation geschlossen werden (relativ geringe NO_3^- -Konzentrationen, hohe SO_4^{2-} -Konzentrationen, kleine m- und pH-Werte), so an den Messstellen 12,1, 0412, 00B6, 0P14, 0P16 und 0406, wobei an den drei letztgenannten Messstellen der vertikale Nitratreintrag relativ gering sein dürfte (Landnutzung Wald).

Erhöhte Nitrit- oder Ammoniumwerte treten nur vereinzelt auf. Sie liefern einen Hinweis auf Einträge fäkal belasteten Wassers. Beispiele hierfür sind die GW-Messstellen am Parthepegel Naunhof und die GW-Messstelle 4741-0409 am Gladegraben mit mittleren NO_2^- -Konzentrationen von 0,2 mg/l bzw. mit NH_4^+ -Konzentrationen von 2,1 mg/l.

3.4.2.2 Rohwasseranalysen der Wasserwerke

Im Einzugsgebiet der Parthe existieren 20 Wasserwerke, von denen noch wenige in Betrieb sind. Nur ein Wasserwerk fördert aus einem tertiären Grundwasserleiter (Grundwasserleiter 2.4, Thierbacher Schichten). Alle anderen Förderbrunnen sind in den pleistozänen Muldeschottern ausgebaut. Die Wasserwerke erfassen mit ihrem Betrieb ein großes Grundwasservolumen. Dabei strömt ihnen über hydraulische Verbindungen auch Wasser aus anderen (tertiären) Grundwasserleitern zu (CLAUSNITZER 1971). Die Wasserwerke Grimma und Naunhof im südlichen Untersuchungsgebiet profitieren quantitativ vom Uferfiltrat der Parthe. Qualitativ ist das Uferfiltrat aufgrund der Belastung der Parthe durch diffuse und punktuelle Quellen als bedenklich einzustufen und trägt wahrscheinlich zur Nitratbelastung des Rohwassers bei.

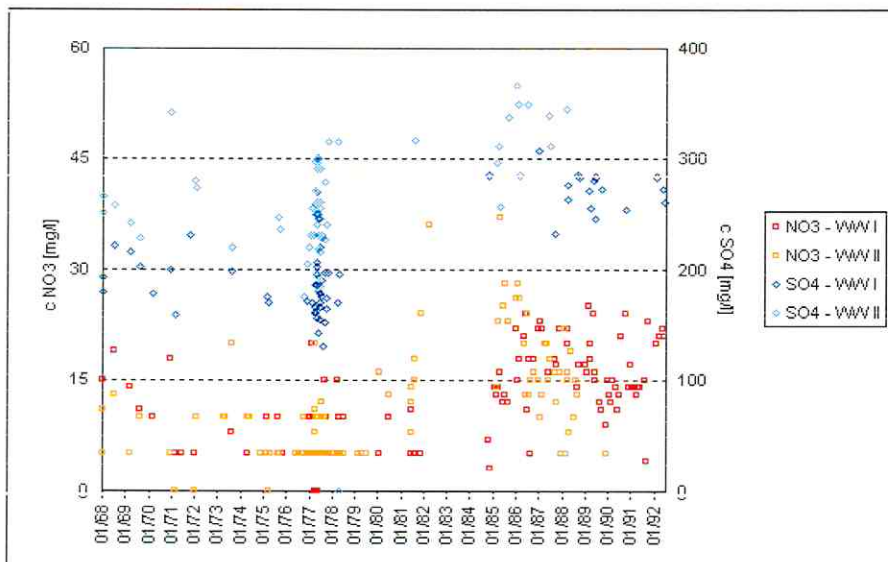


Abb. 19: Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Rohwasser der Wasserwerke Naunhof I und II

Die Rohwasserbeschaffenheit resultiert daher nicht nur aus den Stoffeinträgen und der hydrologischen Situation (z. B. Hoch- oder Niedrigwasser), sondern auch aus der hydraulischen Belastung der Grundwasserleiter (Förderrate) und dem aktuellen Betriebsregime des Wasserwerkes (Anzahl und Lage der an der Förderung beteiligten Brunnen). Die große Variabilität der hydrochemischen Parameter ist anhand der Analysen gut zu erkennen (**Abb. 19**).

Die Rohwasseranalysen der Wasserwerke im Parthegebiet liegen (mit Messlücken) seit den 50iger Jahren vor. Die Lücken betreffen sowohl die zeitliche Kontinuität als auch den Analysenumfang. Eine Verbesserung der Datenerfassung ist ab Mitte der 70iger Jahre zu verzeichnen. Für die 90er Jahre stehen oft nur Minimal-, Maximal- und Jahresmittelwerte der hydrochemischen Parameter zur Verfügung.

Die oft unvollständigen Analysen zwingen zu einer Übernahme der Daten ohne Plausibilitätskontrolle. Dennoch können wichtige Schlüsse hinsichtlich der Grundwasserbeschaffenheit und ihres Trends außerhalb des Naunhofer Raumes gezogen werden. Ein Problem bei der Auswertung der Rohwasseranalysen ist, dass die Durchführung der Probennahmen nicht mehr nachvollziehbar ist. Das betrifft die Fragen, unter welcher Last die Wasserwerke zum Probennahmezeitpunkt gefahren wurden, welche Brunnen aktuell in Betrieb waren und ob es sich um Mischproben mehrerer Galerien handelt.

Hinsichtlich der Rohwasserbeschaffenheit kann man zwei Gruppen von Wasserwerken unterscheiden: die Wasserwerke im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes (Naunhof, Großsteinberg, Grimma) und die Wasserwerke im nördlichen/nordwestlichen Teil (Engelsdorf, Taucha, Panitzsch, Beucha, Borsdorf, Brandis). Die WW der ersten Gruppe fördern Grundwasser mit einem relativ hohen Nitratgehalt. Das WW Großsteinberg wurde aufgrund eines bis auf deutlich über 100 mg/l gestiegenen Nitratgehaltes 1996 außer Betrieb genommen. Die Sulfatgehalte bewegen sich zwischen 150 und 350 mg/l. Die Nitratgehalte des Rohwassers der WW im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes liegen meist deutlich unter 10 mg/l. Die Sulfatgehalte erreichen jedoch bis 500 mg/l (**Abb. 20**, Angaben für den Zeitraum 1992-1997).

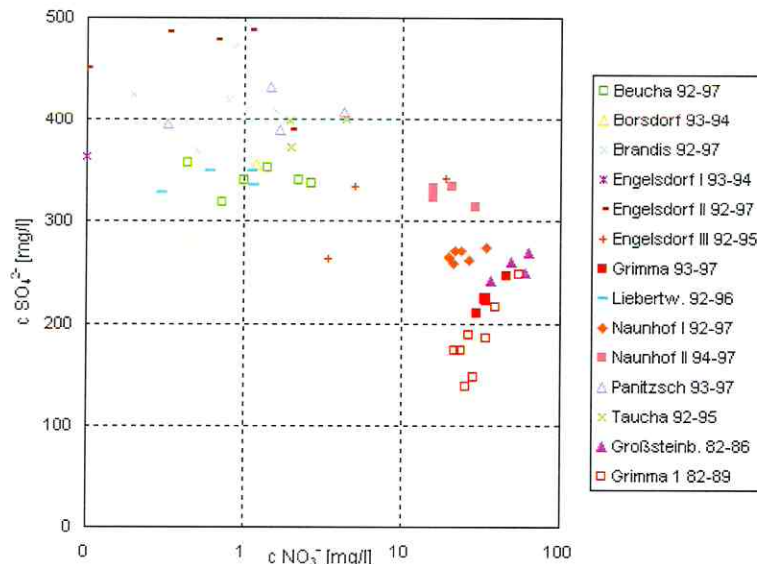


Abb. 20: Nitrat und Sulfat im Rohwasser der Wasserwerke (verfügbare Analysen im Zeitraum 1992-97)

Die Gesamtmineralisation (Sulfat, Chlorid etc.) des Rohwassers hat sich in allen Wasserwerken des Untersuchungsgebietes im Verlauf der letzten Jahrzehnte stark erhöht. Die einzelnen hydrochemischen Parameter haben dabei in den verschiedenen Wasserwerken unterschiedlichen Anteil. In der zeitlichen Entwicklung ist bei den Wasserwerken Grimma, Großsteinberg und Naunhof ein gleichsinniger positiver Trend aller Hauptionen zu erkennen. Die Ursachen für die zunehmende Mineralisierung sind die kontinuierlichen Stoffeinträge (Landwirtschaft, atmosphärische Deposition) und das erhöhte Lösungsvermögen des Niederschlagswassers aufgrund niedriger pH-Werte. Die Nitratkonzentrationen liegen zu Beginn der verfügbaren Zeitreihen bei ca. 10 mg/l (Naunhof ab 1968), 20 mg/l (Grimma ab 1976) und 30 mg/l (Großsteinberg ab 1978), die Sulfatkonzentrationen bei ca. 220 mg/l (Naunhof ab 1968), 170 mg/l (Grimma ab 1982) und 180 mg/l (Großsteinberg ab 1969). Eine verstärkte Konzentrationszunahme ist seit Beginn der 80er Jahre zu verzeichnen. Sie kulminiert in einer Nitratkonzentration von mehr als 100 mg/l (Großsteinberg 1991) und einer Sulfatkonzentration von 350 mg/l (Naunhof II 1988).

Danach setzt eine Stagnation (Nitrat) bzw. Trendumkehr (Sulfat) ein. Die Konzentrationen nehmen aufgrund der verminderten Einträge und der verringerten Belastung des Wasserhaushaltes (Rückgang der Fördermengen) geringfügig ab. Auch bei allen anderen Wasserwerken im Gebiet ist eine Zunahme der Mineralisation festzustellen, die Nitratkonzentrationen bleiben aber weiterhin auf einem sehr niedrigen Niveau. Das Rohwasser des WW Belgershain, welches aus dem tertiären GWL 2.4 (Thierbacher Schichten) fördert, weist die geringste Gesamtmineralisation auf (s. auch **Anlage 3 und 4**).

Das Verhältnis zwischen flächenbezogenen Stickstoffeinträgen und der mit dem Grundwasser geförderten Stickstoffmenge wird im Kapitel 3.6 näher beschrieben.

3.4.2.3 Weitere Daten zur Grundwasserbeschaffenheit

Weitere Daten zur Grundwasserbeschaffenheit in den quartären Grundwasserleitern sind durch die Beprobung von Hauswasseranlagen, Quellen und das Grundwassermonitoring der

Kiestagebaue verfügbar. Da es sich hierbei hauptsächlich um relativ oberflächennahes Grundwasser meist unbedeckter Grundwasserleiter (1.4, 1.5) handelt, sind hohe bis sehr hohe Nitratkonzentrationen festzustellen. In diesen Proben sind gleichzeitig hohe Sulfatkonzentrationen zu beobachten, was auf einen Sulfateintrag aus der ungesättigten Zone schließen lässt. Die **Abb. 21** zeigt die Häufigkeitsverteilungen der Nitrat- und Sulfatkonzentrationen in Proben aus Hauswasseranlagen der Siedlungsgebiete des Raumes Grimma – Naunhof. Die Beprobung und Analyse erfolgte durch das Gesundheitsamt Grimma.

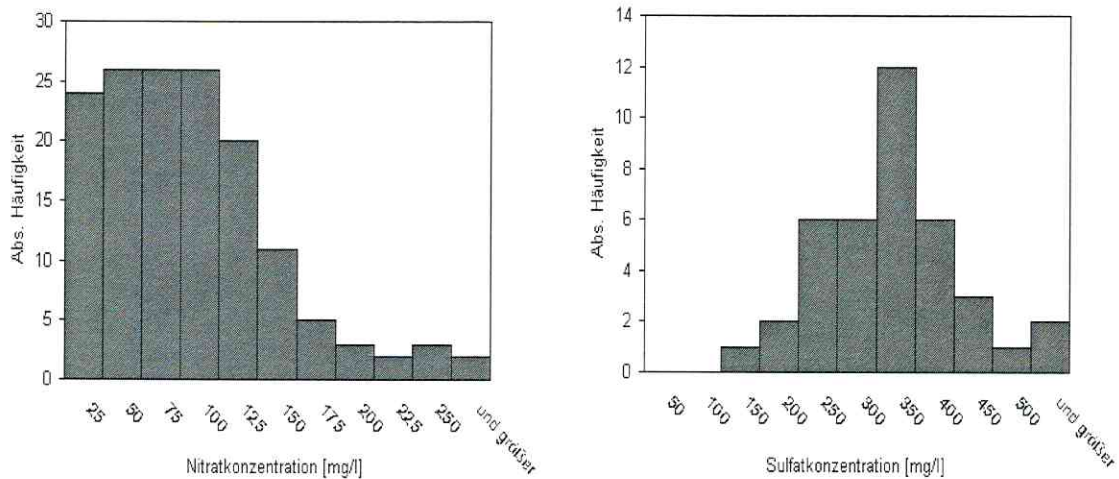


Abb. 21: Häufigkeitsverteilungen der Nitrat- und Sulfatkonzentrationen in Proben aus Hauswasseranlagen

Sehr hohe Nitratkonzentrationen (>100 mg/l) und Sulfatkonzentrationen (>300 mg/l) werden auch durch die Grundwasserbeprobung bei der Kiestagebauerschließung nachgewiesen. Beprobte wird hauptsächlich das Grundwasser der Pomßener Schotter (Grundwasserleiter 1.4, intersaale-kaltzeitliche fluviatile und glazi-fluviatile Sande und Kiese), welche dem Hauptgrundwasserleiter 1.5 südlich von Pomßen aufliegen.

3.4.2.4 Grundwasserprobennahme

Im Rahmen dieser Arbeit wurden im April 2001 zusätzlich zur routinemäßigen Beprobung weitere Grundwasseruntersuchungen durchgeführt. Ziele waren die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit an der Grundwasseroberfläche als Indiz für die Stoffanlieferung mit dem Sickerwasser (Grundwasserneubildung) und die Untersuchung der Tiefenabhängigkeit hydrochemischer Parameter. Damit sollten das hydrochemische Prozessverständnis vertieft und Aussagen zum Stofftransport im Parthegebiet fundiert werden.

1) Tiefenorientierte Grundwasserprobennahme

An drei Standorten wurden jeweils 2 Proben aus unterschiedlichen Teufen gewonnen. Die Beprobung erfolgte an zwei vollständig ausgebauten Grundwassermessstellen (GWMS) mittels Packer-Technologie sowie an einer Messstellengruppe, bestehend aus zwei GWBR. Hinweise zu Lage und Ausbau der GWMS enthält **Tab. 5**. Zum Vergleich wurden den

vollständig verfilterten GWMS vor der Probennahme mit den Packern jeweils zwei Schöpfproben entnommen.

Die hier aufgeführten GWMS sind im Grundwasserleiter 1.5 (frühsaalekaltzeitliche Terrassenschotter der Mulde) in der Naunhofer Rinne ausgebaut. Zur hydrogeologischen Einordnung und zum Ausbau der GWMS liegen detaillierte Unterlagen in der Lysimeterstation Brandis der Staatlichen Umweltbetriebgesellschaft vor. Die Anströmung der Messstellen geht u. a. aus **Anlage 5** (Ergebnisse des Particle Tracking) hervor. Alle in diesem Zusammenhang untersuchten GWMS stehen unter dem Einfluss landwirtschaftlicher Bewirtschaftung.

Die Beprobung der GWMS 4741-0029 (Waldrand Klinga) und 4741-00P8 (Großsteinberg) mit Schöpfer (Entnahmevermögen = 1 l) und Packer-Technologie erfolgte jeweils in den Teufen 6 m und 17 m unter Messpunkt, immer zuerst in der geringeren Teufe. Die GWMS wurden 1992 von den Kommunalen Wasserwerken Leipzig errichtet und befinden sich im Anstrombereich des Wasserwerkes Naunhof I (Ostfassung).

Die Grundwasserprobennahmen erfolgten nach den derzeit gültigen Richtlinien (DVWK-Merkblatt 245/1997 und LfUG 1997) durch die Staatliche Umweltbetriebgesellschaft. Die Schöpfproben wurden im Labor des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle, die abgepumpten Proben im Labor Neusörnewitz der UBG analysiert.

Tab. 5: Beschaffenheit der Schöpfproben aus unterschiedlichen Tiefen

Schöpfpr.	LN	Laboranalyse [mg/l]										
		NO ₃	NO ₂	NH ₄	SO ₄	Cl	PO ₄	Ca	Fe	K	Mg	Mn
0029 6 m	LW/S	5,7	<0,08	0,05	128	70,2	0,48	56,1	0,21	14,3	16,3	<0,02
0029 17 m	LW/S	8,2	<0,08	<0,01	144	77,9	0,24	59,2	1,27	14,5	17,5	0,03
00P8 6 m	LW	120	<0,2	0,2	249	32,6	<0,07	83,1	0,19	6,4	25,0	0,15
00P8 17 m	LW	115	<0,2	0,06	257	37,7	<0,07	107	0,21	8,2	27,8	0,21

LN – Landnutzung, LW – Landwirtschaft, S - Siedlung

Die Schöpfproben zeigen keine signifikante Abhängigkeit der Beschaffenheitsparameter von der Entnahmetiefe (**Tab. 5**), zurückzuführen auf den Messstellenausbau (Begünstigung der vertikalen Durchströmung des Grundwasserleiters) und die Durchmischung innerhalb der Messstelle durch den Schöpfereinsatz.

Auch die mittels Packern an der GWMS 0029 gewonnenen Proben ergaben keine deutlichen vertikalen Konzentrationsgradienten (**Tab. 6**). An der GWMS 00P8 sind dagegen deutliche Konzentrationsunterschiede zwischen den beprobten Teufen zu verzeichnen. Auffallend sind dabei die Nitratkonzentration (137 und 57 mg/l), der pH-Wert (5,4 und 4,7), die Sulfatkonzentration (270 und 316 mg/l) sowie gelöstem Sauerstoff (6,5 und 1,5 mg/l). Die Verteilung dieser hydrochemischen Parameter verweist auf einen Übergang von oxidierenden zu reduzierenden Verhältnissen im Grundwasserleiter und einsetzende Denitrifikation durch Eisensulfid-Oxidation.

Tab. 6: *Analysenergebnisse der mit Packern aus unterschiedlichen Tiefen gewonnenen GW-Proben*

Probe	LN	Feldparameter				Laboranalyse [mg/l]										
		pH	LF	O ₂	T	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	PO ₄ ³⁻	Ca	Fe	K	Mg	Mn
			µS/cm	mg/l	°C											
0029 6 m	LW/S	6,5	867	6,2	7,7	6,2	0,013	<0,04	162	97,1	0,287	72,2	0,04	17,8	19,3	<0,005
0029 17 m	LW/S	6,4	856	6,1	8,3	12,4	0,01	<0,04	178	93,1	0,413	76,1	0,04	17,7	20,4	0,023
00P8 6 m	LW	5,4	837	6,5	8,9	137,0	0,012	<0,04	270	40,9	0,015	121	0,037	4,0	24,8	0,093
00P8 17 m	LW	4,7	838	1,5	9,8	56,6	0,026	<0,04	316	44,9	0,042	107	0,365	6,4	23,7	0,44

Weiterhin wurden zwei unterschiedlich tief ausgebaute GWMS an einem Standort bei Erdmannshain ohne Packer beprobt. Dabei handelt es sich um eine 1963 errichtete 4-Zoll-GWMS mit einer Filterstrecke von 11,65 – 13,65 m unter Geländeoberkante (GWMS 4741-0214a) und ein 1999 errichtetes 2-Zoll-PVC-Rohr mit einer Filterstrecke von ca. 3,5 – 4,5 m unter Geländeoberkante (GWMS 4741-0214b). Beide GWMS befinden sich am abstromigen Rand des Absenkungstrichters des Wasserwerkes Naunhof II (Westfassung) im Grundwasserleiter 1.5. Sie haben einen Abstand von ca. 2 m. Die GWMS 0214a ist stark korrodiert und weist eine Verengung bei ca. 5,40 m u. MP auf. Die GWMS 0214a musste klar gepumpt werden, was ein Abpumpvolumen von ca. 1000 l erforderte.

Die entnommenen Proben weisen eine relativ hohe elektrische Leitfähigkeit und deutliche Unterschiede bei den Nitratkonzentrationen auf, wobei die Nitratkonzentration von 20,5 mg/l in der Messstelle 0214b für einen Ackerstandort allerdings als relativ gering zu bewerten ist (Tab. 7). Der hohe Eisengehalt in 0214a könnte auf das Ausbaumaterial zurückzuführen sein. Die weiteren Analysenergebnisse liegen in ähnlicher Größenordnung und deuten somit nicht auf wesentliche Stoffumsätze in vertikaler Richtung hin. Proben vom Mai 1999 für 0214a und vom November 1999 für 0214b zeigen ein ähnliches hydrochemisches Milieu mit Nitratkonzentrationen von 18,7 und 16 mg/l, d.h. ähnliche NO₃⁻-Konzentrationen wie im April 2001.

Tab. 7: *Analysenergebnisse der GW-Proben aus den GWMS 4741-0214a und -0214b*

GWMS	LN	Feldparameter				Laboranalyse [mg/l]										
		pH	LF	O ₂	T	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	PO ₄ ³⁻	Ca	Fe	K	Mg	Mn
			µS/cm	mg/l	°C											
4741-0214b	LW	7,1	1068	1,1	8,3	20,5	<0,2	0,01	412	54,8	<0,07	132	0,07	5,7	21,4	0,21
4741-0214a	LW	6,5	1164	0,8	9,8	<1	<0,2	0,09	444	54,0	0,08	214	14,8	5,7	20,8	0,90

2) Grundwasser-Probennahme an der Grundwasseroberfläche

Für dieses Vorhaben wurden sieben Geländepunkte mit unterschiedlichen Grundwasserleiterüberdeckungen und Landnutzungsformen ausgewählt. An jedem dieser Punkte wurde eine Rammkernsondierung und Gesteinsansprache zur Klärung der hydrogeologischen Verhältnisse bis in den wassergesättigten Bereich (max. 7 m unter Geländeoberkante) durchgeführt. Daraufhin erfolgte das Abteufen der Bohrung mit einer Hohlbohrschnecke (d = 180 mm) bis in den wassergesättigten Bereich. Nach dem Ziehen der Bohrkrone konnte ein 2-Zoll-Messstelle, bestehend aus einem Filterrohr (L = 1 m) und einer der Teufe entsprechenden Anzahl von Vollrohren, gesetzt werden. Die Hohlbohrschnecke wurde nun gezogen. Die entstandene Messstelle konnte bei ausreichendem Wasserzufluss mit konventioneller

Probennahmetechnik (GRUNDFOS MP1) klar gepumpt und nach Erreichen der Konstanz der Leitparameter (Elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, O₂-Gehalt, Temperatur) beprobt werden. Nach der Probennahme wurde das Pegelrohr gezogen, das Bohrloch verfüllt und mit dem Bau der nächsten Messstelle begonnen.

Die Methode der Entnahme von oberflächennahem Grundwasser mittels temporärer Grundwassermessstellen eignet sich nicht für Feinsand und feinklastischere Sedimente. Der Wasserzustrom zur Messstelle ist zu gering, um sinnvolle Abpumpvolumina zu erreichen. Die mögliche Vergrößerung des hydraulischen Gradienten und der durchströmten Filteroberfläche durch weiteres Abteufen der Messstelle in den Grundwasserkörper widerspräche der Zielstellung, möglichst grundwasseroberflächennahes Grundwasser zu entnehmen.

Das Erreichen der Grundwasseroberfläche bei größeren als den hier angetroffenen Flurabständen (s. **Tab. 8**) ist technisch möglich, der Arbeitsaufwand wächst dabei aber erheblich (Vorsondieren der Grundwasseroberfläche, wiederholter Gestängeein- und -ausbau beim Abteufen der Bohrung).

Tab. 8: Hydrogeologische Einordnung der Probennahmepunkte

Punkt	Geländehöhe [m ü. NN]	Filter [m u. GOK]	Wasserstand [m u. GOK]	Überdeckung/ Sediment in Entnahmetiefe
1a	133,0	3,3-4,3	2,7	fS-gS / S, G
2	132,5	4,3-5,3	3,7	S, G / S, G
4	133,5	4,2-5,2	3,8	fS-mS, G (teilw. verbacken) / S, G
8	129,5	2,4-3,4	1,5	Su (AuL), mS / S, G
9	134,0	3,5-4,5	3,4	Us, S, G / S, G

Mit der oben beschriebenen Technik konnten nur an fünf der sieben ausgewählten Punkte Proben gewonnen werden und zwar im Grobsand oder in grobklastischeren Sedimenten. An den beiden anderen Punkten mit feinklastischeren Sedimenten war der Wasserzufluss zu gering. Zwei der beprobten Punkte repräsentieren die Landnutzung Wald und drei die Landnutzung Landwirtschaft/Acker (**Tab. 9**). Die hydrogeologische Einordnung, die Wasserspiegellagen im Probennahmezeitraum und Entnahmetiefen sind in **Tab. 8** dokumentiert. Die Proben an den Waldstandorten weisen verhältnismäßig hohe Nitratkonzentrationen von 19 bzw. 48 mg/l sowie die höchsten gemessenen Sulfatkonzentrationen auf.

Tab. 9: Hydrochemische Parameter der oberflächennahen GW-Proben (in Klammern: Vergleichswerte benachbarter Grundwasserbeschaffungsmessstellen)

Punkt	LN	Feldparameter				Laboranalyse [mg/l]							
		pH	LF	O ₂	T	NO ₃ -	NO ₂ -	NH ₄	SO ₄	Cl	Ca	K	Mg
1a	W	6,1	774	2,0	8,4	19,0	<0,2	0,01	271	39,5	107	11,7	22,2
2 (0028)	W	7,0	872	2,3	8,6	48,3 (24)	<0,2	0,46	253 (308)	62,9 (42)	97 (91)	4,6	31,0
4 (0029)	LW	5,0	806	1,7	8,5	101 (47)	<0,2	0,01	252 (215)	32,7 (60)	75 (83)	9,6	22,3
8 (0P13)	LW	6,5	682	0,5	7,9	43 (3)	0,45	0,09	126 (518)	26,4 (41)	109 (201)	9,1	20,9
9 (00P7)	LW	4,8	652	7,5	8,6	149 (77)	<0,2	0,05	160 (283)	14,0 (27)	97 (104)	4,4	14,8
Mittelwert		5,9	757	2,8	8,4	72,2	0,17	0,12	212,4	35,1	97,2	7,9	22,2
Standardabw.		0,9	81	2,4	0,3	47,1	0,14	0,17	58,1	16,2	12,2	2,9	5,2

W- Wald, LW - Landwirtschaft

Trotz der Ähnlichkeit der Standorte zeigen die Wasserproben aus den Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen (GWMS) 4741-0P13 (Erdmannshain) und 4741-00P7 (Gladegraben Sportplatz) deutlich unterschiedliche hydrochemische Charakteristika. Während 00P7 eine hohe Nitrat- und eine geringe Sulfatkonzentration aufweist, ist bei 0P13 eine sehr niedrige Nitrat- und relativ hohe Sulfatkonzentration zu verzeichnen. Die oberflächennahen Grundwasserproben in der Nähe dieser GWMS zeigen bei Nitrat analog die höhere oder niedrigere Konzentration. Bei Sulfat lässt sich kein signifikanter Zusammenhang erkennen. Die geringen Nitratkonzentrationen in der GWMS 0P13, wie auch in der entnommenen oberflächennahen Probe, könnten aus dem vergleichsweise geringen Grundwasserflurabstand resultieren, aufgrund dessen in geringerer Bodentiefe mit reduzierten Bedingungen zu rechnen ist. Hinweise darauf liefert die geringe Sauerstoffkonzentration. Bei einer guten Versorgung mit organischem Kohlenstoff als Elektronendonator sind die Voraussetzungen für eine organotrophe Denitrifikation gegeben.

