



# MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN

Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft · Postfach 300652 · 4000 Düsseldorf 30

An die  
Präsidentin des Landtags  
Nordrhein-Westfalen  
Haus des Landtags

4000 Düsseldorf 1

Postanschrift:

Schwannstraße 3, 4000 Düsseldorf 30

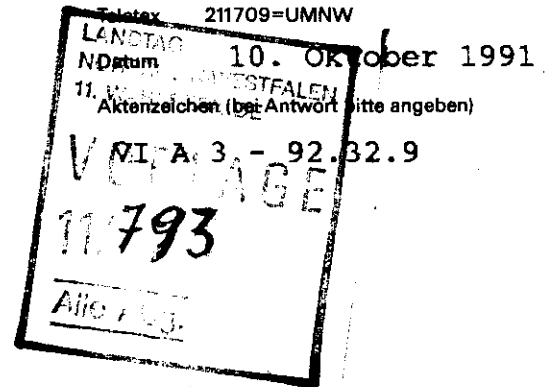
Telefon (0211) 45 66 - 0

Durchwahl (0211) 45 66 -

Telefax (0211) 45 66 - 388 637

Telex 858 4965

Teletex 211709=UMNW



Sehr geehrte Frau Präsidentin,

anlässlich der vom Ausschuß für Umweltschutz und Raumordnung am 13. September dieses Jahres durchgeführten Anhörung zu den ökologischen und sozialen Fragestellungen des beabsichtigten Braunkohlentagebaus Garzweiler II hatte ich den Mitgliedern der Ausschüsse für Umweltschutz und Raumordnung, für Wirtschaft, Mittelstand und Technologie sowie für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz bereits eine Vorabausfertigung jener Gutachten (Kurzfassungen) und Stellungnahmen zugeleitet, die im Rahmen des Zweiten Untersuchungsprogrammes Braunkohle der Landesregierung im Hinblick auf das beantragte Abbauvorhaben erstellt worden waren und bis zum 10.08.1991 hier vorlagen.

Der Versand an die Privatadressen der Damen und Herren Abgeordneten erfolgte am 24. August dieses Jahres.

Vorabexemplare der Leitentscheidungen zum Braunkohlenabbauvorhaben Garzweiler II einschließlich fachlicher Berichte zu energiewirtschaftlichen, energiepolitischen und regionalwirtschaftlichen sowie ökologischen und sozialen Fragestellungen sind Ihnen mit Schreiben vom 25. September dieses Jahres übersandt worden.

...

Zwischenzeitlich liegt nun die Druckfassung dieser Texte sowie des "Materialbandes zu den Leitentscheidungen zum Abbauvorhaben Garzweiler II" vor. Der Materialband enthält Expertisen, die im Rahmen der internen Entscheidungsvorbereitung der Landesregierung erstellt wurden.

Die beigelegten Exemplare bitte ich an die Mitglieder des Landtages weiterzuleiten; je fünf Exemplare sind für die Fraktionen des Landtages vorgesehen.

Mit freundlichen Grüßen

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Klaus Matthiesen'. The signature is written in a cursive style with a horizontal line at the end.

(Klaus Matthiesen)



Die  
Landesregierung  
informiert

# Leitentscheidungen zum Abbauvorhaben Garzweiler II

Herausgegeben  
von der Landesregierung  
Nordrhein-Westfalen  
September 1991

Die  
Landesregierung  
informiert

Leitentscheidungen  
zum  
Abbauvorhaben  
Garzweiler II

Herausgeber: Die Landesregierung Nordrhein-Westfalen  
Düsseldorf, September 1991

Herstellung: waz-druck, Duisburg

# Leitentscheidungen zum Abbauvorhaben Garzweiler II

## I.

Im Rahmen der „Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlepolitik“ vom September 1987 hatte die Landesregierung auch eine erste Einschätzung des Abbauvorhabens Garzweiler II vorgenommen. Sie war zu dem Ergebnis gekommen, daß vor einer abschließenden grundsätzlichen Bewertung und vor der Einleitung eines Braunkohlenplanverfahrens verschiedene Einzelaspekte noch weitergehender Klärung bedürften.

Daher war das Zweite Untersuchungsprogramm entwickelt worden, dessen Konzept auf Fragestellungen abhebt, die für die landespolitische Bewertung des Abbauvorhabens und eine rahmensetzende Leitentscheidung der Landesregierung als relevant angesehen wurden. Im Verlauf der Bearbeitung des Untersuchungsprogramms hat sich – dem wachsenden Erkenntnisfortschritt folgend – verschiedentlich die Notwendigkeit ergeben, Fragestellungen zu modifizieren oder zu ergänzen. Ferner ist eine Untersuchung zu „Energieszenarien Nordrhein-Westfalen“ vergeben worden.

Das Untersuchungsprogramm ist seit Ende August 1991 abgeschlossen. Die vorliegenden Untersuchungen und Stellungnahmen haben einen Erkenntnisstand gebracht, der der Landesregierung jetzt eine Bewertung des Abbauvorhabens Garzweiler II möglich macht. Auf der Grundlage aller Erkenntnisse und fachlichen Stellungnahmen kommt die Landesregierung zu folgender Einschätzung des beantragten Abbauvorhabens:

## II.

Voraussetzung für einen Braunkohlenabbau im Feld Garzweiler II ist, daß die beantragte Planung den Erfordernissen einer langfristigen Energieversorgung entspricht. Daher waren zuerst die energiewirtschaftliche und die energiepolitische Notwendigkeit des Tagebaus Garzweiler II unter der Perspektive geänderter Rahmenbedingungen zu prüfen.

1. In den „Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlenpolitik“ vom September 1987 hat die Landesregierung festgestellt:

Braunkohle ist ein sicherer, kostengünstiger und verfügbarer Rohstoff, dessen Einsatz zur Energiegewinnung im Vergleich zu großtechnischen Alternativen wie Kernenergie grundsätzlich geringere Risiken für Mensch und Umwelt mit sich bringt. Die heimische Braunkohle ist und bleibt deshalb wie die Steinkohle ein Eckpfeiler der Energiepolitik des Landes, die auf eine beherrschbare, ökologisch vertretbare, langfristig sichere und preiswerte Energieversorgung ausgerichtet ist.

Die volkswirtschaftliche Effizienz der Braunkohle wird von anderen Energieträgern nicht erreicht. Der Einsatz

von Braunkohle ist deshalb ein unverzichtbarer Beitrag zu wettbewerbsfähigen Produktionsverhältnissen in Nordrhein-Westfalen und in der Bundesrepublik Deutschland und sichert zukunftsträchtige Arbeitsplätze.

2. Die grundsätzlichen energiepolitischen Aussagen gelten fort; sie sind Basis auch für die Regierungserklärung vom 15. August 1990. Vor dem Hintergrund geänderter Rahmenbedingungen erscheint es gleichwohl geboten, die energiewirtschaftliche und energiepolitische Notwendigkeit eines Anschlußtagebaus Garzweiler II noch einmal zu überprüfen. Zu den geänderten Rahmenbedingungen gehören namentlich
  - die Neueinschätzung der Bevölkerungsentwicklung und der zu erwartende Energiebedarf,
  - die energiewirtschaftlichen Auswirkungen der deutschen Vereinigung
  - und die Problematik klimarelevanter Emissionen mit den sich daraus ergebenden verstärkten Notwendigkeiten des Energiesparens, der rationellen Energieverwendung und der Nutzung unerschöpflicher Energiequellen.
3. Die Braunkohle hat in der Energieversorgung der Bundesrepublik Deutschland einen hohen Stellenwert. Im Jahre 1990 betrug der Primärenergieverbrauch der Bundesrepublik etwa 494 Mio. t SKE. Bei einer Förderung von 356 Mio. t deckte der deutsche Braunkohlenbergbau in den alten und neuen Ländern davon umgerechnet etwa 104 Mio. t SKE ab. Der Braunkohlenanteil am Primärenergieverbrauch betrug also gut 20%. In der Verstromung betrug der Anteil der Braunkohle sogar rd. 30%. Die Braunkohle stellt einen Sicherheitssockel für die Grundlaststromerzeugung dar, weil sie
  - ohne Subventionen konkurrenzfähig gegenüber den anderen Energieträgern und
  - unabhängig von außenpolitischen Einflußnahmen ist.

Die nordrhein-westfälische Braunkohle war an der gesamten Braunkohlenförderung in Deutschland mit fast einem Drittel beteiligt. Sie wird ihrerseits zu 85% in der Verstromung eingesetzt; der Beitrag der rheinischen Braunkohle an der Versorgung der alten Länder mit kostengünstigem Grundlaststrom betrug rd. 19%.

4. Mit der deutschen Vereinigung sind die Braunkohlenlagerstätten in den neuen Ländern für die Energieversorgung der größer gewordenen Bundesrepublik Deutschland verfügbar geworden. Dies hat jedoch keine grundlegenden Auswirkungen auf die Braunkohle in Nordrhein-Westfa-

len. Ein Austausch von Braunkohle zwischen dem Rheinischen Revier und den neu hinzugekommenen Lausitzer und Mitteldeutschen Revieren verbietet sich wegen der Transportkostenanfälligkeit der Braunkohle. Ebenso wenig realistisch sind wegen der Leitungsverluste, der damit verbundenen Energieverschwendung und der Kostensteigerung Stromfernlieferungen über lange Distanzen im Grundlastbereich zwischen neuen und alten Ländern; dies betrifft gerade die Situation Nordrhein-Westfalens im Verhältnis zu den neuen Ländern.

5. Um die langfristigen möglichen Entwicklungen im Energiesektor besser beurteilen zu können, hat die Landesregierung Nordrhein-Westfalen bei der PROGNOSE AG Basel eine Studie über „Energieszenarien Nordrhein-Westfalen“ in Auftrag gegeben.

- 5.1. Die Studie, die sich im wesentlichen mit der Entwicklung in den alten Ländern befaßt, untersucht zunächst eine prognostische Referenzvariante, die den sich ohne zusätzliche Lenkungsmaßnahmen einstellenden künftigen Energiebedarf aufzeigt und dabei schon gewisse Einsparmaßnahmen berücksichtigt. Diese Referenzvariante weist für Nordrhein-Westfalen im Jahre 2005 eine jährliche Braunkohlenförderung von 101 Mio. t/a aus; bis 2020 reduziert sich die Braunkohlenförderung im Rheinischen Revier auf knapp 97 Mio. t/a.

Für die gesamte Stromerzeugung in den alten Ländern wird ein Zuwachs von 26% bis 2020 ausgewiesen. Die gegenwärtige Stromerzeugungskapazität reicht dabei bis 2005 gerade aus, um den wachsenden Stromverbrauch zu decken; für den Zeitraum von 2005 bis 2020 ist ein Leistungszuwachs von rd. 7000 MW zur Bedarfsdeckung erforderlich. Die Braunkohlenverstromungskapazitäten und die Stromerzeugung aus rheinischer Braunkohle bleiben in der Referenzvariante bis 2005 weitgehend konstant; bis 2020 wird dann hier ein Nettozubaue von 700 MW erforderlich sein.

Bei der Deckung des wachsenden Strombedarfs ist schon berücksichtigt, daß sich die Wirkungsgrade der Kraftwerke im Zuge des Ersatz- und Zubaubedarfs beachtlich verbessern werden. Ursächlich sind neue Kraftwerksgenerationen mit deutlich höheren Wirkungsgraden auf der Basis einer Gas- und Dampf-Technik (GuD-Technik) mit integrierter Kohlevergasung. Mit Hilfe von Kombikraftwerken auf Braunkohlenbasis (KoBra) erscheint es möglich, den steigenden Strombedarf ohne Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Emissionen zu befriedigen.

- 5.2. Vom Referenzszenario ausgehend, untersucht die Studie unter dem Aspekt der CO<sub>2</sub>-Minderung die Auswirkungen einer Strategie verstärkten Energie-sparens (Spar-Szenario), die ausschließlich bei der Energienachfrage ansetzt und dabei die Empfehlungen der Enquete-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“ des 11. Deutschen Bundestages zur Grundlage macht.

Die Spar-Variante kommt zu dem Ergebnis, daß durch die sehr intensiven Sparmaßnahmen bis 2005 eine CO<sub>2</sub>-Minderung von allenfalls rd. 14% bundesweit und von rd. 12% in Nordrhein-Westfalen erzielt werden kann. Dabei werden sich die Struktur der

Stromerzeugung und damit auch die Struktur des Brennstoffeinsatzes im Kraftwerksbereich nicht wesentlich gegenüber der Referenzvariante ändern. Auch die Stromerzeugungskosten bleiben im wesentlichen konstant. Die Einsatzmengen der Braunkohle liegen aufgrund der geringeren Stromerzeugung etwas niedriger; allerdings wird ein höherer Einsatz im Fernwärmebereich unterstellt. Insgesamt ergeben sich für Nordrhein-Westfalen Braunkohlenförderungsmengen von mindestens 95 Mio. t/a im Jahre 2005 und von mindestens 89 Mio. t/a im Jahre 2020. Selbst unter der Voraussetzung, daß das sehr ehrgeizige Sparziel erreicht werden kann, bleibt also ein Tagebau Garzweiler II energiewirtschaftlich unverzichtbar.

- 5.3. Aufbauend auf der Sparvariante untersucht die Studie auftragsgemäß die Folgen einer weiteren Verminderung des Braunkohleneinsatzes in der Verstromung um 30 Mio. t/a. Die sich daraus ergebenden Konsequenzen würden den Wirkungen einer Braunkohlenförderung aus zwei betriebenen Tagebauen, d. h. ohne Garzweiler II, gleichkommen. Der ausfallende Braunkohlenstrom müßte annahmegemäß durch noch intensiveren Ausbau der Kraft-Wärme-Koppelung vor allem auf Gasbasis, durch eine höhere Beschäftigung konventioneller Gaskraftwerke sowie durch einen stärkeren Ausbau der Stromerzeugung aus Windenergie und Photovoltaik ersetzt werden. Diese Annahmen wiederum setzen gewichtige flankierende Maßnahmen in der Gesamtenergiepolitik voraus, die allein von Nordrhein-Westfalen nicht erbracht werden könnten; hier wäre vielmehr der Bund gefordert.

Rund zwei Drittel der abzudeckenden Stromerzeugung müßten durch den Einsatz zusätzlichen Importgases bereitgestellt werden. Damit käme zu dem Problem, daß die Welt-Erdgasreserven schon unter heutigen Verbrauchsansätzen eine deutlich kürzere Nutzungsdauer aufweisen als die Reserven aller übrigen fossilen Energieträger, noch eine weiter gesteigerte Import-Abhängigkeit. Da langfristige ausreichende Erdgasreserven nur im Nahen Osten und in der heutigen UdSSR vorhanden sind, hieße das, daß eine für die Sicherheit und Preiswürdigkeit bisher als unerläßlich angesehene Streuung der Bezugsquellen nicht mehr gewährleistet werden könnte.

Vom Ausgangspunkt der Studie, die sich vorwiegend auf die Energiesituation der alten Länder bezieht, würde die Verringerung der Braunkohlenverstromung allein Nordrhein-Westfalen betreffen. Dies hätte gravierende Auswirkungen auf die hiesigen Stromerzeugungskosten, wo mit einer spürbaren Erhöhung von rd. 8% (alte Länder insgesamt rd. 3%) gerechnet werden müßte.

Bei der angenommenen Reduzierung des Braunkohleneinsatzes von 30 Mio. t/a würde sich gegenüber dem Spar-Szenario der CO<sub>2</sub>-Ausstoß im Jahre 2005 für die alten Länder um lediglich 2,8 Prozentpunkte weiter vermindern. Dieses zusätzliche CO<sub>2</sub>-Minderungspotential ist im Hinblick auf den reduzierten Einsatz von 30 Mio. t/a vergleichsweise gering. Dies rührt daher, daß der Minderverbrauch an Braunkohle keine Brennstoffersparnis insgesamt darstellt. Vielmehr wird Braunkohle im wesentlichen durch andere

fossile Brennstoffe ersetzt, die ebenfalls – wenn gleich weniger – CO<sub>2</sub> bei der Verbrennung freisetzen.

Dieser Beitrag einer Reduzierung des Braunkohleneinsatzes zur Verringerung des CO<sub>2</sub>-Ausstoßes steht damit nach Auffassung der Landesregierung in keinem vertretbaren Verhältnis zu den nachteiligen energiepolitischen, wirtschaftlichen und strukturellen Folgen, die eine Realisierung dieser Variante auslösen würde:

- Gefährdung des Ziels einer langfristigen Sicherung der Energieversorgung auf der Basis heimischer Energieträger sowohl im nationalen wie im europäischen Rahmen,
- stark erhöhte Risiken im Hinblick auf die Liefersicherheit und Preisverläßlichkeit der zu importierenden Ersatzenergie Erdgas,
- deutliche Erhöhung der Stromerzeugungskosten mit allen damit verbundenen Wettbewerbsnachteilen,
- Rückgang der Investitionen im Bergbau, in den Kraftwerksbereichen und in den Nachfolgebereichen,
- Verluste von Arbeitsplätzen im Bergbau und in Nachfolgebereichen,
- Konzentration der nachteiligen Folgen auf eine Region.

- 5.4 In einer abschließenden Variante stellt die Studie der Kohlereduktions-Strategie eine Strategie „Ausstieg aus der Kernenergie“ gegenüber. Auch diese Strategie baut auf dem Spar-Szenario auf. Der Ausstieg aus der Kernenergie bedeutet, daß die dadurch ausfallende Stromerzeugung durch zusätzlichen Gaseinsatz in der Verstromung in konventionellen Kraftwerken, aber auch auf der Basis der Kraft-Wärme-Koppelung ersetzt werden muß. Außerdem müssen die Sparanstrengungen nochmals deutlich verschärft werden. Die Verstromung der Braunkohle, die ebenso wie die Kernenergie im wesentlichen in der Grundlast eingesetzt wird, bleibt in diesem Szenario konstant.

Die Landesregierung hält die langfristige Nutzung der Kernenergie nicht für verantwortbar. Das sogenannte Restrisiko der Kernenergie ist – wie nicht zuletzt die Reaktorkatastrophe von Tschernobyl gezeigt hat – ein sehr hohes und ganz reales Gefahrenpotential. Die sichere und endgültige Entsorgung des bei der Kernenergienutzung anfallenden radioaktiven Materials ist nicht gewährleistet; die von diesem Material ausgehenden Gefahren erstrecken sich teilweise auf einen Zeitraum von mehreren Jahrtausenden. Die Landesregierung bleibt deshalb dabei: Die Kernenergie ist eine auf Dauer nicht verantwortbare Energiegewinnungsart.

Wer aber auf die Nutzung der Kernenergie verzichten will, kann nicht zugleich aus der Braunkohle aussteigen. Denn Braunkohle und Kernenergie zusammen erzeugen derzeit 50 bis 60% des elektrischen Stromes im Grundlastbereich der Bundesrepublik Deutschland. Das ist eine Größenordnung, für die ein realistisches Einspar- und Ersatzpotential auf absehbare Zeit nicht besteht.

6. Nach Auffassung der Landesregierung herrscht weltweit gesehen eine starke Unsicherheit über die weitere energie-

politische Entwicklung. Es ist derzeit nicht erkennbar, wie sich die energiepolitische Situation im Jahre 2005 – dem Jahr, in dem der Antragsteller die Braunkohlegewinnung im Feld Garzweiler II aufnehmen will – darstellen wird. Die Landesregierung kann auch nicht erkennen, daß die politischen Rahmensetzungen der Bundesregierung oder der Europäischen Gemeinschaft diese Unsicherheiten spürbar verringern.

Eine verantwortliche Politik kann daraus nur den Schluß ziehen, weiter auf eine umweltverträgliche Nutzung der heimischen Kohle zu setzen und zugleich alle Anstrengungen auf die rationelle Verwendung von Energie und auf den Einsatz erneuerbarer Energiequellen zu richten. Als Energiezentrum der Bundesrepublik hat Nordrhein-Westfalen daraus die doppelte Verpflichtung, sowohl die klassischen Energiequellen innovativ und umweltbewußt zu nutzen, als auch neue energiepolitische Perspektiven zu erschließen und zu fördern.

7. Im zeitlichen und sachlichen Zusammenhang mit den Leitentscheidungen Braunkohle hat deshalb die Landesregierung im Jahre 1987 das Programm „Rationelle Energieverwendung und Nutzung unerschöpflicher Energiequellen“ vorgelegt. Dieses Programm enthält ein ganzes Maßnahmenbündel rechtlicher, finanzieller und beratender Art, um den Gedanken der rationellen Energieverwendung durchzusetzen und zukunftsgerichteten Energietechnologien in der Breite zur Anwendung zu verhelfen. Die damit verfolgten Zielsetzungen sind ein Schwerpunkt der Landespolitik.
8. In diesem Zusammenhang kommt der unternehmerischen Verantwortung zum innovativen, sparsamen und rationellen Umgang mit Energie als Beitrag zum Umweltschutz und zur Reduzierung der klimarelevanten Emissionen eine besondere Rolle zu. Die Landesregierung erwartet deshalb:
- den verstärkten Einsatz der Braunkohle in Kraftwerken mit Kraft-Wärme-Koppelung und im Veredelungsbereich,
  - die rasche Entscheidung zur Umsetzung von CO<sub>2</sub>-Minderungsmaßnahmen durch Steigerung der Wirkungsgrade in bestehenden Kraftwerken,
  - rasche Investitionsentscheidungen zum Bau und Betrieb von modernen Kraftwerken mit höherem Wirkungsgrad und damit spezifisch deutlich geringeren umweltrelevanten Emissionen von CO<sub>2</sub> und Schadstoffen,
  - wirkungsvolle Beiträge zum Stromsparen und zur Nutzung der regenerativen Energien.
9. Insgesamt ist die Landesregierung überzeugt, daß der Einsatz von Braunkohle – trotz der geänderten Rahmenbedingungen – als sicherer, kostengünstiger und verfügbarer Rohstoff energiewirtschaftlich und energiepolitisch notwendig ist.
10. Die Landesregierung hat sich nochmals mit der räumlichen Konkretisierung des energiepolitisch notwendigen Braunkohlenabbaus auseinandergesetzt. Sie ist dabei zu der Auffassung gelangt, daß es bei der in den Leitentscheidungen 1987 getroffenen Festlegung bleiben soll, den Abbau auf die Gewinnungsbereiche Hambach, Inden und Garzweiler zu konzentrieren.

Insbesondere sprechen nach wie vor überwiegende Argumente gegen einen Neuaufschluß des Feldes Erp/Irresheim

anstelle des Anschlußtagesbaus Garzweiler II. Ein Neuaufschluß des Tagebaufeldes Erp/Irresheim hätte im Vergleich zu Garzweiler II insbesondere zur Folge:

- eine erheblich größere Landinanspruchnahme im Vergleich zu Garzweiler II,
- eine unvermeidbare Konzentration des Braunkohlenabbaus auf den Raum Düren,
- ein deutlich schlechteres Abraum-Kohleverhältnis,
- die Anlage einer alle bisherigen Maßstäbe übertreffenden Außenkippe auf unverritztem, von der Kohlegewinnung nicht in Anspruch genommenen Gelände,
- bei einer Umsiedlungszahl in der Größenordnung von 9000 bis 10 500 Einwohnern gegenüber rd. 7500 Einwohnern in der Größe des Tagebaus Garzweiler II, die die Landesregierung für genehmigungsfähig hält (das Abbauvorhaben Garzweiler II in der beantragten Form hätte rd. 11 800 Einwohner betroffen).

### III.

Ein Braunkohlenabbau im Feld Garzweiler II kann nur zugelassen werden, wenn die Erfordernisse der sozialen Belange der vom Braunkohlentagebau Betroffenen und die Erfordernisse des Umweltschutzes angemessen berücksichtigt sind. Daher waren die unmittelbaren und mittelbaren Auswirkungen des beantragten Tagebaus zu prüfen.

1. Die unmittelbaren Auswirkungen des Tagebau-Vorhabens Garzweiler II betreffen in erster Linie die Einwohnerschaft der umzusiedelnden Ortslagen. Das Abbaugbiet, so wie es das Unternehmen 1987 beantragt hat, erfaßt 19 kleinere und größere Ortslagen der Stadt Erkelenz, der Gemeinde Jüchen und der Stadt Mönchengladbach mit insgesamt rd. 11 800 Einwohnern.

Obwohl sich der Abbaufortschritt in den einzelnen Ortslagen zeitlich gestaffelt nähert und sich das Umsiedlungsgeschehen damit auf mehrere Jahrzehnte verteilt, erreicht doch die absolute Zahl der Betroffenen eine Größenordnung, die eine besondere Berücksichtigung im Abwägungsprozeß erfordert.

Gleiches gilt für die räumliche Größe des geplanten Tagebaus und für seine Lage im Bereich der Stadt Erkelenz, deren Entwicklungsmöglichkeiten im östlichen Stadtgebiet erheblich eingeschränkt werden.

Umsiedlungen müssen sozial verträglich sein. Die Umsiedlung stellt für die betroffenen Bürger und Bürgerinnen einen tiefen Einschnitt in ihre Lebenssituation dar, der ihnen als Sonderopfer für die Allgemeinheit nur zugemutet werden kann, wenn neben der energiepolitischen Notwendigkeit des Abbaues auch seine ökologische Verträglichkeit feststeht.

2. Die mittelbaren Auswirkungen des beantragten Tagebaus werden durch die bergbaubedingten Sumpfungmaßnahmen hervorgerufen und betreffen den Wasserhaushalt und die Ökologie. Sie sind ein Eingriff in die Umwelt, dessen Schwere sich insbesondere aus der großräumigen Erstreckung des Einwirkungsbereiches und aus der möglichen Betroffenheit des Naturparks Maas-Schwalm-Nette ergibt.

Um den Folgen des Grundwasserentzugs entgegenzuwirken, stehen verschiedene technische Maßnahmen der Grundwasseranreicherung zur Verfügung, deren Auswahl

und Anwendung den ortsspezifischen, naturräumlichen Erfordernissen angepaßt werden können und die eine erfolgreiche Aufrechterhaltung der ökologisch erforderlichen Grundwasserstände prinzipiell erwarten lassen. Dies betrachtet die Landesregierung als erste Grundvoraussetzung für den Schutz des Naturparks.

Neben die quantitative Seite der Grundwasseranreicherung tritt die Frage nach der Wasserqualität, d. h. nach der Verträglichkeit des Fremdwassers in den zu schützenden Bereichen vor allem mit grundwasserabhängiger, nährstoffarmer Vegetation. In dieser Hinsicht sind versickerungsbedingte, ökologische Veränderungen im weitaus überwiegenden Teil der Feuchtgebiete des Naturparks nicht zu erwarten. Das ergibt sich daraus, daß entweder die dort vorkommenden Pflanzengesellschaften heute bereits durch nährstoffreiches Grundwasser entscheidend geprägt sind oder daß in weite Bereiche der Feuchtgebiete keine nennenswerten Versickerungswasseranteile gelangen werden. So werden insbesondere die nährstoffarmen Feuchtgebiete der Nette insgesamt sowie die extrem nährstoffarmen Standorte am Unterlauf der Schwalm (Elmpter Bruch), am Boschbeek und am Rothenbach ohne Versickerungswassereinfluß bleiben.

Für einen kleinen Bereich kann es jedoch zu Veränderungen von als sensibel eingestuften Vegetationen kommen, soweit das Versickerungswasser einen „deutlichen Anteil“ am pflanzenverfügbaren Grundwasser erreicht; das ist für den Mühlenbach der Fall. Für Teilbereiche des Knippertzaches sowie die unteren und mittleren Schwalmtales ist mit „geringen“ Versickerungswasseranteilen zu rechnen.

3. Nach den vorliegenden Erkenntnissen und den Vorstellungen des Bergbauunternehmens wird der beantragte Tagebau ein System langfristiger Grundwasseranreicherung erfordern, das sich zunächst vor allem auf Sumpfungswasser abstützt. Nach 2045 steht Sumpfungswasser nicht mehr zur Verfügung; das Wasser ist dann dem Rhein zu entnehmen.

Das zu Grundwasseranreicherungen verwendete Wasser bedarf aus technischen und ökologischen Gründen der Aufbereitung. Es ist unabdingbar, daß die Qualität des pflanzenverfügbaren Fremdwassers innerhalb enger Toleranzgrenzen liegt und mithin geeignet sein muß, wasserchemisch bedingte Beeinträchtigungen oder Veränderungen in der Artenzusammensetzung der zu schützenden Bereiche auf ein Mindestmaß zu begrenzen. Diese Notwendigkeit ist grundsätzlich unabhängig von der Art des jeweils zur Aufbereitung verwendeten Wassers und stellt für die Landesregierung die zweite Grundvoraussetzung für den Schutz des Naturparks dar.

In der Gesamtheit gesehen kann damit der Schutz des Schwalm-Nette-Naturraumes in artenreicher Vielfalt und in Prägung durch nährstoffarme, grundwasserabhängige Vegetationen gewährleistet werden.

4. Die Frage der räumlichen, mittelbaren Betroffenheit berührt auch die von seiten der Niederlande verschiedentlich geäußerte Befürchtung, die Grundwasserabsenkung werde sich grenzüberschreitend auswirken.

Auf Grundlage insbesondere der Erkenntnisse des „Grundwassermodells Venloer Scholle“, dessen Erarbeitung auch niederländische Fachleute begleitet haben, ist allerdings festzustellen, daß ein Tagebau Garzweiler II im obersten Grundwasserstockwerk angesichts der vorgesehenen Schutzmaßnahmen keine Auswirkungen auf niederländi-



sches Gebiet haben würde. In den tieferen, gespannten Grundwasserstockwerken werden zwar Entspannungen erwartet, die jedoch keinen nennenswerten Einfluß auf die wasserwirtschaftliche Nutzung des Grundwasserschatzes haben.

Die Landesregierung ist im übrigen der Auffassung, daß Braunkohlenplanung im grenznahen Raum selbstverständlich mit den gutnachbarschaftlichen Beziehungen im Einklang stehen muß. Daher werden niederländische Betroffene und Anrainer ebenfalls im Braunkohlenplanverfahren beteiligt; für Betroffene im Grenzraum gelten grundsätzlich gleiche Behandlungsmaßstäbe.

Soweit Grundwasserabsenkungen auf nichtbergbauliche Ursachen zurückzuführen sind, d. h. von Wasserwerken beiderseits der deutsch-niederländischen Grenze verursacht werden, müssen solche Entnahmen bei der Bewertung der tagebaubedingten Folgen außer Betracht bleiben. Die bisherigen Erfahrungen mit der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit in den verschiedenen deutsch-niederländischen Gremien lassen aber erwarten, daß auch im Hinblick auf diese Probleme der Wassergewinnung im Grenzraum ein Interessenausgleich erreicht werden kann.

5. Von wasserwirtschaftlicher und ökologischer Bedeutung ist ferner die Abraumkippen- bzw. Seesituation nach Auskohlung der Tagebaue im Nordrevier (einschl. des laufenden Tagebaus Garzweiler I). Aufgrund der gemeinsamen Massenbilanz ergibt sich für die endgültige Oberflächengestaltung (bei im übrigen vollständiger Verfüllung und Anschluß an die gewachsene Oberfläche) im Bereich des Abbauvorhabens Garzweiler II ein Restloch, das mit Wasser gefüllt werden muß.

Die

- mineralische Zusammensetzung der zur Verkippung anfallenden Abraummassen,
- Freilegung und Umlagerung dieses Lockermaterials im Abbaubetrieb,
- damit verbundene Möglichkeit der chemischen Reaktion mit Luft- und Wasserinhaltsstoffen, sowie
- sich einstellende Hydraulik bei und nach Befüllung des Restloches

führen prinzipiell zu einer Versauerung und Mineralisierung im Kippenwasserkörper und – in deren Gefolge – im Restsee und seinem Umfeld.

Dies berührt die künftige hydrologische Prägung und Nutzbarkeit der betroffenen Grund- und Oberflächenwässer. Deshalb sind alle wirtschaftlich sinnvollen und technisch realisierbaren Möglichkeiten der Gegensteuerung und Kontrolle zu nutzen.

Dafür stehen Maßnahmen und Verfahren zur Verfügung, die an der Ursache ansetzen (vor allem Vermeidung und Begrenzung der Versauerung), auf hydraulischem Wege den Stoffaustrag aus dem Kippenkörper verhindern bzw. minimieren und einen eventuellen Abstrom von Schädwässern ins Umland vollständig abfangen können.

Angesichts der begründeten Erwartung, daß

- der Restsee einen stabil-geschichteten Wasserkörper haben wird, der natürlichen tiefen Seen vergleichbar ist,
- die Oberschicht des Restsees ein ökologisch aktives Gewässer sein wird, das auch als Freizeit- und Badesee

genutzt werden kann, und

- einem Schadstoffaustrag in das Umfeld wirksam begegnet werden kann,

hält die Landesregierung das mit dem Abbauvorhaben verbundene Gewässerkonzept im Rahmen der Rekultivierung und Nutzung nach Tagebauende für richtig und in seinen derzeit erkennbaren Entwicklungen für beherrschbar.

Allerdings bedürfen die im Zuge der Schadensverhinderung bzw. -begrenzung ins Auge gefaßten Maßnahmen noch der Optimierung; dies betrifft auch die bisherigen Planungen zur Lage, Größe, Ausformung und Füllung des Sees.

6. Das Tagebauprojekt ist in außergewöhnlicher Weise von der langfristigen Sicherstellung einer ausreichenden Wasserbeschaffung abhängig. Dies betrifft die Verpflichtung des Bergbautreibenden

- zur Lieferung von Ersatzwasser für Gewerbe- und Industriebetriebe sowie für Wasserwerke,
- zur Bereitstellung von Ausgleichswasser für Versickerungsmaßnahmen, Einspeisung in Vorfluter und Restseebefüllung sowie
- zur Vorhaltung von Wasser für Eigen- und Kraftwerksbedarf

und erstreckt sich auf laufende und künftige Maßnahmen. Das Vorhaben im Nordrevier ist dabei im Kontext des Gesamtreviers zu beurteilen.

Die vorgesehene Wasserbeschaffung basiert grundsätzlich auf der Verwendung von Sumpfungswasser. Im Zeitablauf abnehmende Sumpfungswassermengen müssen jedoch durch anderweitige Beschaffung kompensiert werden, wofür in realistischer Einschätzung der benötigten Mengen und der gegebenen Möglichkeiten nur die Entnahme aus dem Rhein in Frage kommt. Zu diesem Konzept der Entnahme, Aufbereitung und Einspeisung in die Grundwasseranreicherung bzw. Versorgung des Sees gibt es zunächst keine Alternative. Es ist schlüssig und läßt aus derzeitiger Sicht keine nichtbeherrschbaren Schwierigkeiten erwarten.

Die Landesregierung hält es gleichwohl für geboten, die derzeitigen Vorstellungen zur Wasserbeschaffung bis zum Zeitpunkt der tatsächlich erforderlichen Rheinwasser-Entnahme und -Verwendung (ca. 2030) dem jeweiligen Stand der Technik und Erkenntnisse anzupassen, so daß rechtzeitig vor der entsprechenden Betriebsaufnahme die konkrete Realisierung neu eingeschätzt werden kann.

7. Zusammenfassend ist festzustellen, daß

- von dem beantragten Vorhaben, für das räumliche Alternativen nicht gesehen werden, erhebliche unmittelbare und mittelbare Auswirkungen ausgehen,
- zur Minimierung der Beeinträchtigungen auf ein breites Spektrum technischer Maßnahmen zurückgegriffen werden kann,
- diese Maßnahmen zur Aufrechterhaltung, Stützung oder Wiederherstellung ökologischer Systeme – jede für sich – effektiv und anwendbar sind.

#### IV.

In der Zusammenschau aller möglichen oder tatsächlichen Problemfelder zeichnet sich ab, daß der Schutz des Naturparks Maas-Schwalm-Nette grundsätzlich gewährleistet werden kann und auch die komplexe Problematik „Kippenwasser/Restsee“ beherrschbar ist.

Darüber hinaus machen die jüngeren Erfahrungen im Umsiedlungsgeschehen (Umsiedlung Garzweiler, Umsiedlung Inden) deutlich, daß braunkohlenbedingte Ortsverlagerungen sozialverträglich gestaltet werden können.

Die Landesregierung sieht folglich keinen Anlaß, die Frage nach der weiteren Braunkohlegewinnung im Nordrevier offenzuhalten. Die Voraussetzungen für eine Entscheidung sind erfüllt. Nach Auswertung und Bewertung aller vorliegenden Erkenntnisse ist die Landesregierung zu der Überzeugung gekommen, daß das Erfordernis und die Machbarkeit des beantragten Tagebaus Garzweiler II nachgewiesen sind und daß sich alle Beeinträchtigungen in einem vertretbaren Rahmen halten. Dabei ist sich jedoch die Landesregierung der Tatsache bewußt, daß die vielfältigen Schutzmaßnahmen zu einer weitgehenden Abhängigkeit natürlicher Systeme von technischem Aufwand führen und daß die technischen Maßnahmen über einen außerordentlich langen Zeitraum sicher und störungsfrei betrieben werden müssen.

Die Landesregierung hat daraus die Konsequenz gezogen, die für den beantragten Tagebau insoweit noch bestehenden Risiken zu minimieren und die verbleibenden ökologischen Belastungen für den betroffenen Raum weiter zu reduzieren.

Im Sinne eines solchen verantwortungsbewußten Vorgehens ist daher der Tagebau Garzweiler II nicht in dem Umfang genehmigungsfähig, wie er beantragt worden ist; er muß vielmehr eine „wasserwirtschaftlich-ökologische Schutzlinie“ (siehe Übersichtskarte in der Anlage) beachten, die deutlich hinter der bisher vorgesehenen nordwestlichen Abbaugrenze liegt.

1. Die Beachtung der „wasserwirtschaftlich-ökologischen Schutzlinie“ hat - abgeleitet von Ergebnissen einer entsprechenden Variantenrechnung mit dem „Grundwassermodell Venloer Scholle“ - folgende Vorzüge:

- größerer Abstand zwischen den zu schützenden Biotopen einerseits und dem Tagebau andererseits,
- Reduzierung der Abbautiefe, damit Verringerung der Sumpfungstiefe (um ca. 30 m) und der Wasserentnahme aus dem Grundwasserschatz (um 15% im Mittel und über 25% im Sumpfungsmaximum),
- Verringerung der Menge der heranzuführenden Fremdwasser bzw. Möglichkeit der Verwendung zu weitergehenden Schutzmaßnahmen,
- Verringerung der Versickerungsmengen um mehr als 20%,
- verkleinerter und verlagertes Restsee,
- Verkürzung der Auffüllzeiten für den Restsee um elf Jahre (von 47 auf 36 Jahre),
- verbesserte räumliche Möglichkeiten bei der Optimierung der Grundwasseranreicherung,
- weiter verbesserte Chancen und verringerte Risiken für die ökologische Situation im Schwalm-Einzugsgebiet,
- Verringerung der Abraummassen, insbesondere der versauerungsempfindlichen Massen (etwa 35% weniger Abraum, aber nur etwa 15-20% weniger Kohle),
- Verringerung der Beeinträchtigung von Wasserwerken im Tagebauumfeld,

- erheblicher Abbau der Kippen-/Restsee-Problematik durch Verlagerung des Restsees (kürzere Uferlinie zum Kippenkörper).

2. Neben der damit erzielten ökologischen Verbesserung wird zugleich eine spürbare Verringerung der Zahl der von Umsiedlung Betroffenen und damit eine erhebliche Entspannung der Umsiedlungsproblematik eintreten. Über 4000 Menschen brauchen nicht mehr umgesiedelt zu werden.

Für die Stadt Erkelenz bietet die Rücknahme der Abbaugrenze die Möglichkeit, das östliche Umfeld ihres Stadtzentrums in weitergehender Weise stadtentwicklungspolitisch nutzen zu können.

Im übrigen hält es die Landesregierung wegen des langen Planungsvorlaufs für unerlässlich, daß im Hinblick auf Verunsicherungen bei den Betroffenen oder auf räumliche Fehlentwicklungen im Abbaugbiet alle Möglichkeiten ergriffen werden, um die dortige Gesamtsituation während der Übergangszeit bis zur endgültigen Umsiedlung zu stabilisieren.

Die Landesregierung hält am Grundsatz der möglichst geschlossenen Umsiedlung von Ortschaften fest. Die Einzelheiten einer sozialverträglichen Umsiedlung sind jeweils auf der Grundlage spezifischer ortsbezogener Untersuchungen festzulegen.

3. Die Landesregierung ist überzeugt, daß bereits ihre grundsätzliche Einschätzung des Projektes im weiten zeitlichen Vorfeld des Genehmigungsverfahrens nicht auf die Belange der Sozial- und Umweltverträglichkeit beschränkt werden darf, sondern daß bei den Überlegungen die energiewirtschaftlichen und energiepolitischen Erfordernisse, die regionalpolitischen Zielvorstellungen sowie die betriebswirtschaftlichen Möglichkeiten und Grenzen angemessen berücksichtigt werden müssen.

4. Die Einhaltung der Schutzlinie durch das Abbaugeschehen stellt die energiewirtschaftliche und energiepolitische Sinnhaftigkeit des Tagebaus nicht in Frage; die nutzbare Lagerstätte bleibt in einer Größenordnung, die den Beitrag der Braunkohle zur Stromerzeugung allgemein und im Nordrevier langfristig sichert.

Freilich werden - und dessen ist sich die Landesregierung in ihrer energiepolitischen Verantwortung bewußt - bei einer aus ökologischen und sozialen Gründen angezeigten Rücknahme der Abbaugrenzen des Tagebaus Garzweiler II nicht unerhebliche Teile der Lagerstättenvorräte dauerhaft verlorengehen. Eine Verkleinerung des Tagebaufeldes wird etwa 300 Mio. t Braunkohle, das entspricht sechs Jahresförderungsmengen nach den ursprünglichen Vorstellungen des Antragstellers, einer kostengünstigen Energieerzeugung endgültig entziehen. Damit ist die Entscheidung an einer unteren Grenze des auch aus gesamtenergiepolitischen Gründen notwendigen Sicherheitssockels in der Energieversorgung orientiert, wenn sinnvolle und wirtschaftliche Erneuerungsinvestitionen im Braunkohlenkraftwerkspark erfolgen sollen. Insofern hält der verkleinerte Tagebau gleichzeitig zum sparsamen Umgang mit der Ressource Braunkohle an.

Andererseits sieht die Landesregierung in dieser Orientierung zugleich ein deutliches Signal an den Kraftwerksbetreiber, solche energiepolitisch wie umweltpolitisch gleichermaßen erforderlichen Erneuerungsinvestitionen zügig zu betreiben. Sie sieht darin ein Zeichen zum Umdenken in der

Energiepolitik, bei dem es darum geht, durch einen intelligenteren Einsatz des wissenschaftlich-technischen Könnens und der materiellen Ressourcen notwendige Energiedienstleistungen in gleicher Qualität mit einem geringeren Einsatz von Primärenergie zu erbringen.

5. Zur Einhaltung der Schutzlinie, deren Beachtung die Landesregierung als eine Voraussetzung für die spätere Genehmigungsfähigkeit des Projektes ansieht, bedarf es der planerischen Anpassung des Abbauvorhabens. Die konkrete Festlegung der Abbaugrenze obliegt dem Braunkohlenausschuß im Rahmen des gesetzlich vorgeschriebenen Braunkohlenplanverfahrens als regionalplanerischer Rahmensetzung für den Anschlußtagebau.
6. Insgesamt zielen die Leitentscheidungen darauf ab,
  - die energiewirtschaftlich und energiepolitisch erforderliche Braunkohlegewinnung im Nordrevier in verantwortbarer Form zu ermöglichen,
  - im Hinblick auf die persönliche Lebensplanung der Betroffenen die seit langem offene Frage nach der Zukunft des Abbauvorhabens zu beantworten,
  - die Zahl der Umsiedlungen auf den unvermeidbaren Umfang zu begrenzen,
  - den Naturpark Maas-Schwalm-Nette zu erhalten,
  - für notwendige Investitionsentscheidungen im Kraftwerks- und Tagebaubereich einen tragfähigen Sockel zu bieten,
  - bezüglich der arbeitsmarkt- und regionalpolitischen Situation im Revier die Beschäftigungsperspektive stabilisierend zu beeinflussen.

## V.

Im Hinblick auf die weitere planerische Vorbereitung des Tagebaus und der mit seiner Verwirklichung einhergehenden Einzelmaßnahmen stellt die Landesregierung fest:

1. Die Leitentscheidungen und die ihnen zugrundeliegenden Ergebnisse der Untersuchungsprogramme bieten dem Braunkohlenausschuß eine weitere Grundlage, den Antrag des Bergbautreibenden auf Einleitung eines Braunkohlenplanverfahrens sowie die Unterlagen zum ökologischen Anforderungsprofil endgültig zu bewerten. Auch ist der Braunkohlenausschuß zu einem frühen Zeitpunkt darüber in Kenntnis gesetzt, daß – ungeachtet der Planaussagen im Detail – die Orientierung des aufzustellenden Braunkohlenplans an den Kernaussagen der Leitentscheidungen nach gegenwärtigem Kenntnisstand eine Plangenehmigung erwarten läßt.

Im übrigen erscheint es angesichts der mit den Untersuchungsprogrammen geschaffenen breiten Wissensbasis möglich, das Braunkohlenplanverfahren zügig durchzuführen. Damit kann der energiewirtschaftlich und bergtechnisch planvolle Übergang vom laufenden zum künftigen Tagebau gewährleistet werden.

2. Es ist allerdings davon auszugehen, daß auch nach dem Erarbeitungsbeschluß des Braunkohlenausschusses und während der Laufzeit des Braunkohlenplanverfahrens
  - in der Erprobung und weiteren Ausreifung von Grundwasseranreicherungsverfahren Testreihen fortgesetzt werden,

- ökologische Erkenntnisse, die durch Ausdehnung der Beobachtung auf mehrere Vegetationsperioden oder auf andere Weise zu größerer Prognosesicherheit kommen, weiter verdichtet werden und
- ortsspezifische Untersuchungen zur Gewährleistung einer sozialverträglichen Umsiedlung durchgeführt werden (Soziales Anforderungsprofil).

Diese Arbeiten und Untersuchungen sind Teil der Vorbereitung zur Realisierung des bergbaulichen Vorhabens.

3. Das Konzept der langfristigen Sicherstellung der Wasserversorgung bedarf fortlaufender Überprüfung und ggf. Anpassung.
4. Die Landesregierung erwartet, daß die fachplanerischen Verfahren aller projektbezogenen Begleitmaßnahmen, insbesondere der Bau der Rohrleitungen und Einspeisungsanlagen im Zusammenhang mit der Grundwasseranreicherung, frühzeitig eingeleitet, von allen Beteiligten konstruktiv begleitet und zügig durchgeführt werden, um alle baulichen und organisatorischen Vorkehrungen zugunsten der zu schützenden Belange treffen zu können.
5. Die Landesregierung bekräftigt im Sinne ihrer bisherigen Vereinbarungen mit dem Bergbautreibenden ihre Bereitschaft, das Umsiedlungsgeschehen – wenn dies nötig ist – im Interesse der Betroffenen zu begleiten, die Position der Umsiedler weiter zu stärken und in bilateralen Konfliktfeldern vermittelnd tätig zu werden.

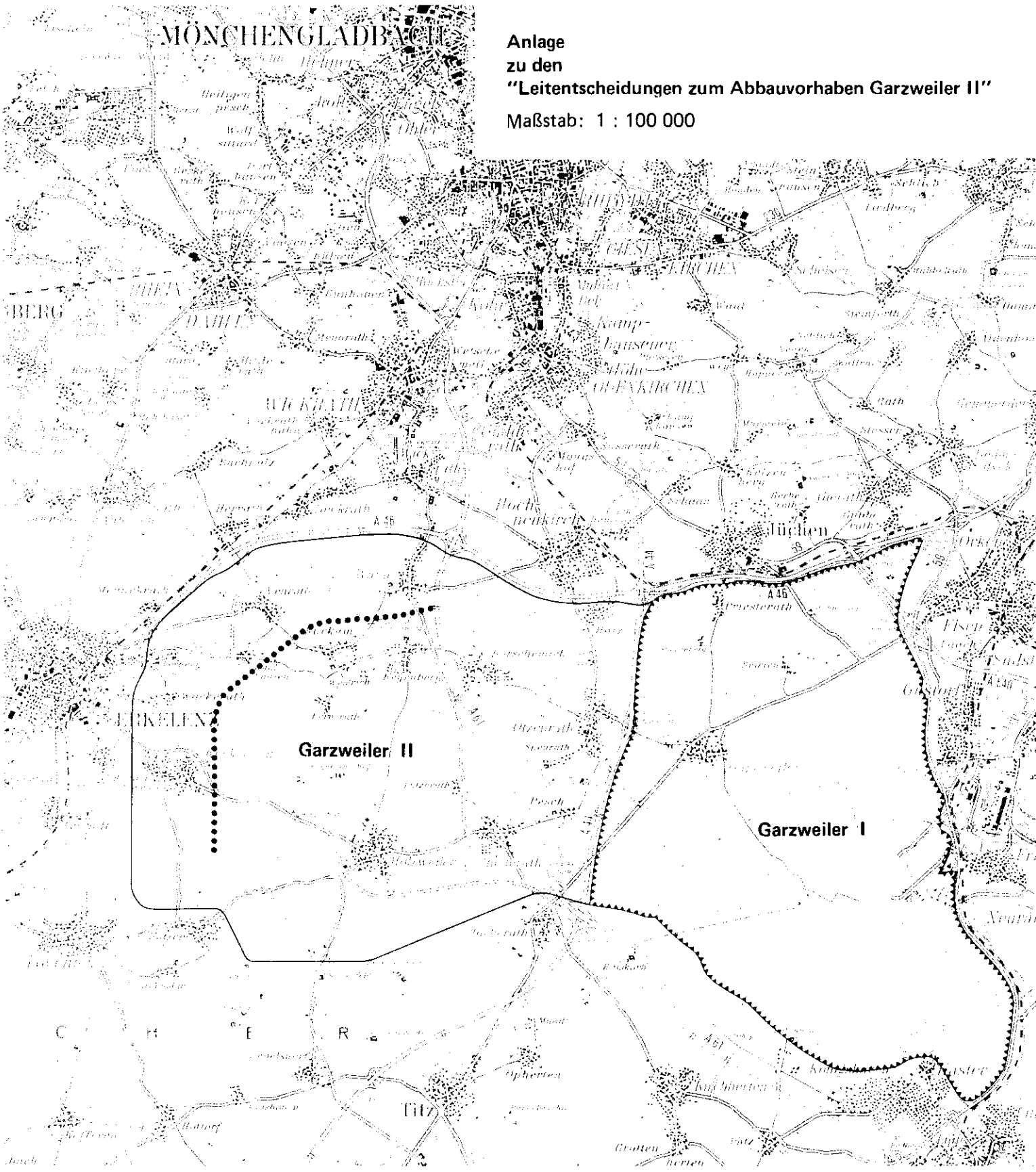
Sie wird mit dem Bergbautreibenden Gespräche aufnehmen, die zum Ziel haben, Nachteile zu vermeiden oder abzubauen, die aus dem langen Planungsvorlauf und dem langen Abbauezeitraum entstanden sind oder entstehen könnten.

Ebenso wie im ökologischen Bereich vielfältige Möglichkeiten gegeben sind, um schadensvermeidende und schadensmindernde Maßnahmen zu ergreifen, sind nach Auffassung der Landesregierung auch im Umsiedlungsgeschehen ergänzende Maßnahmen zur Minderung der Probleme möglich. Die Landesregierung erwartet vom Bergbautreibenden auch hier weiteres Engagement.

# MÖNCHENGLADBACH

## Anlage zu den "Leitentscheidungen zum Abbauvorhaben Garzweiler II"

Maßstab: 1 : 100 000



..... wasserwirtschaftlich - ökologische Schutzlinie

**Bericht  
zu den energiewirtschaftlichen,  
energiepolitischen und  
regionalwirtschaftlichen  
Fragestellungen**

# Inhalt

1. Die Grundlagen
  - 1.1 Der energiepolitische Rahmen
  - 1.2 Die Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlepolitik 1987
  - 1.3 Aktuelle Rahmenbedingungen
2. Das energiepolitische Konzept der Landesregierung
  - 2.1 Energiesparen, rationelle Energieverwendung, regenerative Energien
    - 2.1.1 Programm „Rationelle Energieverwendung und Nutzung unerschöpflicher Energiequellen“
    - 2.1.2 Technologieprogramm „Energie“
    - 2.1.3 Fernwärme
    - 2.1.4 „Kohlekraftwerk der Zukunft“
    - 2.1.5 Bundestarifordnung Elektrizität
    - 2.1.6 Kommunale und regionale Energiekonzepte
    - 2.1.7 ENERGIFAGENTUR NRW
    - 2.1.8 Privathaushalte
    - 2.1.9 Institut Klima-Umwelt-Energie
  - 2.2 Nutzung der heimischen Kohle für eine sichere, umweltverträgliche Energieversorgung
    - 2.2.1 Braunkohle
    - 2.2.2 Steinkohle
  - 2.3 Kernenergie
3. Die energiewirtschaftliche Ausgangslage unter besonderer Berücksichtigung der Braunkohle und ihrer Perspektiven
  - 3.1 Primärenergieverbrauch
  - 3.2 Risiken in der Primärenergieversorgung
  - 3.3 Energieland Nordrhein-Westfalen
  - 3.4 Deckungsbeitrag der Braunkohle
  - 3.5 Einsatz der Braunkohle
4. Die Erwartung der Unternehmen
  - 4.1 Verstromungsbereich
  - 4.2 Braunkohle im Wärmemarkt
  - 4.3 Neue Länder
5. Die PROGNOSE-Studie
  - 5.1 Der Auftrag
    - 5.1.1 Aufgabe der Studie
    - 5.1.2 Gliederung der Studie
  - 5.2 Die wichtigsten Ergebnisse der Szenarien
    - 5.2.1 Referenzszenario
    - 5.2.2 Sparszenario
    - 5.2.3 Die Kohlereduktionsszenarien, insbesondere „Minderung des Braunkohleeinsatzes“
    - 5.2.4 Strategie „Ausstieg aus der Kernenergie“
  - 5.3 Regionale Auswirkungen einer Reduktion der Braunkohlenförderung
  - 5.4 Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse
    - 5.4.1 Kein Einfluß der neuen Länder
    - 5.4.2 Fortsetzung des Braunkohlenbergbaus
    - 5.4.3 Klima- und Umweltschutz
6. Energiepolitische Konsequenzen

# Bericht zu den energiewirtschaftlichen, energiepolitischen und regionalwirtschaftlichen Fragestellungen

## 1. Die Grundlagen

### 1.1 Der energiepolitische Rahmen

Die Entwicklung des Braunkohlenbergbaus ist an Zielsetzungen auszurichten, die im Landesplanungsgesetz und im Landesentwicklungsprogramm formuliert sind.