Die Probennahme mit temporären Pegeln ist in der hier praktizierten Form mit einem erheblichen Arbeitszeit-, Material- und finanziellen Aufwand verbunden. In geeignetem Sediment erhält man jedoch problemlos Grundwasserproben und damit konkrete Hinweise auf die Beschaffenheit des neu gebildeten Grundwassers. Die generelle Heterogenität der Stoffeintrags- und Umsatzprozesse und die dazu vergleichsweise sehr geringe Anzahl von Untersuchungsstandorten, erlaubt aber noch keine Hochrechnung der Analysenergebnisse auf die Fläche.

3.4.3 Grundwasserbeschaffenheit in den tertiären Grundwasserleitern

3.4.3.1 Daten aus dem Gemeinschaftsvorhaben der geologischen Dienste

Die verfügbare Datenbank aus dem Gemeinschaftsvorhaben der geologischen Dienste (GBL) beinhaltet Grundwasserbeschaffenheitsdaten aus dem Weißelsterbecken (HÜBSCHMANN 1998). Die meisten beprobten Grundwassermessstellen liegen damit außerhalb des unterirdischen Einzugsgebietes der Parthe im Einflussbereich der Sumpfungsmaßnahmen der Braunkohlentagebaue Espenhain und Witznitz.

Nach Auswertung der für das Tertiär des Untersuchungsgebietes gewonnenen Daten aus dem GBL-Vorhaben fällt die große Variabilität aller hydrochemischen Parameter auf (s. **Tab. 10**), woran sich auch nach Zuordnung der hydrochemischen Analysen zu repräsentativen Grundwasserleiterkomplexen (GWLK) (HÜBSCHMANN 1998) nichts änderte. Dies liefert Hinweise auf eine große räumliche und teilweise auch zeitliche Heterogenität der Grundwasserbeschaffenheit im Tertiär. Um eine Übertragung einzelner Beschaffenheitsmerkmale auf Grundwasserleiterkomplexe, einzelne Grundwasserleiter großer räumlicher Ausdehnung oder auf die im Modell PART definierten Modellgrundwasserleiter vornehmen zu können, war die Anzahl der verfügbaren Analysen jedoch zu gering.

Prinzipiell ist das Grundwasser der tertiären Grundwasserleiterkomplexe besser gepuffert als das Grundwasser aus dem Hauptgrundwasserleiter 1.5 (Alkalinität > 3 mmol/l, pH > 7) und weist im Mittel geringere NO₃-Konzentrationen auf.

Vom Hangenden zum Liegenden (GWLK2 bis GWLK4) lassen sich folgende Aussagen treffen: Die Gesamtmineralisation (hauptsächlich Ca, Mg, SO₄, Fe) nimmt ab, und damit auch die elektrische Leitfähigkeit. Die Natriumkonzentration nimmt zu, die Nitratkonzentration ist im Mittel in den Grundwasserleiterkomplexen gleich (**Tab. 10**).

Tab. 10: *Hydrochemische Parameter der tertiären Grundwasserleiterkomplexe (GWLK)*

Parameter	Einheit	GWLK 2				GWLK 3				GWLK 4			
		Anzahl	Min	Mittel	Max	Anzahl	Min	Mittel	Max	Anzahl	Min	Mittel	Max
AMMONIUM	mg/l	79	0,0	0,61	8,4	20	0,00	0,46	3,0	22	0,0	0,24	1,1
CALCIUM	mg/l	134	5,8	144	525	34	3,80	119	300	35	7,0	93,3	332
CHLORID	mg/l	150	2,8	43,9	244	37	6,60	47,6	142	36	2,7	55,5	546
DOC	mg/l	8	2,2	4,5	8,5	2	2,00	3,2	4,3				
EISEN GEL.	mg/l	31	0,1	38,4	808	14	0,15	12,6	80,1	7	0,25	3,3	7,3
ELEKTR. LF	µS/cm	71	192	868	5150	19	200	776	2080	24	200	685	1520
KALIUM	mg/l	107	0,6	5,5	40,0	30	0,00	6,7	29,5	32	1,3	4,8	26
MAGNESIUM	mg/l	130	0,8	28,6	326	34	1,50	22	81	35	0,4	14,2	38
MANGAN	mg/l	142	0,0	1,02	23	38	0,00	0,74	9,9	36	0,0	0,65	9,0
m-WERT	mmol/l	80	0,0	3,45	8,6	10	0,70	3,12	5,9	10	0,3	3,91	18
NATRIUM	mg/l	107	3,0	32,5	255	30	0,00	40,2	202	32	3,8	59,5	681
NITRAT	mg/l	134	0,0	3,9	94	38	0,00	1,5	15,5	36	0,0	3,2	41,9
NITRIT	mg/l	125	0,0	0,13	3,8	38	0,00	0,32	6,4	36	0,0	0,05	0,3
PH-WERT		153	1,1	7,0	10,2	38	6,00	7,4	9,8	36	6,3	7,2	8,6
SULFAT	mg/l	147	2,2	386	4170	36	0,63	274	996	36	0,3	198	771

3.4.3.2 Beprobung von Doppelmessstellen

Im Parthegebiet existieren nur wenige Mehrfachmessstellen, an denen eine Beobachtung der Grundwasserbeschaffenheit mehrerer an einem Standort existenter Grundwasserleiter möglich ist. Von aushaltenden Grundwasserstockwerken und einer großräumig durch Grundwassergeringleiter (Aquitarden) differenzierten Grundwasserbeschaffenheit kann im Parthegebiet aufgrund der komplexen Untergrundstruktur nicht gesprochen werden. Genetisch und lithologisch unterschiedliche Grundwasserleiter lagern oft direkt übereinander, trennende Aquitarden weisen hydraulische Fenster auf, so dass der direkte Wasseraustausch zwischen den Grundwasserleitern horizontal wie auch vertikal möglich ist.

In der **Tab. 11** sind die sechs vorhandenen Doppelmessstellen mit Angabe der Filterbereiche, der erfassten Grundwasserleiter und der im Zeitraum 1996-2000 gemessenen Nitratkonzentrationen aufgeführt. Es deutet sich bei fünf Messstellen mehr oder weniger deutlich eine geringere Nitratkonzentration in den tertiären Grundwasserleitern gegenüber dem hangenden quartären Grundwasserleiter an.

Die Messstelle 4741-05,1/05,2 bildet eine Ausnahme. Sie ist in zwei quartären Grundwasserleitern verfiltert, den spätelsterkaltzeitlichen Schmelzwassersedimenten (1.6) und den frühsaalekaltzeitlichen Muldeschottern (1.5), die eine sehr gute hydraulische Verbindung aufweisen. Die Nitratkonzentrationen sind hier sehr hoch.

Tab. 11: Nitratkonzentrationen an Messstellenbündeln im Parthegebiet (Werte in Klammern: Minimal-, Maximal- bzw. Mittelwerte bei Ausschluss der „Ausreißer“)

GWMS	Filterbereich [m u. MP]	GWL	Minimum [mg/l]	Mittel [mg/l]	Maximum [mg/l]
4741-04,1	5,24..11,24	1.5 – 1.6	42,7	105,9	128,7
4741-04,2	24,34..39,34	2.21 – 2.23	49,0	65,9	89,9
4741-05,1	5,25..11,25	1.5		151,2	
4741-05,2	15,44..19,44	1.6		175,5	
4741-12,1	3,00..22,36	1.5	5,5 (32,4)	73,6 (78,8)	132,4
4741-12,2	40,74..44,74	2.21	0,4	2,4	9,7
4741-B3,1/II	1,00..30,00	1.5	0,7	13,1	88,1
4741-B3,2/II	37,00..50,00	2.3 (+Kohle)	0,3	1,5	6,6
4741-B5,1/II	..16,00	Qu (?)	9,6	32,7	48,3
4741-B5,2/II	18,5..50,80	2.3 (+Kohle)	0,4	0,9	3,5
4741-P11/1	2,3..11,3	1.5	3,0 (34,0)	53,2 (59,2)	67,3
4741-P11/2	8,7..56,7	2.4	0,5	34,6	69,9

Tab. 12: Statistische Kennwerte für ausgewählte hydrochemische Parameter des Grundwassers in tertiären Grundwasserleitern, Raum Naunhof, Daten: KWWL (Messstellen: s. Tab. 11)

Parameter	Einheit	Anzahl	Min	Max	Mittelwert	Median	Std.	Q0,3%	Q99,7%
AMMONIUM	mg/l	34	0,01	0,14	0,07	0,06	0,04	0,01	0,14
CALCIUM	mg/l	38	36,3	135	99,3	103	19,9	37,9	135
CHLORID	mg/l	38	7,5	45,6	29,6	30,6	7,4	8,2	45,2
DOC	mg/l	37	0,5	2,3	1,2	1,1	0,4	0,5	2,3
EISEN	mg/l	36	0,04	10,6	3,77	3,19	2,92	0,07	10,5
GESAMTHÄRTE	mmol/l	14	6,3	20,8	16,5	17,8	3,7	6,6	20,7
KALIUM	mg/l	38	1,3	29,9	7,7	3,3	8,0	1,3	29,8
LEITFÄHIGKEIT	µS/cm	25	250	806	642	665	120	263	805
m-WERT	mmol/l	38	1,0	3,0	1,5	1,6	0,3	1,0	2,9
MAGNESIUM	mg/l	38	5,5	19,4	10,5	10,2	2,9	5,6	19,2
MANGAN	mg/l	34	0,01	0,37	0,18	0,21	0,11	0,01	0,37
NATRIUM	mg/l	38	8,8	38,1	15,7	14,9	5,7	8,9	37,0
NITRAT	mg/l	38	0,2	69,9	11,5	1,2	21,2	0,2	69,5
NITRIT	mg/l	15	<x	0,06	0,014	0,01	0,017	<x	0,059
pH-WERT		38	6,4	6,9	6,6	6,6	0,1	6,4	6,9
SULFAT	mg/l	38	70	272	207	212	45	72	271
IONENBILANZ	%	38	-9,8	7,9	-2,3	-2,1	4,4	-9,7	7,6

mit „x“ als Nachweisgrenze

Insgesamt gilt für die regelmäßig beprobten Messstellen in den tertiären Grundwasserleitern: Das Grundwasser ist geringer mineralisiert und weist erwartungsgemäß kleinere Konzentrationen an Stickstoff auf (Tab. 12) als das Grundwasser in den hangenden quartären Grundwasserleitern (vgl. Tab. 4). Die Eisenkonzentration ist erhöht, zurückzuführen auf die Lithologie der tertiären Sedimente und eine etwaige autotrophe Denitrifikation des zugeströmten Nitrats.

3.4.4 Zusammenfassung und abgeleitete Empfehlungen

Tiefendifferenzierte, auf einzelne Grundwasserleiter bezogene hydrochemische Untersuchungen sind mit der überwiegenden Anzahl der verfügbaren Grundwassermessstellen nicht möglich. Ursache dafür ist der für diese Aufgabe ungeeignete Ausbau der meisten Grundwassermessstellen. Die verschiedenen Grundwasserleiter werden nur unzureichend durch Messstellen repräsentiert. Oft verbindet das eingebaute Filterrohr mehrere Grundwasserleiter.

Eine repräsentative tiefenorientierte Probennahme aus voll verfilterten Messstellen ist nicht möglich. Selbst mit dem Einsatz von Packern können höchstens Tendenzen der Abhängigkeit von Grundwasserbeschaffenheit und Entnahmetiefe erkannt werden. Zu berücksichtigen ist, dass es mit dem Bau einer solchen Messstelle (Filterrohr und Kiesfilterschüttung) zu einem Kurzschluss in der vorhandenen Schichtung innerhalb eines Grundwasserleiters und/oder mehrerer Grundwasserleiter kommt. Durch diesen „präferentiellen“ Fließweg erfolgt, ausgelöst durch die Grundwasserdynamik (vertikale Gradienten), über lange Zeiträume ein vertikaler Wasseraustausch und Stoffkonzentrationsausgleich. Diese Effekte konnten eindrucksvoll an Messstellen des Wasserwerkes Meißen-Siebeneichen nachgewiesen werden (DEHNERT ET AL. 2001). Die Vertikalströmung (vor allem in der Filterkiesschüttung) wird durch das Abpumpen zwischen den Packern forciert. Schon die Einflussnahme durch den Einbau dieser Technik lässt keine optimale Probennahme mehr zu.

Dieses Problem kann schrittweise nur durch den Bau geeigneter Messstellengruppen in relevanten hydrogeologischen Einheiten (bei genauer Zuordnung der Landnutzung im Anstrombereich der Messstelle) gelöst werden.

Mittels Bodenwassersammlern an Standorten mit unterschiedlichen Grundwasserflurabständen sollte die Stoffanlieferung an das Grundwasser gemessen und in die Grundwasserbeschaffenheits-Untersuchungen mit einbezogen werden.

Vorhandene Messstellen müssen weiterhin hinsichtlich ihrer tatsächlichen Repräsentativität (u. a. Lage im Strömungsraum) für einzelne Landnutzungsformen und Grundwasserleiter überprüft werden. Dabei darf auch die „Geschichte“ der Messstellen nicht unbeachtet bleiben (z. B. Beeinflussung der Wasserstandsentwicklung durch Wasserwerke, bergbauliche Maßnahmen u. a.), da sie für eine Weiterführung des Projektes hinsichtlich einer reaktiven Stofftransportmodellierung von großer Relevanz ist.

Letztlich konnte auf Grundlage der Daten unterschiedlicher Messnetzbetreiber, eigener tiefenorientierter Beprobungen an vorhandenen Messstellen sowie an temporärer Messstellen (zur Erfassung des oberflächennahen Grundwassers) eine umfangreiche und differenzierte Zustandsbewertung der Grundwasserbeschaffenheit für das Einzugsgebiet durchgeführt werden.

3.5 Stickstoffumsatz in der Aerationzone und im Aquifer unter Beachtung der Gegebenheiten im Parthegebiet

3.5.1 Stickstoffkreislauf und für die Wasserbeschaffenheit relevante Reaktionen

3.5.1.1 Stickstoffkreislauf

Die Lithosphäre ist der Träger der Organismen, die zur Energiegewinnung und zur Erzeugung von Zellmasse die einzelnen Stickstoffspezies in vielfältiger Weise ineinander umwandeln. Zu diesen Organismen zählen Produzenten (Pflanzen) wie auch Destruenten (Mikroorganismen). Die Stickstoffumsätze können sowohl im aeroben (Nitrifikation) als auch im anaeroben Milieu (Denitrifikation) stattfinden. Die gegenseitige Durchdringung von Lithosphäre, Hydrosphäre und Atmosphäre ermöglicht den Transport des Stickstoffs und somit die Ausbildung des natürlichen Stickstoffkreislaufes (Abb. 22).

Durch die massive Einflussnahme des Menschen auf den Stickstoffhaushalt von Lithosphäre (Verwendung von Kunst- und Wirtschaftsdünger in der Landwirtschaft), Atmosphäre (Eintrag von Stickoxiden aus fossilen Brennstoffe, Ammoniak eintrag infolge Massentierhaltung) und Hydrosphäre (Abwassereinleitung) wurde und wird das natürliche Gleichgewicht nachhaltig gestört. Es kommt dabei auch zu einem unerwünschten Anstieg der Stickstoffkonzentration im Grundwasser.

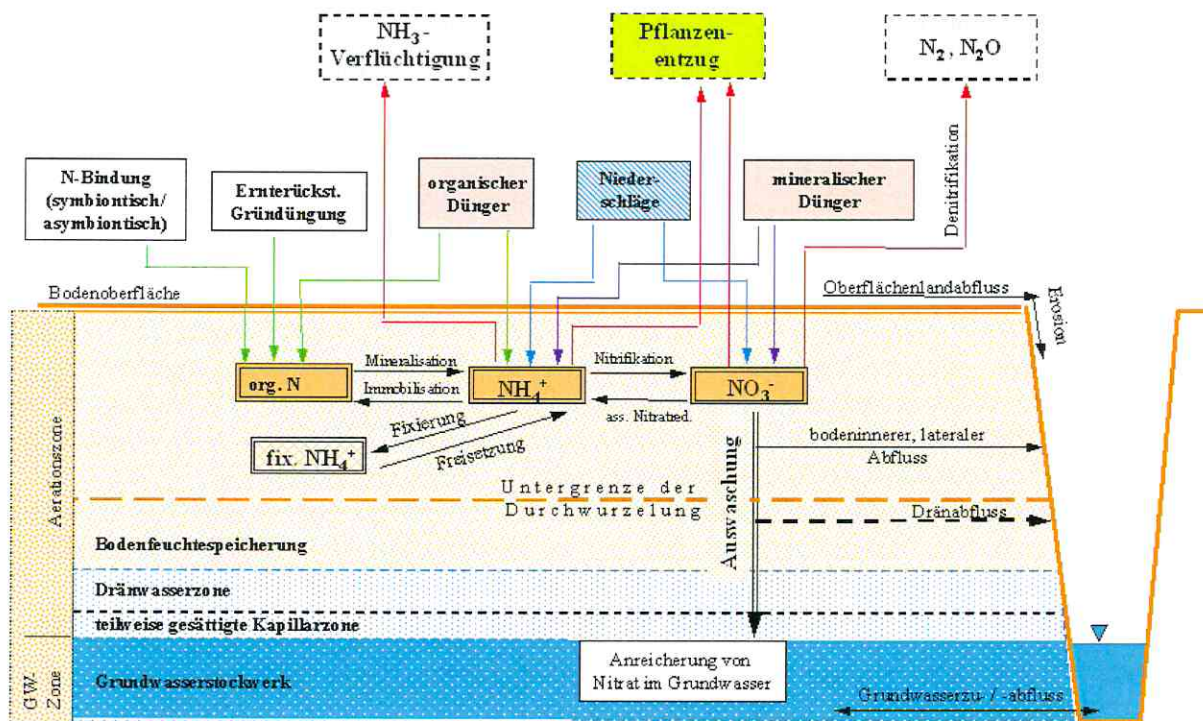


Abb. 22: Kopplung des Stickstofftransports an biotische und abiotische Faktoren (verändert, nach HAFFERKORN 2000)

Nachfolgend sollen hydrochemische Stickstoffumsätze im Grundwasser mit Bezug auf die spezifischen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet beschrieben und bewertet werden.

3.5.1.2 Die chemo-organotrophe Denitrifikation

Eine Form der Nitratreduktion stellt die organotrophe Denitrifikation dar (vereinfacht):



Voraussetzungen für diese Reaktion sind die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff als Elektronendonator, ein reduziertes hydrochemisches Milieu und die katalysierenden Mikroorganismen. Reaktionsprodukte sind N_2O , N_2 , H_2O , $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$, welche schwer nachzuweisen sind. Bioverfügbarer organischer Kohlenstoff kann in gelöster Form mit der Grundwasserneubildung angeliefert werden oder als Feststoff in Form von Kohlebestandteilen und lignitischen Geröllchen in den Lockergesteinen vorliegen. Die **Tab. 13** zeigt die Ergebnisse von Sedimentanalysen aus dem Parthegebiet und dem Lausitzer Braunkohlerevier auf organischen Kohlenstoff (TOC).

Tab. 13: TOC-Gehalt von Sedimenten

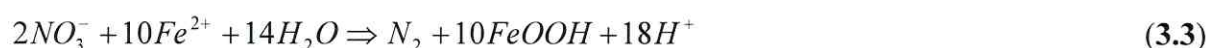
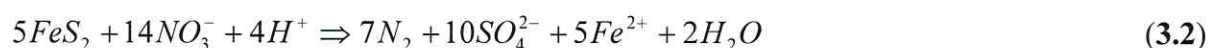
Substrat	Gehalt an org. Kohlenstoff (TOC) [% TS Sediment]	Bemerkungen
Parthegebiet – Quartäre Sedimente	0,01...0,14	Feinsand bis Grobkies (höchster Wert im Mittelkies) (RÖBNER 2000)
Parthegebiet – Tertiärer Kohleton	32,9	Punktuell (RÖBNER 2000)
Parthegebiet – Tertiärer Feinsand	4,9	Punktuell (RÖBNER 2000)
Lausitzer Braunkohlerevier – Quartäre Sedimente	0,04...2,13	Maximalwerte in glazilimnischen Sedimenten der Elster 2, Minimalwerte in den Urstromsanden (BERGER 2000)
Lausitzer Braunkohlerevier – Tertiäre Sedimente	0,1...14,2	Maximalwerte im Hangendschluff (BERGER 2000)

In den Batch-Versuchen (**Kapitel 3.5.2**) zeigte sich die organotrophe Denitrifikation als bevorzugte Denitrifikationsreaktion, wobei in den an partikulär-organischem Material weitgehend freien quartären Grundwasserleitern die organotrophe Denitrifikation nur durch Anlieferung von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) mit der GWN erfolgen kann, was aber eine quantitativ untergeordnete Rolle spielen dürfte (POSTMA ET AL. 1991).

Bei geringen Grundwasserflurabständen (<2 m), allerdings vorwiegend bei bindigen Böden (Schwarzerden, Parabraunerden), wie sie im Parthegebiet nicht anzutreffen sind, ist in den dann wassergesättigten Anteilen der Bodenzone mit vergleichsweise hohen TOC - Gehalten zwischen 0,5 ... 1,8 % TS Sediment mit hohen Denitrifikationsleistungen zu rechnen.

3.5.1.3 Die chemo-lithotrophe Denitrifikation

Eine weitere Form der Nitratreduktion ist die lithotrophe Denitrifikation, welche in zwei Teilschritten abläuft:



Voraussetzungen für diese Reaktion sind auch hier ein reduziertes hydrochemisches Milieu, die Verfügbarkeit von Elektronendonatoren und katalysierende Mikroorganismen. Die erste Teilreaktion wird durch *Thiobacillus denitrificans*, die zweite Teilreaktion durch *Gallionella ferruginea* katalysiert. Als Elektronendonatoren dienen reduzierte Schwefelverbindungen. Die betreffenden Sulfide (Pyrit, Markasit) liegen vor allem in marinen Flachwassersedimenten und glazilimnischen Sedimenten vor. Sie können in anaeroben Bodenzonen und im reduzierten Milieu der Grundwasserleiter durch die Desulfurikationsreaktion auch neu gebildet und abgelagert werden. Die **Tab. 14** zeigt eine Zusammenstellung von Sedimentanalysen aus unterschiedlichen Grundwasserleitern in Bezug auf sulfidische Verbindungen.

Tab. 14: *Sulfid-Schwefel-Gehalte von Sedimenten*

Substrat	Gehalt an sulfid. Verbindungen [Sulfid-S in % TS Sediment]	Bemerkungen
Parthegebiet – Tertiärer Kohleton	2,4	Punktuell (RÖBNER 2000)
Parthegebiet – Tertiärer Feinsand	0,035	Punktuell (RÖBNER 2000)
Parthegebiet – Quartärer FS/GS/FK	<0,005	unter Nachweisgrenze in mehreren Proben (RÖBNER 2000)
Lausitzer Braunkohlerevier – Quartäre Sedimente	0,19	Maximalwert im glazilimnischen Schluff der Elster 2 (BERGER 2000)
Lausitzer Braunkohlerevier – Tertiäre Sedimente	0,26...1,6	Höchste Werte im Hangendschluff der Braunkohleflöze (BERGER 2000)
Fuhrberger Feld, Hannover (quartärer, reduz. GWL)	0,003...0,33	SPRINGOB et al. 1999
W-Dänemark (quartärer Sand)	0,43	Im reduz. Aquifer, Mittelwert (POSTMA et al. 1991)
Bornhöveder Seenkette (quartäre Sande)	0,003	ab 15 m Teufe (LILIENFEIN 1991)

Die Grundwasserbeschaffenheit profitiert hinsichtlich des Parameters Nitrat in vielen Lockergesteinsgrundwasserleitern von den (organotrophen und lithotropen) Denitrifikationsreaktionen. Allerdings können daraus bei anhaltend hohen Nitratreinträgen und entsprechend hohen Umsätzen im Grundwasserleiter andere Probleme, wie z.B. steigende Sulfatkonzentrationen und Freisetzung von Schwermetallen aus den Sulfidmineralen resultieren (BERGER 2000).

Denitrifikationsreaktionen sind bei Erfüllung der o.g. Voraussetzungen auch in der ungesättigten Zone zu erwarten. Mit zunehmender Bodentiefe und Bindigkeit wird die Nachlieferung von Sauerstoff aus der bodennahen Luft geringer. So wächst das Denitrifikationspotenzial bei höheren Wassergehalten mit der Bodentiefe. Ein flurnaher Grundwasserstand in Bodenschichten mit einem hohen Gehalt an bioverfügbarem Kohlenstoff oder auch lange Fließzeiten durch bindige Bodenzonen begünstigen somit den Nitratabbau.

3.5.1.4 Denitrifikation durch Fe(II)

Reaktionen von NO_3 mit Fe^{2+} (gesättigte Zone) und Fe-(II,III)-Hydroxiden (ungesättigte Zone) könnten eine größere Rolle spielen als bisher angenommen. Ein Nachweis dieser Reaktionen ist aufgrund der Sauerstoffempfindlichkeit und der punktuell geringen Konzentrationen der reduzierten Eisenverbindungen schwierig zu führen (FAHL 2001). Die Wirkung der Fe^{2+} -Oxidation durch Nitrat ist deshalb erst auf langen Fließwegen unter anaeroben Verhältnissen signifikant.

3.5.1.5 Sorptionsvorgänge

Eine weitere in der Diskussion befindliche Senke für Nitrat ist die sog. Ionensorption. In KÖLLE 1996 wird auf die simultane Adsorption von Anionen (Nitrat) und der zugehörigen Kationen an Tonminerale hingewiesen. Untersuchungen im Fuhrberger Feld ergaben, dass dieser Prozess durchaus quantitativ mit der Denitrifikation vergleichbar sein kann. Als Substrate kämen die Schluffe und Tone der Grundwasserleiterdeckschichten und der Aquitarden in Frage.

Bei anderen Laborexperimenten wurde die Ionensorption jedoch nicht zweifelsfrei nachgewiesen (FAHL 2001). Wahrscheinlicher ist eine Anionensorption an Eisenoxiden, den Produkten aus der Verwitterung eisenhaltiger Minerale in der ungesättigten Zone (Verbraunung).

Die unspezifische Adsorption von Sulfat ist stärker als die des Nitrats (SCHEFFER&SCHACHTSCHABEL, 1989), so dass bei einer hohen SO_4 -Konzentration (wie im Parthegebiet) mit einer geringeren Adsorptionskapazität oder eher einer Desorption von NO_3 zu rechnen ist. Veränderungen des pH-Wertes wirken sich auf die Adsorption/Desorption der Anionen aus.

3.5.2 Laboruntersuchungen an ausgewählten Sedimenten (Batch-Versuche)

Zur Identifizierung der in den Grundwasserleitern ablaufenden N-Umsatzprozesse wurden neben der Auswertung von GW-Beschaffenheitsanalysen Batch-Versuche mit quartären und tertiären Sedimentproben am Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. (DGFZ) durchgeführt (RÖßNER 2000). Auf Grundlage dieser Versuchsergebnisse können Aussagen zur Reaktionskinetik getroffen werden (zu den Analysenverfahren s. in RÖßNER 2000).

Die Sedimentproben wurden im mittleren Parthegebiet an vier Standorten in verschiedenen Tiefen in unmittelbarer Nähe der GWMS 0402, 0406, 0029 und 0214a mittels Rammkernsondierung in PVC-Linern gewonnen. Es erfolgte eine Analyse auf den TOC- und Sulfid-Schwefelgehalt (s. Tab. 15).

Insgesamt wurden neun Proben in jeweils zwei Paralleluntersuchungen zum Ansatz gebracht, davon acht Proben mit quartärem Material (Feinsand bis Grobkies) und eine Probe mit tertiärem Material (Kohlethon/Feinsand). Wiederholt wurden die Ansätze im Versuchszeitraum von 160 Tagen auf die Stickstoffspezies Ammonium, Nitrit und Nitrat sowie auf Sulfat beprobt.

In den zwei Parallelansätzen (GWM 402 A und B) mit tertiärem Substrat konnte eine starke Reaktion des kohlehaltigen tertiären Substrates hinsichtlich Nitratreduktion nachgewiesen werden. Im Ansatzwasser vorhandenes und später nachdosiertes Nitrat wurde jeweils innerhalb weniger Tage bis auf Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze abgebaut.

Tab. 15: *Lithologie, TOC- und Sulfid-Schwefel-Gehalt des Sediments für die Batchansätze*

Batchansatz	Lithologie	TOC in mg/kg TS	Sulfid-S in mg/kg TS
GWM 0402 A (7,8 - 8,8 m)	Feinsand	310	<50
GWM 0402 B (7,8 - 8,8 m)	Sandiger Kies	280	<50
GWM 0402 A (12,2 - 13,0 m)	Kohlethon/ Feinsand	329000/ 49000	24000/ 350
GWM 0402 B (12,2 - 13,0 m)	Kohlethon/ Feinsand	329000/ 49000	24000/ 350
GWM 0406 A (4,5 - 5,5 m)	Feinkies	310	<50
GWM 0406 B (4,5 - 5,5 m)	Feinkies	310	<50
GWM 0029 A (6,0 - 7,0 m)	Mittelkies	1400	<50
GWM 0029 B (6,0 - 7,0 m)	Mittelkies	1400	<50
GWM 0029 A (10,0 - 11,0 m)	Feinkies	300	<50
GWM 0029 B (10,0 - 11,0 m)	Mittelkies	290	<50
GWM 0214a A (4,7 - 5,7 m)	Grobkies	670	<50
GWM 0214a B (4,7 - 5,7 m)	Grobkies	670	<50
GWM 0214a A (8,6 - 10,0 m)	Feinkies/Grobsand	760	<50
GWM 0214a B (8,6 - 10,0 m)	Feinkies/Grobsand	760	<50
GWM 0214a A (10,8 - 11,8 m)	Grobsand	260	<50
GWM 0214a B (10,8 - 11,8 m)	Grobsand	260	<50
GWM 0214a A (4,8 - 5,8 m)	Grobsand	94	<50
GWM 0214a B (4,8 - 5,8 m)	Grobsand	94	<50

In **Tab. 16** ist die Ausgangskonzentration von Ammonium, Nitrit, Nitrat, Sulfat und Phosphat der in den Batchversuchen verwendeten Grundwässer dargestellt. Die Nitratkonzentration in der Messstelle 0029 lag deutlich höher als in der Messstelle 0214a.

Tab. 16: *Ausgangskonzentration der Leitstoffe in den Grundwässern für die Batchversuche*

Meßstelle	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	SO ₄ [mg/l]	PO ₄ -P [mg/l]
0214a	0,21	<0,02	3,60	426	n.b.
0029	<0,05	<0,02	8,34	276	0,054

Eine Reaktionshemmung trat auf, nachdem zum wiederholten Mal Nitrat in relativ hoher Konzentration nachdosiert worden war. Die Hemmung konnte durch Zudosierung einer Kohlenstoffquelle (Acetat) aufgehoben werden, das Nitrat wurde dann wieder innerhalb kurzer Zeit abgebaut. Die genaue Ursache der Hemmung ist unklar, da bis zu ihrem Eintritt nur ein sehr geringer Teil des im Substrat verfügbaren Kohlenstoffs (ca. 60 mg Kohlenstoff im Vergleich zu mehreren Gramm Kohlenstoff im Gemisch Kohlethon/Feinsand) umgesetzt wurde. Sie könnte aber mit der Bioverfügbarkeit unterschiedlicher Kohlenstoffquellen zusammenhängen. Dies wird durch eine weitere Probe (GWM 214a B (8,6 – 10,0 m) untersucht, in der Kohlenstoff (Kohle), jedoch keine Denitrifikation nachgewiesen wurde. Die organotrophe Denitrifikation lässt sich mathematisch durch eine Reaktion erster Ordnung beschreiben. Sie lief mit einer Halbwertszeit von ca. zwei Tagen ab.

Eine lithotrophe Denitrifikation mit dem im tertiären Substrat vorhandenen Sulfidschwefel war nicht nachweisbar. Dagegen wurde diese Reaktion in einem quartären Sediment in geringem Umsatz nachgewiesen. Die Sulfatkonzentration in den restlichen Ansätzen blieb über die Versuchsdauer von 160 Tagen konstant. In der Literatur werden für die lithotrophe Denitrifikation in-situ-Halbwertszeiten von 1..2 Jahren angegeben (SPRINGOB et al.).

3.5.3 Bewertung der Umsatzprozesse hinsichtlich ihres Potenzials und ihres tatsächlichen Beitrags zum Stickstoffumsatz

Bei allen Stofftransportbetrachtungen und Managementmaßnahmen in den Einzugsgebieten ist zu bedenken, dass die wirksamsten Nitrateliminationsreaktionen am nicht erneuerbaren Stoffdepot des Aquifers zehren, d.h. es sind irreversible Reaktionen. Die Identifizierung der Stoffumsatzreaktionen entlang von Fließwegen wird allerdings durch eine Reihe von Randbedingungen erschwert:

- Reaktionsprodukte werden durch Stoffeinträge überprägt,
- Reaktionsprodukte sind durch die Art der Probenahme nicht eindeutig nachzuweisen,
- mangelnde Messstellendichte.

So kann der Sulfatgehalt im Grundwasser (als Reaktionsprodukt der lithotropen Denitrifikation) durch Stoffanlieferung mit der Grundwasserneubildung überprägt sein. Darauf verweisen hohe Sulfat-Konzentrationen in geringen Teufen des obersten Grundwasserleiters, die in Hauswasseranlagen des südlichen und mittleren Partheinzugsgebietes sowie in den Kiestagebauen von Pomßen nachgewiesen wurden (s. **Kapitel 3.4.2.1**). Das im ersten Schritt der Nitratreduktion (**Gl. 3.2**) entstehende gelöste zweiwertige Eisen kann bei Eintritt in aerobes Milieu als Eisenoxidhydrat oder in Desulfurikationszonen als Eisensulfid wieder ausgefällt werden, wobei gleichzeitig vorhandenes Sulfat reduziert wird.

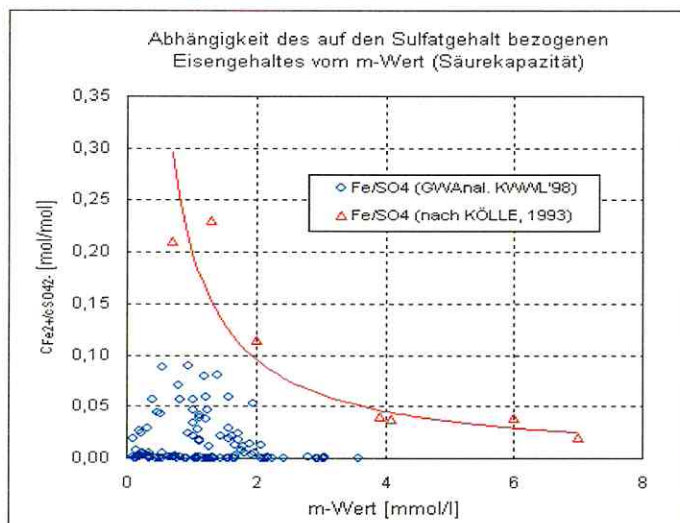
In vielen Grundwasserleitern des norddeutschen Tieflandes wird eine intensive lithotrophe Denitrifikation unter Ausbildung einer deutlichen Schichtung des Grundwassers hinsichtlich des Redoxpotenzials und der hydrochemischen Parameter Nitrat und Sulfat beobachtet. Diese z.B. in LILIENFEIN 1991, POSTMA et al. 1991 und SPRINGOB et al. 1999 beschriebenen vertikal scharf abgegrenzten oxidierten bzw. reduzierten Zonen in den quartären Aquiferen, mit dem sprunghaften Rückgang der Nitrat-Konzentration infolge lithotropher Denitrifikation, konnten im Einzugsgebiet der Parthe nicht nachgewiesen werden. An paarweise errichteten und jeweils im oberen und unteren Bereich des quartären Grundwasserleiters 1.5 ausgebauten Messstellen deutet sich allerdings ein Nitrat-Konzentrationsgradient an (IBGW 1997).

Die lithotrophe Denitrifikation ist an das Vorkommen von reduzierten Schwefelverbindungen (Sulfide) gebunden. Im Modellgebiet wurden Sulfide in nennenswerten Anteilen bisher nur in den tertiären Substraten, besonders in Vergesellschaftung mit Braunkohle nachgewiesen (s. **Tab. 16** und **Tab. 15**). Dennoch konnte bei den Batch-Versuchen mit beiden Elektronendonatoren nur die organotrophe Denitrifikation festgestellt werden (c_{SO_4} blieb während der Versuche konstant).

Nur in einem Batch-Ansatz mit quartärem Sediment konnte eine geringe lithotrophe Denitrifikation beobachtet werden, d.h. in den quartären Grundwasserleitern ist nur mit einem geringen Denitrifikationspotenzial zu rechnen. Die Grundwasserbeschaffenheitsanalysen des quartären Grundwasserleiters 1.5 lassen auch keinen Zusammenhang zwischen Nitrat und Sulfat, wie lt. Reaktionsgleichung der lithotropen Denitrifikation zu erwarten wäre, erkennen. Die zeitliche Entwicklung der Stoffkonzentrationen im Rohwasser der Wasserwerke des südlichen Einzugsgebietes zeigte in der Vergangenheit einen gleichsinnigen positiven Trend der Parameter Nitrat und Sulfat.

Die „Eisenausbeute“ im Grundwasserleiter 1.5 ist viel geringer als in den von KÖLLE (1993) beschriebenen norddeutschen sulfidhaltigen reduzierten Grundwasserleitern (**Abb. 23**). In den $\text{Fe}^{2+}/\text{SO}_4^{2-}$ -Verhältnissen schlägt sich auch die hohe Sulfatkonzentration im Untersuchungsgebiet nieder. Eine eindeutige Beziehung zwischen $\text{Fe}^{2+}/\text{SO}_4^{2-}$ Verhältnis und m-Wert ist nicht zu erkennen.

Abb. 23: Zusammenhang zwischen $\text{Fe}^{2+}/\text{SO}_4^{2-}$ -Verhältnis und m-Wert für reduzierte Grundwasserleiter nach KÖLLE 1993 im Vergleich mit Daten aus dem Grundwasserleiter 1.5 des Parthegebietes



An Hand der bisherigen Untersuchungsergebnisse ist zu erkennen, dass die Denitrifikation in den quartären Sedimenten infolge der geringen Vorräte an Elektronendonatoren nur eine untergeordnete Rolle spielt. Dies trifft vor allem für die stark belasteten unbedeckten Kiesgrundwasserleiter des südlichen Einzugsgebietes mit kurzen Fließwegen zu. Prinzipiell sind die Voraussetzungen für geochemische Umsätze in den Grundwasserleitern des Parthegebietes aber gut. Die aus dem Erzgebirge stammenden Sedimente beinhalten hohe Anteile an eisenhaltigen, verwitterungsfähigen Gesteinen.

Ein wahrscheinlich hohes Denitrifikationspotenzial des tertiären Materials ist nicht gleichbedeutend mit einer hohen Denitrifikationsleistung. Neben den genannten geochemischen und mikrobiologischen Voraussetzungen spielen auch Faktoren wie

- Lagerungsdichte des Materials,
- Anströmung von nitrathaltigem Grundwasser und
- Ausbildung bevorzugter Fließwege in den Grundwasserleitern

eine Rolle. Quantitative Aussagen können aufgrund schon genannter Unwägbarkeiten (weitgehend unbekannte räumliche und zeitliche Verteilung der Einträge und Umsätze) nicht getroffen werden.

Die Heterogenität der Nitrateinträge überschneidet sich mit der Heterogenität des Denitrifikationspotenzials. Es existieren Zonen „echter“ Denitrifikation (z. B. der Verzahnung quartärer und tertiärer Grundwasserleiter, Kontaktflächen mit Aquitarden und Durchströmung dieser) und Zonen „scheinbarer“ Denitrifikation. Letztere resultieren aus hydraulischen Verbindungen und dem Mischungseffekt, der durch aufsteigendes unbelastetes oder denitrifiziertes Wasser aus liegenden, tertiären Grundwasserleitern hervorgerufen wird. Eine weitere Klärung der stattfindenden Prozesse sollte mit Hilfe der Isotopenhydrologie herbeigeführt werden.

Es ist anzunehmen, dass das im nördlichen Einzugsgebiet aus den mächtigeren Deckschichten in das Grundwasser gelangende Sickerwasser weitgehend nitratfrei ist, jedoch eine erhöhte Sulfatkonzentration aufweist, da lithologisch in den lehmigen und mergeligen Deckschichten bei Vorkommen von Sulfiden (BERGER 2000) auch in der ungesättigten Zone mit einer lithotrophen Denitrifikation zu rechnen ist.

Die zu beobachtende Abnahme der Nitrat-Konzentration und Zunahme der Sulfat-Konzentration im Rohwasser der Wasserwerke von Südost nach Nordwest hat mehrere Ursachen:

- unterschiedliche Ausbildung der Grundwasserleiterdeckschichten im Anstrome (teilweise ungeschützter Hauptgrundwasserleiter im Raum Pomßen – Naunhof, mächtiger werdende Geschiebelehmüberdeckung Richtung Leipzig),
- unterschiedliche Entnahmetiefen (größere bei den nördlichen Wasserwerken) und
- unterschiedlich intensiv ablaufende Denitrifikationsprozesse.

Es ist jedoch noch unklar, wo sich welche Prozesse hauptsächlich abspielen und ob sich vielleicht eine Nitratfront aus dem Bereich der ungeschützten Grundwasserleiter in Richtung geschützte Grundwasserleiter (unter die Deckschichten) bewegt oder ob durch den Absenkungstrichter der Brunnen des Wasserwerkes Naunhof das südliche vom nördlichen Einzugsgebiet getrennt wird. Letzteres lässt sich aufgrund der Modellergebnisse (s. Kapitel 4.2 und **Anlage 5**) vermuten. Auch CLAUSNITZER (1971) weist darauf hin, dass „...für fS (fluvialer, frühsaalekaltzeitlicher Muldeschotter) im Raum Baalsdorf – Mölkau – Plaußig – Taucha – Sommerfeld keine Grundwasserneubildung erfolgt; es ist eine Nahrung nur über Grundwasserzufluss aus dem Süden in dem gut durchlässigen Kiesschotter möglich...“.

Damit kann das Partheinzugsgebiet prinzipiell in drei hydrologische Einheiten gegliedert werden, in Speisungsgebiet, Transitgebiet und Entlastungsgebiet. Dem Speisungsgebiet ist das südliche Einzugsgebiet mit den gering oder unbedeckten, gut durchlässigen Grundwasserleitern zuzuordnen. Grundwasserneubildung und Stoffeintrag sind dominierend. Das mittlere Einzugsgebiet mit einer relativ mächtigen Grundwasserleiterüberdeckung durch die Saale-Grundmoränen sowie langen Fließwegen und -zeiten ist ein typisches Transitgebiet. Der Nährstoffeintrag ist gering und die für Stoffumsätze im Grundwasser notwendigen langen Verweilzeiten sind gegeben. Die Partheaue mit ihren Exfiltrationsstrecken bildet das Entlastungsgebiet. Die Exfiltration von Grundwasser in die Parthe ist besonders unterhalb des Pegels Thekla bis zum Stadtgebiet von Leipzig ausgeprägt (s. **Kapitel 4.2**). Untersuchungen in anderen Flusseinzugsgebieten (SOMMER 2000, HANNAPPEL 1996) zeigen, dass das in Entlastungsgebieten dem Vorfluter zufließende Grundwasser zum großen Teil aus einer

vertikal nach oben (zum Vorfluter) gerichteten, nährstoffarmen Grundwasserströmung aus dem Einzugsgebiet entstammt, und weniger aus dem kurzgeschlossenen, nährstoffreichen Wasserkreislauf der Auen.

3.6 Stickstoffbilanz für das Parthegebiet

Aus den vorangegangenen Kapiteln wird ersichtlich, dass beim aktuellen Stand der Untersuchungen eine prozessbezogene Beschreibung der Stoffumsätze in den Grund- und Oberflächengewässern des Einzugsgebietes nicht zu zufrieden stellenden Ergebnissen führen kann. Deshalb wurde aus den zur Verfügung stehenden Daten eine Stickstoffbilanz für den Untersuchungszeitraum 1980-1997 erstellt, die zunächst nicht an die modellgestützte Wasserbilanz (s. **Kapitel 4.2**) gekoppelt wurde. Diese Stoffbilanz liefert erste Hinweise auf den möglichen Umfang der Denitrifikation im Einzugsgebiet.

Einzelposten für die Bilanz sind:

- der diffuse N-Eintrag in das Grundwasser über die gesamte Einzugsgebietsfläche,
- punktuelle N-Einträge durch Einleitung von Abwässern in die Oberflächengewässer,
- N-Austrag durch die Grundwasserentnahme der Wasserwerke.
- N-Fracht am Referenzpegel Thekla sowie N-Frachten, die über die Parthe am Pegel Glasten in das Bilanzgebiet eingetragen wurden.

Der Nitrateintrag in das Grundwasser wurde aus Lysimetermesswerten und aus einer CANDY-Simulation abgeleitet. Die Daten wurden damit einerseits messtechnisch an den drei Meter tiefen, grundwasserunbeeinflussten, landwirtschaftlich bewirtschafteten Lysimetern der Lysimeterstation Brandis gewonnen (HAFERKORN 2000), andererseits mit dem Bodenwasser- und Stoffbilanzmodell CANDY (FRANKO et al. 2001) ermittelt. Für beide Datenquellen wurde aus der Sickerwassermenge und der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration eine flächengewichtete Eintragssumme für die landwirtschaftlichen Nutzflächen im oberirdischen Einzugsgebiet der Parthe für den Zeitraum von April 1980 bis Dezember 1997 berechnet (siehe hierzu Kapitel 4.1).

Danach ist das Verhältnis der Eintragssummen von CANDY : Lysimeter wie 2,5 : 1, d. h. mittels CANDY wird ein Eintrag von 22.000 t $\text{NO}_3\text{-N}$ in das Grundwasser ermittelt und mittels Lysimeter von 9.000 t $\text{NO}_3\text{-N}$ (**Abb. 26**). Ursachen für diese Abweichungen sind u. a. die unterschiedliche Vorgehensweise bei der Übertragung der gemessenen bzw. simulierten Sickerwassermengen und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration in die Fläche (s. Kapitel 4.1) sowie Unterschiede in der Bewirtschaftung. Mit CANDY wurde ein Realszenario simuliert, das auch die Verwendung organischer Dünger beinhaltet. Die Lysimeter werden seit 1992 nicht mehr konventionell, sondern nach den Richtlinien des ökologischen Landbaus bzw. ab 1996 nach den Empfehlungen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft zur „Umweltgerechten Landwirtschaft in Sachsen“ bewirtschaftet.

Auch bei der Berechnung der Stickstofffracht der Parthe am Referenzpegel Thekla mussten aufgrund der zeitlichen Auflösung der verfügbaren Wasserbeschaffenheitsanalysen zahlreiche Annahmen getroffen werden. Die Parthe am Pegel Thekla wird in der Regel 12mal pro Jahr unabhängig von der aktuellen hydrologischen Situation beprobt. Zur Ermittlung täglicher Frachten wird der bestehende Zusammenhang zwischen der Durchflussmenge und der Ammonium- und Nitratkonzentration im Flusswasser genutzt (MATOLIN, 1998). Für die in den **Abb. 5** und **Abb. 6** graphisch dargestellten Zusammenhänge wurden Regressionsgleichungen ermittelt und für die Berechnungen verwendet. Die auf diese Weise ermittelten Zeitreihen der täglichen Nitrat-Stickstoff- und Ammonium-Stickstofffrachten und die

zugehörigen Summenlinien sind in den Abb. 24 und Abb. 25 dargestellt. Analog erfolgte die Ermittlung der Frachten am Pegel Glasten.

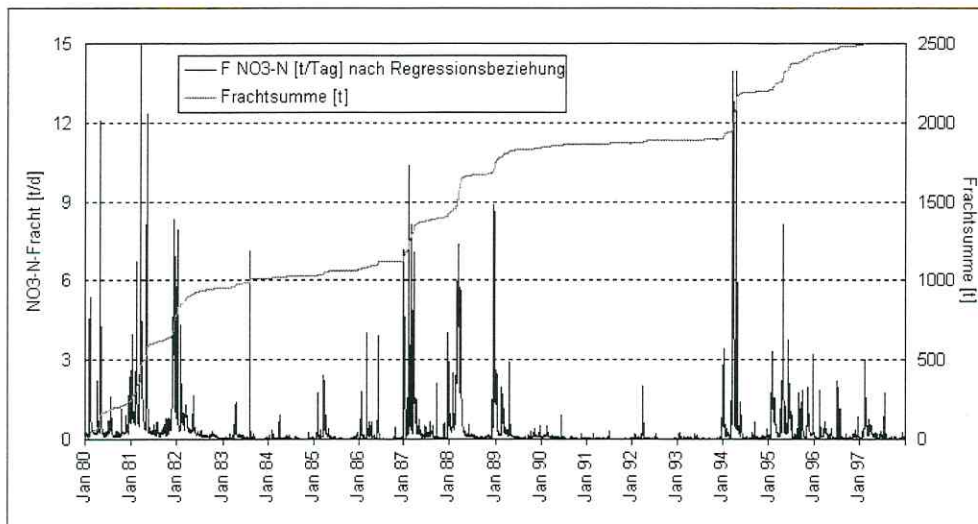


Abb. 24: Tägliche $\text{NO}_3\text{-N}$ -Fracht und Frachtsumme am Pegel Thekla

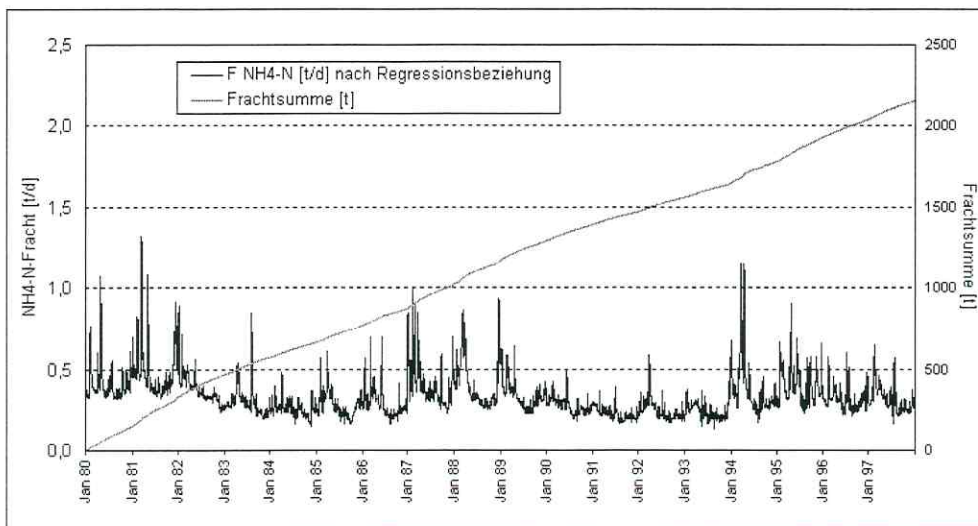


Abb. 25: Tägliche $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fracht und Frachtsumme am Pegel Thekla

Bei der Ermittlung der Stickstoff-Austräge aus dem Grundwasser infolge Wasserhebung durch Wasserwerksbrunnen wurden nur die Wasserwerke Naunhof I und II, das Wasserwerk Grimma und das Wasserwerk Großsteinberg mit vergleichsweise hohen Förderraten und hohen Nitratkonzentrationen berücksichtigt.

Die punktuellen Stickstoffeinträge in das Bilanzgebiet durch Einleitung von Abwässern in die Oberflächengewässer basieren auf Zuarbeiten des STUFA Leipzig. Im Mittel der Jahre 1980-97 beträgt der Anteil des Abwassers an der N-Fracht in der Parthe am Pegel Thekla ca. 50 % wobei der tatsächliche aktuelle Anteil stark von der hydrologischen Situation abhängig ist und nach Inbetriebnahme der Kläranlagen eine rückläufige Tendenz zeigt (vgl. Kapitel 3.2.2).