„Die Genehmigung der Braunkohlenpläne ist nur zu erteilen, wenn sie den Erfordernissen einer langfristigen Energieversorgung auf der Grundlage des LEPro (§§ 26 Abs. 2, 32 Abs. 3) entsprechen und die Erfordernisse der sozialen Belange der vom Braunkohlentagebau Betroffenen und des Umweltschutzes angemessen berücksichtigen. (§ 34 Abs. 2 Landesplanungsgesetz, LPIG)

Es ist anzustreben, daß insbesondere einheimische und regenerierbare Energieträger eingesetzt werden. (§ 26 Abs. 2 Landesentwicklungsprogramm, LEPro)

Abgrabungen und sonstige oberirdische Erdaufschlüsse sind so vorzunehmen, daß die Beeinträchtigung von Natur und Landschaft, der Grundwasserverhältnisse und des Klimas soweit wie möglich vermieden werden. Die Herrichtung des Abbau- und Betriebsgeländes hat so frühzeitig wie möglich zu erfolgen und zu gewährleisten, daß im Einflußbereich der Maßnahme keine nachhaltigen Schäden des Naturhaushalts und des Landschaftsbilds verbleiben. Abgrabungen oder sonstige oberirdische Erdaufschlüsse sollen unter Berücksichtigung der Beschaffenheit der Lagerstätten und der späteren Zweckbestimmung des in Anspruch genommenen Geländes räumlich zusammengefaßt werden. (§ 32 Abs. 3 Landesentwicklungsprogramm, LEPro“)

Sie muß gleichzeitig an den energiepolitischen Leitlinien gemessen werden, die der Ministerpräsident – im Einklang mit dem Landesplanungsgesetz und dem Landesentwicklungsprogramm – in der Regierungserklärung vom 15. August 1990 wie folgt beschrieben hat:

„Nordrhein-Westfalen ist das energiewirtschaftliche Zentrum der Bundesrepublik Deutschland. Das soll auch in Zukunft so bleiben – im klassischen Sinne, aber auch mit neuen Perspektiven.“

Und

„Die Landesregierung setzt auf eine energiepolitische Strategie mit drei Elementen:

- moderne Technik nutzen für die Steigerung der Energieproduktivität, für rationelle Energieverwendung, für den sparsamen Umgang mit Energie;
- moderne Technik nutzen für neue, unerschöpfliche Energiequellen:

- moderne Technik nutzen für die umweltverträgliche Verwendung der heimischen Kohle.“

Und weiter:

„Die Nutzung der heimischen Kohle muß einhergehen mit der Steigerung der Energieproduktivität und der Nutzung erneuerbarer Energiequellen.

Wir werden nicht zulassen, daß die heimische Kohle durch Kernkraft verdrängt wird.

Die Haltung der Landesregierung zur Kernenergie ist bekannt, sie bleibt unverändert. Wir halten die Nutzung der Kernenergie auf Dauer nicht für tragbar, weil das sog. Restrisiko ein reales Gefahrenpotential darstellt.“

### 1.2 Die Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlepolitik 1987

Die Leitentscheidungen zum Abbauvorhaben Garzweiler II müssen in der Kontinuität der „Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlepolitik“ der Landesregierung Nordrhein-Westfalen vom September 1987 stehen.

Die Landesregierung hat u. a. festgestellt:

- Braunkohle ist ein sicherer, kostengünstiger und verfügbarer Rohstoff, dessen Einsatz zur Energiegewinnung im Vergleich zu großtechnischen Alternativen wie Kernenergie grundsätzlich geringere Risiken für Mensch und Umwelt mit sich bringt. Die heimische Braunkohle ist und bleibt deshalb wie die Steinkohle ein Eckpfeiler der Energiepolitik des Landes, die auf eine beherrschbare, ökologisch vertretbare, sichere und preiswerte Energieversorgung ausgerichtet ist.
- Die volkswirtschaftliche Effizienz der Braunkohle wird von anderen Energieträgern nicht erreicht. Der Einsatz von Braunkohle ist deshalb ein unverzichtbarer Beitrag zu wettbewerbsfähigen Produktionsverhältnissen in Nordrhein-Westfalen und in der Bundesrepublik Deutschland und sichert zukunftsträgliche Arbeitsplätze.
- Das nutzbare Volumen der Lagerstätte im Rheinischen Braunkohlengebiet ist wegen der aus der Situation der Tagesoberfläche folgenden Einschränkungen erheblich geringer als bisher angenommen. Das bedeutet, daß die nutzbaren Vorkommen möglichst vollständig abgebaut werden müssen, soweit ökologische oder soziale Belange das zulassen. Ein ressourcenbewußter Umgang mit der Lagerstätte ist unverzichtbar.

### 1.3 Aktuelle Rahmenbedingungen

Schließlich ist es erforderlich gewesen, vor dem Hintergrund geänderter Rahmenbedingungen die Notwendigkeit eines Tagebaus Garzweiler II auf aktueller Basis zu überprüfen.

Im einzelnen:

- Die Bevölkerung wird – anders als noch vor einigen Jahren angenommen – in den alten Ländern der Bundesrepublik und in Nordrhein-Westfalen zunehmen. Nach Schätzungen des Wirtschaftsforschungsinstituts PROGNOS werden in den alten Ländern im Jahre 2005 64,2 Mio. Menschen leben; 1989 waren es 62 Mio. Für Nordrhein-Westfalen wird ein Ansteigen von 17,1 Mio. (1989) auf 17,2 Mio. (2005) prognostiziert. Danach wird ein leichter Rückgang erwartet.

- Die sich ändernden weltwirtschaftlichen Entwicklungstendenzen, die künftigen Angebots-, Nachfrage- und Preiskonstellationen auf den Weltenergiemärkten sowie der europäischen Binnenmarkt, der Ende 1992 verwirklicht sein wird, beeinflussen die wirtschaftliche Entwicklung und berühren damit auch die Entwicklung der Energieinfrage und des Energieangebots.

PROGNOS erwartet ein durchschnittliches reales Wirtschaftswachstum von 2,5% p. a. für die Bundesrepublik und von 2,4% p. a. für Nordrhein-Westfalen – jeweils bezogen auf den Zeitraum von 1989 bis 2005.

- Durch die deutsche Vereinigung sind die Braunkohlenlagerstätten in den neuen Ländern für die Energieversorgung der größer gewordenen Bundesrepublik Deutschland verfügbar geworden. Eine aktuelle Antwort auf die Frage, ob die 1987 getroffene Beurteilung des Aufschlusses von Garzweiler II unter heutigen energiepolitischen Aspekten weiterhin Bestand hat, setzt eine Integration der in den neuen Ländern unter geänderten Wirtschafts- und Umweltgesichtspunkten verbleibenden Braunkohlenfördermengen in die Energieversorgungsmöglichkeiten der Bundesrepublik Deutschland voraus.
- Die Erwärmung der Atmosphäre durch klimarelevante Emissionen ist eine ernsthafte Bedrohung unserer Welt. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, zu einer nachhaltigen Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen und anderer Spurengase zu kommen. Das bedeutet auch, daß die Potentiale der sparsamen und rationellen Energieverwendung sowie der Nutzung unerschöpflicher Energiequellen verstärkt ausgeschöpft werden müssen. Hierbei erhöhen die künftigen Möglichkeiten der Stromerzeugung in neuen Kraftwerken mit höheren Wirkungsgraden und ein verstärkter Einsatz in Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen (KWK) das Potential der Braunkohle.
- Außerdem kann eine Entscheidung über die weitere Braunkohlenpolitik nicht unberührt bleiben von der Situation des heimischen Steinkohlenbergbaus, der sich in einem schwierigen Prozeß der Neuausrichtung befindet.

## 2. Das energiepolitische Konzept der Landesregierung

### 2.1 Energiesparen, rationelle Energieverwendung, regenerative Energien

Die Landesregierung verfolgt nachdrücklich das Ziel, den Umgang mit Energie so umweltfreundlich wie möglich zu gestalten. Das bedeutet vor allem, daß alle Möglichkeiten des Energiesparens und der rationellen Energieverwendung wahrgenommen werden müssen. Darüber hinaus vertritt sie die Auffassung, daß auch die unerschöpflichen Energiequellen (Wasser, Wind und Sonne) verstärkt genutzt werden müssen, auch wenn ihr Beitrag zur Deckung des Energiebedarfs auf absehbare Zeit noch gering bleiben wird.

#### 2.1.1 Programm „Rationelle Energieverwendung und Nutzung unerschöpflicher Energiequellen“

Im zeitlichen und sachlichen Zusammenhang mit den „Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlepolitik“ hat die Landesregierung im Herbst 1987 ihr ressortübergreifendes Programm „Rationelle Energieverwendung und Nutzung unerschöpflicher Energiequellen“ (REN-Programm) beschlossen. Einer der Gründe dafür war, daß die bereits seinerzeit als notwendig erkannte Fortsetzung des Braunkohlenbergbaus im Raum Garzweiler mit ihren Eingriffen in Natur und Landschaft, insbesondere in den Wasserhaushalt, und nicht zuletzt für die umzusiedelnden Menschen nur verantwortlich ist, wenn zugleich Maßnahmen ergriffen werden, mit der so gewonnenen Energie sparsam umzugehen.

Grundlage des REN-Programms ist die Erkenntnis, daß ein integriertes Maßnahmenbündel beratender, rechtlicher und finanzieller Art notwendig ist, um den bereits entwickelten Techniken der rationellen Energienutzung zur breiteren Anwendung zu verhelfen. Das Programm stellt die Situation dar und weist den Weg, den die Landesregierung zu gehen bundesweit für erforderlich hält. Es enthält Maßnahmen, die von der Verbesserung der Energieberatung über den Abbau von Hemmnissen auf gesetzlicher Ebene bis zur Stimulierung der Markteinführung reichen. Abgerundet wird es durch Maßnahmen für den Ausbau der Forschungs-, Entwicklungs- und Demonstrationsförderung.

Die finanzielle Förderung von Projekten auf dem Gebiet der rationellen Energienutzung durch das Land findet eine große Nachfrage. Gefördert werden auf breiter Grundlage z. B. Wasser- und Windkraftwerke sowie Solaranlagen. Die Förderung ist als Markteinführungshilfe angelegt. Ziel ist es, die vorhandenen Anbieter zur Erweiterung ihrer Kapazitäten und neue Anbieter zum Eintritt in den Markt zu ermutigen. Die Landesregierung erwartet durch höhere Produktionszahlen eine größere Wirtschaftlichkeit und mittelfristig fallende Preise, damit die regenerativen Energien eine breite Anwendung finden.

Bis Ende des ersten Halbjahres 1991 hat die Landesregierung 92 Mio. DM bewilligt, von denen 44 Mio. DM in die Breitenförderung flossen. Legt man dabei eine durchschnittliche Förderquote von 25% zugrunde, so ist ein Investitionsvolumen von rund 180 Mio. DM initiiert worden. 48 Mio. DM entfielen auf den Bereich der Demonstrationsförderung, die die Phase zwischen Entwicklung und Markteinführung, darstellt. Allein für die Förderung der unerschöpflichen Energiequellen sind in diesem Rahmen rd. 36 Mio. DM aufgewendet worden.



### 2.1.2 Technologieprogramm „Energie“

Die Landesregierung fördert mit dem Technologieprogramm „Energie“ Forschungs- und Entwicklungsprojekte. Dafür sind seit 1974 mehr als 300 Mio. DM bewilligt worden. Das Spektrum reicht von der Verbesserung der Kohlenutzung (u. a. Wirbelschichtfeuerung, GuD-Kraftwerk) über die Solarenergienutzung bis zur Wasserstoffenergie. So hat die Landesregierung die Photovoltaik-Anlage im Rheinischen Braunkohlenrevier am Neurather See gefördert, die soeben ihren Betrieb aufgenommen hat.

### 2.1.3 Fernwärme

Die Fernwärme, besonders auf der Basis kohlebetriebener Heizkraftwerke im Wege der Kraft-Wärme-Kopplung, leistet einen wesentlichen Beitrag zum rationellen Umgang mit Energie. Die Landesregierung fördert deshalb deren Ausbau seit Mitte der 60er Jahre, von 1977 bis 1987 auch mit Unterstützung des Bundes. In den vergangenen 25 Jahren wurde der Fernwärmeausbau mit mehr als 1 Mrd. DM an direkten Zuschüssen gefördert. Das mit diesen Fördermitteln erreichte Wärmeangebot entspricht einem Wärmeäquivalent von ca. 1,2 Mio. Wohneinheiten. Die Landesregierung wird die Fernwärmeförderung fortsetzen. Sie drängt die Bundesregierung, ein neues Kohleheizkraftwerks- und Fernwärmeprogramm aufzulegen.

### 2.1.4 „Kohlekraftwerk der Zukunft“

Die Landesregierung setzt sich nachdrücklich dafür ein, daß moderne Techniken für eine möglichst umweltverträgliche Verstromung der heimischen Kohle weiterentwickelt und breit eingesetzt werden. Sie hat schon 1989 die Initiative ergriffen und unter ihrer Federführung eine Programmkommission „Kohlekraftwerk der Zukunft“ gebildet, der kompetente Vertreter von Wissenschaft und Wirtschaft, der Hersteller und der Bundesregierung angehören. Ihre Aufgabe war es, eine Bestandsaufnahme über die Entwicklung und Planung neuerer Kohleverstromungstechnologien zu erarbeiten, die eine wirtschaftlichere umwelt- und ressourcenschonendere Stromerzeugung ermöglichen sollte.

Die Kommission hat im März 1990 die Studie „Kohlekraftwerk der Zukunft“, in der die einzelnen Kraftwerkstypen und -varianten, Verfahren und Teilsysteme aufgezeigt werden, vorgestellt. Der Bericht zeigt auf, daß mit Kombikraftwerken (Gas und Dampf – GuD) mit integrierter Kohledruckvergasung und Kraftwerkskonzepten mit Druckwirbelschichtfeuerung die Wirkungsgrade beträchtlich verbessert werden können. Sie hat beispielsweise dargelegt, daß ein modernes Braunkohlekraftwerk mit integrierter Kohlevergasung im Vergleich zu einem „Referenzkraftwerk“ mit herkömmlicher Technik eine Wirkungsgradverbesserung von deutlich über 20% erreicht. Dabei braucht bei gleicher Stromerzeugung weniger Brennstoff eingesetzt werden, so daß die CO<sub>2</sub>-Emissionen entsprechend geringer sind. Außerdem werden die NO<sub>x</sub>- und SO<sub>2</sub>-Emissionen beträchtlich gesenkt.

Die Landesregierung fördert die Entwicklung moderner Kraftwerkstechniken. Sie ist bereit, gemeinsam mit der Bundesregierung ein Kohlekraftwerk der Zukunft zu fördern. Sie fordert die Hersteller und Betreiber auf, sich für die Entwicklung moderner umweltverträglicher Kraftwerkstechniken zu engagieren. Sie begrüßt den Beschluß der RWE-Energie AG, eine Demonstrationsanlage (kombiniertes Braunkohlenkraftwerk – KoBra) mit einer Leistung von 300 MW auf Braunkohlenbasis zu errichten, die die Grundlage für die großtechnische Einführung der GuD-Technik in der Braunkohleverstromung bildet.

### 2.1.5 Bundestarifordnung Elektrizität

Die Bundestarifordnung Elektrizität (BTO Elt) ist vor kurzem novelliert worden. Die Landesregierung hat entscheidend dazu beigetragen, daß als Zielsetzung der BTO Elt für die Tarifgestaltung neben der sicheren und preisgünstigen Versorgung nunmehr auch die rationelle und sparsame Verwendung von Elektrizität sowie die Ressourcenschonung und möglichst geringe Umweltbelastung genannt werden. Als Preisaufsichtsbehörde hat das Ministerium für Wirtschaft, Mittelstand und Technologie intensiv auf eine möglichst schnelle Umsetzung der BTO-Vorgaben bei der Stromtarifgestaltung gedrängt. In NRW gelten als erstem Bundesland bereits seit Anfang 1991 flächendeckend neue Tarife. Das Ministerium für Wirtschaft, Mittelstand und Technologie wird dafür Sorge tragen, daß die Versorgungsunternehmen auch im Zuge weiterer Umsetzungsschritte bei ihrer Tarifgestaltung den Energiesparanreizen für die Abnehmer eine hohe Priorität einräumen.

### 2.1.6 Kommunale und regionale Energiekonzepte

Die Landesregierung sieht in der Aufstellung und Umsetzung kommunaler und regionaler Energiekonzepte die Möglichkeit, Energiesparpotentiale systematisch zu ermitteln und – soweit wirtschaftlich vertretbar – auch auszuschöpfen. Das Land hat daher seit 1984 rund 150 Kommunen Fördermittel zur Bearbeitung von nunmehr bereits etwa 200 Energiekonzeptgutachten zur Verfügung gestellt. 1990 hat die Landesregierung ein Gutachten in Auftrag gegeben, das die bisherigen Erfahrungen mit der Umsetzung der Konzepte aufarbeiten wird mit dem Ziel, Energiekonzepte in Zukunft noch stärker als bisher an den Möglichkeiten ihrer Umsetzung zu orientieren.

### 2.1.7 ENERGIEAGENTUR NRW

Der ENERGIEAGENTUR NRW in Wuppertal, die 1990 gegründet wurde, ist die Aufgabe übertragen worden, die kleinen und mittleren Unternehmen sowie die kleinen und mittleren Gebietskörperschaften des Landes verstärkt an den rationellen Umgang mit Energie heranzuführen. Dazu hat die ENERGIEAGENTUR NRW ein Maßnahmenpaket mit den folgenden Kernpunkten entwickelt:

- Motivation zum rationellen Umgang mit Energie;
- Vermittlung von Information und technischer Beratung;
- Abbau von Hemmnissen der rationellen Energienutzung durch Serviceleistungen;
- Beratung über Möglichkeiten finanzieller Förderungen.

Da es in Nordrhein-Westfalen ein umfangreiches Angebot kompetenter Leistungsanbieter im Energiebereich gibt, bezieht die ENERGIEAGENTUR NRW diese in ihre Arbeit ein und übernimmt primär eine initiiierende und koordinierende Rolle. Von Beginn an sind diese Aktivitäten auf großes Interesse und erfreuliche Akzeptanz gestoßen.

### 2.1.8 Privathaushalte

Der Bereich der Privathaushalte weist ebenfalls erhebliche Energiesparpotentiale auf. Die Landesregierung fördert durch unmittelbare finanzielle Unterstützung ein von der Verbraucherzentrale Nordrhein-Westfalen erarbeitetes und begleitendes Konzept zum Ausschöpfen dieser Potentiale. Die Förderung ermöglicht der Verbraucherzentrale das Konzept flächendeckend im ganzen Land anbieten und umsetzen zu können.

### 2.1.9 Institut Klima-Umwelt-Energie

Mit der Gründung des Instituts Klima-Umwelt-Energie GmbH in Wuppertal hat die Landesregierung die erste große Einrichtung Deutschlands geschaffen, die sich systematisch mit den weltweiten ökologischen Herausforderungen und mit der daraus folgenden Bewältigung des Strukturwandels befaßt. Zentrale Aufgabe des Instituts ist die Wahrnehmung einer Mittlerfunktion zwischen Wissenschaft, Wirtschaft und Politik: Wissenschaftliche Erkenntnisse sollen in Wirtschaft und Politik, Fragestellungen aus der Politik und Wirtschaft in die Wissenschaft eingebracht werden. Zu den Aufgaben des Instituts wird insbesondere gehören:

- Analyse und Einschätzung der Erkenntnisse der Klima- und Umweltforschung mit Blick auf die Anforderungen eines ökonomisch und ökologisch orientierten Strukturwandels;
- Initiativen zur Entwicklung einer klima- und umweltverträglichen Energie- bzw. Verkehrspolitik;
- Befassung mit den weltweiten und lokalen Materialflüssen, um zur Entwicklung umweltentlastender Strategien für eine rohstoffschonende Wirtschaft beitragen zu können.

Im Endausbau des Instituts ist eine Personalstärke von ca. 60 Personen und ein Haushaltsvolumen von 7 bis 8 Mio. DM jährlich vorgesehen.

### 2.2 Nutzung der heimischen Kohle für eine sichere, umweltverträgliche Energieversorgung

Neben dem Energiesparen und der möglichst rationellen Nutzung von Energie ist die Sicherung der Energieversorgung ein wesentliches Ziel der Landesregierung. Die Bundesrepublik ist gegenwärtig mit über 50% – in den alten Ländern mit rund 70% – von Importenergien abhängig, wobei das Erdöl und zunehmend das Erdgas eine bestimmende Rolle einnehmen. Vor allem die beiden Ölpreiskrisen der 70er Jahre, aber auch der Golfkonflikt haben gezeigt, daß eine hohe Abhängigkeit von Energieimporten volkswirtschaftliche Verwerfungen zur Folge haben kann. Die Energiepolitik muß auch die Möglichkeit politischer Erpreßbarkeit, die mit einer hohen Importabhängigkeit verbunden ist, berücksichtigen.

Nach Auffassung der Landesregierung ist es aus Gründen der Sicherung der Energieversorgung notwendig, die heimischen Kohlevorräte in dem Umfang zu nutzen, wie es ökologisch verträglich und wirtschaftlich sinnvoll ist.

2.2.1 Die heimische Braunkohle ist ein sicherer, kostengünstiger und verfügbarer Rohstoff. Sie ist und bleibt deshalb ein wesentlicher Bestandteil der Energiepolitik des Landes.

2.2.2 Die Steinkohle leistet einen wesentlichen Beitrag zur Versorgungssicherheit im nationalen und im europäischen Rahmen. Deshalb ist auch ein leistungsfähiger heimischer Steinkohlenbergbau zur Sicherung der Energieversorgung notwendig. Voraussetzung ist, daß die Kohle umweltverträglich eingesetzt wird; ihre Nutzung muß einhergehen mit der Steigerung der Energieproduktivität und der Nutzung erneuerbarer Energiequellen.

Gegenwärtig wird politisch kontrovers über die Frage gestritten, welche Rolle in Zukunft die heimische Steinkohle in der Energieversorgung übernehmen soll. Die Landesregierung hat dabei deutlich gemacht, daß sie einen leistungs- und lebensfähigen heimischen Steinkohlenbergbau für erforderlich hält, der

einen energiepolitisch notwendigen Beitrag zur Versorgungssicherheit leisten kann. Sie besteht vor allem auch darauf, daß die geltende Verstromungsregelung mit einer Menge von 40,9 Mio. t bis 1995 gesichert bleibt, eine befriedigende Anschlußregelung verabredet wird und der Einsatz der Koks- und Anthrazitkohle im Stahlbereich auf der Grundlage des abgeschlossenen Hüttenvertrages als Bedarfsdeckungsvertrag gesichert bleibt.

Es kommt darauf an, ein Gesamtkonzept für den deutschen Steinkohlenbergbau zu entwickeln, das seine langfristige Lebensfähigkeit sichert. Die Kohlekommission hat hierzu Vorschläge entwickelt, die jetzt umgesetzt werden müssen. Nach den bisherigen Überlegungen und insbesondere nach den Ergebnissen des Optimierungsmodells der Bergbauunternehmen muß davon ausgegangen werden, daß die Steinkohlenförderung mittel- und langfristig weiter zurückgeführt wird. Damit gewinnt zwangsläufig der andere heimische Energieträger, die Braunkohle, an Gewicht für die Sicherung der Energieversorgung.

### 2.3 Kernenergie

Die Landesregierung hält die Nutzung der Kernenergie nicht für tragbar. Dafür gibt es im wesentlichen zwei Gründe:

- Zum einen kann bei den vorhandenen Kernkraftwerken die Möglichkeit eines großen kerntechnischen Unfalls nicht ausgeschlossen werden, dessen Auswirkungen katastrophal sind und die sich räumlich und zeitlich nicht eingrenzen lassen.
- Zum anderen wird das ohnehin vorhandene Gefährdungspotential durch die heute praktizierte Art der Entsorgung zusätzlich erhöht: Bei der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente im Ausland werden Plutonium und Uran getrennt und zirkulieren in prinzipiell zugänglicher Form im Brennstoffkreislauf. Neben den damit zu befürchtenden Gefahren für Mensch und Umwelt werden Möglichkeiten des Mißbrauchs dieser Stoffe (Weitergabe waffengrädigen Materials, Nuklearterrorismus) geschaffen. Hinzu kommt, daß die Auswirkungen extrem lange Zeiträume betreffen, die z. B. bei Plutonium Halbwertszeiten von 25 000 Jahren erreichen. Das wirft die grundsätzliche Frage nach der Verantwortbarkeit heutiger Entscheidungen für künftige Generationen auf.

Wer aber auf die Nutzung der Kernenergie verzichten will, muß die Stromerzeugung auch mit Braun- und Steinkohle langfristig sichern. Das bedeutet aber zugleich, daß die Fortsetzung der Braunkohlenförderung im Nordrevier mit einem Anschlußtagebau Garzweiler II unverzichtbar ist, wenn der Braunkohlenabbau dort ökologisch und sozial vertretbar gestaltet werden kann.

## 3. Die energiewirtschaftliche Ausgangslage unter besonderer Berücksichtigung der Braunkohle und ihrer Perspektiven

### 3.1 Primärenergieverbrauch

Der Primärenergieverbrauch in der Bundesrepublik (alt) betrug im Jahre 1989 382,8 Mio. t Steinkohleneinheiten (1990 : 389,0 Mio. t SKE). Er entsprach in etwa dem Primärenergieverbrauch des Jahres 1973 – also vor der damaligen Ölpreiskrise.

Die einzelnen Primärenergien trugen 1989 insgesamt zur Deckung des Bedarfs wie folgt bei:

	Mio. t SKE	%
Mineralöl	153,2	40,0
Steinkohle	73,3	19,2
Erdgas	65,6	17,3
Kernenergie	48,2	12,6
Braunkohle	32,5	8,5
Wasserkraft	5,4	1,4
Sonstige	4,6	1,0
Insgesamt	382,8	100,0

### 3.2 Risiken in der Primärenergieversorgung

Die Struktur der Primärenergieversorgung zeigt Risiken:

- Der Anteil des nahezu ausschließlich importierten Mineralöls ist – in den letzten 15 Jahren tendenziell rückläufig –, inzwischen aber wieder steigend. Der Anteil des ebenfalls weitgehend importierten Erdgases ist zwar deutlich niedriger, aber tendenziell im Wachsen begriffen. Dabei steht die Nutzung dieser beiden Energieträger in einem deutlichen Mißverhältnis zu ihren Reserven: Die Rohölreserven sind mit 16%, die Erdgasreserven lediglich mit 3% an den geologischen Vorräten in der Welt beteiligt, sie werden schon in einigen Jahrzehnten erschöpft sein. Die Importabhängigkeit unserer Energieversorgung ist mit rund 50% (in den alten Ländern mit rund 70%) außerordentlich hoch. Das gilt auch in ähnlichem Umfang für die Europäische Gemeinschaft (knapp 50%).
- Die Nutzung der Kernenergie ist mit erheblichen Risiken verbunden, zum einen wegen der realen Gefahr großer Unfälle, zum anderen wegen der ungelösten Entsorgungsfragen.

### 3.3 Energieland Nordrhein-Westfalen

Das Energieland Nordrhein-Westfalen ist mit einem Anteil von rund 44% an der Deckung des Primärenergiebedarfs der Bundesrepublik (alt) beteiligt. Es leistet damit einen bedeutenden Beitrag zur Sicherung der Energieversorgung vor allem auf der Grundlage heimischer Energiequellen der Bundesrepublik insgesamt. Auch in dem vereinigten Deutschland ist Nordrhein-Westfalen das Energiezentrum der Bundesrepublik.

### 3.4 Deckungsbeitrag der Braunkohle

Die Braunkohle aus dem Rheinischen Revier war im Jahre 1989 an der Deckung des Primärenergiebedarfs

- der Bundesrepublik mit rund 9%
- Nordrhein-Westfalens mit rund 23% beteiligt.

Die Braunkohlenförderung betrug in den vergangenen Jahren

1986	108,7 Mio. t
1987	103,6 Mio. t
1988	103,5 Mio. t
1989	104,2 Mio. t
1990	102,2 Mio. t.

Die Förderung der Braunkohle ist, wie die Zahlen zeigen, keine statische Größe, sondern unterliegt Schwankungen, die im we-

sentlichen von der aktuellen energiewirtschaftlichen Lage, aber auch von Sondereinflüssen (verstärkte Stromeigenerzeugung von Industriekunden, Rücksetzung von nicht nachzurüstender Braunkohlenkraftwerksleistung u. a. m.) abhängt.

In der Förderung befinden sich derzeit die Tagebaue Fortuna/Bergheim, Hambach, Inden und Garzweiler I. Der Tagebau Fortuna/Bergheim wird in den 90er Jahren auslaufen.

Nach Angaben der Rheinbraun AG verfügten die Tagebaue zum 1. 1. 1990 über Kohlenvorräte von rund 4,1 Mrd. t. Diese verteilen sich auf die Tagebaue Hambach mit 2,4 Mrd. t, Inden mit 0,9 Mrd. t und Garzweiler I mit 0,8 Mrd. t.

Der beantragte Tagebau Garzweiler II hat einen Kohlenvorrat von insgesamt 1,6 Mrd. t.

### 3.5 Einsatz der Braunkohle

Rund 86% der geförderten Braunkohle – 1989 waren das knapp 88 Mio. t – werden in der Verstromung (Grundlastbereich) im wesentlichen in den Kraftwerken Frimmersdorf, Neurath, Niederaußem, Weisweiler und im Goldenberg-Werk eingesetzt.

Die Kraftwerke sind in den vergangenen Jahren mit modernen Rauchgasentschwefelungsanlagen und mit NO<sub>x</sub>-Minderungsmaßnahmen ausgerüstet worden.

Insgesamt beträgt die Braunkohlenkraftwerkskapazität 10 600 Megawatt.

Die restlichen rund 14% der geförderten Braunkohle (1989 waren das rund 15 Mio. t) sind für den Wärmemarkt bestimmt (Kraft-Wärme-Kopplung, Braunkohlenstaub, Koks, Brikett).

## 4. Die Erwartungen der Unternehmen

### 4.1 Verstromungsbereich

Im Verstromungsbereich gehen die Unternehmen (RWE-Energie AG, Rheinbraun AG) von folgenden Entwicklungen aus:

- Nutzung der vorhandenen Braunkohlenkraftwerke weiterhin im Grundlastbereich;
- Voraussichtliche Steigerung der Gesamtstromabgabe um ca. 0,2% im Jahr, d. h. 4% in 20 Jahren. Deckung des Strommehrbedarfs durch Braunkohle;
- Zubau neuer Kraftwerke auf Basis der GuD-Technik. Die GuD-Technik wird konkret im großtechnischen Maßstab mit einer 300 MW-Demonstrationsanlage („KoBra“) erprobt werden. Diese Anlage befindet sich in der Planung und wird bereits 1996 ihren Betrieb aufnehmen. Die KoBra-Technik hat einen erheblichen höheren Wirkungsgrad, so daß die spezifischen CO<sub>2</sub>-Emissionen im Vergleich zu heutigen Kraftwerken um 25% niedriger liegen werden;
- Der Strombedarfwachstum würde bei konventioneller Technik zu einem Mehreinsatz im Jahr 2010 von rund 7 Mio. t Braunkohle führen. Die GuD-Technik ermöglicht, daß trotz einer Steigerung der Stromabgabe um 4% der Braunkohleinsatz konstant bleibt. Um dies zu ermöglichen, ist vorgesehen, daß – beginnend nach 2000 – bis zum Jahr 2010 ungefähr ein Drittel der Braunkohlenkraftwerke auf Basis der GuD-Technik installiert sein wird. Dabei wird es sich um Kraftwerksblöcke von ca. 800 MW handeln.

## 4.2 Braunkohle im Wärmemarkt

Für den Einsatz von Braunkohleprodukten, besonders für den Wärmemarkt, wird folgendes erwartet:

- Zukünftig sind aus Gründen der rationellen und sparsamen Energieverwendung die Anstrengungen noch weiter zu verstärken, mit weiter reduzierter Einsatzenergie ein möglichst hohes Maß an Nutzenergie bereitzustellen. Dies kann in besonders effizienter Weise in der gemeinsamen Strom- und Wärmenutzung (Kraft-Wärme-Kopplung) dort realisiert werden, wo ein entsprechender gleichzeitiger Bedarf beider Energieformen gegeben ist. Hier bietet sich zukünftig verstärkter Einsatz der heimischen, sicheren Braunkohle an, um bisherige reine Wärmeproduktion bes. auf Basis importierter Energieträger (Öl, Gas) durch Kraft-Wärme-Kopplung zu substituieren.

- Infolge langfristig steigender Preise für Gas/Öl und Importkohle wird sich die Konkurrenzsituation von Braunkohleprodukten im Wärmemarkt stabilisieren und später verbessern.

1990 wurden aus 15 Mio. t Rohkohle 5,3 Mio. t Brennstoffe in Form von Brikett, Braunkohlenstaub und Koks hergestellt, davon ca.  $\frac{1}{3}$  für den Hausbrand, ca.  $\frac{2}{3}$  für industrielle Verwendungen.

Erwartungswerte:

2000: 20 Mio. t/a Rohkohle  
2005–2010: 25 Mio. t/a Rohkohle

- Einsatz der Braunkohleprodukte besonders im industriellen Wärmemarkt im Umkreis von ca. 200 km (Begrenzung aus Transportgründen) um das Rheinische Revier; d. h. in Nordrhein-Westfalen werden umgerechnet 4–5 Mio. t/a importiertes Öl substituiert in folgenden Verwendungsbereichen:

Industrielle und kommunale Kraft-Wärme-Kopplung, Zement- und Kalkherstellung.

- Die Verwendung von Braunkohlenkoks im Umweltschutz wird zukünftig verstärkte Bedeutung erlangen. Es ist davon auszugehen, daß mittelfristig Braunkohlenkoks in der Rauchgasreinigung bei Müllverbrennungsprozessen und in der Wasser- bzw. Abwasserreinigung im Umfang von ca. 1,5 Mio. t Rohbraunkohle eingesetzt wird.

## 4.3 Neue Länder

Die Entwicklung in den neuen Ländern im Hinblick auf die Braunkohle wird wie folgt eingeschätzt:

Die Braunkohleförderung im Mitteldeutschen und Lausitzer Revier betrug 1989 mehr als 300 Mio. t/a. Davon wurden rund 200 Mio. t im Wärmemarkt, insbesondere im Hausbrand und in energieintensiven Grundstoffproduktionen eingesetzt. Mit dem Fortfall der früheren politischen Vorgaben wird sich in diesem Bereich eine Struktur einstellen, die etwa der der alten Bundesländer entspricht. Es ist damit zu rechnen, daß der Bedarf von Rohbraunkohle für den Wärmemarkt drastisch auf 30 Mio. t, d. h. auf ca. 15%, zurückgeht. Demgegenüber wird der Braunkohleneinsatz in Kraftwerken der Verbundgesellschaft und in regionalen Heizkraftwerken auch weiterhin ca. 85–90% der bisherigen Menge ausmachen: Es ist davon auszugehen, daß langfristig ca. 95 Mio. t Braunkohle statt bisher 110 Mio. t/a verstromt werden.

Die drastische Veränderung der Verwendungsstruktur für Braunkohleprodukte im Industrie- und Wärmemarkt ist gekennzeichnet durch:

- Wegfall des Braunkohlebriketteinsatzes in der Karbochemie, in der Verkokung und in der Vergasung.
- Teilweise Verdrängung des Brikett im Hausbrand durch Gas und Öl.
- Bei dem verbleibenden Braunkohleinsatz im industriellen und kommunalen Bereich wird anstelle der Rohbraunkohle Wirbelschichtbraunkohle und Braunkohlenstaub in Konkurrenz zu Gas und Öl eingesetzt werden.

Die Unternehmen erwarten keine grundlegenden Auswirkungen auf den Braunkohleabbau in Nordrhein-Westfalen. Ein Austausch von Braunkohle zwischen dem Rheinischen Revier und den neu hinzugekommenen Revieren im Mitteldeutschen und Lausitzer Raum ist wegen der Transportkostenanfälligkeit der Braunkohle auszuschließen. Ebenso wenig realistisch sind wegen der Leitungsverluste sowie der damit verbundenen Energieverschwendung und Kostensteigerung Stromfernlieferungen über lange Distanzen im Grundlastbereich zwischen neuen und alten Ländern; dies betrifft gerade die Situation Nordrhein-Westfalens im Verhältnis zu den neuen Ländern.

## 5. Die PROGNOSE-Studie

### 5.1 Der Auftrag

#### 5.1.1 Aufgabe der Studie

Um den besonders mit den neuen Rahmenbedingungen aufgeworfenen Fragen verantwortlich nachgehen zu können, hat die Landesregierung die Studie „Energieszenarien Nordrhein-Westfalen“, an die PROGNOSE AG in Basel vergeben. Das Gutachten erfüllt eine wichtige Doppelfunktion:

- Es bildet eine wichtige Grundlage für die Leitentscheidung der Landesregierung zum Braunkohletagebau Garzweiler II.
- Es dient der umfassenden Vorbereitung von Aktivitäten der Landesregierung, die klimaverändernden Emissionen, vor allem den CO<sub>2</sub>-Ausstoß zu verringern.

Die Landesregierung wird bald einen Bericht vorlegen, in dem sie sich im einzelnen mit der Klimaproblematik auseinandersetzt und den möglichen Beitrag Nordrhein-Westfalens im einzelnen darlegt.

#### 5.1.2 Gliederung der Studie

In der Studie wird zunächst ein Referenzszenario entwickelt, das den sich von selbst einstellenden Trend der energiewirtschaftlichen Entwicklung, also ohne besondere Maßnahmen etwa zur Energieeinsparung, für die Bundesrepublik (alte Länder) und Nordrhein-Westfalen darzustellen versucht.

Von diesem Referenzszenario ausgehend untersucht die Studie stufenweise die Auswirkungen

- einer Strategie, die ausschließlich bei der Energienachfrage ansetzt (Sparszenario) und

– der Maßnahmen, die aufbauend auf dem Sparszenario auf der Energieangebotsseite und besonders bei der Stromerzeugung möglich sind. Dabei werden ebenfalls aufeinander aufbauend

- die Folgen einer Minderung des Braunkohleeinsatzes in der Verstromung (Ausfall von Garzweiler II) und
- die Folgen eines Mindereinsatzs von 10 Mio. t Steinkohle in der Verstromung

untersucht.

Zusätzlich werden wiederum aufbauend auf dem Sparszenario die Auswirkungen eines Kernenergieverzichtsszenarios untersucht.

## 5.2 Die wichtigsten Ergebnisse der Szenarien

### 5.2.1 Referenzszenario

Im Referenzszenario werden zunächst die demographischen und ökonomischen Rahmenbedingungen für das alte Bundesgebiet und Nordrhein-Westfalen untersucht.

Für das Jahr 2005 wird ein Anstieg der westdeutschen Gesamtbevölkerung auf 64,2 Mio. angenommen (gegenüber 62 Mio. 1989). Bis zum Jahr 2020 soll die Bevölkerung dann wieder auf 60,1 Mio. sinken. Für NRW wird ein Anstieg von 16,7 Mio. (1987) auf 17,2 Mio. (2005) und ein anschließender Rückgang auf 16,0 Mio. (2020) unterstellt. Zum Vergleich: Die Enquete-Kommission war in ihren Szenarien von einem Bevölkerungsrückgang um etwa 2 Mio. bis 2005 für die alte Bundesrepublik ausgegangen. Das entspricht einer Differenz von über 4 Mio. Einwohnern.

Das durchschnittliche Wachstum des realen Bruttoinlandsprodukts wird für die alten Bundesländer auf 2,5% p. a. zwischen 1989 und 2005 und auf 2,0% p. a. zwischen 2005 und 2020 geschätzt. Die entsprechenden Werte für Nordrhein-Westfalen liegen bei 2,4% p. a. (1989 bis 2005) bzw. 1,9% p. a. (2005 bis 2020). Auch hier ergeben sich Differenzen zu den Prognosen der Enquete-Kommission.

In dem Referenzszenario wird sowohl für die alten Bundesländer insgesamt als auch für Nordrhein-Westfalen eine Verlangsamung des Strukturwandels angenommen. Der Anteil des (energieintensiven) produzierenden Gewerbes an der Bruttowertschöpfung bleibt zwischen 1990 und 2005 fast konstant, der Anteil des (weniger energieintensiven) Dienstleistungssektors steigt nur unerheblich von 58,2% auf 59,2%. Zurückzuführen ist dies im wesentlichen darauf, daß Produktionseinbrüche in den Grundstoffindustrien der neuen Bundesländer in den alten Bundesländern aufgefangen werden.

Hinsichtlich des Primärenergieverbrauchs ergibt sich aus den angenommenen Entwicklungen

– für die alten Länder ein Anstieg bzw. Rückgang

von + 7% (1987–2005)  
von - 3% (2005–2020)

– für Nordrhein-Westfalen

von + 3% (1987–2005)  
von - 6% (2005–2020)

Zur Deckung des Primärenergiebedarfs wird für 2005 eine Braunkohlenförderung von 107 Mio. t, davon 101 Mio. t aus nordrhein-westfälischer Förderung, als notwendig angegeben. Der Stromverbrauch steigt

- in den alten Bundesländern bis 2005 um 22% (gegenüber 1987), bis 2020 um weitere 12% (gegenüber 2005);
- in Nordrhein-Westfalen bis 2005 um 20% (gegenüber 1987), bis 2020 um weitere 9% (gegenüber 2005).

Der Braunkohleneinsatz in der Verstromung wird im Jahr 2005 98 Mio. t (NRW: 86 Mio. t) betragen und danach stagnieren.

Dabei wird erwartet, daß die Wirkungsgrade der Kraftwerke sich im Zuge des Ersatz- und Zubaubedarfs beachtlich verbessern werden. Verantwortlich dafür sind neue Kraftwerksgenerationen auf der Basis der GuD-Technik mit integrierter Kohlevergasung, deren Wirkungsgrad gegenüber einem traditionellen Kraftwerk um 20 bis 25% höher zu veranschlagen ist. Da anzunehmen ist, daß bereits bis 2005 10 bis 20%, bis 2010 rund ein Drittel, und bis 2020 ein beträchtlicher Anteil von nahezu 50% der Braunkohlekraftwerke im Rheinland mit dieser fortschrittlichen Technik betrieben werden, dürften die Wirkungsgrade bis 2020 gegenüber heute um 10 bis 15% höher liegen. Der Einsatzbedarf der Braunkohle orientiert sich am steigenden Strombedarf und den Stromerzeugungskosten. Mit Hilfe der GuD-Technik wird es gelingen, den steigenden Strombedarf ohne Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Emissionen zu decken.

Die Gesamtstromerzeugung wird in den alten Ländern um ca. 26% zunehmen. Die Stromerzeugungskosten steigen bis 2005 in den alten Bundesländern nominal im Durchschnitt um 1,8% pro Jahr, real gerechnet gehen sie um 1,3% pro Jahr zurück. Zwischen 2005 und 2020 zeigt sich eine deutliche Erhöhung der Erzeugungskosten auf real 1,8% pro Jahr. Sie sind unmittelbar abhängig von der Struktur des Kraftwerksparks und des Energieeinsatzes zur Stromerzeugung.

Der Fernwärmeausbau vollzieht sich im Referenzszenario langsam aber kontinuierlich. Die dominierenden Einsatzenergien in der Fernwärme sind die Steinkohle, deren Anteil leicht rückläufig ist, und vor allem das Erdgas, dessen Bedeutung im Betrachtungszeitraum von 35% über 39% auf 43% zunimmt. Für die Braunkohle wird ein konstanter Anteil erwartet.

Aus der Sicht der Landesregierung bleibt festzuhalten, daß nach dem Referenzszenario die zur Deckung des Energiebedarfs notwendigen Braunkohlenmengen einen Tagebau Garzweiler II erfordern.

Hinsichtlich der CO<sub>2</sub>-Emissionen kommt das Prognos-Referenzszenario – jeweils bezogen auf 2005 – im Vergleich zum Jahre 1987 zu folgenden Veränderungsdaten:

- alte Länder: + 1,9%
- Nordrhein-Westfalen: + 0,6%.

### 5.2.2 Sparszenario

Vom Referenzszenario ausgehend untersucht PROGNOSE mit der Zielsetzung der Minderung der CO<sub>2</sub>-Emissionen die Auswirkungen eines verstärkten Energiesparens. Die Maßnahmen des sogenannten Sparszenarios beschränken sich vollständig auf die Nachfrageseite. In den Endenergiebereichen Haushalte,

Kleinverbrauch, Industrie und Verkehr wird untersucht, welche Wirkungen sich auf den Energiebedarf und seine Deckung ergeben, wenn die Empfehlungen der Enquete-Kommission zum verstärkten Energiesparen umgesetzt werden. Einschränkend weist PROGNOSE allerdings darauf hin, daß die Empfehlungen der Kommission als äußerst ehrgeizig betrachtet werden müssen. Zum einen sei der verbleibende Zeitraum von nur 14 Jahren sehr kurz für die Realisierung der angestrebten Maßnahmen, zum anderen sei mit ihnen ein erheblicher Regulierungsbedarf („mit erheblicher Eingriffstiefe insbesondere im Gebäude- und Verkehrsbereich“) verbunden.

Die größten Reduktionspotentiale werden in den Sektoren Haushalte und Verkehr gesehen. Im ersten Fall vor allem durch Maßnahmen der Wärmedämmung, der Heizungs- und Beleuchtungstechnik, im letzteren Fall insbesondere durch Maßnahmen der Senkung des Kraftstoffverbrauchs bei Kraftfahrzeugen und durch ordnungsrechtliche Rahmensetzungen.

Das Sparszenario weist aus, daß sich die Struktur der Stromerzeugung und damit auch die Struktur des Brennstoffeinsatzes im Kraftwerksbereich nicht wesentlich gegenüber der Referenzvariante ändern. Auch die Stromerzeugungskosten bleiben im wesentlichen konstant. Dagegen liegt der Brennstoffeinsatz aufgrund der geringeren Stromerzeugung niedriger. Allerdings wird ein höherer Einsatz in Fernwärmanlagen unterstellt. Für die Braunkohle wird sich in der Verstromung ein um rund 6 bzw. 8 Mio. t/a geringerer Einsatz gegenüber der Referenzvariante einstellen. Damit ergeben sich für Nordrhein-Westfalen notwendige Braunkohlenfördermengen von mindestens 95 Mio. t/a im Jahre 2005 und von mindestens 89 Mio. t/a im Jahr 2020.

Aus der Sicht der Landesregierung ist auch unter der Annahme, daß die äußerst ehrgeizigen Sparziele in der Zeit bis 2005 erreicht werden, der Deckungsbeitrag aus dem Tagebau Garzweiler II für die Energieversorgung notwendig. Die unter dem heutigen Planansatz liegende Jahresfördermenge hätte allein die Folge, daß der gesamte zum Abbau vorgesehene Kohlenvorrat des Tagebaus Garzweiler II in einem längeren Zeitraum abgebaut würde. Somit könnte die Lebensdauer des Tagebaus in Anlehnung an die Absatzentwicklung vor allen Dingen für die Versorgung immer modernerer Kraftwerke mit noch höheren Wirkungsgraden, aber auch zur Versorgung des Marktes mit modernen Braunkohleerzeugungsprodukten gestreckt werden.

Durch die intensiven Energiesparmaßnahmen könnte eine CO<sub>2</sub>-Reduktion bis 2005 von 14,3% bundesweit und von 12,2% in Nordrhein-Westfalen erreicht werden.

### 5.2.3 Die Kohlereduktionsszenarien, insbesondere „Minderung des Braunkohleeinsatzes“

Beide angebotsseitigen Reduktionsstrategien, – die Variante Kohlereduktion und die – später behandelte – Variante Kernenergieverzicht, bauen auf dem Sparszenario auf.

In der Kohlereduktionsstrategie wird zunächst

- eine Reduktion der Braunkohleverstromung um 30% (entsprechend etwa 30 Mio. t Rohbraunkohle jährlich) untersucht.

Die von PROGNOSE getroffene Annahme würde den Möglichkeiten einer Braunkohlenförderung aus zwei betriebenen Tagebauen; d. h. ohne Garzweiler II entsprechen.

Darauf aufbauend wurde

- eine Reduktion der Steinkohleverstromung um 10 Mio. t SKE jährlich untersucht.

Bei Reduzierung der Braunkohleverstromung um 30% entfällt in 2005 eine Stromerzeugung von 24,3 TWh. Bezogen auf die gesamte Stromerzeugung der alten Bundesländer in 2005 entspricht das etwa 5%. Ersetzt werden soll die ausfallende Stromerzeugung entsprechend den Vorstellungen der Enquete-Kommission durch

- einen Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung zur Fern- und Nahwärmeversorgung
- einen Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung im Industriebereich, vor allem auf Gasbasis
- eine höhere Beschäftigung von konventionellen Gaskraftwerken
- einen Ausbau der Stromerzeugung aus Windenergie.

Die Annahme der bundesweiten Verringerung der Braunkohleverstromung betrifft Nordrhein-Westfalen allein: Während im alten Bundesgebiet 5% der Stromerzeugung ersetzt werden müssen, sind es in Nordrhein-Westfalen fast 14%.

Der überwiegende Teil des zu ersetzenden Braunkohlenstroms wird außerhalb Nordrhein-Westfalens bereitgestellt werden müssen.

Damit wird der positive Stromexportsaldo Nordrhein-Westfalens, der sowohl im Referenzszenario als auch im Sparszenario fast 16% der Stromerzeugung beträgt, bei reduziertem Braunkohleeinsatz auf Null schrumpfen.

Die Verschiebung im Kraftwerkspark hat gravierende Auswirkungen auf die Stromerzeugungskosten besonders in Nordrhein-Westfalen; es muß mit einer Erhöhung von rund 8% (alte Bundesländer rd. 3%) gerechnet werden.

Die Landesregierung sieht die nachteiligen Wirkungen ebenfalls. Sie weist ergänzend auf das Problem eines steigenden Einsatzes von Gas hin, weil die Welterdgasreserven bereits unter heutigen Verbrauchsansätzen eine deutlich kürzere Nutzungsdauer aufweisen als die Reserven aller übrigen fossilen Energieträger. Hier besteht die Gefahr einer noch weiter gestiegenen Importabhängigkeit. Sie würde dadurch noch verschärft, daß eine für die Sicherheit und Preiswürdigkeit bisher als unerlässlich angesehene Streuung der Bezugsquellen nicht mehr gewährleistet werden könnte, da langfristig ausreichende Erdgasreserven nur im Nahen Osten und in der heutigen UdSSR vorhanden sind.

Bei einer Minderung des Braunkohleeinsatzes von 30 Mio. t/a läge die CO<sub>2</sub>-Reduktion im Jahre 2005 für die alten Bundesländer lediglich um 2,8% Punkte und für Nordrhein-Westfalen um 4,1% Punkte günstiger als im Sparszenario. Es zeigt sich, daß die Verringerung der CO<sub>2</sub>-Emissionen in Nordrhein-Westfalen bei diesem Maßnahmenbündel erwartungsgemäß höher ausfällt als im Bundesgebiet, d. h. die CO<sub>2</sub>-Emission würde bei dieser Strategie zum größten Teil nur innerhalb Deutschlands verlagert.

Das zusätzliche CO<sub>2</sub>-Reduktionspotential, das sich gegenüber dem Sparszenario bei einer Verminderung der Braunkohlefeuerung um rund 30 Mio. t/a ergibt, ist gering. Dies rührt daher, daß der Minderverbrauch an Braunkohle keine Brennstoffersparnis insgesamt darstellt. Vielmehr wird Braunkohle im wesentlichen durch andere fossile Brennstoffe ersetzt, die bei der Verbrennung weniger CO<sub>2</sub> freisetzen.

Im zweiten Schritt des Kohlereduktionsszenarios wird nicht nur Braunkohle um 30% reduziert, sondern zusätzlich auch Steinkohle. Auf diese Variante muß in diesem Zusammenhang nicht näher eingegangen werden, da ihre Ergebnisse im Hinblick auf die Fragestellung „Garzweiler II“ keine Rolle spielen.

#### 5.2.4 Strategie „Ausstieg aus der Kernenergie“

Den Strategien „Minderung fossiler Energieträger (Kohle)“ ist eine Strategie „Ausstieg aus der Kernenergie“ gegenübergestellt worden. Auch diese baut auf dem Sparszenario auf. Der Ausstieg aus der Kernenergie bedeutet, daß die dadurch ausfallende Stromerzeugung durch zusätzlichen Gaseinsatz in der Verstromung in konventionellen Kraftwerken, aber auch auf der Basis der KWK ersetzt werden muß. Außerdem müssen die Sparanstrengungen nochmals deutlich verschärft werden. Die Verstromung der Braunkohle, die ebenso wie die Kernenergie im wesentlichen in der Grundlast eingesetzt wird, bleibt in diesem Szenario konstant; es wird eine für 2005 und danach gleichbleibende Fördermenge von rund 100 Mio. t in Nordrhein-Westfalen notwendig. Das bedeutet, daß nach Auffassung der Landesregierung auch aus dieser Perspektive ein Tagebau Garzweiler II erforderlich ist.