Die getrennt nach NO₃-N und NH₄-N erstellten Bilanzen (Abb. 26) liefern folgende Ergebnisse:

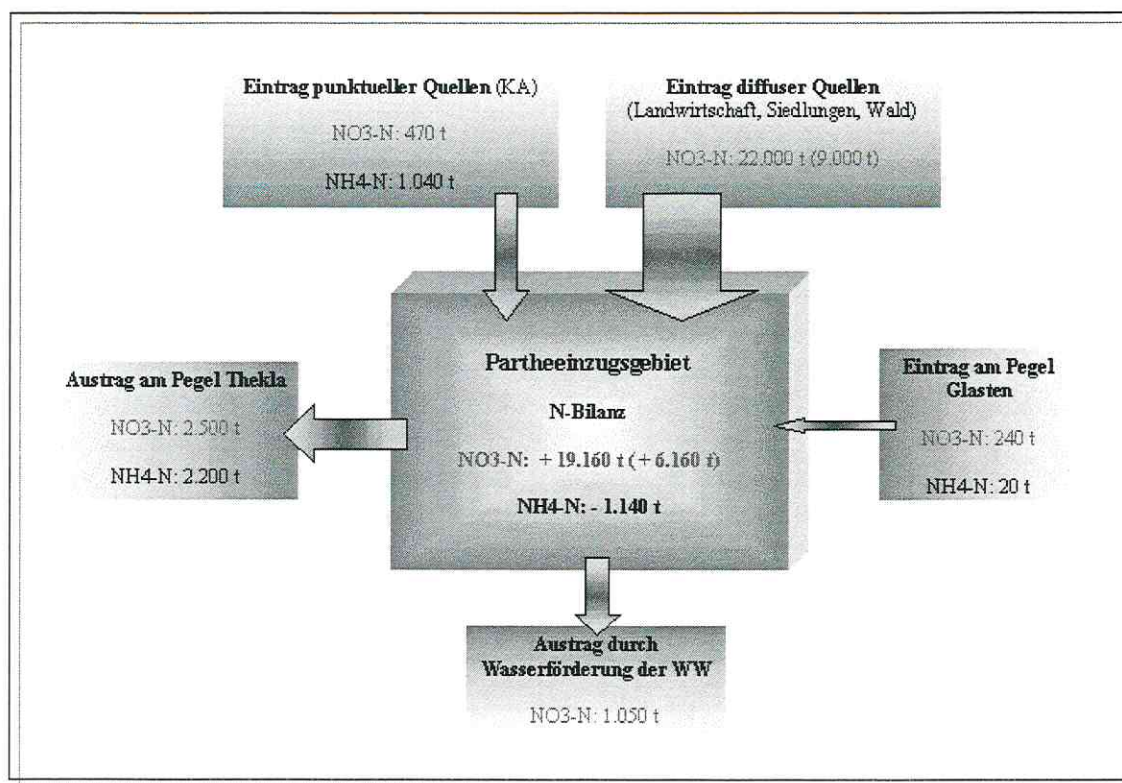


Abb. 26: Stickstoffbilanz für das Parthegebiet 1980-1997 (Werte in Klammern: Lysimeterdaten)

Bilanz für NO₃-N:

Der Haupteintrag von NO₃-N in das Bilanzgebiet erfolgt durch den flächenhaften diffusen Austrag von stickstoffhaltigen Düngemitteln aus der Wurzelzone und den Eintrag von nitrathaltigem Sickerwasser in das Grundwasser. Tab. 17 zeigt mittlere jährliche N-Bilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft und die mittlere jährliche N-Auswaschung aus der ungesättigten Zone ins Grundwasser nach Untersuchungen von FRANKO et al. (2001) im Vergleich zu den im gleichen Zeitraum am Pegel Thekla gemessenen Frachten in der Parthe.

Tab. 17: Mittelwerte von N-Frachten [kg/ha/a] der Reihen 1980-89 und 1990-97

Zeitraum	1980 – 1989	1990 – 1997
N-Bilanzüberschuss im Untersuchungsgebiet	90	20
N-Auswaschung im Untersuchungsgebiet	50	70
NO ₃ -N-Fracht am Pegel Thekla		5
NH ₄ -N-Fracht am Pegel Thekla		5,4

Diese Ergebnisse zeigen, u.a. dass der N-Überschuss aus der Landwirtschaft nach der Wende deutlich zurückging, aber die N-Auswaschung aus der ungesättigten Zone ins GW trotzdem

zunahm. Die auf der Grundlage der Modellrechnungen mit CANDY und mittels Lysimeter ermittelten Bilanzwerte lieferten wie bereits in Kapitel 3.6 beschrieben sehr unterschiedliche quantitative Aussagen: 22.000 t mittels CANDY und 9.000 t mittels Lysimeter.

470 t NO₃-N werden punktuell durch Abwassereinleiter in die Vorfluter eingetragen. Berücksichtigt wurden die vom StUFA Leipzig benannten Großeinleiter. Die zahlreichen kleinen kommunalen Direkteinleiter und Dränagen fanden in der Bilanz keine Berücksichtigung.

Durch die Grundwasserförderung der Wasserwerke wird dagegen mit 1050 t im Zeitraum von 1980-97 eine nicht unerhebliche Menge an NO₃-N aus dem System entfernt („Wasserexport“ über die Einzugsgebietsgrenze).

Die Bilanz von Ein- und Austrägen ergibt je nach zugrunde gelegter Datenquelle einen „Überschuss“ von 19.160 t bzw. 6.160 t. Nicht mehr als rd. 10 % bzw. 20 % der diffus eingetragenen NO₃-N Frachten verlässt über die Parthe am Gebietsauslasspegel Thekla das Bilanzgebiet. Somit verbleibt im Bilanzzeitraum von 17 Jahren eine große Menge an NO₃-N im System oder verlässt es auf anderen Wegen. Dies ist einerseits möglich über Denitrifikation, Sorption und Retention in der ungesättigten Zone unterhalb der Wurzelzone und andererseits über Denitrifikation und Retention (auf Grund des langsamen Wasserumsatzes im Einzugsgebiet) in der gesättigten Zone oder über den Grundwasserstrom am Abflusspegel vorbei. Für den MGWL 2, die Muldeschotter wurde in Kapitel 4.2.3 eine Aufenthaltszeit des Grundwassers von rd. 19 Jahre ermittelt. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Gegebenheiten in den kommenden Jahren noch nicht in jedem Fall mit einem Rückgang der NO₃-N-Konzentration im Grundwasser infolge verminderter N-Bilanzüberschüsse zu rechnen ist.

Bilanz für NH₄-N:

Diese Bilanz basiert auf den Einträgen der Abwasser-Großeinleiter. Weitere mögliche Eintragsquellen über Kleininleiter oder infolge Bodenerosion bei Starkregenereignissen sowie die nicht quantifizierten Stoffumsätze von Nitrat zu Ammonium bei anaeroben Verhältnissen blieben unberücksichtigt. Daraus resultiert ein Bilanz„defizit“ von ca. 1.100 t NH₄-N, d.h. am Pegel Thekla wird im Gegensatz zur NO₃-N-Bilanz fast die doppelte Menge der erfassten Einträge ausgetragen.

4. Ergebnisse der Modellrechnungen zur Bestimmung des Nitratstromes

4.1 Aufbau und Qualifizierung des Grundwasserströmungsmodells PART

Das Modell PART wurde im Jahr 1994 im Auftrag der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) und des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (SLfUG) durch die Ingenieurbüro für Grundwasser Leipzig GmbH (IBGW) erstellt. Ziel war es, ein Modellsystem zu entwickeln und an einem geeigneten Einzugsgebiet zu testen, das die Aspekte der Bewirtschaftung von Grund- und Oberflächenwasser berücksichtigen kann. Um dieses Ziel zu erreichen, wurde das seit mehreren Jahren in der Entwicklung und Anwendung befindliche hydrodynamisch-numerische Grundwasserströmungs- und Stofftransportmodell PCGEOFIM® (BOY&SAMES, 1997) um zwei wichtige Komponenten erweitert:

- zeitgleiche bilanzwirksame Berechnung von Grund- und Oberflächenwasserabfluss
- Verarbeitung von orts- zeit- und flurabstandsabhängigen Grundwasserneubildungsraten zur Nachbildung epignostischer hydrologischer Verhältnisse.

Zur Testung der neu erstellten Modellversion wurde das 360 km² große Einzugsgebiet der Parthe südöstlich von Leipzig ausgewählt (PART, 1994; HAFERKORN ET AL., 1999). **Abb. 27** zeigt das Modellgebiet mit dem Basisraster und Lupen über den zwei Schwerpunktgebieten (Einflussgebiet der Wasserwerke Naunhof und Randriegel Tagebau Espenhain) .

Die Festlegung der Modellgrenzen erfolgte mit dem Ziel, eine Berandung zu finden, über die kein oder ein konstanter Zu- oder Abfluss in oder aus dem Modellgebiet stattfindet bzw. dieser als Zeitfunktion über den gesamten Berechnungszeitraum bekannt ist.

Zur Erstellung des geometrischen Teilmodells (Ortsdiskretisierung) und des Parametermodells (stoffliche Kennzeichnung des Strömungsraumes) waren umfangreiche hydrogeologische Vorarbeiten notwendig.

Im Tagebau Espenhain wurde das auf rd. 80 m ü NN liegende Braunkohlenflöz IV abgebaut. Auf Grund der hydraulischen Kopplungen, die im Untersuchungsgebiet zwischen allen Grundwasserleitern und zu den Fließgewässern bestehen, mussten alle über dem Flöz IV liegenden 11 tertiären und 5 quartären Grundwasserleiter in die Untersuchungen einbezogen werden.

Dabei konnten teilweise vorhandene Unterlagen der Hydrologischen Großraummodelle Leipzig Nord und Süd (LMBV, 1995) verwendet werden. Aber für den überwiegenden Teil des Bearbeitungsgebietes wurden vom IBGW Leipzig neue hydrogeologische Schnitte erarbeitet - und, um die Lagerungsverhältnisse und die Verbreitung der einzelnen Grundwasserleiter zu veranschaulichen, für jeden Grundwasserleiter die Isolinien der GWL-Sohle konstruiert. Für diese Grundlagenarbeiten wurden ca. 10 000 Schichtenverzeichnisse gesichtet und ca. 4500 für die Bearbeitung ausgewählt. Neben dem Archiv des Sächsischen Landesamtes in Freiberg stellten hierzu auch die MIBRAG bzw. MBS GmbH und die ehemalige SDAG Wismut ihre Unterlage zu Bohrungen zur Verfügung.

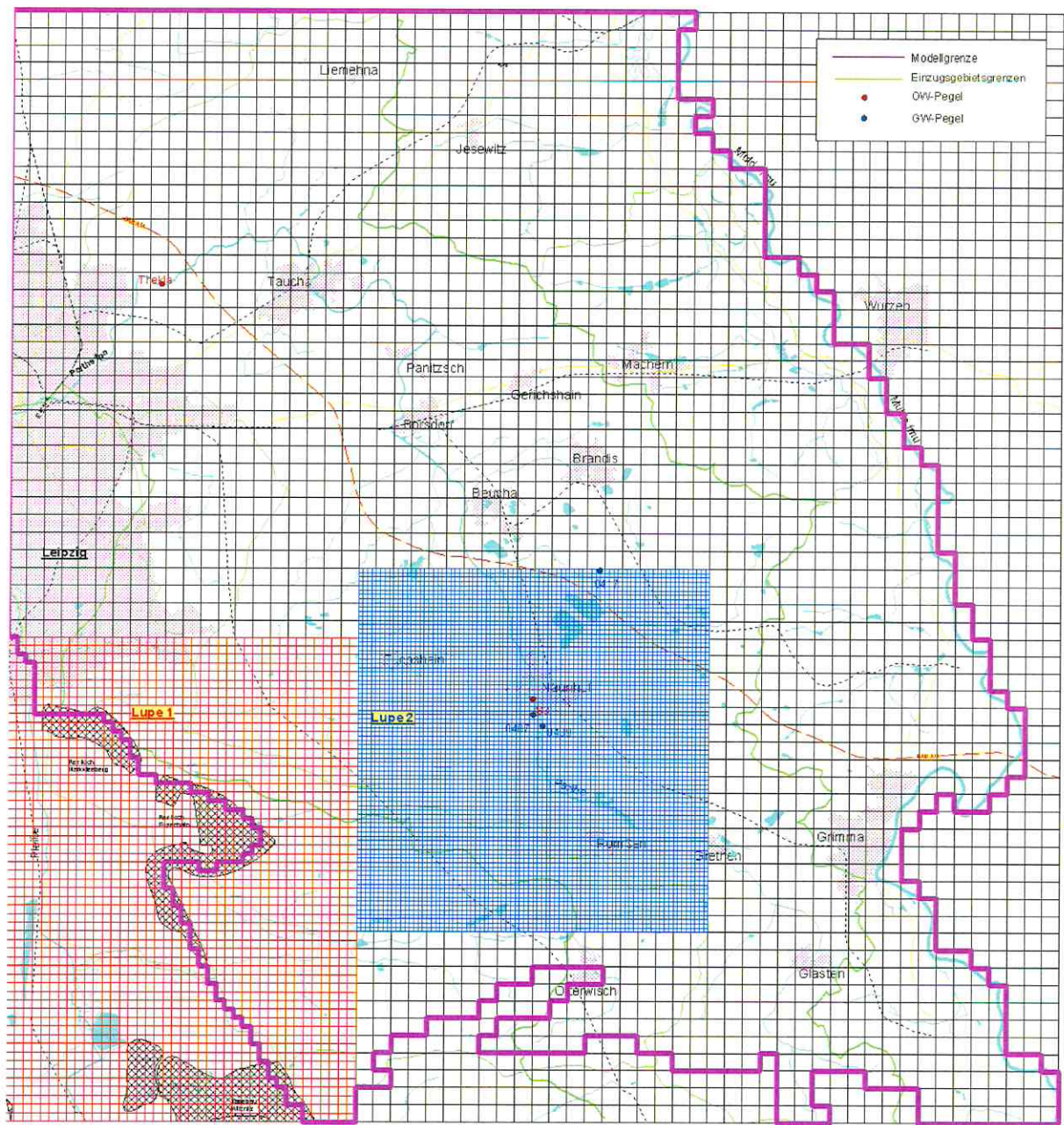


Abb. 27: Modellgebiet mit oberirdischer Einzugsgebietsgrenze des Parthegebietes, Modellraster und Modellberandung

Im Ergebnis der Untersuchungen wurden die 16 untersuchten Grundwasserleiter (GWL) über dem Flöz IV zu 5 Modellgrundwasserleitern (MGWL) zusammengefasst, für die elementweise neben den geometrischen Daten (Lage der Sohle, Mächtigkeit und Kopplungsstellen der Grundwasserleiter), der k_f -Wert, das Porenvolumen und der Speicherkoeffizient ermittelt wurden.

Grundlage für die Modellierung bildete ein Orthogonalnetz mit einer Netzweite von 500 m x 500 m. Für die beiden besonders interessierenden Bereiche östlich des Tagebaues Espenhain und im Bereich der Wasserwerke Naunhof erfolgte eine lokale Netzverfeinerung (Lupen) mit Elementgrößen von 250 m x 250 m und 125 m x 125 m (**Abb. 27**). Damit wurde für das

Untersuchungsgebiet ein Netz mit 65.935 Elementen erzeugt, wovon innerhalb der Modellgrenzen 26.284 Elemente (mit unterschiedlicher Verteilung auf die einzelnen Grundwasserleiter) belegt sind.

Zur Einbindung der Fließgewässer mussten für jedes Element, das einen Flussabschnitt abbildet, Breite, Länge, Sohlhöhe und Kolmationsbeiwert des Fließgewässers bekannt sein. Von diesen Parametern ist die Sohlhöhe der Wert, der die Berechnungsergebnisse am meisten beeinflusst, wobei gerade Messwerte der Sohlhöhe und auch des Kolmationsbeiwertes nur in geringem Umfang verfügbar waren (20 Bohrstockuntersuchungen im Flussbett der Parthe).

Im Modell sind die Grundwasserentnahmen und Abwasserrückleitungen in ihrem zeitlichen Verlauf erfasst. Sie finden im Modell als innere Randbedingung 2. Art Berücksichtigung.

Die erforderliche Kalibrierung des Modells erfolgte für den Zeitraum Oktober 1988 bis April 1994. Dabei waren die Jahre 1989 bis 1992 infolge geringer Niederschläge und lang anhaltender sehr warmer Perioden durch eine extrem niedrige Grundwasserneubildung gekennzeichnet. Dies hatte in Verbindung mit den vorhandenen Grundwassernutzungen eine Überbeanspruchung des Wasserdargebotes zur Folge. Die Parthe fiel im Raum Naunhof in den Jahren 1991 bis 1993 jeweils über mehrere Monate trocken. Auf Grund hoher Niederschläge in den Jahren 1993 und 1994 wurde diese Trockenperiode unmittelbar durch eine Feuchtperiode abgelöst, die wieder zu erhöhten Grundwasserständen und Abflüssen in der Parthe führte. Diese hydrologischen Bedingungen sollten durch das Modell nachvollzogen werden. Der Vergleich zwischen Mess- und Berechnungsergebnissen erfolgte anhand von Hydroisohypsenplänen, Differenzenplänen der GW-Stände, Wasserbilanzen sowie GW-Stands- und Abflussganglinien.

Der Vergleich der aus Messwerten konstruierten Hydroisohypsen mit den berechneten wies neben den Bereichen mit guter Übereinstimmung auch Bereiche mit tieferen (im Raum Glasten) oder höheren Wasserständen (im Bereich der Naunhofer Wasserfassung II) aus. Diese Abweichungen werden u. a. auf die Unsicherheiten bei der Bestimmung der Grundwasserneubildung unter Wald, der teils noch mangelhaften Berücksichtigung der prätertiären Hochlagen und auf Diskrepanzen zwischen dem tatsächlichen und dem in zu geringer zeitlicher Auflösung modellierten Förderregime der Wasserwerke, zurückgeführt.

Mit Ausnahme dieser Bereiche wurden die Grundwasserstände mit einer Genauigkeit von 10 - 40 cm - häufig auch besser als 10 cm berechnet.

In **Abb. 28** wurden dem berechneten Partheabfluss am Pegel Thekla der mittels Separation gemessener Durchflussganglinien ermittelte Basisabfluss (s. Kapitel 3.1) gegenübergestellt. Wie der Vergleich zeigt, gehen die gemessenen und errechneten Werte im Verlauf von Perioden mit überwiegend Basisabfluss in der Parthe, wie es im Zeitraum von 1990 bis 1993 (bis auf einige Monate mit Starkregen) der Fall war, konform.

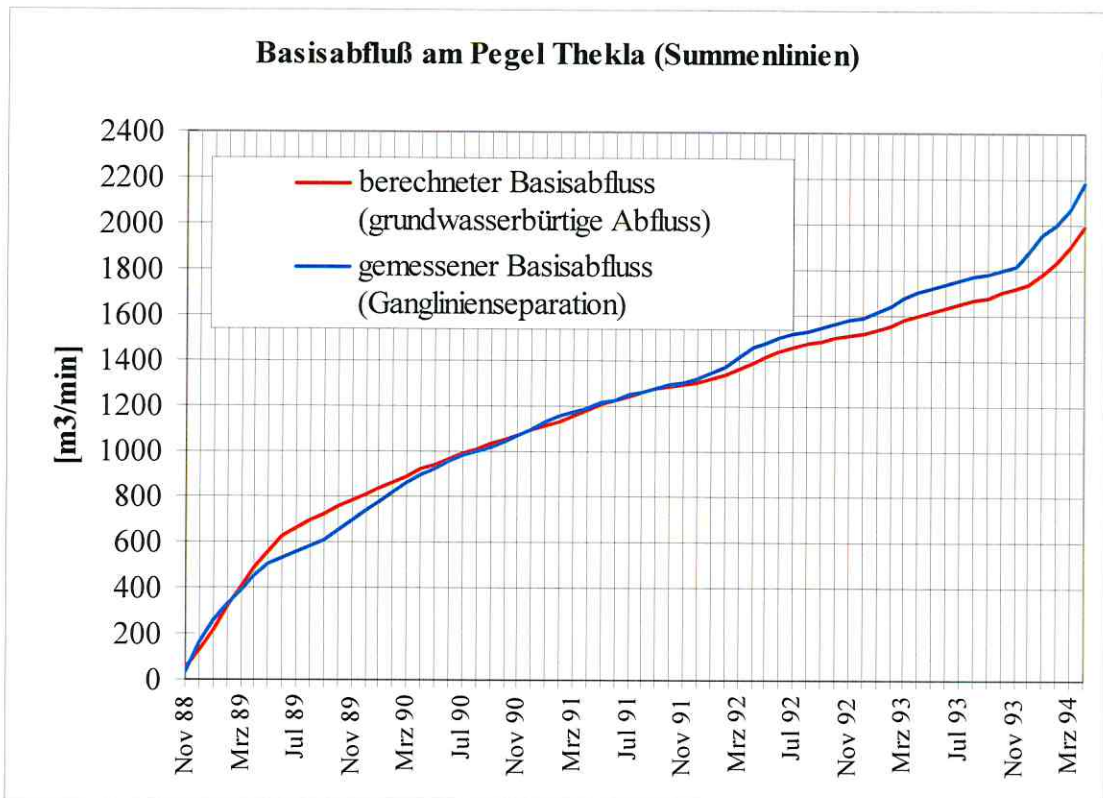
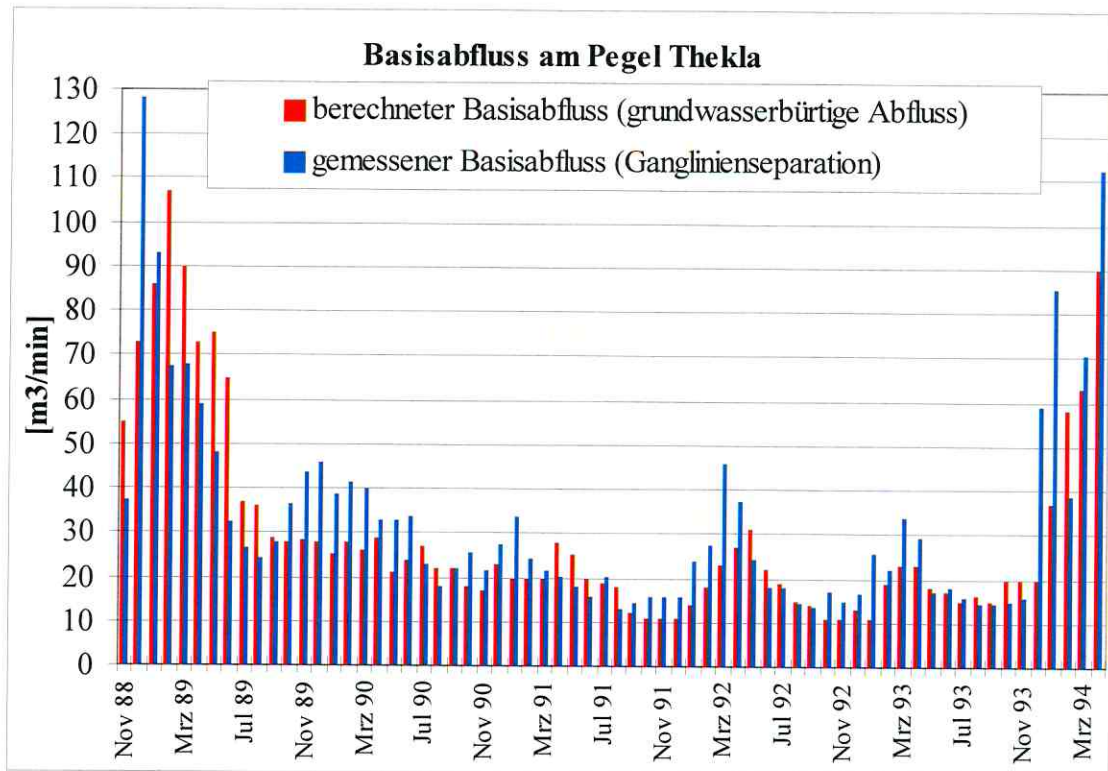


Abb. 28: Vergleich von berechnetem und mittels Ganglinienseparation am Pegel Thekla ermitteltem Basisabfluss

Im Rahmen des hier beschriebenen Teilprojektes „Bestimmung des Nitratstromes im Grund- und Oberflächenwasser mit dem Modell PART auf der Basis von PCGEOFIM®“ wurde das Modell für den Zeitraum 1980-1997 qualifiziert.

Das erforderte die Aktualisierung aller zeitabhängigen Rand- und Anfangsbedingungen u. a.:

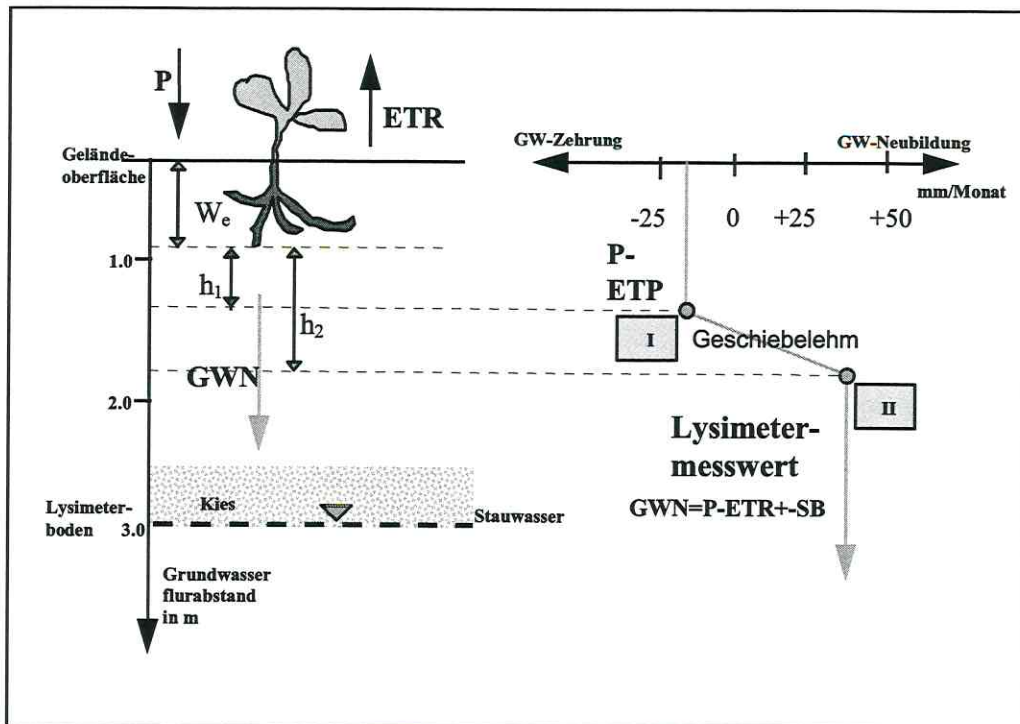
- der Durchflussganglinie am Pegel Glasten, die den Parthezufluss zum südlichen Modellrand (Grenze zum Festgesteinsbereich) repräsentiert,
- aller Randelemente zur Berücksichtigung des Grundwasserzustromes über den südlichen Modellrand
- aller Randelemente, die die Auswirkungen von Grundwasserstandsabsenkung und anschließendem Wiederanstieg im ehemaligen Tagebau Espenhain beschreiben,
- Fördermengen der im Modellgebiet befindlichen Wasserwerke sowie
- Abwassereinleitungen in die Parthe und ihre Nebenflüsse.