Im Hinblick auf die Klimaproblematik ermittelt PROGNOSE – wieder bezogen auf die alten Länder und im Vergleich zum Referenzszenario – eine CO<sub>2</sub>-Reduktion von 12,8% Punkten im Jahre 2005 und von 20,3% Punkten im Jahre 2020. Für Nordrhein-Westfalen lauten die Reduktionswerte 19,8% Punkte im Jahre 2005 und 25,4% Punkte im Jahre 2020. Die für das alte Bundesgebiet deutlich geringeren Werte liegen darin begründet, daß dort anders als in Nordrhein-Westfalen die Kernenergie im wesentlichen durch fossile Energien ersetzt werden muß.

Die Risiken der Kernenergie werden in dem Szenario nicht bewertet.

### 5.3 Regionale Auswirkungen einer Reduktion der Braunkohlenförderung

Ein Rückgang der Braunkohlenförderung um 30% würde die Belegschaft des Braunkohlenbergbaus mit Wohnsitz im Revier als unmittelbar Betroffene um 4200 Beschäftigte reduzieren. Ihre Lohn- und Gehaltszahlungen von 286 Mio. DM jährlich entfielen. Zusätzlich ist damit zu rechnen, daß rund 200 Ausbildungsplätze im Braunkohlenbergbau verloren gehen. Insgesamt führt ein Rückgang der Braunkohlenförderung um 30% im Revier zu direkten Einkommensverlusten in Höhe von fast 500 Mio. DM pro Jahr, da auch die Elektrizitätswirtschaft und Nachfolgebereiche betroffen sind.

Ein Rückgang der Braunkohlenförderung führt im Revier zu einem Auftragsrückgang in Höhe von fast 172 Mio. DM pro Jahr. Dieser setzt sich zusammen aus dem Auftragsrückgang beim Braunkohlenbergbauunternehmen selbst, der Elektrizitätswirtschaft und induzierten Aufträgen aufgrund der Einkommensrückgänge.

Bei einer derzeit installierten Leistung von knapp 900 MW der öffentlichen Versorgung im Revier netto würden 30% weniger Braunkohle etwa 2700 MW weniger Kraftwerksleistung zur Folge haben; das würde zum Beispiel die Leistung des derzeit größten Kraftwerks im Revier, Niederaußem mit 2500 MW, noch übersteigen.

Gleichzeitig wäre damit eine entsprechende Reduzierung der Kraftwerksbelegschaft von derzeit 6500 Beschäftigten um etwa 2000 Beschäftigte verbunden. Hinzu käme ein Verlust von 2460 Arbeitsplätzen in Nachfolgebereichen.

Unter Berücksichtigung der Folgewirkungen hätte ein Rückgang der Braunkohlenförderung einen Verlust von 8660 Arbeitsplätzen im Revier – das wären 3% – zur Folge. Bei einem Verzicht auf Garzweiler II wäre das Gebiet im Norden des Reviers besonders betroffen. Aufträge des Braunkohlenbergbaus und in ähnlichem Maße auch der Elektrizitätswirtschaft kommen häufig der Wirtschaft der kleineren und mittelgroßen Gemeinden im Revier zugute. Hierdurch ergibt sich ihre besondere Abhängigkeit von der Braunkohle; – und damit der negativen Auswirkungen einer Braunkohlenreduzierung.

Aus alledem ergibt sich für das Revier und den Wirtschaftsraum Nordrhein-Westfalen, daß ein Verzicht auf Garzweiler II beträchtliche wirtschaftliche Einbußen zur Folge haben würde.

Laut PROGNOSE wäre ein beträchtlicher Anstieg der Stromerzeugungskosten zu erwarten, der besonders Nordrhein-Westfalen trifft.

Er hätte ungünstige wirtschaftliche Auswirkungen vor allem für die Stromwirtschaft selbst, wie auch die besonders stromintensiven Sektoren (NE-Metall-Industrie, chemische Industrie, Stahlindustrie sowie Zellstoff-, Papier- und Papperzeugung).

Zusammenfassend kommt PROGNOSE zu dem Ergebnis, daß die negativen strukturpolitischen Folgen eines Verzichts auf Garzweiler II vorrangig Nordrhein-Westfalen treffen würden, während die wirtschaftlichen Impulse der „Ersatzstrom“-Erzeugung vorzugsweise in anderen Bundesländern zur Geltung kämen.

### 5.4 Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse

Im Hinblick auf die Leitentscheidungen für das Abbauvorhaben Garzweiler II zieht die Landesregierung aus der Prognosestudie die folgenden wesentlichen Erkenntnisse:

#### 5.4.1 Kein Einfluß der neuen Länder

Die Braunkohleförderkapazitäten im Rheinischen Revier und in den neu hinzugekommenen Revieren der fünf neuen Länder stehen wegen des geringen Energieinhaltes und der daraus folgenden hohen Transportkosten der Braunkohle in keinem Substitutionsverhältnis. Bei der geplanten drastischen Reduzierung der Braunkohlenförderung in den neuen Ländern werden die verbleibenden Kapazitäten insbesondere für die verbrauchsnahe Deckung des Strombedarfs in den neuen Ländern benötigt. Stromfernlieferungen im Grundlastbereich zwischen den neuen Ländern und der alten Bundesrepublik schließen sich schon wegen der Transportverluste aus. Die notwendigen Entscheidungen für das Rheinische Braunkohlenrevier und für die Reviere in den neuen Ländern müssen daher grundsätzlich unabhängig voneinander bezogen auf die energiewirtschaftliche Neustrukturierung in den neuen Ländern und ausgerichtet auf den Fortbestand eines gesicherten Stromerzeugungssockels in Nordrhein-Westfalen getroffen werden.

#### 5.4.2 Fortsetzung des Braunkohlenbergbaus

Um den in Zukunft erwarteten Strombedarf decken zu können, ist auch bei drastischer Energieeinsparung die Braunkohle ein unverzichtbarer Energieträger. Er trägt als heimische Energiequelle in hervorragender Weise zur Sicherung der Energieversorgung bei. Die Fortsetzung des Braunkohlenbergbaus in Nordrhein-Westfalen mit dem Abbau eines Anschlußtagebaus Garzweiler II ist auch strukturpolitisch und regionalpolitisch sinnvoll.

### 5.4.3 Klima- und Umweltschutz

Die künftige Energieversorgungsstruktur muß aber verstärkt den Belangen des Umweltschutzes Rechnung tragen, insbesondere denen des Klimaschutzes, um eine verantwortbare Energiepolitik zu gewährleisten.

## 6. Energiepolitische Konsequenzen

Die Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlepolitik der Landesregierung Nordrhein-Westfalen vom September 1987 werden auch unter den jetzt vorliegenden Rahmenbedingungen aus energiewirtschaftlicher und energiepolitischer Sicht grundsätzlich bestätigt. Der notwendige Deckungsbeitrag der Braunkohle weist auch nach der Auswertung aller vorliegenden Erkenntnisse und der PROGNOSE-Studie eine solche Größenordnung auf, daß auf den Tagebau Garzweiler II nicht verzichtet werden kann.

Um den in Zukunft erwarteten wachsenden Strombedarf decken zu können, kann auch bei drastischer Energieeinsparung auf die Nutzung der Braunkohle nicht verzichtet werden. Die Fortsetzung des Braunkohlenbergbaus in Nordrhein-Westfalen mit dem Abbau eines Anschlußtagebaus Garzweiler II ist deshalb die energiepolitische Konsequenz der ausgewiesenen Rahmendaten. Nordrhein-Westfalen kann die energiewirtschaftlichen, regionalwirtschaftlichen und beschäftigungspolitischen Wirkungen der Braunkohlengewinnung und -nutzung nicht entbehren. Bedingung dafür ist, daß diese sozial und ökologisch verantwortbar gestaltet werden können.

Die Landesregierung mißt der unternehmerischen Verantwortung für einen rationellen und sparsamen Umgang mit Energie als Beitrag zum Umweltschutz und zur Reduzierung der klimarelevanten Emissionen eine besondere Rolle zu. Sie erwartet deshalb von den Unternehmen

- den verstärkten Einsatz der Braunkohle in Kraftwerken mit Kraft-Wärme-Kopplung.

Wenn auch das Fernwärmebedarfspotential um die Lagerstätte herum begrenzt ist, so ist doch von Unternehmerseite die Auskopplung von Wärmeleistung aus bestehenden Braunkohlekraftwerken erheblich zu erhöhen. Außerdem sind alle Möglichkeiten zum Einsatz von Braunkohle in verbrauchernahen KWK-Anlagen zu nutzen.

- alle Anstrengungen darauf auszurichten, die künftige Einsatzstruktur der Braunkohle zugunsten modernerer, veredelter Braunkohlenprodukte für umweltfreundliche Bereiche zu verschieben.
- die rasche Entscheidung zur Umsetzung von CO<sub>2</sub>-Minderungsmaßnahmen durch Steigerung der Wirkungsgrade an den bestehenden Kraftwerken.

RWE-Energie AG hat zugesagt, als ersten Schritt zur Wirkungsgradverbesserung Nachrüstungen, primär im Turbinenbereich, vorzunehmen. Es handelt sich insbesondere um Neubeschaffungen mit verbesserten Profilen und zum Teil auch um den Austausch von kompletten Teilturbinen. Diese Nachrüstungen können kurzfristig in Angriff genommen und in den Jahren 1993 bis 1997 abgeschlossen werden. Mit diesen (Retrofit-) Maßnahmen soll eine Wirkungsgradverbesserung um etwa 2,2% erreicht werden.

- rasche Investitionsentscheidungen zum Bau und Betrieb von moderneren Kombikraftwerken mit noch höheren Wirkungsgraden und - damit verbunden - deutlich geringeren umweltrelevanten Emissionen von CO<sub>2</sub> und Schadstoffen.

Die RWE-Energie AG hat mitgeteilt, daß in einem zweiten Schritt die KoBra-Technik als neue Braunkohlenverstromungstechnik entwickelt und eingeführt werden soll. Mit dieser Technik soll der Wirkungsgrad, der bisher bei in Betrieb befindlichen Anlagen maximal 35,5% beträgt, um rund 30% erhöht werden. Für Mitte 1993 ist der Baubeginn einer Demonstrationsanlage mit einer Nettoleistung von 270 MW auf dem Standort Goldenberg-Werk eingeplant. Die Inbetriebnahme dieser Anlage soll bei planmäßigem Verlauf 1996 erfolgen. Während des zweijährigen Demonstrationsbetriebes soll bereits nach einem Jahr mit der Detailplanung sowie den Genehmigungsverfahren für eine großtechnische KoBra-Anlage (800 bis 1000 MW<sub>n</sub>) begonnen werden. Das Ziel ist, Mitte 1998 mit dem Bau dieser Anlage beginnen zu können. Die Inbetriebnahme wäre dann Mitte 2002 frühestens möglich. Die Landesregierung geht davon aus, daß bis 2005 bereits 10 bis 20%, bis 2010 rund ein Drittel, und bis 2020 ein Anteil von nahezu 50% der Braunkohlenkraftwerke im Rheinland mit dieser fortschrittlichen Technik betrieben werden. Damit dürften die Wirkungsgrade bis 2020 gegenüber heute um durchschnittlich 10 bis 15% höher liegen.

- effiziente Beiträge zum Stromsparen und zur Nutzung regenerativer Energien.

Schritte mit dieser Zielrichtung hat die RWE-Energie AG mit dem vor einem Jahr aufgelegten 100 Mio. DM-Programm „Prokom“ zur Förderung energiesparender Maßnahmen in den von ihr versorgten Kommunen, mit einer umfangreichen Beratungstätigkeit für ihre Kunden in Haushalt, Gewerbe, Landwirtschaft und Industrie sowie mit Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten zur Energieeinsparung, rationellen Energieverwendung und zur Förderung der regenerativen Energien unternommen. Das Unternehmen hat zugesagt, sein Engagement auf diesem Gebiet weiter zu verstärken.



**Bericht  
zu den ökologischen  
und sozialen Fragestellungen**

# Inhalt

1. Das beantragte Abbauvorhaben Garzweiler II
  - 1.1 Räumlicher Einwirkungsbereich
  - 1.2 Umsiedlungen
  - 1.3 Grundwasseranreicherungen
    - 1.3.1 Sicherung der Grundwasserstände
    - 1.3.2 Grundwasseranreicherungsverfahren
  - 1.4 Naturpark Maas-Schwalm-Nette
    - 1.4.1 Schutzwürdigkeit
    - 1.4.2 Betroffenheit – Prognosen – Risiken
    - 1.4.3 Bewertung
  - 1.5 Abraumkippe – Restsee
    - 1.5.1 Wirkungszusammenhänge
    - 1.5.2 Limnologische Merkmale des Restsees
    - 1.5.3 Gegenmaßnahmen
    - 1.5.4 Bewertung
  - 1.6 Schollenabdichtung
  - 1.7 Wassergewinnung – Wasserrechte
  - 1.8 Auswirkungen auf niederländisches Gebiet
  - 1.9 Langfristige Wasserbeschaffung
  - 1.10 Seismizität/Erdstöße
2. Gesamteinschätzung und Folgerungen
3. Weiteres Vorgehen
  - 3.1 Meß-/Beobachtung-/Testprogramm
  - 3.2 Braunkohlenauschuß/-planverfahren

# Bericht zu den ökologischen und sozialen Fragestellungen

## 1. Das beantragte Abbauvorhaben Garzweiler II

### 1.1 Potentieller räumlicher Einwirkungsbereich

Das als Anschlußtagebau konzipierte Vorhaben bindet an die laufende Braunkohlegewinnung im Feld Garzweiler I an, überschreitet die A 44 nach Westen, schwenkt südlich der A 46 in Richtung Erkelenz und läuft um das Jahr 2045 auf der Linie Lövenich-Jackerath aus.

Die unmittelbare Flächeninanspruchnahme des beantragten Tagebaus beträgt ca. 66 km<sup>2</sup> und betrifft das Gebiet der Stadt Erkelenz (ca. 51 km<sup>2</sup>), der Gemeinde Jüchen (ca. 7 km<sup>2</sup>) und der Stadt Mönchengladbach (ca. 6 km<sup>2</sup>), in geringerem Umfang im Süden auch der Gemeinde Titz (ca. 2 km<sup>2</sup>). Dies berührt in erster Linie die Frage nach den bergbaubedingten Umsiedlungen sowie der Flächennutzung (Landwirtschaft, Infrastruktur).

Von großer ökologischer Bedeutung ist der mittelbare bergbauliche Einfluß, hervorgerufen durch die abbautechnisch unvermeidliche Absenkung des Grundwasserspiegels unter die tiefste Tagebausohle. Die räumlichen Auswirkungen dieser Sumpfung erstrecken sich vor allem auf die „Venloer Scholle“ als übergeordneter hydrogeologischer Einheit, deren tektonische Grenzen im wesentlichen auch die Grenzen des Sumpfungseinflusses vorzeichnen.

Die mögliche sumpfungsbedingte Beeinflussung des obersten Grundwasserleiters war nach dem Landesplanungsgesetz auch wichtiges Kriterium für die Neuabgrenzung des Braunkohlensplangebietes im Jahr 1989. Dem sind seinerzeit bereits erste Erkenntnisse des „Grundwassermodells Venloer Scholle“ zugrunde gelegt worden, das mit einer entsprechenden Rechenvariante Aussagen über die Sumpfungreichweite gestattet.

Dabei handelt es sich um die Variante I („Grundsimulationen“), die von der Annahme ausgeht, daß die Tagebaue Garzweiler I und Garzweiler II entsprechend der Unternehmensplanung verwirklicht und mit konventioneller Sumpfungstechnik ohne ausgleichende Maßnahmen der Grundwasserstützung betrieben werden (öffentliche Wasserwerke mit geringem Zuwachs, industrielle Wasserentnehmer mit geringer Abnahme). Mit dieser Variante wurde das Szenario bestimmt, das die jeweiligen Basis- und Vergleichswerte für die Beurteilung der Wirkungsweise von grundwasserschonenden Maßnahmen liefern sollte.

Unter den genannten Annahmen, d. h. ohne Gegenmaßnahmen, würden sich in den Feuchtgebieten an der Schwalm und an der Niers im Zeitraum der größten Sumpfungsauswirkungen (2025 bis 2045) Grundwasserabsenkungen von mehreren Metern ergeben, die auch den wasserwirtschaftlich intensiv genutzten

Raum Mönchengladbach erheblich beeinträchtigen würden. Noch 50 Jahre nach Ende der Sumpfungsmaßnahmen in der Venloer Scholle wären die Grundwasserstände großflächig deutlich abgesenkt.

### 1.2 Umsiedlungen

Basierend auf der im Schwenkbetrieb geführten Abbauentwicklung des Tagebaus sieht die Unternehmensplanung vor, daß die Umsiedlungen mit Immerath und Pesch (2004) beginnen und sich über Otzenrath (2006), Spenrath (2008), Holz (2013) und Lützerath (2015) nach Borschemich (2016) fortsetzen. Im Zeitraum von 2020 bis 2029 würden von der Abbaukante die folgenden Wohnsiedlungen erreicht:

Keyenberg, Wanlo, Kuckum, Unterwestrich, Oberwestrich, Westricher Mühle, Holzweiler, Berverath, Venrath, Kuckumer Mühle, Herrather Linde, Eggerather Hof, Etgenbusch und Kaulhausen.

Schließlich würden nach 2030 folgen:

Terheeg, Roitzerhof, Neuhaus, Wockerath, Kückhoven, Weyerhof, Hauerhof und Dackweiler.

Bei den Jahresangaben handelt es sich um den Zeitpunkt bis zu dem die Umsiedlung abgeschlossen sein muß.

Nach dieser Planung wären insgesamt etwa 11 800 Einwohner, davon mehr als 8200 der Stadt Erkelenz, etwa 2400 der Gemeinde Jüchen und rund 1000 der Stadt Mönchengladbach betroffen; in der Gemeinde Titz würden sich die Umsiedlungen beschränken auf die Gehöftgruppe Dackweiler mit 25–30 Einwohnern.

Wenngleich sich das Umsiedlungsgeschehen auf einen erheblichen Zeitraum erstreckt und entsprechend verteilt, so hat doch bisher kein einzelner Tagebau im Rheinischen Braunkohlenrevier eine derart große Zahl von Umsiedlungen, insbesondere einer Kommune, erforderlich gemacht. Faktisch nimmt der beantragte Tagebau mit 51 km<sup>2</sup> rund 40%, nämlich den gesamten östlichen Teil, der Gebietsfläche der Stadt Erkelenz in Anspruch. In der Annahme, daß die umzusiedelnden Einwohner der Stadt Erkelenz im wesentlichen im Stadtgebiet verbleiben wollten, würde dies zu einer auffallend unausgewogenen künftigen Siedlungsstruktur im Stadtgebiet führen. Dieser Effekt würde noch dadurch verstärkt, daß der Stadt tagebaubedingt die Entwicklungsmöglichkeiten nach Osten abgeschnitten wären.

Das Umsiedlungsgeschehen steht nicht nur vor neuen Größenordnungen, sondern – mehr als in der Vergangenheit – vor dem Erfordernis, eine jeweils zeitversetzte Umsiedlung geschlossener Ortschaften gemeinsam zu konzipieren und praktisch aus-

zugestalten. Das Prinzip der gemeinsamen Umsiedlung (innerhalb der jeweiligen Ortschaften) sollte dabei weitestgehend aufrechterhalten bleiben, weil darin nach wie vor die größte Chance gesehen wird, das dörfliche Gemeinwesen überwiegend zusammenzuhalten.

Die für die Ortschaften im vorgesehenen Abbaubereich umsiedlungsrelevanten Fragestellungen bedürfen im einzelnen noch der Klärung. Die „Sozialverträglichkeit von Umsiedlungen im Rheinischen Braunkohlenrevier“ ist grundsätzlich in einem bereits 1989 vorgelegten Gutachten untersucht und dargelegt worden. Das Gutachten war im Hinblick auf die seinerzeit bevorstehende Umsiedlung Inden in Auftrag gegeben worden. Es analysiert die abgeschlossene Umsiedlung Königshoven, die laufende Umsiedlung Garzweiler und die seinerzeit bevorstehende Umsiedlung Inden, hat jedoch im Hinblick auf die sogenannte „Vorfeldproblematik“ auch Erfahrungen im Raum Erkelenz gesammelt.

Das Gutachten kommt dabei zu grundsätzlichen Erkenntnissen, die durchaus auf künftige Umsiedlungsfälle Anwendung finden können. Insoweit geben die vom Gutachter definierten allgemeinen Kriterien zur Beurteilung einer sozialverträglichen Umsiedlungsgestaltung auch für das Abbauvorhaben Garzweiler II eine praktikable Orientierung, die im Braunkohlenplan konkretisiert und in der anschließenden Umsiedlungsvorbereitung umgesetzt werden muß.

Die Angaben des Bergbautreibenden zum Sozialen Anforderungsprofil sind eine unverzichtbare Grundlage für den Entwurf des Braunkohlenplanes. Das Soziale Anforderungsprofil muß sowohl eine umfassende Bestandsaufnahme, als auch die Beschreibung der möglichen wesentlichen Auswirkungen vor, während und nach der Umsiedlung sowie Vorschläge zur Vermeidung bzw. Minderung solcher Auswirkungen enthalten. In diesem Zusammenhang sind alle offenen Fragen zu klären und Nachweise zu führen, die

- für eine sachgerechte Bearbeitung im Braunkohlenplanverfahren.
- für eine fundierte Entscheidungsfindung im Genehmigungsverfahren und
- für eine sozialverträgliche Umsiedlungsgestaltung

Bedeutung haben.

In der Zielsetzung, das Gesamtproblem „Umsiedlung“ mit seinen kulturräumlichen, sozialpolitischen, regionalstrukturellen und infrastrukturellen Einzelkomponenten möglichst auf der Grundlage breiten Einvernehmens unter den Betroffenen gemeinsam zu bewältigen, wird die Landesplanungsbehörde unter Beteiligung der betroffenen Bezirksplanungsbehörden das Gespräch mit den betroffenen Kommunen und dem Bergbautreibenden suchen, um in grundsätzlichen Fragen die weitere Planungs- und Umsetzungsarbeit gemeinsam vorzustrukturieren. Die Arbeiten am Entwurf eines Braunkohlenplanes für das Abbauvorhaben Garzweiler II bzw. die Zuständigkeiten des Braunkohlenausschusses insgesamt würden von dieser Initiative unberührt bleiben.

### 1.3 Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers

#### 1.3.1 Sicherung der Grundwasserstände

Die Schutzwürdigkeit grundwasserabhängiger Biotope im Bereich der Venloer Scholle war ausschlaggebend für das Erfordernis, den voraussichtlichen Sumpfungsauswirkungen wirksam entgegenzutreten.

Bereits im Rahmen des ersten Untersuchungsprogramms ins Gespräch gebrachte Maßnahmen zur Grundwasseranreicherung sind zwischenzeitlich mit dem „Grundwassermodell Venloer Scholle“ im Hinblick auf ihre Wirksamkeit geprüft worden. Dabei handelt es sich ausschließlich um quantitative Fragestellungen; das heißt, das Modell simuliert wasserhaushaltliche Auswirkungen bestimmter, räumlich fixierter Wassereinspeisungen. Demgemäß ist mit dem Modell in entsprechenden Rechenvarianten zunächst die seinerzeit offen gebliebene Einschätzung feuchtgebietsnaher oder tagebaunaher Versickerungsanlagen (Varianten 2 und 3) vorgenommen worden.

Die Simulationsergebnisse zeigen, daß durch feuchtgebietsnahe Versickerungsanlagen die Grundwasserstände in den zu schützenden Gebieten im wesentlichen auf dem Niveau von 1983 (nahezu kein Sumpfungseinfluß im Schwalm-Nette-Gebiet/gute Datenbasis/meteorologische „Normalperiode“) gehalten werden können. Zum Zeitpunkt der maximalen Sumpfung und der entsprechenden Kompensation wären dafür Versickerungsmengen in einer Größenordnung von 60 Mio. m<sup>3</sup>/a erforderlich. Das Ergebnis der Variante läßt auch erkennen, daß eine sehr weit ausgreifende Anlage der Infiltrationsanlagen erforderlich wäre, diese einen Abstand bis zu 20 km zum Tagebau hätten und über ein sehr ausgedehntes Rohrsystem versorgt werden müßten. Die Nachteile dieser Variante bestehen insbesondere in der kurzen Bodenpassage des infiltrierten Wassers, dem sich daraus möglicherweise ergebenden ungünstigen Mischungsverhältnis von Fremdwasser zu natürlichem Wasser, sowie in der ungünstigen, ggf. landschaftsstörenden räumlichen Nähe der Einspeisungsanlagen zu den Biotopen.

Die Variante, mit der die hydraulische Wirksamkeit einer tagebaunahen Versickerungsgalerie im obersten Grundwasserstockwerk geprüft worden ist, zeigt im Ergebnis eindeutig, daß mit dieser an sich ökologisch interessanten Maßnahme den Grundwasserabsenkungen in den Feuchtgebieten nicht vollständig begegnet werden kann. Absenkungen im obersten Grundwasserleiter könnten durch tagebaunahere Einspeisungen nur teilweise kompensiert werden, da die weitreichende Druckentspannung in den tieferen Grundwasserstockwerken dem oberen Grundwasserleiter großflächig Grundwasser entziehen würde. Der erforderliche Maximalbedarf an Infiltrationswasser würde sich auf ca. 100 Mio. m<sup>3</sup>/a erhöhen. Das System der nahe beieinanderliegenden Sumpfung und Einspeisung („Pumpen im Kreislauf“) würde dementsprechend zu einer spürbaren Erhöhung der Sumpfungswassermenge führen.

Um die Abflüsse in tiefere Grundwasserstockwerke zu verringern, ist bei tagebaunaher Versickerung eine zusätzliche Anreicherung im Grundwasserstockwerk unterhalb des Reuvertons angedacht und in der Rechenvariante 4 simuliert worden: Eine entsprechende Auffüllung des Grundwasserstandes kann damit allerdings – so das Ergebnis – im nördlichen Schwalmgebiet nicht, im südlichen nur unwesentlich erzielt werden. Deutliche wasserwirtschaftliche Verbesserungen würden sich nur im Raum Mönchengladbach ergeben.

Aus diesen Erkenntnissen ist insgesamt der Schluß zu ziehen, daß mit einer feuchtgebietsnahen Grundwasseranreicherung der gewünschte quantitative Effekt, nämlich die grundsätzliche Aufrechterhaltung der Grundwasserstände, am ehesten erreicht werden kann. Die sich hieraus ergebende Lage der Versickerungsgalerien nahe an den Feuchtgebieten ist allerdings kritisch zu bewerten. Sie macht eine Optimierung zwingend erforderlich, die – ihre hydraulische Wirksamkeit vorausgesetzt – auf einer aus ökologischer Sicht wünschenswerten Verlängerung der Fließstrecke des Anreicherungswassers (ca. 1500 m) zwischen Infiltrationsanlagen und Feuchtgebieten aufbaut, um bei

Aufrechterhaltung des Grundwasserstandes den Anteil des die Pflanzen erreichenden Fremdwassers spürbar zu reduzieren.

Diese Optimierung (Variante 7) vermeidet die hydraulischen Nachteile der tagebaunahen Einspeisung und nutzt die hydraulischen Vorteile der tagebaufernen Anreicherung, verbessert diese aber in ökologischer Hinsicht. Um den Unsicherheiten im geologischen Schichtaufbau bzw. den daraus resultierenden unerwünschten Grundwasserabflüssen zu begegnen, sieht die Optimierung auch eine Versickerung außerhalb oder unterhalb des Reuvertons vor.

Die Simulationsrechnung zeigt, daß auch dieses Konzept die Grundwasserstände des Niveaus von 1983 zu halten vermag, wengleich die Sumpfung- und Infiltrationsmengen höher liegen, nämlich zwischen den Simulationsergebnissen für die feuchtgebietsnahe und die tagebaunahere Versickerungsvariante. Dieses ist der Preis für den ökologischen und optischen/landschaftsästhetischen Gewinn der Optimierung, die auf einer „mittleren Linie“ dem ökologischen Erfordernis, der quantitativen Realisierbarkeit und der wirtschaftlichen Tragbarkeit am ehesten gerecht wird.

Mit dem „Grundwassermodell Venloer Scholle“ ist die grobe Lage der Einspeisungsgalerien entwickelt worden. Die genaue Positionierung der Einspeisungsanlagen wird später in Abstimmung mit der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (LÖLF) auf der Grundlage örtlicher Erkundung sowie unter Heranziehung des kleinräumigen „Grundwassermodells Schwalm“ vorzunehmen sein. Dieses Modell mit 108 km<sup>2</sup> Bezugsfläche ist in das größräumige „Grundwassermodell Venloer Scholle“ (1200 km<sup>2</sup>) eingehängt. Seine Aussagemöglichkeiten beschränken sich zwar auf das oberste Grundwasserstockwerk, doch ist gerade dieses für die Grundwassersituation in den Feuchtgebieten von besonderer Bedeutung. Im übrigen bietet das benutzerfreundliche Modell den Vorteil, in größerer räumlicher Auflösung auch lokale Fragestellungen schnell beantworten zu können. Das Modell ist ggf. räumlich auszuweiten.

### 1.3.2 Verfahren zur Grundwasseranreicherung

Die zur Verfügung stehenden Grundwassermodelle sind zwar in der Lage, Auskunft darüber zu geben, wieviel Wasser wann an welchen Stellen zwecks Grundwasserschonung infiltriert werden muß, um einen bestimmten quantitativen Effekt zu erzielen; sie geben jedoch keinen Aufschluß über die technische Machbarkeit einzelner Anreicherungsverfahren. Dazu waren, wie die Leitentscheidungen von 1987 forderten, praktische Betriebs- und Feldversuche notwendig, damit Leistungsfähigkeit, Störanfälligkeit und Wartungsaufwand der Maßnahmen im Dauerbetrieb ermittelt werden konnten.

Zwischen 1987 und 1991 sind deshalb verschiedene Verfahren in den Testanlagen Hoppbruch (Sickerbecken, Sickerschlitzgraben), Mühlenbach (Tropfrohre, Sickermulden, Sickerschlitzze), Versuchsfeld Jüchen (Tiefschlitzze) und Wetschewell (Schluckbrunnen) in Erprobung genommen worden.

Bei den Versuchen gab es zum Teil erprobungstypische Schwierigkeiten, deren Ursachen im wesentlichen erkannt wurden, schon beseitigt sind oder derzeit behoben werden. So setzten sich zunächst die Sickermulden wegen starken Laubeintrags zu: verschmierte Schlitzwände führten zur verringerten Versickerungsleistung der Sickerschlitzze, die erst durch nachträgliche Vergrößerung der Filterfläche wieder angehoben werden konnte: schließlich zogen Manganausfällungen ein Verstopfen von Filterporen nach sich. Auch die technische Anwen-

dung der Tiefschlitzfräse im Nordfeld des Tagebaus Garzweiler I erbrachte erst im Zeitablauf die notwendigen Erfahrungen zur Beherrschung der Füllstoffe und des Oberbaus. Die Ursache für die Abnahme der anfänglich guten Infiltrationsleistung im Schluckbrunnen bei Wetschewell ist ebenfalls erkannt und behoben.

Aus den bisherigen Versuchsergebnissen läßt sich die Schlußfolgerung ziehen, daß Tropfrohre und Sickermulden, wie sie am Mühlenbach ursprünglich eingesetzt worden sind, dem großräumigen und langfristigen Erfordernis einer Grundwasseranreicherung nicht gerecht werden können. Die Leistungsfähigkeit ist zu gering und insbesondere ist die Installation direkt im Feuchtgebiet oder seiner unmittelbaren Nähe in mehrfacher Hinsicht nicht akzeptabel. Vor allem führt die direkte Einleitung in den zu schützenden Bereich am ehesten zu Unverträglichkeiten aufgrund differierender wasserchemischer Zusammensetzung.

Dagegen sind Sickerschlitzgräben grundsätzlich gut geeignet, hohe Infiltrationsmengen in den oberen Grundwasserleiter einzuspeisen. Im Vergleich zu Versickerungsbecken ist die anlagenspezifische Versickerungsleistung um ein mehrfaches höher, was wiederum den notwendigen Flächenbedarf erheblich reduziert. Bei angemessener Aufbereitung des Fremdwassers ist mit einer durchschnittlichen Leistung von 1 Mio. m<sup>3</sup>/a – gerechnet auf 100 m Schlitzlänge – zu rechnen. Legt man den in der Variante 7 berechneten Maximalbedarf an Infiltrationswasser in den optimierten Versickerungsgalerien im Jahr 2030 mit 75 Mio. m<sup>3</sup>/a zugrunde, so wären dafür Sickerschlitzgräben in einer Länge von etwa 8 km erforderlich, um die entsprechenden Versickerungsmengen in den Untergrund zu bringen. Zu den besonderen Vorteilen der Sickerschlitzze gehört deren vergleichsweise einfache Regenerierbarkeit durch Austausch der oberen Filterschicht. Dies wird prinzipiell auch dadurch nicht eingengt, daß weiterentwickelte Sickerschlitzze in Zukunft ebenerdig mit Bodenabdeckungen versehen werden können und insoweit das Landschaftsbild nicht oder nur unwesentlich beeinträchtigen werden.

Im Hinblick auf den Vergleich von Flächenbedarf und Sickerleistung wird die weitere Leistungsentwicklung des kürzlich in Betrieb gegangenen Schluckbrunnens abzuwarten sein. Trotz aufwendigerer Regenerierbarkeit ist die Option zur Anwendung von Schluckbrunnen aufrechtzuerhalten, da dieses Verfahren zudem die Möglichkeit bietet, auch tiefere Grundwasserleiter zu erreichen, sofern das im Einzelfall notwendig ist.

Eine Schlüsselstellung für das Erreichen der erforderlichen Versickerungsleistungen bildet die Beschaffenheit des Infiltrationswassers. Im Hinblick auf einen langfristigen Dauerbetrieb ist davon auszugehen, daß das Infiltrationswasser zweckmäßigerweise einen Eisengehalt von 0,1 mg/l und einen Mangangehalt von 0,05 mg/l nach der Aufbereitung deutlich unterschreiten sollte. Ein erster Schritt in diese Richtung wird mit dem Bau der Wasseraufbereitungsanlage in Jüchen derzeit getan. Wegen der nach 2030 vorgesehenen Verwendung von Rheinwasser sind – ungeachtet der sich weiter verbessernden Wasserqualität – vorsorglich überdies Maßnahmen zur Verringerung eventueller Schwebstoff-, Nährstoff- und anderer stofflicher Belastungen, sowie eine beträchtlich vergrößerte Auslegung der Wasseraufbereitung vorzusehen.

Die bis jetzt vorliegenden Erkenntnisse aus den verschiedenen Testläufen lassen den Schluß zu, daß mit einem sinnvollen System von Sickerschlitzgräben und Schluckbrunnen das mit dem „Grundwassermodell Venloer Scholle“ entwickelte quantitative Versickerungskonzept erfolgreich umgesetzt werden

kann. Um das Langzeitverhalten beider Verfahren adäquat beobachten zu können, werden in einem mit dem Bergbautreibenden abzustimmenden Konzept die wichtigsten Anlagen weiterzuführen sein, so daß in absehbarer Zeit mit einer auch in den Details ausgereiften Technik zu rechnen ist.

## 1.4 Naturpark Maas-Schwalm-Nette

### 1.4.1 Schutzwürdigkeit

Der Wert des Schwalm-Nette-Gebietes für den Naturschutz wird wesentlich von den vom Grundwasser geprägten Landschaftsräumen bestimmt. In diesen Räumen, die etwa 12% der „Schwalm-Nette-Platte“ einnehmen, liegen gut die Hälfte der im Rahmen der Biotopkartierung der LÖLF erfaßten schutzwürdigen Biotope und nahezu alle im engeren Sinne naturschutzwürdigen Flächen des Schwalm-Nette-Gebietes. Diesen Feuchtgebieten – insbesondere den flächenmäßig überwiegender Erlenbruchwäldern – kommt in ihrer Einmaligkeit und Unersetzbarkeit nationale Bedeutung zu.

Die Vegetation der Feuchtgebiete ist Grundwasserabsenkungen gegenüber zum Teil äußerst empfindlich; ein Absinken des Grundwasserspiegels von einigen Dezimetern unter Geländeoberfläche wird nur kurzfristig toleriert.

Bei längerfristiger Grundwasserabsenkung von wenigen Dezimetern wären nachhaltige Veränderungen dieser Ökosysteme zu erwarten. In einem solchen Fall wäre ein gleichwertiger funktionaler Ausgleich für derart veränderte oder geschädigte Biotope nicht realisierbar, da im Umfeld des Schwalm-Nette-Gebietes Flächen mit vergleichbaren standörtlichen Eigenschaften nicht existieren.

Alle Konzepte und Maßnahmen müssen daher an dem Ziel ausgerichtet sein, die bedeutenden Feuchtgebiete im Schwalm-Nette-Gebiet mit ihren grundwasser geprägten, artenreichen und seltenen Vegetationsgemeinschaften, wie sie in der „Bio-ökologischen Bewertungskarte für das Nordrevier“ (1986) und in der „Vegetationskundlichen Untersuchung ausgewählter Feuchtgebiete“ des Nordreviers (1990) zum Ausdruck kommt, zu erhalten.

### 1.4.2 Betroffenheit – Prognosen – Risiken

Die verschiedenen Möglichkeiten der Grundwasseranreicherung dienen dazu, bestimmte Grundwasserstände aufrechtzuerhalten. Ihr jeweiliges hydraulisches Leistungsvermögen ist – ungeachtet erforderlicher Optimierungen – nachgewiesen. Die ökologisch sinnvolle Anwendbarkeit bzw. die Wirksamkeit für den Schutz der Feuchtgebiete vor Sumpfungsfolgen war Gegenstand einer weiteren Untersuchung.

Im Rahmen des Zweiten Untersuchungsprogramms kam besondere Bedeutung der Klärung zu, welche Vorgänge sich von der Fremdwassereinspeisung über die Bodenpassage bis zum Feuchtbiotop einstellen, und wie die dortigen Pflanzengesellschaften auf das ankommende Fremdwasser reagieren. Dabei bestimmt deren Sensibilität die Toleranzbreite für Veränderungen in der Grundwasserbeschaffenheit.

In Abstimmung mit der LÖLF und dem Landesamt für Wasser und Abfall wurde deshalb vom Bergbautreibenden ein Gutachten zur ökologischen Wirksamkeit von Grundwasseranreicherungsmaßnahmen in Auftrag gegeben, das im wesentlichen folgenden Teilfragen nachgehen sollte:

- Auf welchem Fließweg und mit welcher Fließgeschwindigkeit bewegt sich das Infiltrationswasser von der Anreicherungsanlage zu den Feuchtgebieten und wie vermischt es sich mit dem natürlich gebildeten Grundwasser?
- Wie verändert sich die Beschaffenheit des Anreicherungs-wassers entlang des Fließweges durch den Kontakt mit den Sedimenten des Grundwasserleiters und durch die Vermischung mit natürlich gebildetem Wasser?
- Wie wirkt sich die prognostizierte Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit in den Feuchtgebieten auf die Lebensgemeinschaften aus?

Dieser Gliederung folgend wurde das Gutachten in drei Teilen bearbeitet, deren erster hydraulischen Charakter hat und vorrangig Wasserbilanzbetrachtungen und Modellrechnungen anstellt. Der zweite Teil nimmt in Laborversuchen, Modellrechnungen und statistischen Auswertungen der Wasseranalysen die geochemischen Klärungen vor. Der dritte Teilkomplex befaßt sich mit den möglichen ökologischen Auswirkungen in den Feuchtgebieten.

Da es weder zweckmäßig noch realisierbar war, die hydraulische und ökologische Situation aller Feuchtgebiete im Nordrevier detailliert zu untersuchen, wurden in einem begleitenden Arbeitskreis nach hydrologischen, geologischen, bodenkundlichen und ökologischen Gesichtspunkten repräsentative Gebiete ausgewählt, die geeignet sind, die gewonnenen Erkenntnisse auf den Gesamttraum zu übertragen.

Im Mittelpunkt der hydrologischen Untersuchungen standen vertikale Schnittmodelle für drei Feuchtgebiete (Buscher Bruch/Mühlenbach, Rothbusch/Knippertzbach, Piecksbruch/Schwalm), in denen unter Berücksichtigung der Tagebauentwässerung des Jahres 2030 Infiltrationsmaßnahmen simuliert worden sind.

Dabei zeigte sich, daß Infiltrationsanlagen auf verschiedene Weise zur Erhaltung eines bestimmten Grundwasserstandes in den Feuchtgebieten beitragen. Während ein Teil des versickerten Wassers oberflächennah dem Feuchtgebiet direkt zufließt, stößt sich auf seinem Weg mit dem vorhandenen Wasser vermischt und dann im Wurzelbereich wirksam werden kann, stützt ein anderer Teil in größerer Tiefe „von unten“ das natürliche Grundwasser gegen Absenkung und erreicht daher als Fremdwasser selbst nicht das Feuchtgebiet. An keiner Stelle gelangt also die zu schützende Vegetation in den abschließlichen Einfluß von Fremdwasser, vielmehr handelt es sich stets um ein Mischwasser. Entscheidend für die jeweiligen Fremdwasseranteile sind die örtlichen geologischen Gegebenheiten und die Abstände der Versickerungsanlagen von den Feuchtgebieten.

Die Ergebnisse der kleinräumigen Modellierung zeigen sehr deutlich, daß bei einer Vergrößerung des Abstandes der Infiltrationsanlagen zu den Feuchtgebieten von 600 m auf 1500 m der Anteil des versickerten Fremdwassers am gesamten Grundwasser, das dem Feuchtgebiet zufließt, erheblich abnimmt, gleichwohl der Wasserstand aufrechterhalten wird. Das bedeutet auch, daß durch größere Abstände eine durch das Infiltrationswasser bedingte chemische Veränderung des Grundwassers in den Feuchtgebieten spürbar verringert werden kann. Die auf hydraulischen Modellrechnungen beruhende räumliche Analyse der Versickerungsanteile im Flußgebiet von Schwalm und Nette wird für die konzeptionellen Überlegungen zur Vergrößerung des Abstandes von Einspeisungsanlagen eine gute Grundlage bieten.

Die Untersuchungen haben überdies erbracht, daß das Aufrechterhalten der Grundwasserstände in den Feuchtgebieten durch Aufstau in den Infiltrationsanlagen und durch schnelle hydraulische Druckausbreitung im Grundwasserkörper kurzfristig erreichbar ist. Dagegen können die Fließzeiten mehrere Jahre oder Jahrzehnte betragen. Diese langen Fließzeiten und die vergrößerte Entfernung zum Biotop bedeuten im Effekt eine erhebliche räumliche und zeitliche „Pufferung“ und damit die Möglichkeit des Abfangens bzw. der Vergleichmäßigung eventueller plötzlicher Qualitätsverschlechterung des Infiltrationswassers. Allerdings würden unerwünschte Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit erst mit großer zeitlicher Verzögerung erkannt und könnten sich Gegenmaßnahmen, d. h. „hydrochemische Korrekturen“ kurzfristig nicht auswirken. Auch diese Erkenntnis gibt Veranlassung, alle realistischen Möglichkeiten der Verringerung der Fremdwasseranteile zu nutzen.

Im geochemischen Teil der Untersuchung ist zunächst die derzeitige Grundwasserbeschaffenheit in den Feuchtgebieten in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität erfaßt worden, um daraus auch Hinweise auf natürliche Toleranzen ableiten zu können.

Die Untersuchungen ergaben, daß vor allem die in den Talauen zumeist als Torfe ausgebildeten Sedimente mit höherem Gehalt an organischer Substanz in der Lage sind, die chemische Zusammensetzung des Infiltrationswassers deutlich zu verändern; da bestimmte, im Wasser enthaltene Minerale jedoch unverändert die Torfe passieren, ist nicht davon auszugehen, daß das Vorhandensein der Torfe allein bereits zur Anpassung des künftigen Infiltrationswassers führt. Die Bodenpassage im sandigen und kiesigen Milieu ist im Hinblick auf Veränderungen des eingeleiteten Wassers offensichtlich praktisch unbedeutend.

Damit wird – je nach Entfernung des Infiltrationsortes zum Feuchtgebiet und je nach infiltrierter Menge – das Mischungsverhältnis zwischen Infiltrationswasser und vorhandenem natürlichen Grundwasser zum entscheidenden Kriterium für die prognostizierte Zusammensetzung des künftigen oberflächennahen Grundwassers.

Im einzelnen wurde für die Untersuchungsgebiete eine detaillierte Prognose der zu erwartenden Beschaffenheit des Grundwassers bei Infiltration von Sumpfwasser- bzw. Rheinwasser vorgelegt. Diese Prognosen geben gute Hinweise, hängen ebenfalls jedoch im starken Maße von der örtlich wechselnden hydrologischen und geologischen Situation ab und sind daher nur sehr bedingt auf größere Raumeinheiten übertragbar. Von zentraler Bedeutung ist dagegen die abgesicherte Erkenntnis, daß durch eine Vergrößerung des Abstandes zwischen Feuchtgebiet und Infiltrationsanlagen der Anteil des Fremdwassers deutlich reduziert werden kann, und daß dadurch zugleich die Risiken gemindert werden, die sich aus der veränderten stofflichen Zusammensetzung des Grundwassers für Flora und Fauna ergeben.

Die Prognose der chemischen Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers ist der ökologischen Einschätzung der Infiltrationsmaßnahmen zugrundegelegt worden. Im Rahmen des Gutachtens ist in den drei hydrologisch untersuchten Gebieten und zusätzlich in ausgewählten Teilbereichen im Elmpter Bruch, Boschbeektal und Schaagbachtal die Vegetation aufgenommen und hinsichtlich ihrer Abhängigkeit vom Wasserstand und der potentiellen Wasserbeschaffenheit beurteilt, die Mykorrhizien der Gebiete eingestuft und die Enchytraeten- und Lumbricidenfauna inventarisiert worden.

Von ausschlaggebender Bedeutung für die Ist-Situation und für die Reaktion der Biozönosen auf Infiltrationswasser sind offensichtlich primär der Feuchtegrad, der pH-Wert und das Nährstoffangebot am Standort.

Der Gutachter hat zunächst die grundwasserabhängigen Pflanzengesellschaften auf eutrophen, mesotrophen und oligotrophen Standorten identifiziert und auf dieser Grundlage sowie unter Heranziehung der hydrochemischen Prognose zu erkennen gegeben, daß in dem theoretischen Fall des Einwirkens von ausschließlichen Infiltrationswässern mit erheblichen Auswirkungen auf die Biozönose in allen Gebieten gerechnet werden müßte.

Im Falle des Einwirkens von Mischwässern mit merklichem Fremdwasseranteil ist bei den an nährstoffärmere Standorte angepaßten Pflanzengesellschaften mit ihren hochspezialisierten Pflanzenarten und mikrobiellen Symbiosen mit einem Rückgang bzw. einer Veränderung zu rechnen. Hochwald- und Heidemoorarten würden ebenfalls einer Veränderung der pH-Werte nicht standhalten.

Im Hinblick auf die Untersuchungsgebiete wird im Gutachten dargelegt, daß

- im Rothbusch Veränderungen nicht zu erwarten sind, da – laut hydraulisch-hydrologischem Gutachtenteil – Infiltrationswasser das Gebiet nicht erreicht,
- Elmpter Bruch und Boschbeek zwar durch ein Einwirken von Infiltrationswasser wegen der auf nährstoffarme Bedingungen angewiesenen Vegetation irreversibel geschädigt würden, jedoch werden diese Gebiete bei Aufrechterhaltung des Grundwasserstandes von Infiltrationswasser direkt nicht erreicht und
- im Schaagbachtal keine wesentlichen Veränderungen zu erwarten sind, da dort nur nährstoffreichere Erlenwälder auftreten.

Seit Juli 1991 liegt eine differenzierte Vegetationskarte vor, welche eine hinreichend genaue Übersicht über die Verbreitung der sensiblen nährstoffärmeren Vegetationseinheiten im Schwalm-Nette-Gebiet liefert („Vegetationskundliche Untersuchungen in ausgewählten Feuchtgebieten im Nordraum des Rheinischen Braunkohlenreviers“). In Verbindung mit den in einer Zusatzuntersuchung errechneten gebietsspezifischen Versickerungswasseranteilen erlaubt diese Karte eine flächenbezogene ökologische Risikoeinschätzung, die zu folgendem Ergebnis kommt:

Im ganz überwiegenden Teil der Feuchtgebiete des Naturparks Maas-Schwalm-Nette sind keine nachhaltigen ökologischen Veränderungen zu erwarten, die ursächlich auf Versickerungswassereinflüsse zurückgeführt werden könnten. Das gilt insbesondere für die nährstoffarmen Feuchtgebiete der Nette insgesamt sowie für die extrem nährstoffarmen Standorte am Unterlauf der Schwalm (Elmpter Bruch), am Boschbeek und am Rothenbach. In begrenzten Teilgebieten derjenigen Feuchtgebiete, zu denen Versickerungsanteile gelangen, kann es dagegen aufgrund der Versickerungswassereinflüsse zu einer Veränderung der als sensibel eingestufteten Vegetationseinheiten kommen, und zwar im Bereich des Mühlenbaches (weil dort ein „deutlicher“ Anteil von Versickerungswasser wirksam werden kann) und möglicherweise in Teilbereichen des Knippertzbaches („geringer“ Anteil) und des oberen und mittleren Schwalmtales („geringer“ Anteil).

### 1.4.3 Bewertung

Nach den Ergebnissen des ökologischen Gutachtens und einer selbst durchgeführten kritischen Bewertung, die auch Defizite offengelegt hat, gelangt die LÖLF zu der Folgerung, daß sich komplexe Ökosysteme aufgrund des bislang unzureichenden ökologisch-wissenschaftlichen Erkenntnisstandes einer genauen Berechenbarkeit entziehen und entsprechende Prognosen mit Unsicherheitsfaktoren behaftet sind. Dieses berücksichtigend kommt die LÖLF zu der Auffassung, daß das mit dem geplanten Abbauvorhaben verbundene ökologische Risiko grundsätzlich beherrschbar erscheint, wenn die gegenwärtigen Standortfaktoren im Schwalm-Nette-Gebiet gewahrt bleiben. Dafür müsse der komplexe Wasserhaushalt der Ökosysteme einschl. ihrer jahreszeitlich bedingten Grundwasserstandsschwankungen – orientiert an gemessenen Werten – erhalten bleiben, und ein Infiltrationswasser garantiert werden, dessen Qualität die biologische Funktionsfähigkeit der bestehenden Ökosysteme im Schwalm-Einzugsgebiet nicht gefährdet. Ferner sollten noch offene ökologische Fragen, soweit dies wissenschaftlich möglich ist, geklärt werden; dafür bietet sich nach Auffassung der LÖLF ein Feldversuch an.

In der Gesamtheit gesehen kann davon ausgegangen werden, daß der Schwalm-Nette-Naturraum in artenreicher Vielfalt und Prägung durch nährstoffarme, grundwasserabhängige Vegetation aufgrund der angestrebten Gegenmaßnahmen erhalten bleibt. Soweit für kleinere, besonders empfindliche Teilbereiche ein Restrisiko besteht, ist es jedoch – darauf weist auch die LÖLF ausdrücklich hin – wünschenswert, durch geeignete Vorkehrungen den Einfluß des Sumpfungswassers so weit wie möglich zu verringern.

## 1.5 Abraumkippe – Restsee

### 1.5.1 Wirkungszusammenhänge

Von besonderer Bedeutung für die künftige wasserwirtschaftliche und anderweitige Nutzbarkeit der Grund- und Oberflächenwässer im Umfeld des Abbaubereiches nach Tagebauende ist vor allem die hydrochemische Ausprägung des Sees, der in dem zwangsläufig entstehenden Restloch angelegt werden muß, sowie das Strömungsverhalten in der umgebenden Grundwasserlandschaft.

Ursächlich handelt es sich dabei zunächst um ein Kippenproblem, erst in zweiter Linie um ein Restseeproblem. Der Zusammenhang zwischen Kippenbeschaffenheit und Wasserbeschaffenheit war im Rahmen der Untersuchungen zu den Leitentscheidungen 1987 in den Grundzügen zwar erkannt, die Kausalfaktoren und Wirkungsketten, insbesondere auch die spezifische Situation im Nordrevier, bedurften jedoch umfangreicher Untersuchungen, die zwischenzeitlich die Erkenntnisse erheblich erweitert haben und nun Prognosen für einen künftigen Restsee im Nordrevier zulassen.

In der Seeproblematik war die Aufmerksamkeit der Hydrologen vor einigen Jahren ausgelöst worden durch eine deutliche Wasserversauerung im Zieselsmaarsee, gelegen im Rekultivierungsgebiet des Südreviers. Mit der Versauerung ging eine Sulfatkonzentration einher. Die Situation des Zieselsmaarsees innerhalb des Kippenkörpers, in den bei Ausklingen der Kohlegewinnung im Südrevier die dortigen „tiefsten Abraummassen“ eingearbeitet worden sind, ist in dieser speziellen Fragestellung auch vergleichbar mit der Situation, wie sie sich im Nordrevier nach der Kohlegewinnung im Abbaukomplex Garzweiler I/II einstellen wird. Auch dort werden Schichten mit

ähnlichen Pyritgehalten umgelagert und abschließend zur Verkippung und Oberflächengestaltung zu verwenden sein.

Verantwortlich für die Freisetzung von Säure und Sulfat sind eisendisulfidhaltige Schichten innerhalb der differenzierten tertiären Abfolge von Sanden und Kiesen im Deckgebirge oder Zwischenmittel der Braunkohlenflöze, sobald diese Schichten im Zuge der bergbaulichen Freilegung oder Umlagerung mit Luftsauerstoff in Kontakt kommen und oxidieren. Die im Abraum in leicht (wasser-)löslicher Form gespeicherten Oxidationsprodukte werden dann bei ansteigendem Grundwasser nach Tagebauende gelöst und ins Grundwasser eingebracht. Dies führt zur Versauerung und Erhöhung des Mineralgehaltes im Kippengrundwasser.