Für die als obere Randbedingung benötigte Grundwasserneubildung (GWN) wurden orts-, zeit- und flurabstandsabhängig Zeitreihen erstellt.

Diese Zeitreihen wurden zunächst aus den Lysimetermesswerten der Lysimeterstation Brandis abgeleitet. Die Zuordnung der Sickerwasserzeitreihen der verschiedenen Lysimeterböden zu den entsprechenden Modellrasterelementen erfolgte auf der Grundlage der Lithofazieskartierung und Karten der Landnutzung. Für die Landnutzung „Landwirtschaft“ wurden die Sickerwasserzeitreihen direkt übernommen. Für „Wald“, „Siedlung“ und zu Tage tretendes Prätertiär wurden die benötigten Zeitreihen in Anlehnung an die Lysimetermessungen und Hinweise aus der Literatur (DORRHÖFER&JOSOPAIT, 1980; WEIGERT, 1995) mittels Abminderungsfunktionen erstellt.

Der Aufgabenstellung entsprechend erfolgten weitere Modellrechnungen mit Grundwasserneubildungsfunktionen (und Nitrat-Konzentrationen) aus einer CANDY-Simulation der Jahre 1980 bis 1997 für reale Landnutzungs- und Klimaverhältnisse. Da die Berechnungen mit CANDY auf einer (nach Bodentypen) sehr differenzierten Bodenkartierung basierten und deshalb (in Kombination mit Landnutzung und Klima) eine nur schwer verarbeitbare Anzahl von 677 verschiedenen GWN-Funktionen lieferte, wurde anschließend (Arbeitsgruppe Dr. Franko) eine Aggregation auf 11 verschiedene GWN-Funktionen vorgenommen, die mit einer Zuordnungsvorschrift auf die entsprechenden Modellrasterelemente übertragen wurden. Die Berechnungen mit CANDY erfolgten nur für das oberirdische Einzugsgebiet der Parthe und nur für landwirtschaftlich genutzte Flächen. Die somit nicht belegten Modellraster behielten die aus den Lysimetermesswerten abgeleiteten Zeitfunktionen.

Die Abhängigkeit der GWN vom GW-Flurabstand wird im Modell PART durch eine Polygonfunktion realisiert (**Abb. 29**).



bis in eine Tiefe von $(W_e + h_1)$ optimale Wasserversorgung der Pflanzen; $(W_e + h_2)$ tiefste Lage der Wasserscheide;

Abb. 29: Schematische Darstellung der Beziehung zwischen effektiver Grundwasserneubildung und Grundwasserflurabstand am Beispiel von Sandlöß über Geschiebelehm unter landwirtschaftlicher Nutzung

Es wird davon ausgegangen, dass die Sickerwassermenge in 3 m Tiefe der maximalen (potentiellen) GWN von Standorten mit flurfernen Grundwasserständen entspricht. Für flurnahe Grundwasserstände wird die GWN bzw. Grundwasser-Zehrung aus der Differenz von Niederschlag P und potentieller Verdunstung ETP berechnet. Die Bodentiefen I ($W_e + h_1$) oberhalb der $GWN = P - ETP$ ist und die Bodentiefe II ($W_e + h_2$) unterhalb der die potentielle GWN auftritt, werden substrat- und pflanzenspezifisch festgelegt. Zwischen beiden Punkten wird linear interpoliert (HAFERKORN ET AL., 1999).

Ein Vergleich der mittels Lysimeter und mittels CANDY ermittelten GWN auf gleicher Fläche ergab eine Abweichung von 17 % (s. Kapitel 3.6).

Die Speisung bzw. Zehrung aus den Oberflächengewässern berechnet sich aus der Differenz von Gewässerverdunstung (Angaben des DWD) und Niederschlag.

Ein weiterer Schwerpunkt der Arbeiten war die Ermittlung der Anfangsbedingungen für das Modellgebiet (Piezometerhöhen für jedes Rasterelement). Grundlage dafür bildeten die Grundwasserstandsmesswerte aller verfügbaren Messstellen im Frühjahr 1980. Ein flächendeckender Hydroisohypsenplan konnte allerdings nur für den Modellgrundwasserleiter (MGWL) 2 (hauptsächlich quartäre Muldeschotter) erstellt werden. Auf Grund nicht vorhandener Messstellen/Messungen musste den liegenden MGWL die gleiche Piezometerhöhe zugeordnet werden wie MGWL 2. Zusätzlich dazu wurden die Anfangswasserstände der Oberflächengewässer ermittelt.

Zur Überprüfung der für den Zeitraum 1980-1997 erfolgten Modellrechnungen konnten die Wasserstandsganglinien von 20 Grundwasser-Messstellen und die Wasserstands- bzw. Durchflussganglinien von 4 Oberflächenwasser-Messstellen genutzt werden.

Wie **Abb. 30** am Beispiel ausgewählter Grundwasser-Messstellen, die den Modellgrundwasserleiter 2 repräsentieren, zeigt, konnte im Ergebnis der Modellkalibrierung eine gute Nachbildung der Grundwasserstände erreicht werden.

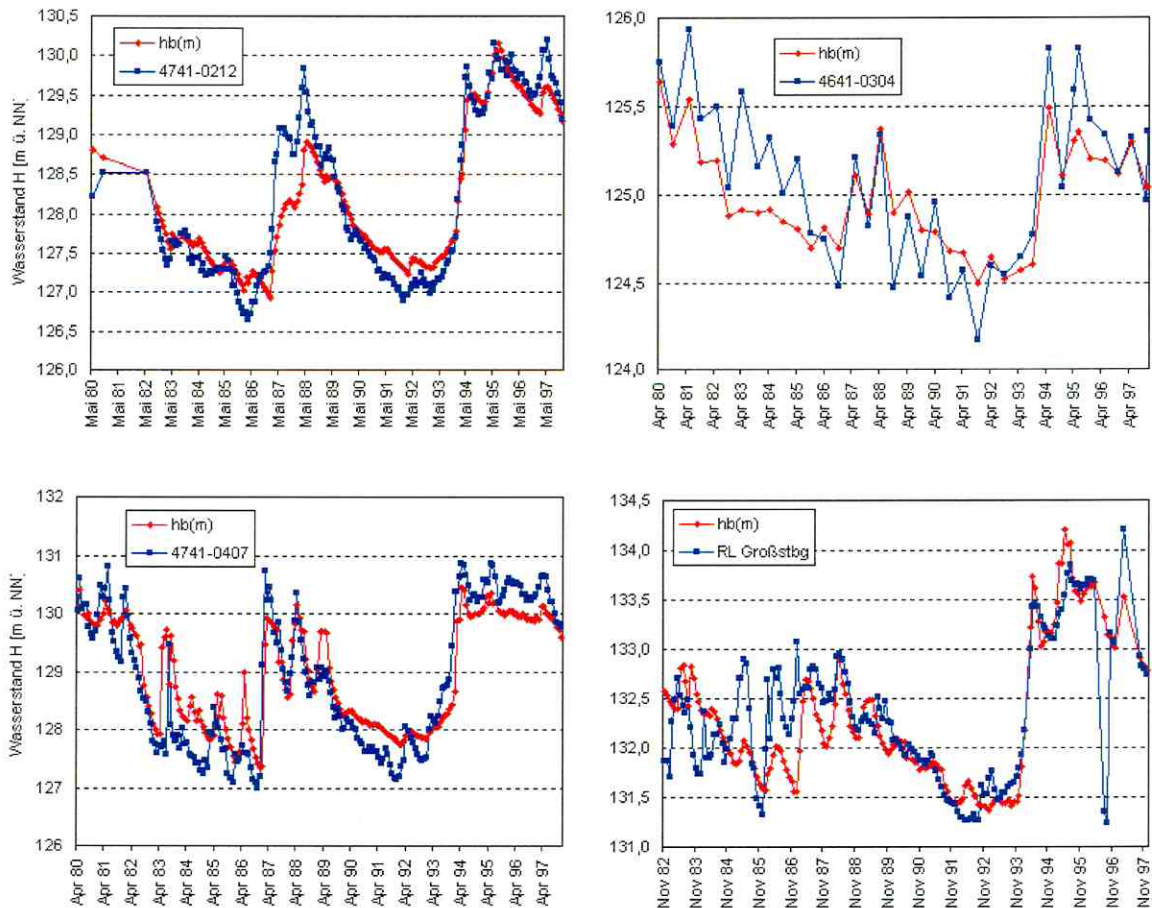


Abb. 30: Simulierte (rot) und gemessene (blau) Grundwasserstandsganglinien

Regional treten im Modell PART aber auch noch zu hohe bzw. zu niedrige Grundwasserstände auf. Dies erfordert eine nochmalige Überarbeitung des Parametermodells hinsichtlich der k_f -Werte in den Problemgebieten. In einigen Volumenelementen macht sich in Form „unnatürlicher“ Grundwasserstandsamplituden das Fehlen der im Modell bisher nicht berücksichtigten Grundwasserleiterdeckschichten bemerkbar. In den Deckschichten sind die vertikalen Verlagerungsgeschwindigkeiten des Bodenwassers sehr gering. Größere Schichtmächtigkeiten bewirken daher lange Fließzeiten und eine Dämpfung der zeitlichen und quantitativen Variabilität der Grundwasserneubildung.

Für den Berechnungszeitraum 1980-97 erfolgte auch ein Vergleich zwischen den mittels DIFGA ermittelten Basisabflüssen (Kapitel 3.1) und den mit PART modellierten Durchflussganglinien am Pegel Thekla. Dabei liegen den Berechnungen einmal die mittels Lysimeter und einmal die mittels CANDY ermittelten Zeitreihen der GWN zugrunde.

Der berechnete Abfluss der Parthe am Referenzpegel Thekla/Parthe (**Abb. 31**) für den Zeitraum 1981-1997 beträgt nur 70 % der Basisabflusssumme nach DIFGA und erreicht insbesondere bei hohen Abflüssen nicht die Werte der Vergleichsganglinie.

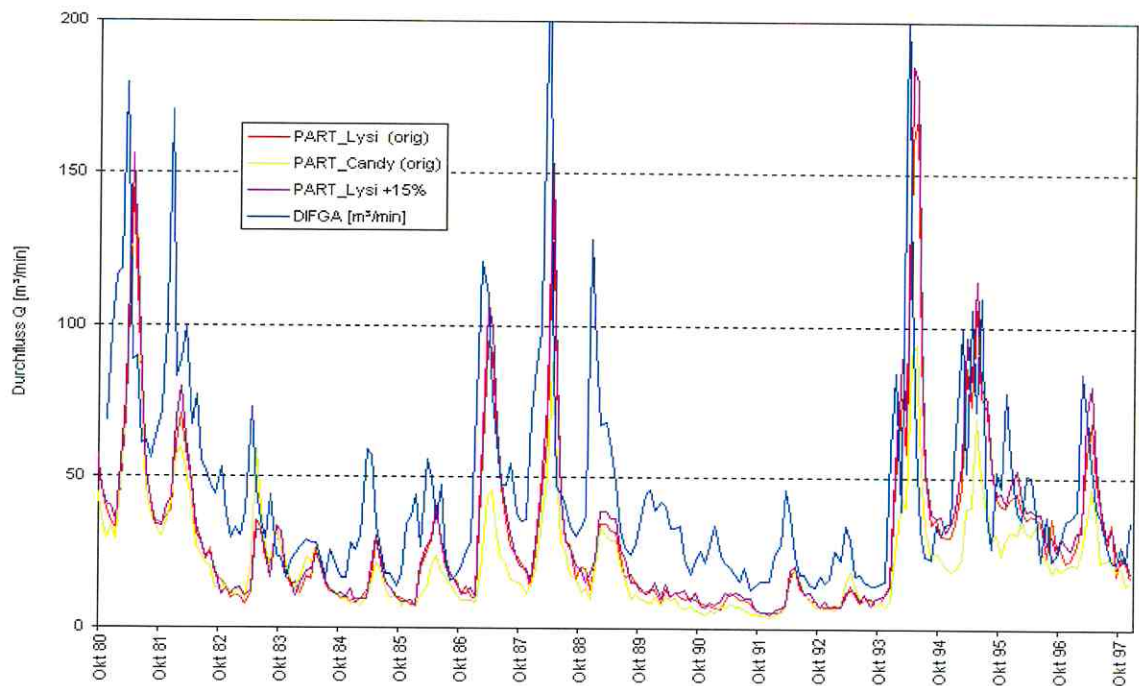


Abb. 31: Vergleich der mit DIFGA separierten und der mit PART simulierten Basisabflüsse bei Verwendung der mittels Lysimeter bzw. CANDY ermittelten Grundwasserneubildung

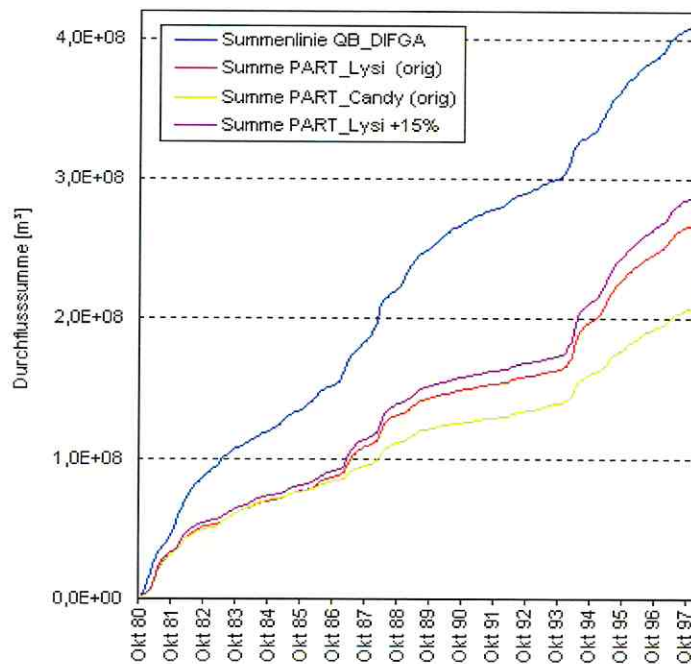


Abb. 32: Summenkurven der mit DIFGA separierten und der mit PART simulierten Basisabflüsse bei Verwendung der mittels Lysimeter bzw. CANDY ermittelten Grundwasserneubildung

Die beste Anpassung wird nach Entlastung des Wasserhaushaltes durch eine Feuchtperiode und Rückgang der Wasserentnahmen im Zeitraum von 1994-1997 erreicht. Die deutlichsten

Abweichungen treten im Verlauf der Trockenperioden auf, wie auch an den Summenkurven zu erkennen ist (**Abb. 32**).

Für die Unterschiede zwischen den berechneten Oberflächenwasserabflüssen und den aus den gemessenen Abflussganglinien separierten Basisabflüssen sind drei Gründe zu nennen:

- a) Die schnellen Abflusskomponenten können derzeit mit PART nicht modelliert werden. Diese führen aber tatsächlich in den Vorflutern zeitweise zu erhöhten Wasserständen, die wiederum zur Grundwasseranreicherung beitragen. In Trockenzeiten steht dann real ein etwas größerer Grundwasservorrat zur Abgabe an die Vorfluter zur Verfügung, als im Modell.
- b) Die Methodik der Ganglinienseparation mittels DIFGA ist nicht frei von subjektiven Einflüssen. Diese Unsicherheiten wirken sich auch auf die Genauigkeit der separierten Basisabflüsse am Pegel Thekla aus.
- c) Durch die Ortsdiskretisierung unvermeidbar, stimmen die Höhenverhältnisse zwischen Grundwasserleitern und Vorflutern im Modell mehr oder weniger mit der Realität überein. Dies beeinflusst die Höhe der In- und Exfiltration von Grundwasser und damit die Höhe der modellierten Abflüsse im Gewässer.

4.2 Ergebnisse der Grundwasserströmungssimulation

Die nachfolgend detaillierte Beschreibung von Berechnungsergebnissen zur Geofiltration beinhaltet Aussagen zu Stromlinien und Fließzeiten („particle tracking“), zu Wasserbilanzen und Volumenströmen. Dokumentiert wird der zeit- und ortsabhängige Zustand des Grundwasserkörpers im Ergebnis der Berechnungen von 1980-97.

Darüber hinaus stehen im Ergebnis der Berechnungen für jeden beliebigen Zeitschritt weitere umfangreiche Aussagen zur Verfügung, die nicht alle in diesem Bericht dokumentiert werden konnten:

Aus den Piezometerhöhen

- Hydroisohypsenpläne und Grundwasser-Flurabstände
- Fließgeschwindigkeiten und Fließrichtungen des Grundwassers

Aus Bilanzen und Vorräten

- Gebietswasserbilanz
- Grundwasserneubildung (GWN) auf die Modellgrundwasserleiter (MGWL)
- Vorräte und Vorratsänderungen in den MGWL
- Flüsse zwischen den MGWL und den Oberflächengewässern

Aus der Kopplung mit den Oberflächengewässern

- Wasserstände in den Standgewässern
- Wasserstände und Durchflüsse an beliebigen Punkten in den Fließgewässern

4.2.1 Particle Tracking

Beim Particle Tracking werden während der Grundwasserströmungssimulation fiktive Fluidteilchen mit der Abstandsgeschwindigkeit und der Fließrichtung des Grundwassers durch den dreidimensionalen Strömungsraum geführt. Die Aufenthaltsorte der Fluidteilchen werden zu äquidistanten Zeitpunkten abgespeichert. Somit sind die Fluidteilchen entlang ihrer Bahnlinie visuell verfolgbar.

Das Particle Tracking sollte zeigen, wie sich das oberflächen- und damit vorfluternahe und am höchsten mit Nitrat belastete Grundwasser im Einzugsgebiet der Parthe bewegt und welche Fließ- bzw. Aufenthaltszeiten auftreten können. Dazu wurden auf der Grundlage der Modellgrundwasserstände zum Zeitpunkt 10/1980 im gesamten Modellgebiet in einer Tiefe von 0,5 m unter der Grundwasseroberfläche Startpunkte in einem 500-m-Raster festgelegt. Somit wurden jeweils im obersten wassergefüllten Modellgrundwasserleiter Startpunkte gesetzt. Die Bahnlinien entstanden im Verlauf der instationären Simulation von 10/1980 bis 12/1997. Die hydrologische Ausgangssituation war eine Feuchtperiode mit hohen Grundwasserständen. Ihr folgten zwei Trocken- und zwei Feuchtperioden. Eine Bahnlinie verkörpert von ihrem Start- bis zu ihrem Endpunkt die Bewegung eines fiktiven Fluidteilchens im Grundwasserkörper in der Zeitspanne von 17 Jahren. Die Länge der Bahnlinien korreliert mit der Höhe der Fließgeschwindigkeiten.

In **Anlage 5** findet sich als Beispiel die Darstellung der Ergebnisse des Particle Trackings für den Modellgrundwasserleiter 2. Die Modellgrundwasserleiter 4 und 5 waren nur mit wenigen Startpunkten besetzt. Die meisten fiktiven Fluidteilchen bewegen sich im Modellgrundwasserleiter 2, dem Hauptgrundwasserleiter. Die Bahnlinien im dargestellten Modellgrundwasserleiter 2 erscheinen in roter Farbe, die Bahnlinien von Teilchen in einem liegenden oder hangenden Modellgrundwasserleiter in grau. Die jeweiligen horizontalen Verbreitungsgrenzen der Grundwasserleiter sind schwarz dargestellt. Als Orientierungshilfe unterliegen als Topographie das Gewässernetz und die Ortschaften.

Die Hauptgrundwasserströmung ist im Parthegebiet von SO nach NW gerichtet und findet im Modellgrundwasserleiter 2 statt. Im südlichen Einzugsgebiet verläuft die Strömung parallel zur Parthe in Richtung der Wasserwerke Naunhof. Diese „fangen“ im Absenkungstrichter einen Großteil der fiktiven Fluidteilchen aus dem südlichen Einzugsgebiet, in dem relativ große Fließgeschwindigkeiten herrschen, ein. Nordwestlich der Wasserwerke, im abstromigen Bereich des Absenkungstrichters, liegen sehr kleine Fließgeschwindigkeiten vor. Die Berechnungen zeigen weiter, dass die Kiesseen Naunhof nur unwesentlich durchströmt werden und der Ammelshainer See hauptsächlich aus NO Zufluss erhält.

Nördlich der Linie Baalsdorf - Beucha nimmt die Grundwasserströmung einen mehr westlichen Verlauf und durchquert Areale mit einer mächtigeren Geschiebemergelüberdeckung in Richtung Thekla und Leipzig, von wo auch ein merklicher Grundwasserzustrom aus N in Richtung Parthe vorhanden ist.

Die Parthe wird im südlichen Teil bis Naunhof und im Bereich Borsdorf – Panitzsch – Taucha von der Grundwasserströmung „unterfahren“. Zwischen Naunhof und Borsdorf und abstromig Taucha sind dagegen ausgeprägte Grundwasser-Zuströme zur Parthe zu erkennen.

Im Fall einer simulierten, hier nicht dokumentierten Abschaltung der Grundwasserförderung im Raum Naunhof, ist der Zustrom zur Parthe insbesondere im südlichen Einzugsgebiet ausgeprägter. Die Kiesseen Naunhof werden dann durch den Hauptgrundwasserstrom aus SO angeströmt und deutlich durchströmt.

Aus der Anordnung der Bahnlinien ist zu erkennen, dass Fließzeiten von deutlich mehr als 17 Jahren keine Ausnahme bilden, um Stoffe mit dem Grundwasser aus Teilen des Einzugsgebietes bis in die Nähe der Vorfluter zu transportieren, über die sie (nach der Exfiltration) mit der fließenden Welle das Einzugsgebiet in relativ kurzer Zeit verlassen können.

Die Darstellung des Particle Trackings in der Horizontalebene darf nicht darüber hinweg täuschen, dass der Stofftransport in Abhängigkeit von der Grundwasserströmung ein dreidimensionaler Prozess ist. Das Grundwasser erreicht nicht nur in der Horizontalebene den Vorfluter, sondern hauptsächlich über eine Vertikalströmung. Dieses aufsteigende Grundwasser ist älter und besitzt eine andere hydrochemische Charakteristik (nitratärmer). Um feststellen zu können, wann und mit welcher Stofffracht es im Untersuchungsgebiet neu gebildet wurde, bedarf es weiterer Modellrechnungen mit einer feineren Ortsdiskretisierung. Stoffbilanzen für kurz- und mittelfristige Zeiträume erfordern selbst für konservative Wasserinhaltsstoffe die Zuordnung der im Vorfluter zu einem bestimmten Zeitpunkt (oder Zeitraum) gemessenen Stofffracht zu einer zugehörigen Neubildungsfläche und zu einem Neubildungszeitraum. Weitere Modellrechnungen zur Lösung dieser Fragestellung sind nur dann sinnvoll, wenn die Parameter die die Anbindung der Vorfluter an die entsprechenden Grundwasserleiter im Modell realisieren (z. B. Sohlhöhen, Kolmationswerte) überarbeitet werden.

Ein anderer wesentlicher, bisher wenig betrachteter Prozess ist die Passage des Wassers durch die ungesättigte Zone vor Erreichen des Grundwasserkörpers. Diese kann in Abhängigkeit von der Schichtmächtigkeit, den bodenphysikalischen Charakteristika, der Ausbildung präferentieller Fließwege und vom Grundwasserflurabstand einige Stunden bis einige Jahre in Anspruch nehmen. Aussagen zur Verlagerungsgeschwindigkeit des Bodenwassers in typischen Böden des Parthegebietes finden sich in HAFERKORN, 2000. Die Stofftransportprozesse auf dem Weg zwischen der Wurzelzone und der wassergesättigten Zone sind kaum untersucht. So standen insbesondere bei mächtigen Deckschichten mit unterschiedlichen Substraten die erforderlichen Parameter zur Simulation der Stofftransport- und Umsatzprozesse auch für die Berechnungen mit CANDY nicht zur Verfügung. Die Dauer der Bodenpassage des Sickerwassers steht im engen Zusammenhang mit der Schutzfunktion der Grundwasserleiterdeckschichten (s. Kapitel 3.3).

4.2.2 Wasserbilanz für das unterirdische Einzugsgebiet der Parthe

Um einen Einblick in die Dynamik des Grundwassers im Parthegebiet zu erhalten, wurde innerhalb des Modellgebietes ein Bilanzgebiet (**Abb. 33**) ausgewiesen. Für dieses erfolgte die Berechnung aller relevanten Volumenströme, wie innere und äußere Randbedingungen, der Wasseraustausch zwischen Oberflächengewässern und dem Grundwasser sowie der Wasseraustausch zwischen den Modellgrundwasserleitern.

Zur Ausgrenzung des Bilanzgebietes konnte auf die Darstellung der unterirdischen Einzugsgebietsgrenzen der Parthe in HGN et al. (1996) zurückgegriffen werden. Darin wird allerdings nicht Bezug auf den Referenzpegel Thekla, sondern auf die Einmündung der Parthe in die Weiße Elster genommen. Die unterirdischen Einzugsgebietsgrenzen wurden unter Zuhilfenahme von Hydroisohypsenplänen und der Ergebnisse des Particle Tracking überprüft.