Nachdem der Chemismus der Ausgangsmaterialien, Lage und Ausmaß der besonders stark versauerungs-empfindlichen Schichten sowie die Voraussetzungen und Abläufe der chemischen Umwandlungsprozesse im wesentlichen bekannt sind, ist davon auszugehen, daß in den Kippenkörper Garzweiler I/II – räumlich-zeitlich differenziert – mit dem Eintrag von Säure, Sulfat, Eisen, Calcium, Kohlendioxid und metallischen/metalloiden (Spuren-)Elementen zu rechnen ist, deren gemittelte Stoffkonzentration frühestens 100 Jahre nach Beginn des Grundwasserwiederanstiegs in der Kippe wieder deutlich absinken wird.

Dieses Kippengrundwasser wird in der Befüllungsphase dem Restsee zuströmen. Mit dem Kippengrundwasser werden Säure, Sulfat, Eisen, Calcium und andere wasserwirtschaftlich relevante Stoffe in erhöhter Konzentration in den See eingetragen. Bei Übertritt des Grundwassers von der Kippe in den Restsee kann es noch zu weiterer Versauerung und zur Ausfällung von Eisen kommen. Umfang und Zeitdauer dieses Stoffeintrages werden wesentlich davon abhängen, wo sich der Restsee im Grundwasserströmungsfeld der Kippe befinden wird.

Mit abgeschlossener Befüllung des Restsees wird sich das Strömungsverhalten neu orientieren: belastetes Kippengrundwasser, in geringem Umfang auch Seewasser, wird – dem hydraulischen Abstrom folgend – in den umgebenden, unverritzten Grundwasserleiter eindringen. Aufgrund des säurepuffernden Potentials wird sich dabei in Richtung des abströmenden Grundwassers eine Säure-Neutralisationsfront durch den Grundwasserleiter bewegen. Den dabei auftretenden positiven Effekten (Neutralisation des versauerten Grundwassers, Verminderung der Sulfat- und anderer Stoffkonzentrationen) steht als Negativeffekt gegenüber, daß der Grundwasserleiter vollständig entkarbonatisiert wird und sich in ihm Gips und – im Gefolge – auch umweltrelevante und remobilisierbare Metalle anreichern.

In den Endphasen des Stoffeintrages schließlich wird der Gips in Lösung gehen und wird die Mineralisation des Grundwassers allmählich nachlassen. Räumlich-zeitlich lassen sich diese Phasen derzeit noch nicht konkret fassen.

Die Wirkungszusammenhänge sind damit im Prinzip bekannt und in den Größenordnungen abschätzbar; die prognostische quantitative Bestimmung der räumlich-zeitlichen Entwicklung des Stoffaustrages ist im übrigen Gegenstand einer begonnenen, gesonderten Untersuchung.

### 1.5.2 Limnologische Merkmale des Restsees

Aufgrund dieser Ausgangssituation und der beschriebenen Abläufe ist davon auszugehen, daß in der Befüllungsphase und im



Endzustand der ca. 170 m tiefe See einen deutlich geschichteten Wasserkörper haben wird: Wegen der größeren Dichte und damit des höheren spezifischen Gewichtes, wird das mineralisierte, aus der Abraunkippe einströmende Wasser nach unten sinken und einen Tiefenwasserkörper bilden. Dieser wird überlagert von Wasser, das überwiegend aus dem zugeführten, aufbereiteten Rheinwasser stammt. Für die Lage der weitgehend stabilen Schichtgrenze wird eine Wassertiefe von ca. 70 m angenommen. Ein solcher See hätte „meromiktischen Charakter“, das heißt, seine Tiefenschicht nimmt nicht mehr oder nur sehr begrenzt an Zirkulationen bzw. Umschichtungen teil.

Aus wasserchemischer Sicht ist die Ausbildung eines solchen stabilen Tiefenwasserkörpers für die Gewässerqualität als positiv zu betrachten, da sich die wesentlichen Schadstoffe – wie in natürlichen meromiktischen Seen ohne externen Stoffeintrag – im Tiefenwasser anreichern oder im Sediment ablagern. Dies gilt auch für die mit dem Kippenwasser möglicherweise zugeführten Metalle.

Die beiden Wasserkörper, deren unterer stets sauerstofffrei ist, sind allerdings nicht absolut voneinander getrennt. *Theoretisch* denkbar ist eine durch eine extrem große Windenergie erzeugte Durchwirbelung und entsprechende Vermischung des gesamten Wasserkörpers. Dieser Frage ist daher gesondert nachgegangen worden. Der Gutachter kommt aufgrund von Modellrechnungen zu dem Ergebnis, daß eine vollständige Durchmischung, ein Sturmereignis mit Windgeschwindigkeiten von ca. 400 km/h erfordern würde; selbst eine 50%-ige Teildurchmischung würde noch eine Windgeschwindigkeit von rd. 280 km/h voraussetzen.

Diese Werte liegen weit oberhalb der bisherigen Beobachtungen bzw. Messungen bodennaher Windgeschwindigkeiten im betroffenen Raum. Wenn man von den tatsächlich gemessenen Extremwerten ausgeht, würde es bei den äußerst seltenen Stürmen nur zu einer geringen Durchmischung an der Grenze beider Wasserkörper, also in größerer Tiefe, kommen. Tendenziell begünstigt jedoch die relativ große Tiefe des Sees – gemessen an seinem Durchmesser – die Stabilität der Schichtung. Sollten mit geringfügiger Teildurchmischung Schadstoffe wieder in sauerstoffführende Schichten gelangen und oxydieren, würde erneut eine Fällung einsetzen, deren Produkte in das Tiefenwasser absinken und reduziert werden. Der See betreibt also einen Stoffkreislauf mit oxydativen und reduktiven Prozessen, entzieht jedoch in zunehmendem Maße Schadstoffe dem Kreislauf, da sie bei sich stabilisierender Schichtung tendenziell im Tiefenwasser oder Sediment verharren. Dies gilt in erster Linie für Metalle und Metalloide, für die dieser Ablauf wie eine „Schwermetallfalle“ wirkt.

Die Frage, ob eine besonders morphologische Ausformung des Seebeckens, seine Anbindung an das umgebende Relief oder andere Maßnahmen geeignet sind, die Windwirkung auf den See weiter zu verringern, sollte sicherheitshalber im Zuge der späteren Rekultivierungsplanung noch einmal vertieft werden.

Der obere sauerstoffführende Wasserkörper von 70 m Gesamtmächtigkeit weist in sich wiederum im Sommer eine Schichtung auf, die vor allem von den Temperaturbedingungen abhängig ist. Oben bildet sich eine relativ warme, belebte Lamelle von etwa 10 m Mächtigkeit; darunter bildet sich ein kühler, dunkler Wasserkörper mit tendenziell sauerstoffzehrenden Prozessen. Diese thermische Schichtung, die die hydrochemische Schichtung „überlagert“, unterliegt – wie in natürlichen Seen – jahreszeitenbedingt einer Zirkulation und Vermischung.

In den Grundzügen des limnologischen Aufbaues ergibt sich

also für den Restsee eine thermisch bedingte Schichtgrenze in etwa 10 m Wassertiefe („Thermokline“) und eine hydrochemisch bedingte Schichtgrenze in etwa 70 m Wassertiefe („Chemokline“).

Aus limnologischer Sicht besteht zusammenfassend die begründete Erwartung, daß der Restsee einen stabilen geschichteten Wasserkörper haben wird, der natürlichen tiefen Seen, etwa aus dem Alpenraum (z. B. Wörthersee, Millstätter See, Hallstättersee) vergleichbar ist. Der Restsee wird insbesondere in seiner etwa 10 m umfassenden obersten Wasserschicht ein ökologisch aktives Gewässer sein und als Freizeit- und Badesees genutzt werden können.

Eine Eutrophierung des Sees ist aufgrund der Seemorphologie (Größe/Tiefe) und der erheblichen seeinternen Phosphatfällungsprozesse nicht zu erwarten. Phosphatfällung in der Wasseraufbereitung – sollte sie sich als notwendig erweisen – ist im übrigen Stand der Technik.

### 1.5.3 Gegenmaßnahmen

Angesichts der hydrochemischen Abläufe und des hydraulischen Zusammenhanges zwischen Kippenkörper, Restsee und Umland sind gegensteuernde Maßnahmen zur Verhinderung bzw. Begrenzung der Versauerung und ihrer Begleit- und Folgeprozesse geboten, denn

- eine Nutzung des so belasteten Kippenwassers ist aus heutiger Sicht nicht möglich,
- eine Gewässernutzung im angrenzenden Bereich (Restsee, Fließgewässer, Grundwasser im Abstrom) ist beeinträchtigt und
- zu den wasserhaushaltlichen (quantitativen) Folgen des Bergbaues gesellen sich in der Phase ihrer Normalisierung Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität, womit die wasserwirtschaftlichen Gesamtfolgen insgesamt länger anhalten werden, als bisher angenommen.

Die von Gutachterseite vorgeschlagenen Schutzmaßnahmen setzen zunächst an der Ursache an. Grundlage dafür ist die Erkenntnis, daß

- nach dem Ergebnis der geochemischen Sedimentanalyse im Abbaubereich Garzweiler I/II etwa die Hälfte des anfallenden Gesamtabraums als versauerungsempfindlich eingestuft werden muß,
- im abzuräumenden Gebirge eine deutliche vertikale Differenzierung in nichtversauerungsfähige, versauerungsfähige und versauerungsempfindliche Schichten erwiesen ist und damit
- eine entsprechend differenzierte Behandlung im bergbaulichen Geschehen möglich ist.

Demgemäß wird in einem Maßnahmenpaket A von Gutachterseite empfohlen,

- den Sauerstoffzutritt zu den empfindlichen Abraumteilen durch geeignete Verfahren möglichst zeitlich zu begrenzen,
- versauerungsempfindliches Material zudem nach Möglichkeit in die tiefen Bereiche des Tagebaus einzubringen,
- die oberen Kippenteile aus schwefelfreien oder schwefelarmen Materialien zu erstellen („Schaffung eines künstlichen oberen Grundwasserleiters“) und
- auch technische Maßnahmen, wie Verdichtung der Planumsflächen zur Minimierung des Sauerstoffzutritts, und chemische Maßnahmen, wie Kalkung von Planums- und Böschungsf lächen, ins Auge zu fassen.

Das Maßnahmenpaket B zielt darauf ab, den Schadstoffaustrag zu vermindern oder letztlich abzufangen. Dafür kommen insbesondere hydraulische Maßnahmen in Frage, wie z. B.

- verstärkte, künstliche Befüllung des Restsees mit Rheinwasser,
- weiterführende Stützungsmaßnahmen für den gefüllten See mit Rheinwasser in einer Größenordnung von voraussichtlich 3 Mio. m<sup>3</sup>/a,
- Gestaltung der Kippe mit einer säurefreien und durchlässigeren oberen Schicht im Bereich des Grundwasserspiegels (s. o.),
- Beeinflussung der Strömungsvorgänge im Böschungsbereich,
- Steuerung des Wasserspiegels des Restsees,
- Errichtung von Abfangbrunnen in der Kippe (Verhinderung von Abstrom nach Norden) mit nachfolgender Aufbereitung.

Insgesamt stellen die A-Maßnahmen ein breites Spektrum plausibler Möglichkeiten dar, die weiter verfolgt und deren technische Durchführbarkeit und Wirksamkeit näher untersucht werden müssen. Diese Untersuchungen sind umso wichtiger, je stärker die Maßnahmen in den laufenden Tagebaubetrieb eingreifen. Daher bedarf es insbesondere einer Abschätzung der ökonomischen Nachteile aufgrund betriebstechnischer Einschränkungen einerseits und der erwünschten Verbesserungen im Rahmen der Kippenproblematik andererseits. Insoweit sind auch die vom Bergbautreibenden vorgenommenen, vornehmlich betriebstechnisch und betriebswirtschaftlich orientierten Bewertungen der vorgeschlagenen Einzelmaßnahmen zu berücksichtigen, sobald ein abgestimmtes Maßnahmenpaket zu konzipieren und zu konkretisieren ist. Die Sachproblematik zwingt jedoch, alle möglichen Einzelmaßnahmen im Auge zu behalten, um einen möglichst hohen Gesamteffekt zu erzielen, auch wenn davon im Einzelfall die optimale Abbauführung tangiert wird.

Es ist jedoch hervorzuheben, daß die wichtigste der an den Ursachen ansetzenden Maßnahmen des Paketes A, nämlich die Verstärkung von versauerungsempfindlichem Material im unteren Bereich der Kippe, bereits rund 50% des Pyritpotentials dem Versauerungsprozeß entzieht und daher auch vom Bergbautreibenden als primäre Schutzmaßnahme gesehen wird.

Unter den hydraulischen Maßnahmen des Paketes B werden die Füllmenge und die Fülldauer des Sees, die Festlegung der Seespiegellhöhe sowie das anteilige Verhältnis von Rheinwasser zu Kippenwasser als wichtigste Parameter gesehen, zuström- und abstrombelastete Wässer zu kontrollieren und in der Schädigung zu minimieren. Die quantitative Konkretisierung der Parameter kann jedoch erst vorgenommen werden, wenn auch die endgültige Tagebau- und Seekonfiguration sowie eine aktualisierte Massendisposition vorliegen.

Darüber hinaus kommt die Schaffung eines künstlichen oberen Grundwasserleiters im Kippenkörper in Betracht, dessen Schüttung aus nichtversauerungsfähigem Material in zweifacher Hinsicht vorteilhaft ist: Einmal wird mit dem nichtversauerungsfähigen Material das darunterliegende versauerungsfähige Material abgedeckt und damit dessen Versauerung entgegengewirkt. Zum zweiten wird bei genügend großer Mächtigkeit und deutlich erhöhter, vom Liegenden unterschiedener Durchlässigkeit dieser nichtversauerungsfähigen Kippenschicht die Abströmung begünstigt und der Gefahr einer Versauerung während der Abströmphase vorgebeugt.

Für den Fall, daß die vorgeschlagenen und schließlich realisierten Maßnahmen den Abstrom belasteten Kippenwassers nicht

vollständig zu unterbinden vermögen, sehen die vorliegenden Vorschläge – auch des Bergbautreibenden – die Errichtung einer Abfangbrunnengalerie im Norden des Kippenbereiches vor, die eine mögliche Beeinträchtigung vollständig verhindern. Eine solche Maßnahme müßte aufrechterhalten bleiben, solange belastetes Grundwasser aus der Kippe ausgetragen werden könnte. Für diesen Zeitraum ist das in diesen Brunnen abgepumpte Wasser aufzubereiten und schadlos abzuführen.

#### 1.5.4 Bewertung

Insgesamt stehen Maßnahmen und Verfahren zur Verfügung, die die Versauerungsprozesse deutlich verringern können, die den Stoffaustrag aus dem Kippenkörper verhindern oder minimieren können und die einen eventuellen Abstrom von Schadwässern in das Umland vollständig abfangen können.

Angesichts der begründeten Erwartung, daß

- der Restsee einen stabil-geschichteten Wasserkörper haben wird, der natürliche mesomiktischen Seen vergleichbar ist,
- die Oberschicht des Restsees ein ökologisch aktives Gewässer mit Freizeit- und Bademöglichkeiten sein wird und
- einer hydrologischen Beeinträchtigung des Umfeldes wirksam begegnet werden kann,

erscheint das mit dem Abbauvorhaben verbundene Gewässerkonzept im Rahmen der Rekultivierung und Nutzung nach Tagebauende als richtig und in seinen derzeit erkennbaren Entwicklungen als beherrschbar.

Gleichwohl sind verbleibende Prognoseunsicherheiten, etwa in Fragen des Schichtungsverhaltens im einzelnen, Anlaß zu weitergehenden Überlegungen, die im Laufe des Braunkohlenplanverfahrens anzustellen sind. Schließlich haben die Gutachter sowohl aus hydraulischer, als auch aus hydrochemischer und limnologischer Sicht verschiedene Detailuntersuchungen angeregt, von deren Ergebnis zwar nicht die Realisierbarkeit des Abbauvorhabens abhängt, die aber für die Optimierung des späteren Maßnahmenpaketes bzw. die Ausgestaltung von Kippe und See unerläßlich scheinen.

Wichtigstes Fazit aller vorliegenden Erkenntnisse zur Kippen-/Restseeproblematik ist die Feststellung, daß das Gewicht der Problematik ganz wesentlich von der Gesamtmenge der „versauerten“ Massen und ferner von der Lage des Restsees zum Kippenkörper und zum unverritzten, das heißt nicht vom Tagebau in Anspruch genommenen Gelände abhängt. In dieser Hinsicht sind die bisherigen Unternehmensplanungen auf der Basis des beantragten Tagebaus als ungünstig anzusehen. Sowohl für den Zustrom zum See als auch für den Abstrom aus der Kippe wäre eine Lage vorteilhafter, bei der die Böschungflächen des Seebeckens weniger Kontakt zum Kippenkörper haben und damit überwiegend an unverritztes Gelände grenzen würde.

#### 1.6 Schollenabdichtung

Hydraulische Verbindungen zwischen großräumigen hydrogeologischen Einheiten im Braunkohlenrevier führen im Einzelfall zum Abstrom von Grundwasser von einer tektonischen Scholle in die benachbarte. Im Hinblick auf das Abbauvorhaben ist vor allem das Austauschverhalten zwischen der Venloer Scholle und der Erftscholle von Interesse, die im Bereich des Tagebaustüdrandes aneinander grenzen. Die Ausbildung der Schollengrenzen, die Relation der benachbarten Wasserstände und deren von der bergbaulichen Entwicklung abhängige Veränderungen bestimmen dabei das Zu- und Abstromverhalten.

Da ein rascher Wiederanstieg des Grundwassers in der Venloer Scholle nach Tagebauende sowohl im Hinblick auf die wasserwirtschaftliche Nutzung als auch auf die ökologische Situation wünschenswert wäre, ein Erreichen dieses Zustandes aber durch die hydraulische Kopplung an die Erftscholle und einen damit verbundenen langfristigen und erheblichen Abstrom von Grundwasser verzögert würde, war eine *hydraulische Abdichtung* beider Schollen zueinander ins Auge gefaßt.

Dazu ist untersucht worden, mit welchen Auswirkungen

- beim Abbau des Lövenicher Sprunges (wie vom Bergbautreibenden geplant),
- beim Stehenlassen des Sprungsystems (Kohleverlust: bis zu 120 Mio. t) bzw. beim Einbringen einer künstlichen Dichtung und
- bei einer künstlichen Abdichtung mit zehnfach geringerer Durchlässigkeit gegenüber dem natürlichen Zustand

zu rechnen ist. Das Ergebnis zeigt, daß sich gegenüber dem Abau des Sprunges ein Erhalt der heutigen Durchlässigkeit nur in geringem Maße positiv auswirkt. Wird die Durchlässigkeit jedoch um den Faktor 10 verringert, dann geht der Abstrom in die Erftscholle sichtbar zurück, was zur Folge hätte, daß der Restseespiegel schneller ansteigen könnte und die Versickerungsmengen zum Schutz der Feuchtgebiete im Nordraum sich verringern würden.

Mangels der erforderlichen Massen geeigneter Abdichtungsmaterialien sowie angesichts der erheblichen Zusatzkosten für die Realisierung einer solchen Maßnahme sind diese Überlegungen zunächst nicht weiterverfolgt worden.

Dies kann allerdings nicht bedeuten, daß entsprechende Maßnahmen am Südrand generell ausscheiden. Vielmehr soll die Entscheidung über die Maßnahmen am Südrand des Tagebaus später getroffen werden, da deren Durchführung erst kurz vor Tagebauende, d. h. nach 2030 in Betracht kommt. Bis dahin sind deutlich verbesserte Kenntnisse zur hydraulischen Wirkung des Sprungsystems und zur Entwicklung der Grundwassersituation in der Erftscholle zu erwarten. Voraussetzung dafür ist die Entwicklung eines funktionstüchtigen Grundwassermodells für die Erftscholle.

### 1.7 Wassergewinnung – Wasserrechte

Soweit durch die Sumpfungmaßnahmen des Bergbautreibenden öffentliche oder private Wassergewinnungsanlagen in Menge, Förderhöhe oder Wasserbeschaffenheit beeinträchtigt werden, hat der Bergbautreibende Ersatzwasser in der erforderlichen Qualität und Quantität – soweit wie möglich aus Sumpfungswasser – bereitzustellen. Diese Verpflichtung gilt so lange, wie sich der Tagebau wasserwirtschaftlich auswirkt; sie gilt sowohl für bestehendes Wasserrecht, als auch für Neu- oder Mehrbedarf, sofern bei bergbaulich unbeeinflussten Grundwasserverhältnissen eine Wasserrechtserteilung an öffentliche Wasserwerke, Industrie- und Gewerbebetriebe oder Privatentnehmer möglich gewesen wäre.

Der Bergbautreibende hat für den betroffenen Raum ein Konzept der Ersatzwasserbeschaffung und Vorstellungen entwickelt, wie Beeinträchtigungen der Wassergewinnung begegnet werden kann. Dem liegt primär die Absicht zugrunde, die Fördermöglichkeiten der öffentlichen, gewerblichen oder privaten Wasserversorgung an Ort und Stelle weitgehend zu erhalten, d. h. die Fassungsgebiete im Rahmen der Grundwasserneubildung weiterhin zu nutzen, zumal die Einzugsgebiete in ausreichender Größe erhalten bleiben bzw. auch Nutznießer der

Versickerungsmaßnahmen sind. In Fällen, in denen das bergbaubedingte Absinken des Grundwasserstandes die ursprüngliche oder wasserrechtlich mögliche Wasserförderung beeinträchtigt, sind solche Einflüsse durch Ersatzmaßnahmen auszugleichen. Dafür kommen in Betracht: die Übernahme von Fördermehrkosten, Brunnenvertiefungen, der Bau neuer Brunnen und Wasseraufbereitungsanlagen, der Anschluß an das öffentliche Wasserversorgungsnetz oder die Direktbelieferung von Wasser durch den Bergbautreibenden. Das tatsächlich erteilte oder das potentiell (ohne bergbauliche Einschränkungen) erteilbare Wasserrecht bestimmen in diesem Zusammenhang die Höhe des jeweiligen Ersatzanspruches.

Aufgrund der besonderen Situation im Umfeld des laufenden Tagebaus Garzweiler I und des geplanten Abbauvorhabens werden derzeit in einer Arbeitsgruppe unter Federführung des Regierungspräsidenten Köln Grundlagen und Übersichten über die aktuelle wasserwirtschaftliche/wasserrechtliche Situation im Nordrevier – sowohl unter Einbeziehung, als auch unter Ausschluß des Bergbaueinflusses – erarbeitet. Die Ergebnisse werden voraussichtlich Ende 1991 vorliegen und umfangreiche textliche und kartographische Materialien umfassen, aus denen die Entnahmeschwerpunkte und mögliche Überbeanspruchungen entnehmbar sind. Die Unterlagen werden den Wasserbehörden als wesentliche Grundlage für die Beurteilung von Wasserrechtsanträgen zur Verfügung stehen.

Insgesamt erscheint die wasserwirtschaftliche Gesamtsituation bzw. Bedarfsdeckung einschließlich der Bereitstellung von Ersatzwasser als grundsätzlich gesichert.

Die Relation zwischen der Grundwasserentnahme durch den Bergbautreibenden einerseits und die öffentlichen, gewerblichen und privaten Wasserentnehmer andererseits war im übrigen Gegenstand der Rechenvariante 5 mit dem „Grundwassermodell Venloer Scholle“, die zum Ziel hatte, die bergbaubedingten Einwirkungen von Grundwasserentnahme im Vergleich zu 1983 deutlich zu machen. Im Ergebnis ist festzustellen, daß generell der absenkungsverstärkende Einfluß durch Entnahmesteigerungen bei der öffentlichen Wasserversorgung im Verhältnis zum Einfluß der Tagebausümpfung mit wachsender Entfernung zum Abbaugbiet immer bedeutsamer wird und in den tagebaufernen Teilen des nordwestlichen und nordöstlichen Einwirkungsbereiches sogar überwiegt.

### 1.8 Auswirkungen auf niederländisches Gebiet

Die relative Grenznähe des Abbauvorhabens und der erwartete Sumpfungseinfluß auf das Grundwasserregime der Venloer Scholle haben in den Niederlanden Bedenken gegen eine mögliche grenzüberschreitende Grundwasserabsenkung entstehen lassen. Die niederländischen Fachdienststellen sind daher frühzeitig über die einschlägigen Sachzusammenhänge informiert worden. Insbesondere im Hinblick auf die Entwicklung der Grundwassermodelle „Rurscholle“ und „Venloer Scholle“ hat zwischen den dortigen und den hiesigen Dienststellen ein intensiver Erfahrungs- und Datenaustausch stattgefunden. Die niederländischen Fachdienststellen haben ebenso die weitere Entwicklung des Grundwassermodells Venloer Scholle begleitet und sind unmittelbar nach Vorliegen der ersten Variantenrechnungen über die Ergebnisse unterrichtet worden.

Allgemeine Fragen grenzüberschreitender Planung wie auch speziell der Braunkohlenplanung sind wiederholt Informations- und Beratungsgegenstand in den Sitzungen der Ständigen Deutsch-Niederländischen Grenzgewässerkommission und ihrer Facharbeitsgruppe „Hydrologie“ sowie der Unterkommission Süd der Deutsch-Niederländischen Raumordnungskom-

mission gewesen. Diese bisherige Praxis wird selbstverständlich beibehalten und erforderlichenfalls ausgebaut.

Das vorliegende „Grundwassermodell Venloer Scholle“ hat nachgewiesen, daß mit den vorgesehenen Gegenmaßnahmen ein Tagebau Garzweiler II im obersten Grundwasserstockwerk keine Auswirkungen auf niederländisches Gebiet haben würde. In den tieferen, gespannten Grundwasserstockwerken erwarten die Fachleute nach dem Modell eine Grundwassereentspannung bis zu 2 m, die aber keinen nennenswerten Einfluß auf die mögliche Nutzung des Grundwasserschatzes haben dürfte.

Allerdings ist deutlich geworden, daß es entlang der gemeinsamen Grenze auch zu Grundwasserabsenkungen kommt, die auf die Grundwasserentnahme durch niederländische Wasserwerke zurückzuführen sind. Diese Absenkungen stehen also in keinem Zusammenhang mit dem laufenden oder künftigen Braunkohlentagebau. Im Hinblick auf die künftige, abgestimmte Bewirtschaftung des grenzüberschreitenden Grundwasserschatzes sollten die Erkenntnisse aus den Grundwassermodellen gemeinsam mit den Niederlanden erörtert, Dargebots- und Entnahmebilanzen aufgestellt und Bewirtschaftungsgrundsätze entwickelt werden, die den beiderseitigen Interessen gerecht werden.

Im Braunkohlenplanverfahren für das Abbauvorhaben werden niederländische Betroffene und Anrainer ebenfalls Verfahrensbeteiligte nach dem Landesplanungsgesetz sein; für Betroffene im Grenzraum gelten grundsätzlich gleiche Behandlungsgrundsätze. Auch für den Fall, daß niederländische Wasserwerke wider Erwarten bergbauverursachte Beeinträchtigungen registrieren sollten, müssen die einvernehmlichen Ersatzleistungen denen entsprechen, die diesseits der Grenze in vergleichbaren Fällen zum Tragen kämen.