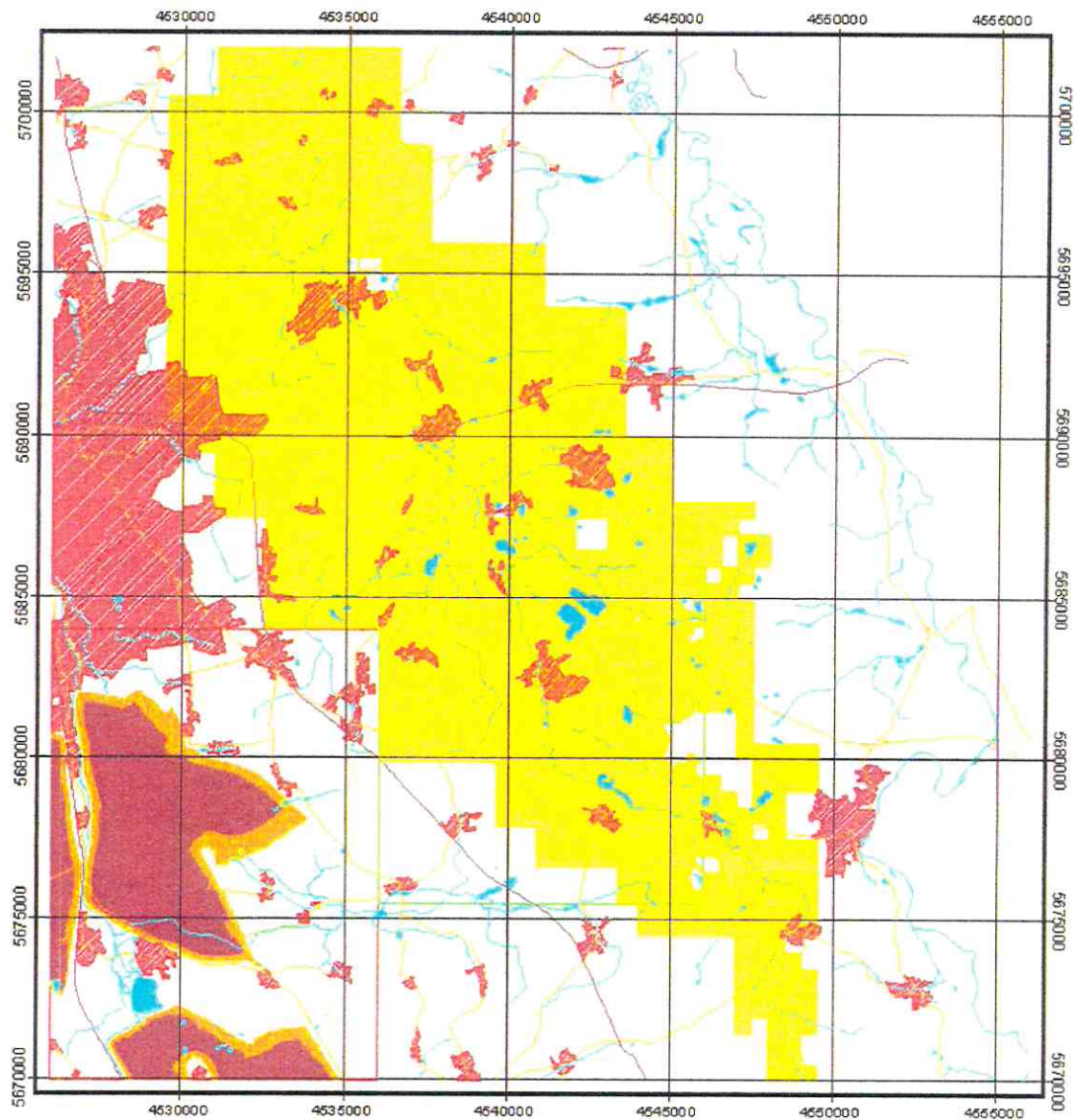
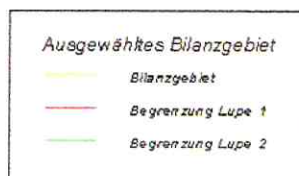


Abb. 33: Ausgewähltes Bilanzgebiet



Aus dem Particle Tracking geht hervor, dass südlich vom Pegel Thekla Wasser unterirdisch abströmt. Diese Wassermenge musste ermittelt und in der Wasserbilanz berücksichtigt werden. Dazu wurde im Modell abstromig des Pegel Thekla in Richtung S – N ein Schnitt senkrecht zur Grundwasserströmungsrichtung gelegt und über diesen Querschnitt, der die nordwestliche Grenze des Bilanzgebietes bildet, der Gebietsauslass ermittelt.

Abb. 34 zeigt die Wasserhaushaltskomponenten Grundwasserneubildung, Grundwasservorrat in Summe aller Modellgrundwasserleiter und den Parthedurchfluss am Gebietsauslass im Modellelement [8 48 2] im zeitlichen Verlauf. Zu erkennen sind die Trockenperioden 1982-1985 und 1990-1993 und die Feuchtperioden 1980/81, 1987/88 und 1994-1996.

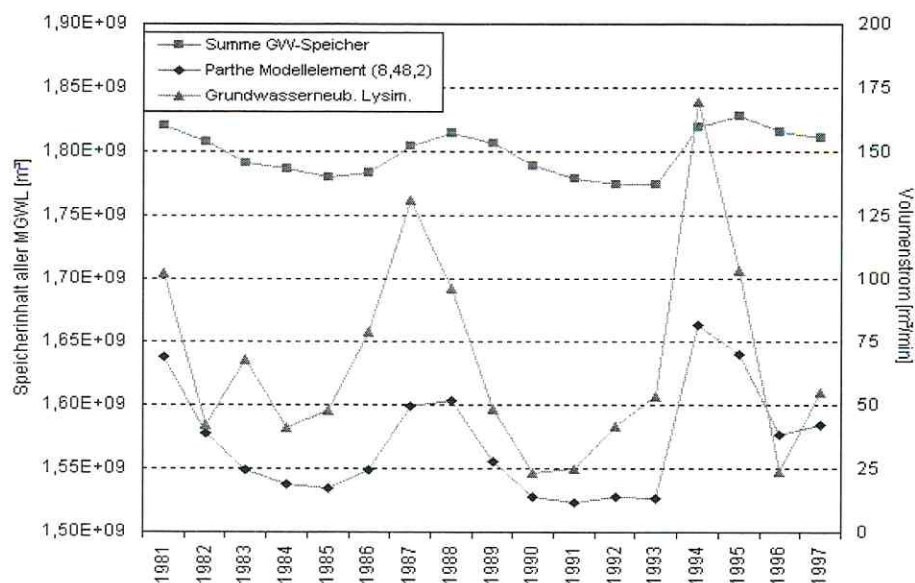


Abb. 34: Grundwasserneubildung [m^3/min], Grundwasservorrat [m^3] und Parthedurchfluss am Gebietsauslass in [m^3/min]

4.2.3 Erläuterung der einzelnen Volumenströmen im Bilanzgebiet

Abb. 35 zeigt stark vereinfacht alle im Modell berücksichtigten Wasserflüsse als Mittel der Jahre 1981-1997 in m^3/min . Zur Veranschaulichung des Wasseraustausches zwischen Grundwasser und Vorfluter wurden die Vorfluter von den Grundwasserleitern abgehoben. Die Grundwasserleiter sind schematisiert und entsprechen hier nicht den natürlichen Lagerungsverhältnissen.

Zuflüsse:

- Die Grundwasserneubildung gelangt in jedem Zeitschritt orts- und flurabstandsabhängig auf die Grundwasseroberfläche des jeweils obersten wassergefüllten Modellgrundwasserleiters. Sie ist die wichtigste positive Bilanzgröße des Gebietes. Für die Bilanzrechnungen wurden die Lysimeterfunktionen benutzt. Aus **Tab. 18** geht die Verteilung der GWN auf die einzelnen MGWL hervor.

Tab. 18: Verteilung der Grundwasserneubildung auf die Modellgrundwasserleiter

MGWL	GWN [m^3/min]
1	24,3
2	38,0
3	4,0
4	0
5	1,5

- Der Grundwasserzustrom am südlichen Rand wird durch die dort definierten Randbedingungen 1. Art realisiert.
- Der Parthezufluss zum Bilanzgebiet erfolgt Berücksichtigung einer Ganglinie, die dem Durchfluss am Pegel Glasten/Parthe entspricht.
- Der Zufluss aus Nebenflüssen entsteht durch Unterschiede zwischen dem gewählten (unterirdischen) Bilanzgebiet und dem oberirdischen Einzugsgebiet. So liefern einige Nebenflüsse der Parthe einen Zufluss zum Bilanzgebiet.
- Der Abwasserzustrom resultiert aus den wichtigsten, vom StUFA Leipzig benannten Einleitern (Kläranlagen).

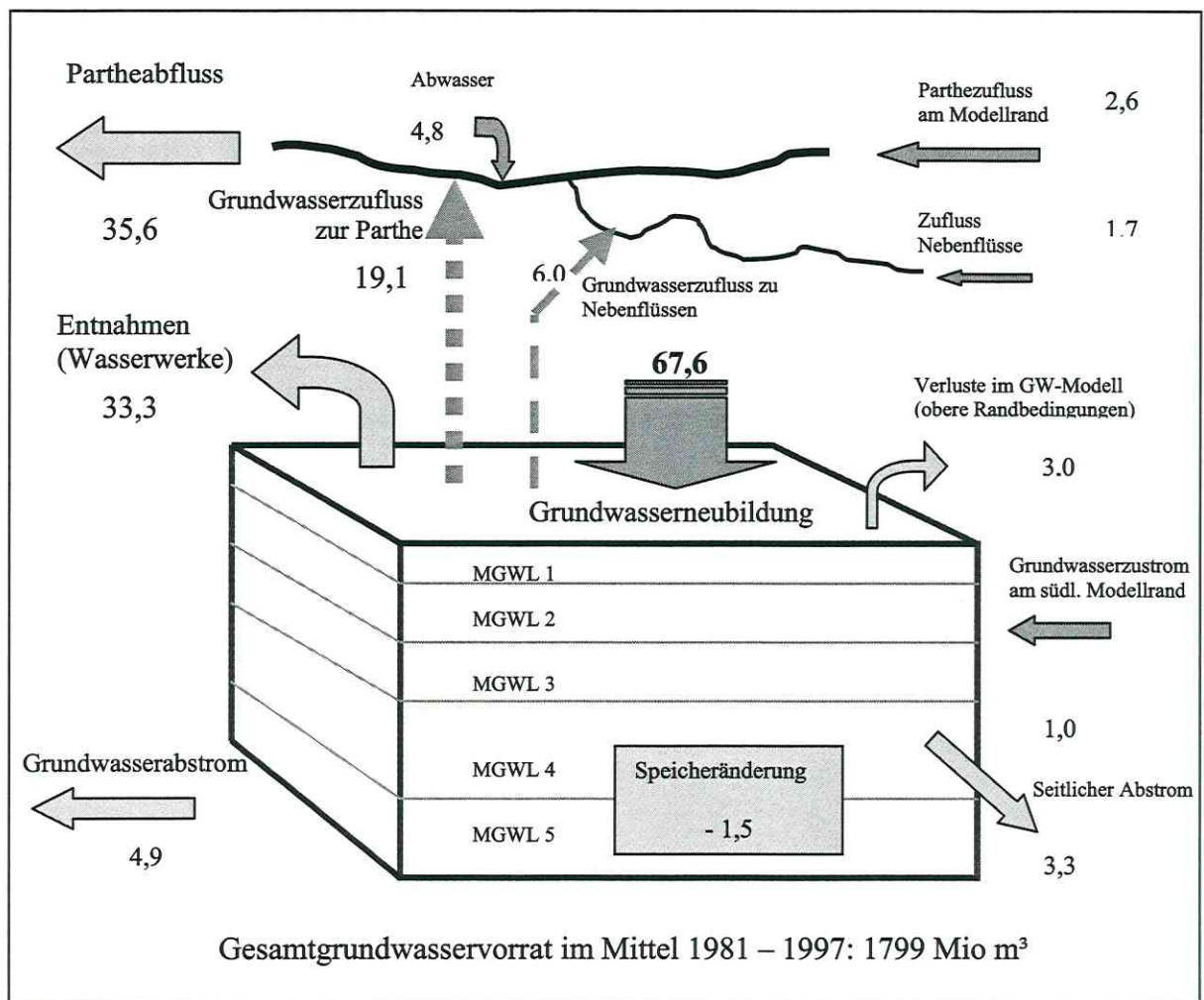


Abb. 35: Mit PART berechnete mittlere Volumenströme im Bilanzgebiet in m^3/min

Abflüsse:

- Die Abflussmenge der Parthe ist die größte negative Bilanzgröße des Gebietes. Der Partheabfluss wird wesentlich durch die Grundwasserförderung, hauptsächlich durch die Wasserwerke Naunhof, beeinflusst. Im Bilanzzeitraum wird rund die Hälfte der Grundwasserneubildungsmenge durch die Wasserwerke gefördert, wobei rd. 70 % der Wasserhebung der Wasserwerke Naunhof das Bilanzgebiet in Richtung Leipzig verlässt. Die Folge davon sind Abflüsse in den Vorflutern und Grundwasserständen, die deutlich niedriger sind, als die natürlichen. Insbesondere in Trockenjahren fiel die Parthe im Raum Naunhof häufiger und länger trocken, als dies ohne Einfluss der

Wasserwerke der Fall wäre, wie die entsprechenden Modellrechnungen ohne Wasserwerke gezeigt haben.

- Die Wasserförderung der Wasserwerke Naunhof 1 und 2 ging Ende der 80er Jahre um zwei Drittel auf insgesamt ca. 12 Tm³/Tag zurück. Viele Kleinwasserwerke wurden in den 90er Jahren geschlossen, die Förderung der größeren Wasserwerke gedrosselt, was den Wasserhaushalt entlastet. Die Wasserförderung der Wasserwerke Naunhof beeinflusst jedoch nach wie vor den Grundwasserstrom und damit den Stofftransport im Parthegebiet.
- Der Grundwasserabstrom beschreibt den unterirdischen Abfluss aus dem Bilanzgebiet südlich vom Pegel Thekla in Richtung Westen. Er erreicht im Mittel die Größenordnung von einem Siebtel des grundwasserbürtigen Oberflächenabflusses am Pegel. Nördlich des Pegels tritt lt. Modellrechnung kein nennenswerter unterirdischer Abfluss auf.
- Der seitliche Abstrom von Grundwasser ist bedingt durch das „Heraustrennen“ des Bilanzgebiets aus dem eigentlichen Modellgebiet, wobei der MGWL 2 den größten Anteil liefert.
- Die „Verluste“ im GW-Modell entstehen durch die Definition oberer Randbedingungen, die verhindern, dass im Modell in Perioden starker Grundwasserneubildung der Grundwasserspiegel über die Geländeoberfläche tritt. Das abgeschlagene Wasservolumen steht im weiteren Verlauf dem Modell nicht mehr zur Verfügung.

Aus dem Grundwasservorrat exfiltrieren im Mittel 25,1 m³/min in die Vorfluter, wovon 17,4 m³/min dem MGWL 2 und 7,8 m³/min dem MGWL 1 entstammen. In 7 der 213 Zeitschritte (Monate) tritt überwiegend Infiltration von Flusswasser auf, d.h. es kommt im Verlauf dieser Monate im Längsschnitt der Parthe zu keiner Durchflusserhöhung. In der Regel treten im Flusslauf an verschiedenen Abschnitten gleichzeitig Exfiltration und Infiltration auf. So versickern im Abschnitt Pomßen – Naunhof Wassermengen aus der Parthe, während im Abschnitt Taucha – Pegel Thekla Grundwasserzufluss zur Parthe zu einer Durchflusszunahme führt. Die Genauigkeit, mit der diese ortsabhängigen Prozesse mit dem Modell simuliert werden können, hängt davon ab, mit welcher Genauigkeit und Informationsdichte die erforderlichen Parameter zur Beschreibung der Höhenverhältnisse, der Gerinnegeometrie (einschließlich Wasserstands-Durchfluss-Beziehung) und zur Kolmation der Gewässersohle zur Verfügung stehen. Eine hohe Genauigkeit ist insbesondere dann von Bedeutung, wenn der Austrittsort des belasteten Grundwassers in den Vorfluter eine Rolle spielt.

Nachfolgend wurden die Wasserströme zwischen den untereinander vertikal und horizontal hydraulisch verbundenen Grundwasserleitern des Bilanzgebietes quantifiziert. **Abb. 36** veranschaulicht die Volumenströme zwischen den Modellgrundwasserleitern, wobei die Beschreibung der komplexen hydrogeologischen Situation im Untersuchungsgebietes durch nur fünf Modellgrundwasserleiter prinzipiell eine wesentliche Vereinfachung beinhaltet.

Die Volumenströme werden in **Abb. 36** allein durch vertikale Pfeile ausgedrückt, wobei die obere Zahl den Fluss (in m³/min) aus dem älteren in den jüngeren MGWL (z.B. MGWL 2 → MGWL 1) anzeigt, die untere Zahl den umgekehrten Fall. Zum Vergleich sind auch die Grundwasserneubildung, die Wasserförderung und die Exfiltration des Grundwassers eingetragen.

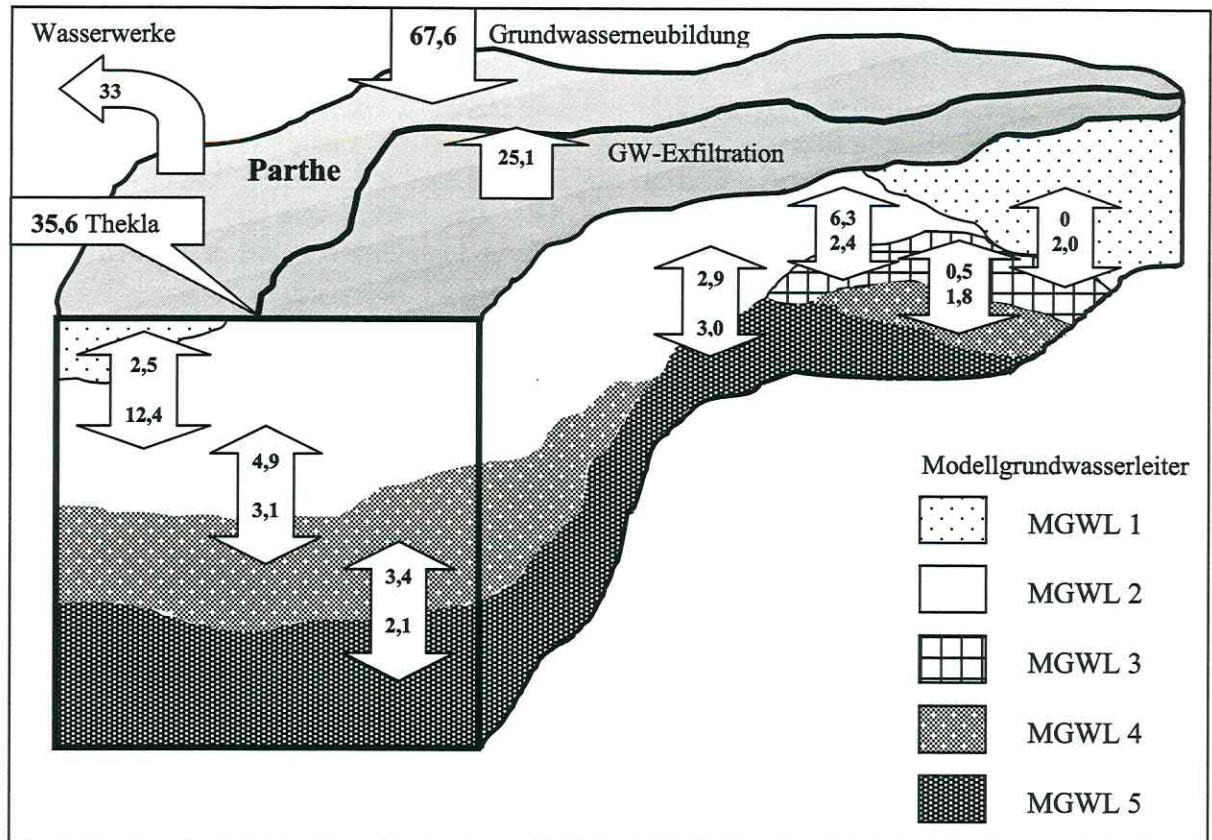


Abb. 36: Volumenströme (mit PART berechnet: Parthedurchfluss und GW-Exfiltration sowie Austausch zwischen den Modellgrundwasserleitern; RB: Entnahme der Wasserwerke und Grundwasserneubildung in m³/min)

Aufgrund der stark wechselnden Höhenlagen kann Wasser eines Grundwasserleiters auch horizontal in einen anderen fließen, so gleichfalls von einem quartären in einen tertiären und umgekehrt. Praktisch treten alle möglichen Verbindungen zwischen den MGWL 1 - 5 auf. Jedoch besteht nicht zwischen allen ein nennenswerter Wasseraustausch.

Der MGWL 2 (Hauptgrundwasserleiter) erhält aufgrund seiner Höhenlage und guten hydraulischen Verbindung einen großen Zustrom aus dem MGWL 1. Aufgrund der hohen anthropogenen Stoffbefrachtung (s. Kapitel 3.4), des geringen Denitrifikationspotenzials der quartären Sedimente und der geringen Aufenthaltszeiten belastet dieses Grundwasser den Hauptgrundwasserleiter mit einer hohen Nitratfracht. Gleichzeitig erhält der MGWL 2 lokal auch Grundwasser aus den älteren (tertiären) MGWL 3, 4 und 5, welches deutlich geringere Stoffkonzentrationen aufweist. Dies hat eine Mischung von Wässern unterschiedlicher Beschaffenheit zur Folge und erschwert die Interpretation der Wasseranalysen. Durch die Wasserentnahme werden die Mischungsprozesse verstärkt. So fördern die Wasserwerke Naunhof nachweislich auch anteilig Wasser aus den tertiären Thierbacher Schichten.

Legt man den Grundwasservorrat und die durchschnittliche Grundwasserneubildungsrate im Bilanzgebiet zugrunde, resultiert daraus eine theoretische Aufenthaltszeit des Grundwassers von ca. 50 Jahren. Dabei bestehen aber zwischen den einzelnen Grundwasserleitern große Unterschiede, wie aus Tab. 19 hervorgeht. In die Berechnung gingen die Grundwasserneubildungsrate (GWN), der Zustrom aus anderen Modellgrundwasserleitern ($Q_{zu, MGWL}$) und der Grundwasservorrat (V_{GW}) ein.

Tab. 19: Berechnung der theoretischen Aufenthaltszeit des Grundwassers in den MGWL

MGWL	GWN [m ³ /min]	Q zu MGWL [m ³ /min]	V _{GW} [Mio m ³]	Aufenthaltszeit [a]
1	24,3	2,5	117,7	8
2	38,0	26,5	651,8	19
3	4,0	4,9	177,6	38
4	0	8,3	329,6	76
5	1,5	5,1	524,4	152

Der schnellste Wasserumsatz findet im Einzugsgebiet der Wasserwerke Naunhof, d.h. im südlichen Parthegebiet statt. Hier bestehen, infolge der geringen Grundwasserleiterbedeckung, gute Grundwasserneubildungsbedingungen, gute Infiltrationsbedingungen für Oberflächenwasser und infolge der Wasserentnahmen auch hohe Grundwasserfließgeschwindigkeiten. Damit sind hohe Stoffeinträge in das Grundwasser verbunden. Dass diese Stoffe im südlichen Parthegebiet nicht in vollem Umfang in die Vorfluter gelangen, ist auf die Absenkung des Grundwasserspiegels, das häufige Unterfahren der Parthe und der daraus resultierenden geringen Exfiltration von Grundwasser zurückzuführen.

4.3 Möglichkeiten der Modellierung von Nitrat-Umsatz im Einzugsgebietsmaßstab

Für das hydrologisch und hydrogeologisch gut untersuchte, stark anthropogen beeinflusste Einzugsgebiet der Parthe wurden auf Grundlage von Gebietsuntersuchungen mit dem gekoppelten Oberflächen-/Grundwassermodell Modell PART die nitratbefruchtete Grundwasserströmung und der Zutritt von Grundwasser zu den Vorflutern simuliert. Das den Berechnungen zu Grunde liegende hydrogeologische Modell ermöglichte eine bilanztreue Nachbildung des Strömungsprozesses. Zur Beurteilung der berechneten Basisabflüsse dienten die Ergebnisse der Ganglinienseparation gemessener Partheabflüsse, die mit Hilfe der computergestützten Separationsmethode DIFGA ermittelt wurden.

Die Berechnungsergebnisse lieferten wesentliche Erkenntnisse über Transportwege, Umsatzräume und Verweilzeiten der diffus in das Grundwasser eingetragenen Stickstoffmengen und ermöglichten auf das Einzugsgebiet bezogenen N-Bilanzen. Die modellgestützte Nachbildung der N-Umsatzprozesse steht aber noch aus.

Hinweise auf die tatsächlichen, gebietsspezifischen N-Umsatzprozesse in den durchströmten Grundwasserleitern und damit Erkenntnisse für ein prozessadäquates Reaktionsmodell, lieferten die Analyse der verfügbaren Daten zur Grundwasserbeschaffenheit (Kapitel 3.4.4) und die statischen Batchversuche mit Substraten verschiedener lithologischer Einheiten (Kapitel 3.5.2). Die Untersuchungen führten u. a. zu folgenden Erkenntnissen:

- Der zeitgleiche Ablauf von Konvektion, Dispersion und Reaktion macht eine Interpretation der mit Gütemessstellen meist tiefenintegral erfassten N-Konzentrationen im GWL bezüglich der Abschätzung von Prozessparametern sehr unscharf.
- Der reaktive N-Umsatz ist neben dem chemischen Milieu unter anderem von der Verfügbarkeit bzw. Verteilung von z. T. eintragsbedingten Reaktionspartnern und katalysierenden Mikroorganismen abhängig. Der daraus resultierende räumlich und zeitlich sehr variable reaktive N-Umsatz erschwert die Zuordnung der substratabhängigen Umsatzzonen zum Modellraster und erfordert beim Aufbau eines entsprechenden Parametermodells im Einzugsgebietsmaßstab weitere umfangreiche Gebietsuntersuchungen.

-
- Der flächenhafte N-Eintrag mit der GWN kann simuliert, jedoch aufgrund der Größe und der Heterogenität des Untersuchungsgebietes nur mit großem Messaufwand kalibriert werden.
 - Eine ähnliche Schwierigkeit besteht bei der messtechnischen Erfassung des an die Abflusskomponenten gebundenen N-Eintrages in die Vorfluter sowie des unterirdischen N-Austrages aus dem Bilanzgebiet.
 - Die angetroffene räumliche Heterogenität der Umsatzbedingungen ist deutlich größer als die für die Strömungsmodellierung im Parthegebiet bisher verwendete horizontale und vertikale Modelldiskretisierung.

Auf Grund dieser Problemlage werden für die Simulation des N-Umsatzes im Grundwasser zwei Lösungsmöglichkeiten vorgeschlagen:

- a) Nutzung der im PCGEOFIM[®] integrierten Geomigration mit Abbaubermen für eine Reaktion 0. oder 1. Ordnung bzw. Nutzung der Michaelis-Menten-Kinetik oder der
- b) Aufbau eines geochemischen Modells (z.B. PHREEQC) und Kopplung dieses Modells an das Strömungsmodell PCGEOFIM[®].

Wenn entsprechende Kapazitäten zur Verfügung stehen, sollten beide Wege parallel beschritten werden. Ansatz b) dient dem Prozessstudium und Ansatz a) der Umsetzung der prozessnahen Untersuchungen in das Einzugsgebiet. Notwendig sind weitere Gebietsuntersuchungen und Modellrechnungen auf Basis eines sowohl vertikal als auch horizontal feineren Modellrasters. Lange Verweilzeiten im Bodenwasser und Grundwasser und die Überlagerung verschiedener Umsatzprozesse erfordern darüber hinaus langfristige Szenariorechnungen (deutlich länger als 17 Jahre), um eine Korrelation zwischen N-Eintrag, N-Umsatz im System und N-Austrag herstellen zu können.

Ergänzend zu der im Rahmen dieses Projektes erfolgten Bestimmung des Nitratstromes im Grundwasser ist eine modellgestützte Nachbildung der N-Umsatzprozesse auch deshalb erforderlich, weil der direkte Nachweis der Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen aufgrund der o. g. Gründe und vor allem mangels ausreichender und geeigneter Messstellen im Boden- Grundwasser auch in Zukunft nicht möglich sein wird.

5 Zusammenfassung der Ergebnisse

Ziel des vorliegenden Projektes war, am Beispiel des Einzugsgebietes der Parthe die Transitzpfade diffuser Stickstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Quellen bis zu ihrem Zutritt in die Gewässer möglichst prozessnah zu verfolgen. Besondere Bedeutung erlangen die Ergebnisse, da sie unter den klimatischen Bedingungen am Rande des Mitteldeutschen Trockengebietes erzielt wurden. Verhältnismäßig geringe Niederschläge führen bei hohen sommerlichen Verdunstungsraten zu niedrigen Abflüssen im Grund- und Oberflächenwasser und so zu einem vergleichsweise geringen Austausch und zu langen Verweilzeiten der eingetragenen Stoffe im Untersuchungsgebiet. Im Jahresmittel verdunsteten 80 % des (korrigierten) Gebietsniederschlags von rd. 650 mm so dass ein Gesamtabfluss von nur rd. 130 mm verbleibt.

Es galt unter diesen Bedingungen die entsprechenden Wirkungsmechanismen und Einflussfaktoren auf den Nitrat-N-Transport aufzuzeigen. Gewählt wurde ein relativ großes, aber messtechnisch vergleichsweise gut ausgerüstetes Einzugsgebiet mit einer vielfältigen naturräumlichen Ausstattung und intensiver landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (s. Kapitel 2).

Wichtigstes Arbeitsergebnis ist die Beschreibung und Quantifizierung der einflussnehmenden Prozesse auf den Stofftransport in einem für Mitteldeutschland typischen Untersuchungsgebiet ohne Ausgrenzung von „Problemzonen“, wie z. B. periodisches Trockenfallen einzelner Vorflutabschnitte, Einfluss von Abwassereinleitungen und Wasserwerken, mehrere in hydraulischer Verbindung stehende Grundwasserleiter. Nur so konnte es gelingen die Nachhaltigkeit von Stoffeinträgen in das Grundwasser realistisch zu beschreiben. Es wurden Einflussfaktoren benannt die, zusätzlich zu den Bewirtschaftungsmaßnahmen, im Einzugsgebietsmaßstab erheblichen Einfluss auf die Höhe und den zeitlichen Verlauf der diffusen Nitrat-N-Einträge in die Gewässer haben und dadurch eine Erfolgskontrolle von Landnutzungsänderungen (mit dem Ziel der Eintragsminderung) erschweren.

Die Separation der Durchflusskomponenten an 3 Oberflächenwasserpegeln ermöglichte die Beschreibung des Abfluss- und Retentionsverhaltens der wichtigsten Teileinzugsgebiete. Dabei zeigte sich, dass der langfristige Basisabfluss (grundwasserbürtige Zufluss zum Gewässer) auch im Parthegebiet die wichtigste Abflusskomponente darstellt. In Perioden hoher Abflussbildung gewinnen schneller Basisabfluss (bodeninnerer Abfluss) und Direktabfluss an Bedeutung. In Abhängigkeit von Verweilzeiten und Fließwegen war mit höheren Abflüssen eine überproportionale Mobilisierung des Nitrates zu beobachten (Kapitel 3.1.3). Ein Vergleich der mittleren innerjährlichen Abflussbildung am Standort (z. B. Lysimeter) mit den separierten Abflusskomponenten am Pegel Thekla, ergab wesentliche zeitliche Unterschiede im innerjährlichen Verlauf zwischen den Abflüssen am Standort (mit nur vertikalen Flüssen) und den Abflüssen aus dem Einzugsgebiet.

Die Beschaffenheit der Parthe wird im Längsschnitt durch sowohl zeitlich und als auch regional unterschiedlich hohe Zuflüsse aus unterschiedlichen GWL'n geprägt und durch Abwassereinleitungen beeinflusst.

Hinsichtlich der Grundwasserleiterdeckschichten gilt das südliche Parthegebiet im Raum Großbardau bis Greten als gering geschützt. Stromab in Richtung Leipzig mit zunehmender Mächtigkeit der Geschiebemergelplatten der Saale- und Elster- Eiszeit verbessert sich die Geschütztheit der pleistozänen Grundwasserleiter deutlich. In diesen Gebieten wird in Abhängigkeit von der Mächtigkeit der Deckschichten mit langen Verweilzeiten des

Sickerwassers (≤ 12 Jahre) und Umsatzprozessen in der Aerationzone gerechnet. Die Beurteilung der Schutzfunktion der Grundwasserleiterdeckschichten korreliert mit der Höhe der Nitratkonzentrationen im Grundwasser. So wurden - bei vergleichbarer Landnutzung - im südlichen Einzugsgebiet die höchsten und im nördlichen die geringsten Belastungen registriert (Kapitel 3.4.2).

Eine differenzierte Zustandbewertung der Grundwasserbeschaffenheit konnte auf Grundlage von langjährigen Rohwasseranalysen der Wasserwerke, Daten unterschiedlichster Betreiber von Grundwasserstandsmessnetzen und eigener, tiefenorientierter Beprobungen an vorhandenen sowie temporären Messstellen durchgeführt werden. Das Wasser des quartären Hauptgrundwasserleiters (Muldeschotter) wurde als Ca-Mg-HCO₃-Typ eingestuft und wandelt sich nach längeren Fließwegen in einen Ca-Mg-HCO₃-SO₄-Typ. Aussagen zur Mineralisation des Grundwassers enthalten Anlage 3 und 4.

Die Identifikation und Bewertung der N-Umsatzprozesse im Grundwasser war durch eine Reihe von Randbedingungen erschwert. So werden die Reaktionsprodukte im Grundwasser durch zahlreiche, nicht flächendeckend messbare Stoffeinträge aus der Aerationzone überprägt. Die teils langen Verweilzeiten der Stoffe und die noch nicht quantifizierten Umsatzprozesse in den Deckschichten standen einer vollständigen Klärung der N-Umsatzprozesse bisher entgegen.

Sowohl die horizontale und vertikale Messstellendichte als auch die Länge der Messreihen ist infolge der Vielfältigkeit der Einflussfaktoren unzureichend und erlaubt nur regional eine Beurteilung der Prozesse. Mit Hilfe von Batch-Versuchen konnte das Prozessverständnis erhöht werden (Kapitel 3.5.2). Im Grundwasserleiter überschneidet sich die Heterogenität der Nitratreinträge mit der Heterogenität des Denitrifikationspotenzials. Es existieren Zonen „echter“ Denitrifikation (z. B. der Verzahnung quartärer und tertiärer Grundwasserleiter, Kontaktflächen mit Aquitarden und Durchströmung dieser) und Zonen „scheinbarer“ Denitrifikation. Letztere resultieren aus hydraulischen Verbindungen und dem Mischungseffekt, der durch aufsteigendes unbelastetes oder denitrifiziertes Wasser aus liegenden, tertiären Grundwasserleitern hervorgerufen wird.

Prinzipiell konnte das Parthegebiet in drei hydrologische Einheiten gegliedert werden, in Speisungsgebiet, Transitgebiet und Entlastungsgebiet. Dem Speisungsgebiet ist das südliche Einzugsgebiet mit den gering oder unbedeckten, gut durchlässigen Grundwasserleitern zuzuordnen. Grundwasserneubildung und Stoffeintrag sind dominierend. Das mittlere und untere Einzugsgebiet mit der nach Nordwesten zunehmend mächtiger werdenden Grundwasserleiterüberdeckung sowie langen Fließwegen und -zeiten, ist ein typisches Transitgebiet. Der Nährstoffeintrag ist gering und die für Stoffumsätze im Grundwasser notwendigen langen Verweilzeiten sind gegeben. Die Partheaue mit ihren Exfiltrationsstrecken bildet das Entlastungsgebiet.

Die auf Basis von Messwerte für den Untersuchungszeitraum aufgestellte Nitrat-N-Bilanz von Ein- und Austrägen (Kapitel 3.5) ergibt je nach zugrunde gelegter Datenquelle (CANY bzw. Lysimeter) einen „Überschuss“ von 19.160 t bzw. 6.160 t. Nicht mehr als rd. 10 % bzw. 20 % der diffus eingetragenen Nitrat-N Frachten verlassen das Bilanzgebiet über die Parthe am Gebietsauslasspegel Thekla. Somit verbleibt im Bilanzzeitraum von 17 Jahren eine große Menge an Nitrat-N im System oder wird in der ungesättigten Zone unterhalb der Wurzelzone und/oder im Grundwasser umgesetzt.

Wichtige Erkenntnisse zum Stofftransport lieferten die Berechnungsergebnisse zur Grundwasserströmung (Kapitel 4.2). Mit dem Particle Tracking konnte sichtbar gemacht werden, wie sich das oberflächen- und damit vorfluternahe und am höchsten mit Nitrat belastete Grundwasser im Einzugsgebiet der Parthe bewegt und welche Fließzeiten auftreten können. Aus der Anordnung der Bahnlinien ist zu erkennen, dass Fließzeiten von deutlich mehr als 17 Jahren keine Ausnahme bilden, um Stoffe mit dem Grundwasser aus Teilen des Einzugsgebietes bis in die Nähe der Vorfluter zu transportieren, über die sie dann mit der fließenden Welle das Einzugsgebiet in relativ kurzer Zeit verlassen können.

Es wurde die Verteilung der nitratbefrachteten Grundwasserneubildung auf die einzelnen Grundwasserleiter ermittelt, der Wasseraustausch zwischen Vorflutern und Grundwasserleiter und zwischen den Grundwasserleitern untereinander. Aufgrund der stark wechselnden Höhenlagen kann Wasser eines Grundwasserleiters auch horizontal in einen anderen fließen, so gleichfalls von einem quartären in einen tertiären und umgekehrt. Praktisch treten alle möglichen Verbindungen zwischen den Modellgrundwasserleitern (MGWL) 1 - 5 auf. Der MGWL 2 (Hauptgrundwasserleiter) erhält aufgrund seiner Höhenlage und guten hydraulischen Verbindung einen großen Zustrom aus dem MGWL 1. Aufgrund der hohen anthropogenen Stoffbefrachtung, des geringen Denitrifikationspotenzials der quartären Sedimente und der geringen Aufenthaltszeiten belastet das Grundwasser dieses MGWL den Hauptgrundwasserleiter (MGWL 2) mit einer hohen Nitratfracht. Gleichzeitig erhält der MGWL 2 lokal auch Grundwasser aus den älteren (tertiären) MGWL 3, 4 und 5, welches deutlich geringere Stoffkonzentrationen aufweist. Dies hat eine Mischung von Wässern unterschiedlicher Beschaffenheit zur Folge.

Einen deutlichen Hinweis auf die Nachhaltigkeit der ablaufenden Prozesse liefern die ermittelten theoretischen Aufenthaltszeiten des Grundwassers in den einzelnen MGWL. So verweilt das Grundwasser in Abhängigkeit vom Grundwasservorrat, dem Zustrom aus anderen Grundwasserleitern und der Höhe der Grundwasserneubildung im MGWL 1 durchschnittliche 8 Jahre, im MGWL 2 (den Muldeschottern) 19 Jahre und im MGWL 5 dem tiefstgelegenen tertiären GWL rd. 152 Jahre.

Bei den jüngeren, am Wasserkreislauf intensiv beteiligten Wässern (MGWL 1 und teilweise auch MGWL 2) ist infolge der zahlreichen möglichen Eintragspfade für N-Verbindungen sowie anderer aus der Landnutzung resultierender Wasserinhaltsstoffe und der Dynamik der Wasserbewegung nicht mit einem hydrochemischen Gleichgewicht zu rechnen. Die Vielzahl der im Grundwasser des Untersuchungsgebietes ablaufenden, sich gegenseitig beeinflussenden Speicher-, Austausch- und Umwandlungsprozesse sind Ursache dafür, dass lokal, zu verschiedenen Zeitpunkten gewonnene hydrochemische Analysen nur bedingt Rückschlüsse auf Herkunftsort und Eintragszeitpunkt von N-Verbindungen erlauben.

Im Ergebnis der N-Bilanz für das Untersuchungsgebiet wurde eine große „Überschussmenge“ ausgewiesen die u. a. auf erhebliche Denitrifikation im System schließen lässt. Die damit verbundene Relativierung der Nitrat-Problematik in Teilen des Untersuchungsgebietes sollte nicht dazu verführen, die GWL als einen Raum für Managementmaßnahmen zur Verminderung des N-Eintrages in die oberirdischen Fließgewässer zu behandeln. Ziel sollte weiterhin sein, Systemparameter zu gewinnen, die Umsatzprozesse zu identifizieren und modellieren, um die Auswirkungen von landbaulichen Maßnahmen auf die Beschaffenheit des Grund- und Oberflächengewässers in ihrer realen räumlichen und zeitlichen Dimension abschätzen zu können.

6 Schlussfolgerungen zu weiterführenden Arbeiten

Der im Verlauf des Projektes erreichte Arbeitsstand zeigt den aktuellen wissenschaftlich technischen Stand der prozessbezogenen Modellierung des N-Umsatzes in den Einzugsgebieten und verweist gleichzeitig auf künftige Arbeitsschwerpunkte. Nachfolgend werden die daraus resultierenden Aufgaben benannt, mit deren Bearbeitung teilweise bereits im Jahr 2002 begonnen wurde:

- a) Unabhängig von der tatsächlichen Mächtigkeit der Dränwasserzone wurde das befrachtete Sickerwasser aus der Berechnung mit CANDY dem jeweils zu oberst anstehenden Grundwasserleiter zugeführt. So bleibt die Retention in den Grundwasserleiter-Deckschichten (Dränwasserzone unterhalb des Wurzelraumes) unberücksichtigt d. h. die realen Aufenthaltszeiten des Bodenwassers und somit auch der Stoffe im Einzugsgebiet sind größer als die berechneten.
→ Kartierung der Grundwasserleiter-Deckschichten im Parthegebiet und Anpassung eines geeigneten Modells
- b) Infolge der - zur Bearbeitung von Stofftransport- und Umsatzprozessen - sehr groben vertikalen Ortsdiskretisierung des Modells PART wurden die mittels CANDY ermittelten Einträge bei den bisherigen Modellrechnungen in jedem Zeitschritt über die ganze Mächtigkeit des obersten Modell-Grundwasserleiters gemischt. D.h. die Stoffkonzentration in einem Element ist über die gesamte Mächtigkeit eines Modellgrundwasserleiters konstant. Deshalb erfolgt der Stofftransport innerhalb eines und zwischen den Modellgrundwasserleitern sehr schnell.
→ Verfeinerung des vertikalen Rasters des Modells PART für ein Teileinzugsgebiet (z. B. Schnellbachgebiet), um den Stofftransport realistischer modellieren zu können.
- c) Das „2-dimensionale“ Modell berücksichtigt nicht die „reaktiven Zonen“ der Grundwasser-Stauer (Prinzip „leaky aquifer“), die in einem 3-dimensionalen Modell als „Geringleiter“ mit räumlicher Ausdehnung und hydrogeologischen (und hydrogeochemischen) Parametern behandelt werden.
→ Prüfen, ob relevante Teile des hydrogeologischen Modell in ein 3-dimensionales Modell umgewandelt werden können.
- d) Variable Grundwasserstände finden bei der Berechnung der Bodenwasserhaushaltsgrößen und der Stoffausträge bisher keine Berücksichtigung. Diese wechselfeuchte Zone spielt bei der Übergabe der Stoffkonzentrationen an das Grundwasser eine unbekannte Rolle. Erschwerend kommt hinzu, dass Stoffeinträge an der Grundwasserleiteroberkante bisher nicht oder nur selten gemessen werden, obwohl im Bodenschutzgesetz (BBodSchG) bzw. der zugehörigen Bodenschutzverordnung (BBodSchV) festgelegt ist, dass das Beurteilungskriterium für die Gefährdung von Grundwasserressourcen die Sickerwasserkonzentration an der Stelle ist, an der das Sickerwasser das Grundwasser erreicht („Ort der Beurteilung“). Somit fehlt u. a. auch eine wichtige Eichgröße für die Validierung des Grundwassermodells.
→ Durchführung von Beschaffenheitsuntersuchungen an der GWL-Oberkante

-
- e) Der Modellverbund zwischen CANDY und PART berücksichtigt keine Abflussbildung und -konzentration auf der Landoberfläche und keine lateralen Flüsse in der ungesättigten Zone. Dem Grundwasser (bei Standorten mit flurfernen Wasserständen) wird das Gesamtdargebot aus Niederschlag minus Verdunstung aufgeprägt. Die Vorfluter werden also nur aus dem grundwasserbürtigem Zufluss gespeist.
- Kopplung von PART mit einem 3-dimensionalen Modell der GWL-Deckschichten
- f) Die vorliegenden Simulationsergebnisse zum Nitrat-Transport und -Umsatz zeigen, dass die Kenntnisse zum Istzustand der Stoffbelastung im Grundwasser und Informationen über die im Untergrund ablaufenden Teilprozesse noch unzureichend sind.
- Durchführung weiterer Untersuchungen zur Identifikation der Stoffumsatzprozesse in der gesättigten und ungesättigten Zone, um einen ausreichend genauen Parametersatz zur Simulation des Nitratstromes im Einzugsgebiet und für Szenariorechnungen erarbeiten zu können.

7 Literatur

- BEHRENDT, H., NESMERAK, I. (1995): Belastung des Elbesystems aus flächenhaften und diffusen Quellen. Proceedings des Internationalen Symposiums „5 Jahre IKSE“, 89-99, Prag, Oktober 1995.
- BERGER, W. (2000): Stoffinventar und Stoffänderung durch Redoxreaktionen in Sedimenten des Lausitzer Braunkohlereviere. Dissertation, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V., Heft 18.
- BOY, S., SAMES, D.: PCGEOFIM® (1997): Anwenderdokumentation. Ingenieurbüro für Grundwasser Leipzig GmbH, unveröff.
- CLAUSNITZER, H.(1971): Grundwasserneubildung und Infiltration von Oberflächenwasser im Einzugsgebiet der Parthe. Wasserwirtschaftsdirektion Saale – Weiße Elster. Forschungsbericht.
- DEHNERT, J., KUHN, K., GRISCHEK, TH., LANKAU, R., NESTLER, W.(2001): Eine Untersuchung zum Einfluss voll verfilterter Messstellen auf die Grundwasserbeschaffenheit. Grundwasser - 6 (4).
- DORRHÖFER, G., JOSOPAIT, V. (1980): Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate. Geol. Jb. C27, 45-65, Hannover.
- DVWK (1993): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 128.
- EISSMANN, L.(1968): Überblick über die Entwicklung des Tertiärs in der Leipziger Tieflandsbucht (NW-Sachsen), Sächsische Heimatblätter 14 (1), 25 - 37, Dresden.
- EISSMANN, L.(1975): Das Quartär der Leipziger Tieflandsbucht und angrenzender Gebiete um Saale und Elbe Schriftenreihe für geologische Wissenschaften, Heft 2, Akademie-Verlag Berlin.
- EISSMANN, L. (2000): Die Erde hat ein Gedächtnis. 50 Mill. Jahre im Spiegel mitteldeutscher Tagebaue. Sax-Verlag, Beucha.
- FAHL, J.(2001): Untersuchungen zur Denitrifikation im Einzugsgebiet der Fassung A des Wasserwerkes Thülsfeld. Diplomarbeit, Institut für Grundwasserwirtschaft, TU Dresden.
- FRANKO, U., RAMSBECK-ULLMANN, M., RESSEMAN, C. (2001): Modellierung des vertikalen Stickstoffaustrags auf Lößstandorten im Saalegebiet am Beispiel des Parthegebietes und der Querfurter Platte. Nova Acta Leopoldina N. F., Bd. 84, Nr. 319 „Erhalt und Regenerierung der Flusslandschaft Saale“. 83-89.
- HAFERKORN, U.; MANSEL, H.; KUHN, K. (1999): Einsatz eines gekoppelten Grund- und Oberflächenwassermodells am Beispiel des Partheinzugsgebietes. Wasser und Abfall. H 11.
- HAFERKORN, U. (2000): Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes – Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis. Dissertation. Fachbereich Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen.
- HGN HYDROGEOLOGIE TORGAU, G.E.O.S. MBH FREIBERG, IBGW GMBH LEIPZIG (1996): Grundwasserangebotsprognose für den Regierungsbezirk Leipzig. Abschlußbericht.
- HGN HYDROGEOLOGIE TORGAU (1997): Hydrogeologisches Gutachten zur Neubemessung des Trinkwasserschutzgebietes für die neue Wasserfassung Beucha.

HÖLTING, B. et al. (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. Geologisches Jahrbuch, Reihe C, Heft 63, Hannover.

HÜBSCHMANN, M. (1998): GBL-Gemeinschaftsvorhaben, Abschlußbericht Typisierung, Teilprojekt 5: Typisierung natürlicher und bergbaubedingter Gegebenheiten zur Erfassung und Festlegung weniger, aber sensibler Daten zur Kontrolle der Wassergüte für das Weißelster-Becken/Leipzig-S (LfUG, TLG).

HÜLSBERGEN, K.-J., DIEPENBROCK, W. (1997): Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt [Hrsg.] Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Zeller Verlag Osnabrück, 159-185.

IBGW (INGENIEURBÜRO FÜR GRUNDWASSER LEIPZIG GMBH) & LFUG (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1994): Hydrogeologisches Modell für den Raum des Parthegebietes - Modell PART.

IBGW (INGENIEURBÜRO FÜR GRUNDWASSER LEIPZIG GMBH): Hydrogeologisches Gutachten zur Neubemessung eines Trinkwasserschutzgebietes für die Wasserfassung Naunhof, Leipzig, 1997.

JORDAN, H., WEDER, H.-J.: Hydrogeologie (1995): Grundlagen und Methoden; regionale Hydrogeologie: Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Berlin, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen. Stuttgart.

KLÖCKING, B., PFÜTZNER, B., SOMMER, TH. (2002): Kopplung des Einzugsgebietsmodells ArcEGMO mit einem Grundwassermodell für die Simulation des Wasserhaushaltes der oberen Unstrut. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 1.

KÖLLE, W. (1993): Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft der Universität Hannover, Heft 84.

KÖLLE, W.(1996): Konzept zur Bewertung des Stickstoff-Umsatzes im Grundwasser. Mitteilung des Institutes für Grundwasserwirtschaft, TU Dresden, Heft 1, 267-291.

KÖLLE, W.(1999): Umsatz von Nährstoffen und Reaktionspartnern unterhalb des Wurzelraumes und im Grundwasser – Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit. Mitteilung des Institutes für Grundwasserwirtschaft, TU Dresden, Heft 2, 69-83.

LILIENFEIN, M.(1991): Zum Stofftransport in der wasserungesättigten Zone und im Grundwasser im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Dissertation. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

MANNSFELD, K., RICHTER, H. [Hrsg.] (1995): Naturräume in Sachsen. Forschungen zur deutschen Landeskunde. Bd. 238, Trier.

MATOLIN, S. (1998): Interpretation der für das Einzugsgebiet der Parthe vorliegenden Grundwasser- und Oberflächenwasseranalysen in Bezug auf den Stickstoffhaushalt. Diplomarbeit (unveröff.), Berufsakademie Sachsen, Staatliche Studienakademie Riesa.

MELLENTIN, U. (1999): Bericht zur Ganglinienseparation an Oberflächenwassermessstellen der Parthe und des Schnellbaches, unveröff., Brandis, März 1999.

NUTZERRICHTLINIE (1987): Hydrologisches Kartenwerk der DDR 1 : 50 000, Nutzerrichtlinie für die Karte der Grundwassergefährdung, Halle.

PART (1994): Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Ingenieurbüro für Grundwasser Leipzig GmbH: Hydrogeologisches Modell für den Raum des Parthegebietes.

-
- PESTER, L. (1978): Idealprofile für geotechnische Arbeiten in der Braunkohlenindustrie. Neue Berbautechnik, 8 (6).
- PESCHKE, G., ETZENBERG, C., MÜLLER, G., TÖPFER, J., ZIMMERMANN, S. (1998): Das wissens-basierte System FLAB – ein Instrument zur rechnergestützten Bestimmung von Landschafts-einheiten mit gleicher Abflussbildung. IHI-Schriften, Heft 10, Jahrgang 1999, Internationales Hochschulinstitut Zittau.
- POSTMA, D., BOESEN, C., KRISTIANSEN, H., LARSEN, F. (1991): Nitrate Reduction in an Unconfined Sandy Aquifer: Water Chemistry, Reduction Processes, and Geochemical Modeling. Water Resources Research, 27 (8), 2027-2045.
- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Bericht des Deutschen Wetterdienstes, Nr. 194.
- RÖBNER, U. (2000): Untersuchungen zur Reaktionskinetik bei der Denitrifikation in einem Lockergesteinsgrundwasserleiter der nordsächsischen Altpleistozänlandschaft (Einzugsgebiet der Parthe). Bericht, unveröff., DGFZ e.V., Februar 2000.
- SCHWARZE, R. (1985): Gegliederte Analyse und Synthese des Niederschlags-Abfluss-Prozesses von Einzugsgebieten. Diss. Fakultät für Bau-, Wasser- und Forstwesen, TU Dresden.
- SEEGER, J., RICHTER, Knappe, S., MEIBNER, R. (2001): Lysimeteruntersuchungen zum Einfluß unterschiedlicher Bodenformen auf den Sulfataustrag aus der ungesättigten Bodenzone. Mitteilungen der DBG, 96, 453-454.
- SOMMER, T. (2000): Auswirkungen anthropogener Überprägungen der Flussauen auf deren Grundwasserdynamik und -beschaffenheit am Beispiel der Unstrut (Thüringen), Dissertation, Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- SPRINGOB, G., BÖTTCHER, J., DUIJNISVELD, W. H. M. (1999): Exkursion G9, Sandige Böden und deren Wasser- und Stoffhaushalt unter Acker und Nadelwald im Fuhrberger Feld. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Jahrestagung Hannover.
- STUFAL (1998): Entwicklung der Beschaffenheit ausgewählter Fließgewässer im Regierungsbezirk Leipzig (1987-1997). Staatliches Umweltfachamt Leipzig (CARMENKE, I.): Materialien zur Wasserwirtschaft.
- WEIGERT, A. (1995): Entwicklung und Test von Methoden zur Bestimmung der Grundwasserneubildungsraten im gemischten Locker-/Festgesteinsbereich und auf Kippen. TU Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft, Diplomarbeit.

8 Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1: <i>Transitpfade diffuser Nährstoffausträge aus landwirtschaftlichen Quellen im pleistozänen Tiefland (nach Dannowski et al., 2002)</i>	4
Abb. 2: <i>Niederschlag, Lufttemperatur und Sonnenscheindauer, Station Oschatz des DWD</i>	8
Abb. 3: <i>Bodenarten im Einzugsgebiet der Parthe</i>	9
Abb. 4: <i>Abflusskomponenten am Pegel Thekla im Verlauf der Jahre 1980-97 (Monatswerte in mm/Jahr)</i>	13
Abb. 5: <i>Abhängigkeit der Nitrat-Konzentration und Frachten vom Durchfluss am Pegel Großbardau 1984-94</i>	15
Abb. 6: <i>Nitratkonzentration in Abhängigkeit vom Durchfluss am Pegel Thekla – zeitliche Entwicklung 1965 bis 1974</i>	16
Abb. 7: <i>Vergleich der mittleren Abflussbildung am Standort (Lysimetermessungen) und im Einzugsgebiet der Parthe am Pegel Thekla (Reihe 1981-97)</i>	18
Abb. 8: <i>Mittlere Konzentrationen von Nitrat- und Ammoniumstickstoff (1989-1997)</i>	20
Abb. 9: <i>Ausgewählter Kenngrößen der Wasserbeschaffenheit für den Gütepegel Parthe/Erdmannshain und Jahresmittelwerte des Durchflusses für den hydrologischen Pegel Thekla/Parthe im langjährigen Vergleich (1987-97) aus STUFA Leipzig, 1998</i>	21
Abb. 10: <i>Beziehung zwischen Durchfluss und der Nitratkonzentration am Pegel Thekla</i>	23
Abb. 11: <i>Beziehung zwischen Durchfluss und der Ammoniumkonzentration am Pegel Thekla</i>	23
Abb. 12: <i>Filterlängen und Filtertiefen der GW-Beschaffenheitsmessstellen im Parthegebiet</i>	28
Abb. 13: <i>Verteilung der Ionenbilanzfehler für Analysen der KWWL und der UBG/ LfUG</i>	30
Abb. 14: <i>Häufigkeitsverteilung der pH-Werte und m-Werte (1996-2000) im GWL 1.5,</i>	32
Abb. 15: <i>Verteilung und Trendentwicklung der Sulfatkonzentration im Raum Naunhof</i>	33
Abb. 16: <i>Sulfatkonzentration im Sickerwasser typischer Böden Lysimeterstation Brandis (Top a: Sandlöß über Sand, Top b: Sandlöß über lehmigen Sand, Top c: Sandlöß über Geschiebelehm)</i>	33
Abb. 17: <i>Räumliche Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser (Raum Naunhof)</i> .	34
Abb. 18: <i>Häufigkeitsverteilungen der Stickstoffspezies im Grundwasser des GWL 1.5</i>	35
Abb. 19: <i>Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Rohwasser der Wasserwerke Naunhof I und II</i>	36

Abb. 20: Nitrat und Sulfat im Rohwasser der Wasserwerke (verfügbare Analysen im Zeitraum 1992-97)	37
Abb. 21: Häufigkeitsverteilungen der Nitrat- und Sulfatkonzentrationen in Proben aus Hauswasseranlagen.....	38
Abb. 22: Kopplung des Stickstofftransports an biotische und abiotische Faktoren (verändert, nach HAFERKORN 2000)	46
Abb. 23: Zusammenhang zwischen Fe^{2+}/SO_4^{2-} Verhältnis und m-Wert für reduzierte Grundwasserleiter nach KÖLLE 1993 im Vergleich mit Daten aus dem Grundwasserleiter 1.5 des Parthegebietes.....	52
Abb. 24: Tägliche NO_3 -N-Fracht und Frachtsumme am Pegel Thekla	55
Abb. 25: Tägliche NH_4 -N-Fracht und Frachtsumme am Pegel Thekla	55
Abb. 26: Stickstoffbilanz für das Parthegebiet 1980-1997 (Werte in Klammern: Lysimeterdaten)	56
Abb. 27: Modellgebiet mit oberirdischer Einzugsgebietsgrenze des Parthegebietes, Modellraster und Modellberandung.....	59
Abb. 28: Vergleich von berechnetem und mittels Ganglinienseparation am Pegel Thekla ermitteltem Basisabfluss	61
Abb. 29: Schematische Darstellung der Beziehung zwischen effektiver Grundwasserneubildung und Grundwasserflurabstand am Beispiel von Sandlöß über Geschiebelehm unter landwirtschaftlicher Nutzung.....	63
Abb. 30: Simulierte (rot) und gemessene (blau) Grundwasserstandsganglinien	64
Abb. 31: Vergleich der mit DIFGA separierten und der mit PART simulierten Basisabflüsse bei Verwendung der mittels Lysimeter bzw. CANDY ermittelten Grundwasserneubildung.....	65
Abb. 32: Summenkurven der mit DIFGA separierten und der mit PART simulierten Basisabflüsse bei Verwendung der mittels Lysimeter bzw. CANDY ermittelten Grundwasserneubildung.....	65
Abb. 34: Grundwasserneubildung [m^3/min], Grundwasservorrat [m^3] und Parthedurchfluss am Gebietsauslass in [m^3/min]	70
Abb. 35: Mit PART berechnete mittlere Volumenströme im Bilanzgebiet in m^3/min	71
Abb. 36: Volumenströme (mit PART berechnet: Parthedurchfluss und GW-Exfiltration sowie Austausch zwischen den Modellgrundwasserleitern; RB: Entnahme der Wasserwerke und Grundwasserneubildung in m^3/min)	73

9 Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1: <i>"Mittlere Bilanz" nach der Ganglinienseparation mit DIFGA</i>	13
Tab. 2: <i>Mittlere Wasserbeschaffenheit der Kiesseen Albrechtshain und Ammelshain</i>	24
Tab. 3: <i>Statistische Kennwerte für ausgewählte hydrochemische Parameter des Grundwassers im GWL 1.5, Raum Naunhof, Daten: KWWL</i>	30
Tab. 4: <i>Statistische Kennwerte für ausgewählte hydrochemische Parameter des Grundwassers im Grundwasserleiter 1.5, Raum Naunhof, Daten: UBG/LfUG</i>	31
Tab. 5: <i>Beschaffenheit der Schöpfproben aus unterschiedlichen Tiefen</i>	39
Tab. 6: <i>Analysenergebnisse der mit Packern aus unterschiedlichen Tiefen gewonnenen GW-Proben</i>	40
Tab. 7: <i>Analysenergebnisse der GW-Proben aus den GWMS 4741-0214a und -0214b</i>	40
Tab. 8: <i>Hydrogeologische Einordnung der Probennahmepunkte</i>	41
Tab. 9: <i>Hydrochemische Parameter der oberflächennahen GW-Proben (in Klammern: Vergleichswerte benachbarter Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen)</i>	41
Tab. 10: <i>Hydrochemische Parameter der tertiären Grundwasserleiterkomplexe (GWLK)</i>	43
Tab. 11: <i>Nitratkonzentrationen an Messstellenbündeln im Parthegebiet (Werte in Klammern: Minimal-, Maximal- bzw. Mittelwerte bei Ausschluss der „Ausreißer“)</i>	44
Tab. 12: <i>Statistische Kennwerte für ausgewählte hydrochemische Parameter des Grundwassers in tertiären Grundwasserleitern, Raum Naunhof, Daten: KWWL (Messstellen: s. Tab. 11)</i>	44
Tab. 13: <i>TOC-Gehalt von Sedimenten</i>	47
Tab. 14: <i>Sulfid-Schwefel-Gehalt von Sedimenten</i>	48
Tab. 15: <i>Lithologie, TOC- und Sulfid-Schwefel-Gehalt des Sediments für die Batchansätze</i>	50
Tab. 16: <i>Ausgangskonzentration der Leitstoffe in den Grundwässern für die Batchversuche</i>	50
Tab. 17: <i>Mittelwerte von N-Frachten [kg/ha/a] der Reihen 1980-89 und 1990-97</i>	56
Tab. 18: <i>Verteilung der Grundwasserneubildung auf die Modellgrundwasserleiter</i>	70
Tab. 19: <i>Berechnung der theoretischen Aufenthaltszeit des Grundwassers in den MGWL</i>	74

Anlagen

Anlage 1:

Grundwasserdargebotsprognose Regierungsbezirk Leipzig
Grundwassergeschütztheit, Blatt Grimma/Nerchau

Anlage 2:

Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen verschiedener Rechtsträger und
Oberflächenwasserbeschaffenheitsmessstellen des Landesmessnetzes

Anlage 3:

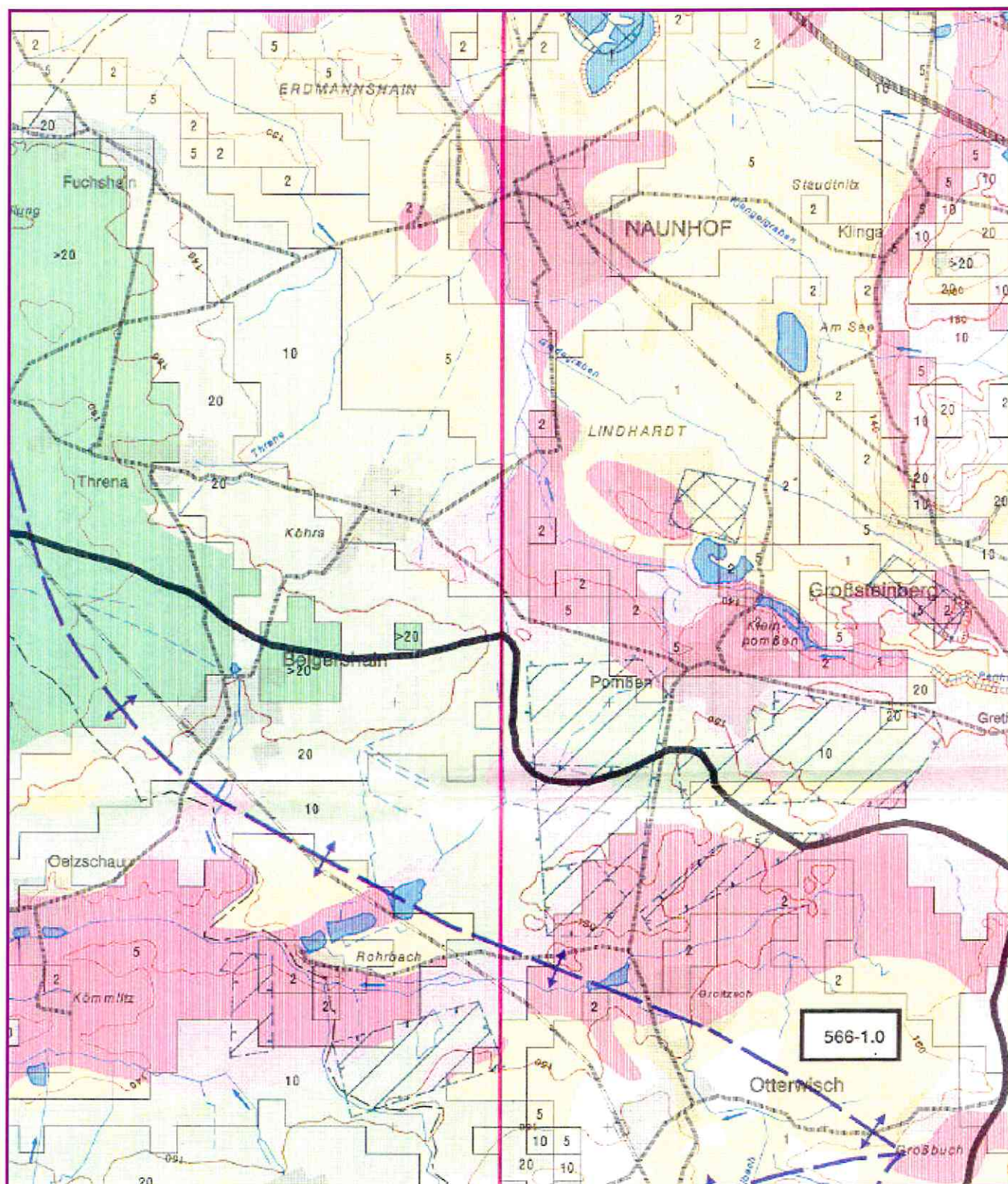
Übersicht über die Anionensummen und –verteilungen im Raum Naunhof
(Grundwasserleiter 1.5)

Anlage 4:

Übersicht über die Kationensummen und –verteilungen im Raum Naunhof
(Grundwasserleiter 1.5)

Anlage 5:

Bahnlinien fiktiver Teilchen im Modellgrundwasserleiter 2 als Ergebnis dreidimensionaler
Berechnungen von April 1980 bis Dezember 1997



Anlage 1:

Grundwasserdargebotsprognose Regierungsbezirk Leipzig
 Grundwassergeschüttheit, Blatt Grimma/Nerchau

Zeichenerklärung

Grenze des Prognosegebietes
Darstellungsgrenzen der HGM

Bilanzgebiete

Grenzen der Bilanzgebiete

Bezeichnung des Bilanzgebietes

537-1

Bilanzgebiet mit
- Pegelanzahl
- Hauptwerten
MHO [m³/s]
MQ [m³/s]
MNO [m³/s]
Berechnungspunkte mit
- Hauptwerten
MHO [m³/s]
MQ [m³/s]
MNO [m³/s]

Einzugsgebiete

unterirdische Einzugsgebietsgrenze (AEU)
unterirdische Einzugsgebietsgrenzen,
identischer Verlauf mit Bilanzgebietsgrenze
unterirdische Teileinzugsgebietsgrenze

Bergbau

Braunkohle

Kies

Tagelbau

in Betrieb, außer Betrieb

Tagelbau, geplant

Grundwasserflurabstand

Klassen

0-1 >1,2 >2,5 >5,10 >10-20 >20m
Leselschiel
Klasse 1-2m

Grundwassergeschützhitzklassen

1 2 3 4 5

Auftraggeber

Sächsisches Landesamt für Umwelt
und Geologie, Radebeul

Fachbearbeitung

Kartographie

Hydrogeologie GmbH,
Niederlassung Torgau

Redaktionsschluß: 23.01.96

Geologie

Hydrogeologie GmbH,
Niederlassung Torgau

Ingenieurbüro für
Grundwasser GmbH

G.E.O.S. Freiberg
Ingenieurgesellschaft mbH

Redaktionsschluß: 15.01.96

Kartengrundlage

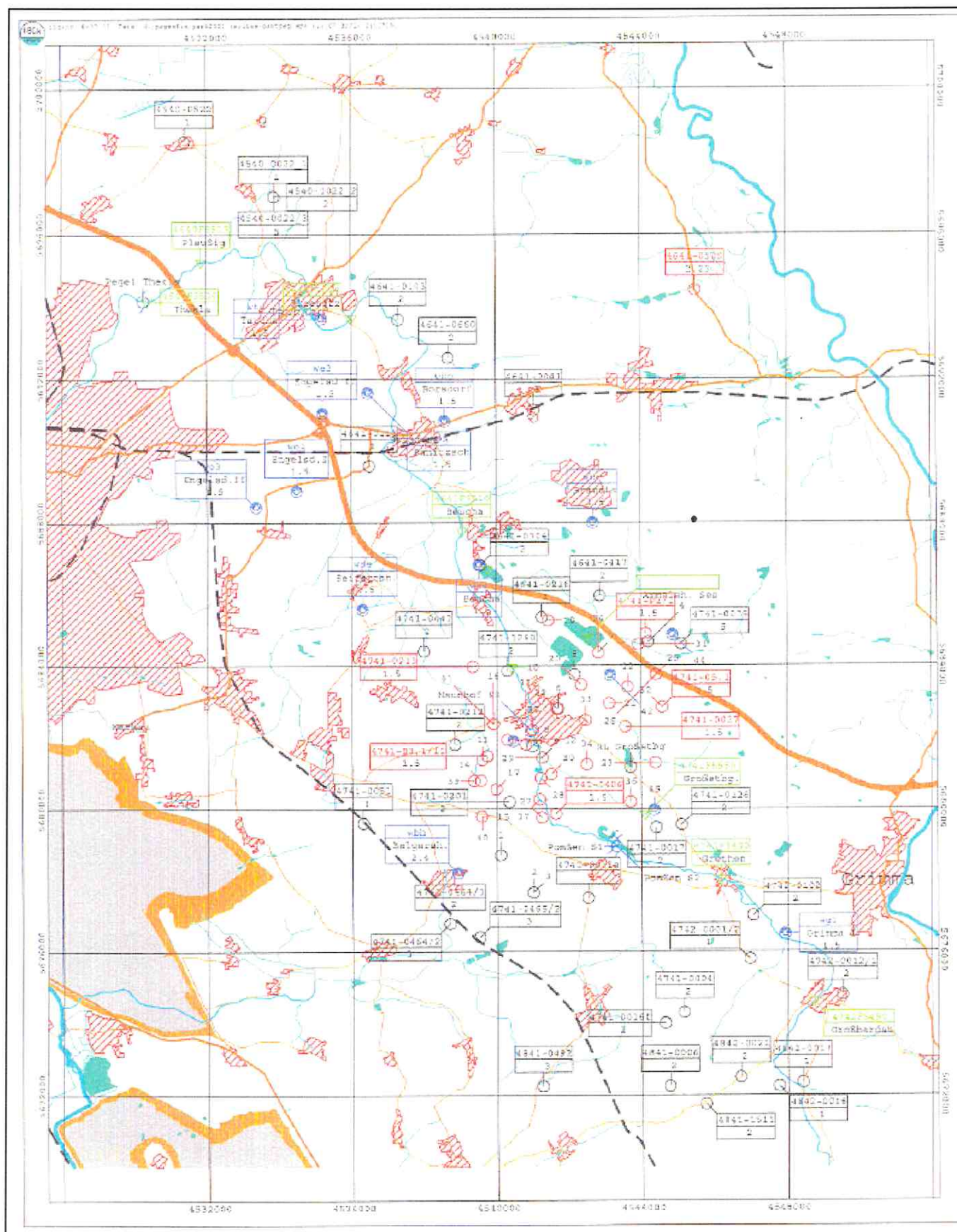
Fachberatung und Inhaber der Nutzungs-
laubnis des Landesvermessungsamtes Sachsen:

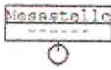
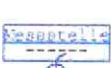
Staatliches Umweltfachamt Leipzig

Darstellung auf der Grundlage der Topographischen Karte 1 : 50.000 mit der Geneh-
migung des Landesvermessungsamtes Sachsen, Genehmigungsnummer: DNd 44/82;
Änderungen und thematische Erweiterungen durch den Auftraggeber. Jede weitere
Vervielfältigung bedarf der Erlaubnis des Landesvermessungsamtes Sachsen.

Registriernummer: (120196004/081)

zu Anlage 1: Legende und Quelle



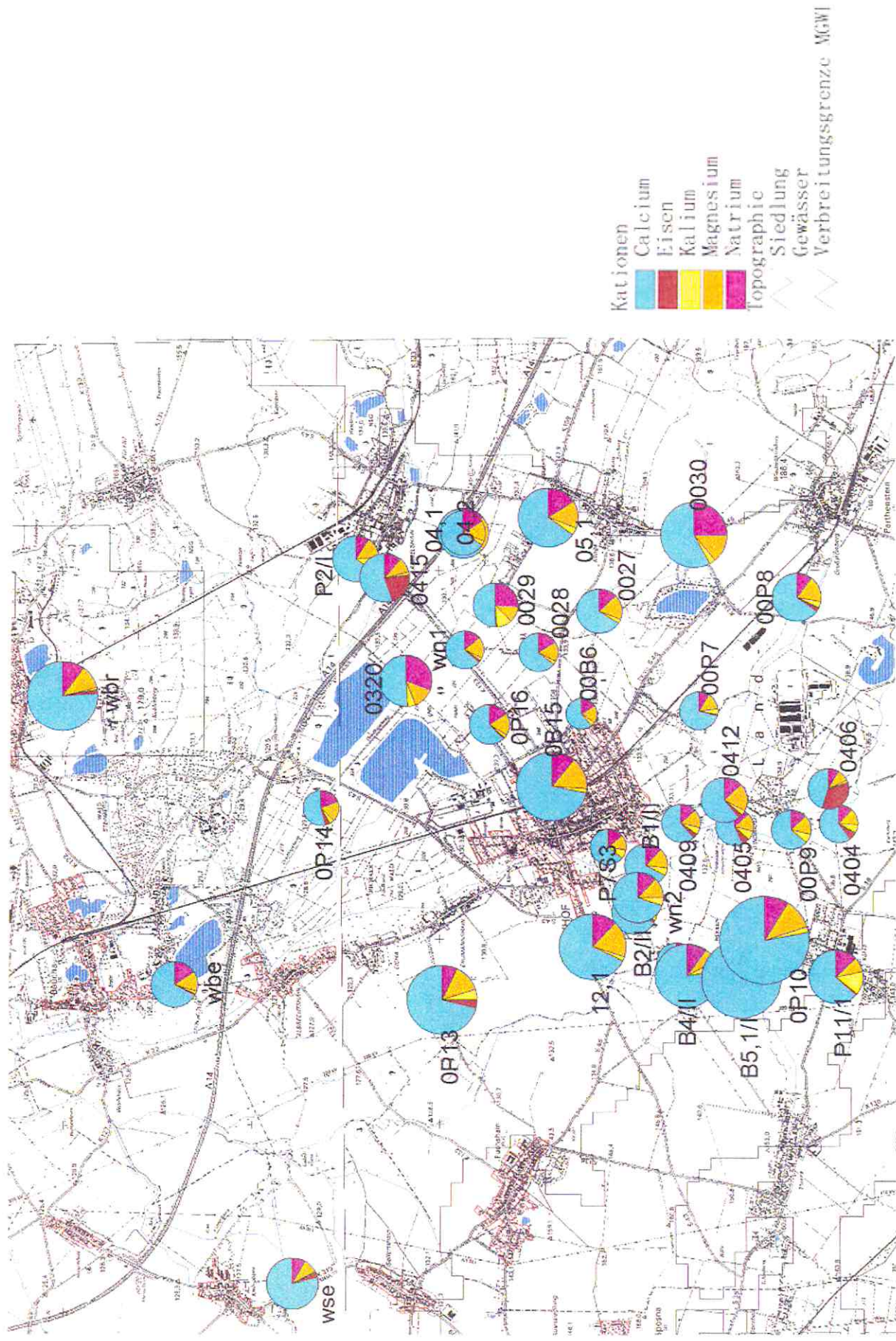
	GW-Beschaffenheitsmessstelle Grundwasserleiter
	GW-Messstelle für PART Modellgrundwasserleiter
	Körperwerk Name Grundwasserleiter
	Pegel Name
	CFW-Beschaffenheitsmessstelle Name
	Ort
	Standgewässer
	Devastierte Fläche (Tagebau)
	Bundesautobahn
	Bundesstraße
	Landstraße
	Eisenbahn
	Fluß
	entsprechend
	seiner Bedeutung

Topographische Karte AV 1:25000 mit Genehmigung
Landesvermessungsamt Sachsen, Gen.-Nr. DND06/96

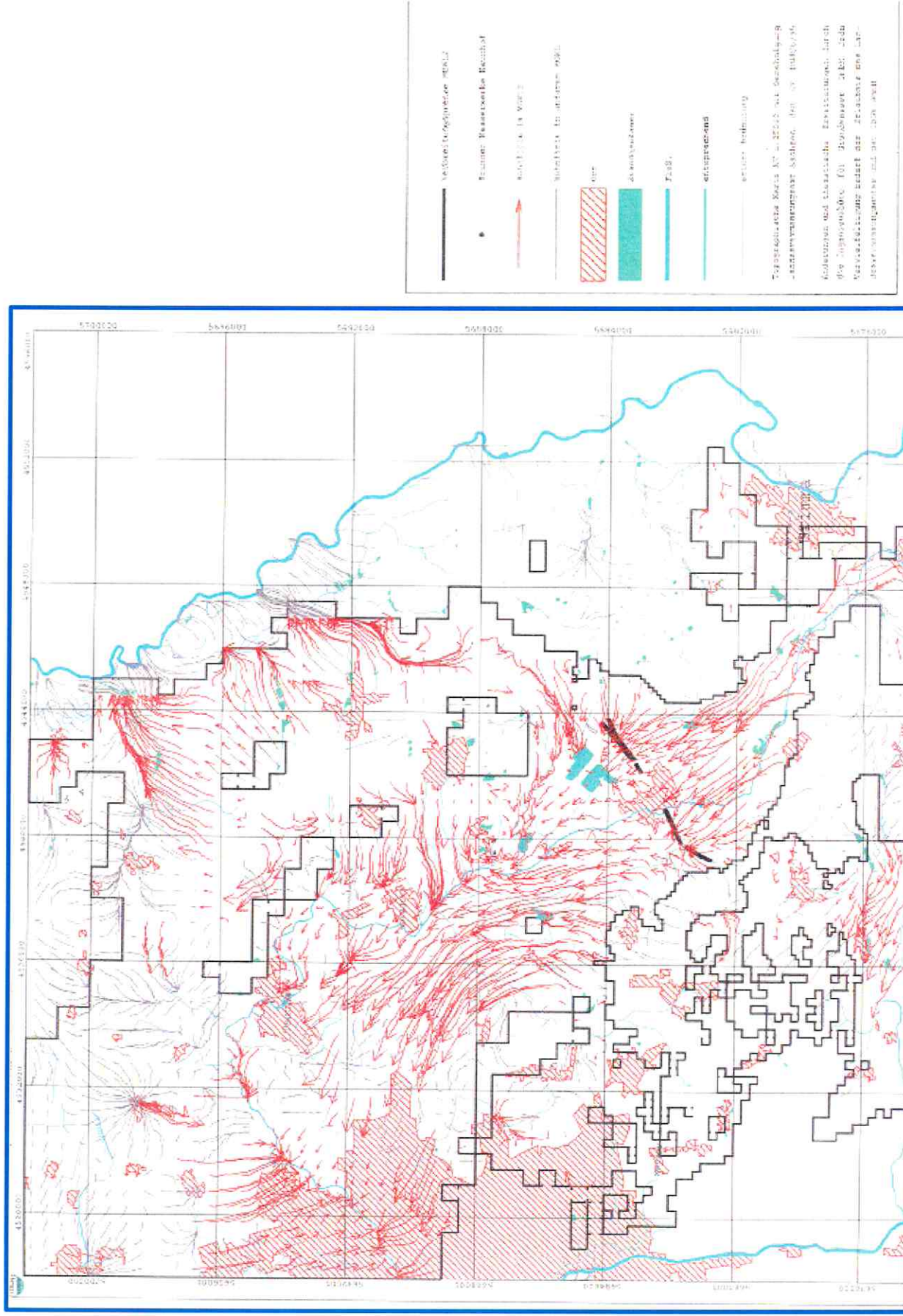
Änderungen und thematische Erweiterungen durch
die Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH. Jede
Vervielfältigung bedarf der Erlaubnis des Lan-
desvermessungsamtes und der IBGW GmbH.

zu Anlage 2: Legende





Anlage 4: Übersicht über Kationensummen- und verteilungen im Raum Naunhof (Grundwasserleiter 1.5)



Anlage 5: Bahnlinien fiktiver Teilchen im Modellgrundwasserleiter 2 als Ergebnis dreidimensionaler Berechnungen von April 1980 bis Dezember 1997