Die niederländische Seite wird über die Leitentscheidungen in geeigneter Weise ohne Verzug informiert werden; die entscheidungsrelevanten Untersuchungen und sonstigen Ergebnisse stehen uneingeschränkt zur Verfügung.

### 1.9 Langfristige Wasserbeschaffung

Die ökologische Beherrschbarkeit des Abbauvorhabens, und damit das Vorhaben selbst, ist entscheidend von der langfristigen Sicherstellung einer in Menge und Güte ausreichenden Wasserbeschaffung abhängig.

Die entsprechende Verpflichtung des Bergbautreibenden zur Bereitstellung von Ausgleichswasser für Versickerungsmaßnahmen, Einspeisung in Vorfluter und Restseebefüllung erstreckt sich auch auf die Lieferung von Ersatzwasser für Wasserwerke und Gewerbe- und Industriebetriebe, sowie auf die Vorhaltung von Wasser für den Eigen- und Kraftwerksbedarf.

Der Bergbautreibende hat für den Zeitraum von 2000 bis 2085 eine bilanzielle Gegenüberstellung der anfallenden Sumpfungswassermengen einerseits und des Bedarfs an Ausgleichswasser andererseits vorgelegt. Diese legt in Fünfjahresschritten die Dargebots- und Bedarfsentwicklung dar und macht deutlich, daß etwa ab dem Jahr 2030 die Deckung durch Sumpfungswasser allein nicht mehr erfolgen kann und ab dem Jahr 2045 gänzlich auf eine anderweitige Wasserbeschaffung abgestützt werden muß.

Dafür kommt nach heutigem Kenntnisstand angesichts der benötigten Mengen nur eine Entnahme aus dem Rhein in Frage, der sich durch eine hohe und ausgeglichene Wasserführung auszeichnet.

Die maximale Entnahme (einschl. der späteren Befüllung des Restloches im Tagebau Hambach und der Wiederauffüllung des oberen Grundwasserleiters der Erftscholle) wird bei rund 1% des mittleren Niedrigwasserabflusses des Rheins liegen.

Den Darstellungen des Bergbautreibenden zufolge beläuft sich die Entnahme für Sützungszwecke im Nordrevier ab dem Jahr 2030 in wachsender Menge auf bis zu 90 Mio. m<sup>3</sup>/a; nach Befüllung des Sees nimmt der Entnahmebedarf drastisch ab. Zur Deckung des Bedarfs sind prinzipiell sowohl die Entnahme von Uferfiltrat aus ferneren Brunnen, als auch direkte Entnahme aus der fließenden Welle denkbar. Bei der Uferfiltratentnahme wird die Reinigungswirkung im Verlauf der Bodenpassage genutzt, so daß der Aufwand bei der Wasseraufbereitung vermindert werden kann. Angesichts des hohen Bedarfs an Ausgleichswasser nach Tagebauende wären dafür allerdings mehr als 10 km Rheinuferstrecke nötig. Es wird deshalb zur Zeit als wahrscheinlicher angesehen, daß der überwiegende Teil des Ausgleichswassers direkt aus dem Rhein entnommen wird.

Obwohl auch Sumpfungswasser und Uferfiltrat nicht unbehandelt in die Grundwasseranreicherungsanlagen eingegeben werden können, stellt sich insbesondere bei der Verwendung von direkt entnommenem Rheinwasser die Frage nach einer ausreichenden Wasserqualität bzw. -aufbereitung. Wenngleich angesichts der Entwicklung der letzten Jahre und des Zeitpunktes der Inanspruchnahme mit gutem Grund davon ausgegangen werden kann, daß sich das Rheinwasser bis zum Jahr 2030 weiterhin erheblich verbessern wird, muß sich doch die langfristige Wasserbeschaffungskonzeption an der Frage orientieren, ob selbst bei umfassender, technisch aufwendiger und kostspieliger Aufbereitung, die benötigten Mengen in der ökologisch erforderlichen Qualität bereitgestellt werden können. In dieser Frage wird der Spielraum durch die von den zu schützenden Vegetationsgemeinschaften vorgegebenen Toleranzbreiten eng begrenzt. Dies gilt umso mehr, als die Aufbereitung auch dann gewährleistet sein muß, wenn sich einzelne Parameter im Spektrum derzeitiger Rheinwasser-Inhaltsstoffe nicht prognosegemäß entwickeln sollten.

Auf der Grundlage der derzeitigen Erkenntnisse und unter Auswertung von Erfahrungen, die auch außerhalb des Reviers gemacht worden sind, kann davon ausgegangen werden, daß das Konzept der direkten Rheinwasserentnahme, Aufbereitung und Einspeisung in Grundwasseranreicherungsanlagen realisierbar ist. Es zeichnet sich jedoch ab, daß der Bedarf an Ersatz- und Ausgleichswasser tendenziell höher liegen und möglicherweise länger andauern wird als es in der Studie des Bergbautreibenden aufgezeigt wurde.

Die vorliegende Szenario-Studie hat auch deutlich gemacht, daß im Laufe des weiteren Verfahrens Ergänzungen angezeigt sind. Dies betrifft zum einen die Erarbeitung eines funktions-tüchtigen Grundwassermodells für die Erftscholle. Es betrifft zudem Detailfragen der Hydrochemie, Hydraulik und des Strömungsverhaltens von belastetem Kippenwasser. Dieser für die langfristige Sicherung der Wasserversorgung wichtige Aspekt wird im Rahmen der Fortführung der Kippenuntersuchung verstärkt zu untersuchen und durch ein geochemisch gekoppeltes Stofftransportmodell zu präzisieren sein. Wenn die Ergebnisse dieser Untersuchungen vorliegen, sollte die Szenario-Studie „Wasserbeschaffung“ aktualisiert werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß die Konzeption zur Wasserbeschaffung zum gegenwärtigen Zeitpunkt die Realisierbarkeit zwar nachgewiesen hat, daß sie in mehrfacher Hinsicht jedoch der Optimierung und Aktualisierung bedarf. Dies

ist hinnehmbar, weil die Betriebsbereitschaft des Systems erst in einigen Jahrzehnten gewährleistet sein muß.

Von Bedeutung ist ferner, daß die Verpflichtungen des Bergbautreibenden zur Aufrechterhaltung des Wasserhaushalts zum Teil Laufzeiten haben, die über die Dauer des aktiven Tagebaubetriebs weit hinausgehen. Für die zur Zeit betriebenen Tagebaue hat das Unternehmen gesetzliche Rückstellungen gebildet, die der Regelung von Bergbaufolgebautmaßnahmen dienen und zu erwartende Aufwendungen in voller Höhe abdecken. Daneben wurden vom Bergbautreibenden beim Erftverband Sonderrücklagen für die Sicherstellung der Wasserversorgung nach Tagebauende geschaffen. Eine ggf. erforderliche Aufstockung der Rückstellungen wird vor Beginn der Abbautätigkeit im Feld Garzweiler II zu ermitteln und in den darauf folgenden Betriebsjahren stufenweise zu bilden sein.

## 1.10 Seismizität/Erdstöße

Zur Abschätzung einer Beeinflussung des in der Niederrheinischen Bucht vorhandenen natürlichen Erdbebenpotentials ist untersucht worden, ob das Abbauvorhaben die Seismizität des Untergrundes beeinflussen kann.

Das Untersuchungsergebnis zeigt, daß durch Bergbaueinflüsse keine Seismizität im tiefen Untergrund hervorgerufen wird. Mit dem Verstärken oder gar dem Auslösen eines Erdbebens durch Bergbautätigkeit ist demnach nicht zu rechnen. Das seismische Gefährdungspotential der natürlichen Erdbentätigkeit der Niederrheinischen Bucht bleibt unverändert.

Es ist dagegen nicht auszuschließen, daß in unmittelbarer Tagebaunähe durch Setzungserscheinungen oberflächennahe lokale Bodenerschütterungen auftreten. Diese stellen nach derzeitigem Kenntnisstand der Seismologie keine ernsthafte Gefahr für die Bevölkerung dar; sie können aber Belästigungen mit sich bringen. Nach den bisherigen Erfahrungen haben solche oberflächennahen Erschütterungen, die sich hauptsächlich im Bereich der Tagebaue Fortuna und Bergheim gezeigt haben, mit einem Wert von 2,5 auf der Richterskala bzw. einer maximalen makroseismischen Intensität im Epizentrum von V – VI der MSK-Skala den Bereich von geringfügigen Gebäudeschäden nicht überschritten. Die Ereignisse treten selten auf und sind in ihrer räumlichen Spürbarkeit begrenzt. Da sich nicht sicher vorhersagen läßt, ob auch im Zuge eines Abbaues im Feld Garzweiler II solche oberflächennahen Erschütterungen auftreten werden, soll zur Verstärkung der im Revier bereits vorhandenen meßtechnischen Überwachung das Meßraster im Nahbereich des Abbaufeldes Garzweiler II erweitert werden.

## 2. Gesamteinschätzung und Folgerungen

Eine Bilanz des derzeitigen Kenntnisstandes zum Abbauvorhaben läßt

- die Beherrschbarkeit möglicher ökologischer Auswirkungen,
- die technische Machbarkeit notwendiger Schutzmaßnahmen,
- die sozialverträgliche Gestaltbarkeit des Umsiedlungsvorganges und
- die bergtechnische Durchführbarkeit

grundsätzlich erwarten; sie gibt aber auch Anlaß zu einer vorsichtigen Einschätzung. Die Gründe dafür liegen vor allem

- in der langen Dauer der bergbaulichen Einwirkungen und der gegensteuernden Maßnahmen,
- in der umfassenden Technikabhängigkeit sowie
- in der Dimension der Umsiedlungen.

Die Zusammenschau dessen macht Probleme erkennbar, die – trotz Anwendung aller sinnvollen Schutzmaßnahmen und über diese hinaus – zu weitergehender Verringerung von Restrisiken auffordern.

Dieses Ziel wird am ehesten erreicht, wenn

- der Abstand des Tagebaues zu den Feuchtgebieten vergrößert wird,
- die Sumpfungstiefe und die Sumpfungsmenge verringert werden,
- die Sumpfungsdauer verkürzt wird,
- der Grundwasserwiederanstieg beschleunigt bzw. zeitlich vorgezogen wird und damit

die Abbaukante des Tagebaus nach Südosten zurückverlegt wird.

Die besondere Situation der Lagerstätte im Abbaugbiet kommt diesem Bestreben entgegen, denn

- im Nordwesten kommt der Tagebau den zu schützenden Feuchtgebieten am nächsten,
- im Nordwesten ist die Einwohnerdichte/Siedlungsdichte merklich höher,
- die Lagerstätte fällt nach Norden bzw. Nordwesten ein (d. h. die dortige maximale Tiefenlage bestimmt die Sumpfungstiefe),
- im Norden und Nordwesten muß der Hauptteil der pyrithaltigen Schichten aufgeschlossen werden (d. h. dort liegt der größte Teil des Versauerungspotentials),
- das Verhältnis von Abraum zu Kohle verschlechtert sich merklich nach Nordwesten (d. h. es fallen relativ erheblich mehr Abraummassen und relativ weniger Kohle an).

Unter Beachtung dieser Zusammenhänge ist eine „wasserwirtschaftlich-ökologische Schutzlinie“ (siehe Übersichtskarte) festgelegt worden, für deren Verlauf mit dem „Grundwassermodell Venloer Scholle“ in einer weiteren Simulationsrechnung eine hydrologische Wirkungsanalyse vorgenommen wurde. Auch bei dieser Variante galt die Grundannahme der tagebaufernen Einspeisung in der optimierten Form.

Die Schutzlinie veranschaulicht auch in der räumlichen Zuordnung, welche Bewertungsgesichtspunkte die Landesregierung der Genehmigung eines Braunkohlenplanes Garzweiler II nach heutigem Kenntnisstand zugrundelegen wird. Die Zuständigkeit für die konkrete Festlegung einer neuen Abbaugrenze, die sowohl die Schutzlinie berücksichtigt, als auch braunkohlenplan-spezifischen Aspekten (z. B. bergbauliche Sicherheitszone, Abstand zu Wohnsiedlungen etc.) gerecht wird, bleibt unverändert beim Braunkohlenaussschuß. Daher kann an dieser Stelle nur eine überschlägige Darstellung der von der Umplanung ausgehenden Effekte erfolgen.

- a. Die Sumpfungswassermenge, d. h. die Entnahme aus dem natürlichen Grundwasserschatz, geht deutlich zurück: Auf den gesamten Entnahmezeitraum bezogen bedeutet dies eine Entlastung des Wasserhaushaltes um 15%; das Sumpfungsmaximum reduziert sich sogar um 27%.

Eine bedeutende Verringerung der Grundwasserabsenkung durch Tagebauentwässerung stellt sich vor allem im südlichen Stadtgebiet von Mönchengladbach ein.

Für die Infiltration zugunsten der zu schützenden Feuchtgebiete bedeutet die Rücknahme der Abbaugrenze vor allem, daß der maximale Infiltrationsbedarf um über 20% gesenkt

werden kann. Der verringerte Anteil von Fremdwasser im pflanzenverfügbaren Mischwasser läßt entsprechende positive ökologische Auswirkungen erwarten.

Darüber hinaus kann die Anlage von einigen Kilometern Sickerschlitzten vermieden werden, und der räumliche Spielraum bei der optimalen Positionierung von Infiltrationsanlagen erhöht sich. Beides läßt erwarten, daß sich der Anteil von Fremdwasser im Feuchtgebiet weiter verringert.

Schließlich verkürzt sich der Zeitraum für die Befüllung des Restsees um 11 Jahre auf etwa 36 Jahre, um den endgültigen Wasserspiegel von 67 m üNN zu erreichen. Damit erreichen auch die Grundwasserverhältnisse in der Venloer Scholle eher einen stabilen Endzustand und die Wassermenge, die vom Rhein herangeführt werden muß, verringert sich.

Für die Kippen- und Restseeproblematik hat die veränderte Seelage besonders günstige Auswirkungen, denn die Schadstoffbelastung des nach Tagebauende zum Restloch strömenden Grundwassers ist deutlich geringer und der später einsetzende Kippenabstrom in die oberen Grundwasserleiter des Nordraumes wird stark vermindert. Vor allem verringert sich das Kippenvolumen, aus dem heraus ein Schadstofftransport in den Nordraum stattfindet, auf weniger als die Hälfte im Vergleich zum beantragten Tagebaufeld. Damit wird die potentielle Gefährdung der öffentlichen und industriellen Wasserversorgung im Nordraum geringer und der Oberlauf der Niers von Kippenwasser entlastet.

- b. Die Beachtung der Schutzlinie bedeutet ferner, daß die Umsiedlung mehrerer Ortschaften im Bereich von Erkelenz-Kückhoven bis Mönchengladbach-Wanlo vermieden werden kann. Das betrifft mehr als 4000 Einwohner; davon mehr als 3000 Bürger der Stadt Erkelenz.

Der Abstand der Tagebaukante zur städtischen Bebauung namentlich in Erkelenz vergrößert sich erheblich und bietet dort Raum für stadtentwicklungspolitische Planungen auch östlich des Stadtzentrums.

Auch für die gleichwohl noch erforderlichen Umsiedlungen ergeben sich wesentlich verbesserte Möglichkeiten der Standortsuche und Angliederung an vorhandene Siedlungsgebiete, etwa dörfliche Ortslagen.

Überschlägig verringert sich die Abbaufäche von etwa 66 km<sup>2</sup> auf etwa 48 km<sup>2</sup>.

### 3. Weiteres Vorgehen

#### 3.1 Meß-, Beobachtungs- und Testprogramm

Die vorliegenden Untersuchungen haben deutlich werden lassen, daß bei der Vorbereitung des Abbauvorhabens zu verschiedenen Einzelfragen noch Detailuntersuchungen erforderlich sind. Von deren Ergebnis wird eine weitere Optimierung und erhöhte Prognosesicherheit in mehreren Bereichen erwartet.

Dies betrifft vor allem

- eine zwischen den Fachdienststellen, betroffenen Gebietskörperschaften und dem Bergbautreibenden abzustimmende Konzeption zur Fortsetzung der Versuche mit Grundwasseranreicherungsverfahren,

- die Pflege und Fortschreibung der vorhandenen Grundwassermodelle sowie die Entwicklung eines Grundwassermodells „Erftscholle“,
- die weitere räumliche Konkretisierung der Einspeisungs-Optimierung unter Auswertung der unternehmerischen Umplanung gem. Leitentscheidungen,
- die Prüfung der Frage (ggf. mit einem Feldversuch in einem bereits heute teilentwässerten Bereich), ob die im Rahmen der ökologischen Modelluntersuchungen gewonnenen Erkenntnisse in der erwarteten Weise biologisch wirksam werden,
- die Entwicklung eines umfassenden Konzeptes zur Festlegung der Einzelmaßnahmen, um Versauerung und Stoffaustag im Kippenkörper und Restsee sowie Folgewirkungen zu minimieren (Maßnahmen A/B),
- die Auswertung der veränderten Massenbilanz der Tagebaue Garzweiler I/II zur Ermittlung der optimalen Größe und Gestaltung des Restsees im Hinblick auf potentielle limnologische Probleme und deren Begrenzung (unter Berücksichtigung des Durchmischungs- und Schichtungsverhaltens),
- die Weiterentwicklung und Laufendhaltung eines an der jeweiligen aktuellen und prognostischen Situation orientierten Konzeptes zur langfristigen Sicherstellung der Wasserbeschaffung und
- umfassende Erhebungen und – erforderlichenfalls – ortsspezifische Untersuchungen im Rahmen der Umsiedlungskonzeption (Soziales Anforderungsprofil).

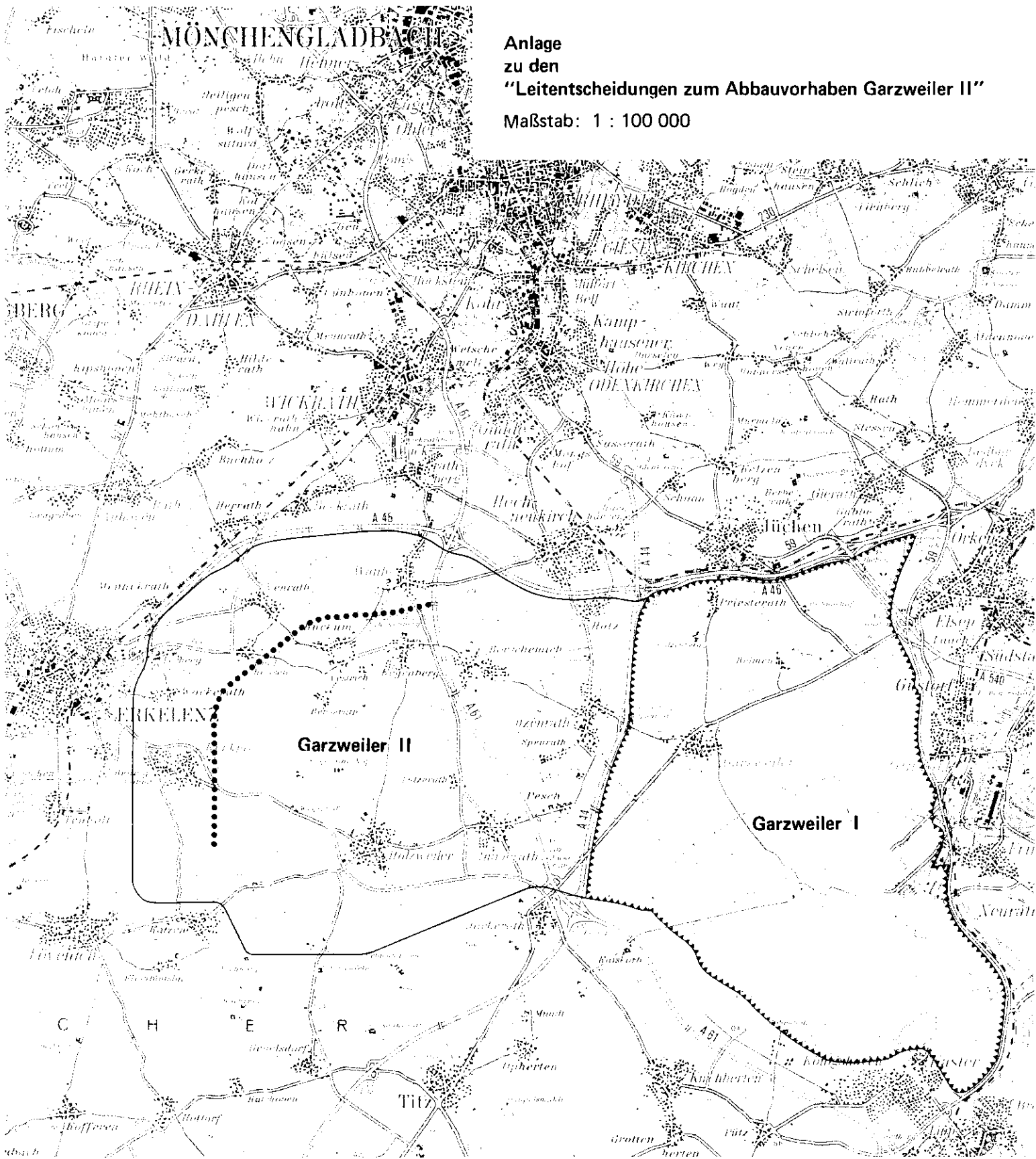
Der Braunkohlenausschuß sollte in Abstimmung mit der Landesplanungsbehörde für die anstehenden Beobachtungen, Untersuchungen und Optimierungen einen Durchführungsplan entwickeln und die Modalitäten der Programmbegleitung festlegen.

#### 3.2 Braunkohlenausschuß – Braunkohlenplanverfahren

Der Braunkohlenausschuß hat am 14. März 1988 seine Geschäftsstelle mit der Erarbeitung des Vorentwurfs für einen Braunkohlenplan Garzweiler II beauftragt. Mit den vorliegenden Leitentscheidungen zum Abbauvorhaben Garzweiler II sind rahmensetzende Vorgaben aus landespolitischer Sicht formuliert worden. Damit ist der Braunkohlenausschuß in die Lage versetzt, aus der „wasserwirtschaftlich-ökologischen Schutzlinie“ die Konkretisierung der Abbaugrenze und der bergrechtlichen Sicherheitslinie vorzunehmen und auf der Grundlage veränderter räumlicher Betroffenheiten die Regelungsinhalte des Braunkohlenplanes zu erarbeiten.

Mit dem abgeschlossenen Zweiten Untersuchungsprogramm stehen dem Braunkohlenausschuß breitere und vertiefte Erkenntnisse zur Verfügung, um die vom Bergbautreibenden vorgelegten Unterlagen bewerten und in den Braunkohlenplan integrieren zu können. Der nunmehr verfügbare Wissensstand ist auch die Grundlage für die zusammenfassende Darstellung und Bewertung der Umweltauswirkungen, soweit sie im Braunkohlenplanverfahren im einzelnen vorzunehmen ist. Die noch weiterzuführenden und noch ausstehenden Detailuntersuchungen sowie ergänzende Prüfungen, die von der technischen Konfiguration der Abbauführung abhängig sind (etwa im Hinblick auf Lärm- und Staubbelastungen), werden das Bewertungsmaterial abrunden.

Anlage  
zu den  
"Leitentscheidungen zum Abbauvorhaben Garzweiler II"  
Maßstab: 1 : 100 000



..... wasserwirtschaftlich - ökologische Schutzlinie

**Zweites**

**Untersuchungs-**  
**programm**

**Braunkohle**

**der Landesregierung**

**Nordrhein-Westfalen**

**Abbauvorhaben Garzweiler II**

**- Dokumentation der Ergebnisse -**



# **Zweites Untersuchungsprogramm Braunkohle der Landesregierung Nordrhein-Westfalen**

## **Abbauvorhaben Garzweiler II**

**– Dokumentation der Ergebnisse –**

**Herausgeber:** Ministerium für Umwelt,  
Raumordnung und Landwirtschaft  
des Landes Nordrhein-Westfalen  
Düsseldorf, September 1991

**Herstellung:** WAZ-Druck, Duisburg

Umweltfreundliches Recycling-Papier aus 100% Altpapier, ungebleicht.

## Vorbemerkungen

Die Landesregierung Nordrhein-Westfalen hatte im September 1987 in den „Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlenpolitik“ auch eine vorläufige Einschätzung des Abbauvorhabens Garzweiler II vorgenommen.

Im Ergebnis wurde seinerzeit festgestellt, daß das Abbauvorhaben kritisch sei und daher von Maßnahmen begleitet werden müsse, die Sumpfungsfolgen entgegenwirken; die Wirksamkeit solcher Maßnahmen sei noch zu ermitteln.

Überdies waren zum damaligen Zeitpunkt spezifische Fragen offengeblieben, deren Beantwortung ergänzende Untersuchungen oder Beobachtungen erforderlich machten, bevor eine abschließende, grundsätzliche Bewertung des Abbauvorhabens möglich sein würde.

Die erforderlichen Klärungen sind zwischenzeitlich mit dem Zweiten Untersuchungsprogramm vorgenommen worden. Nachfolgend sind die Kurzfassungen der vorliegenden Untersuchungen und sonstigen Ergebnisse einschließlich der fachlichen Bewertungen durch die zuständigen Einrichtungen bzw. Oberbehörden des Landes (Landesamt für Wasser und Abfall; Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung; Geologisches Landesamt; Landesoberbergamt) zusammengestellt. Redaktionsschluß war der 10. August 1991.

Die veröffentlichten Kurzfassungen geben die Meinung der jeweiligen Gutachter wieder; die Bewertungen erfolgen in der Verantwortung der jeweiligen Landeseinrichtungen und Oberbehörden.

Die Untersuchung zur „Sozialverträglichkeit von Umsiedlungen im Rheinischen Braunkohlenrevier“, die allerdings nicht speziell im Hinblick auf das Abbauvorhaben Garzweiler II erstellt worden ist, sowie das „Grundwassermodell Venloer Scholle“ (Varianten 1–4) sind bereits zu einem früheren Zeitpunkt in gedruckter Form veröffentlicht worden.

Die Langfassungen der Gutachten werden in je einem Satz den kommunalen Gebietskörperschaften im betroffenen Bereich zur Verfügung gestellt.

# Inhalt

	Seite		
1. Übersicht über die Auswertung der Bestandsaufnahmen und Grundwasserbeobachtungen im Nordraum des Rheinischen Braunkohlen-Gebietes		4.5	Ökologisches Gutachten über die Auswirkungen von Versickerungswasser auf Feuchtgebiete im Flußgebiet der Schwalm 211
1.1 Durchgeführte Aufnahmen im Gelände	7	4.6	Stellungnahme LÖLF 255
2. Grundwassermodelle		5.	Kippengutachten
2.1 Grundwassermodell Venloer Scholle Bericht II, Simulationsvarianten 5 bis 7	13	5.1	Auswirkungen von Braunkohlenabraumkippen auf die Grundwasserbeschaffenheit 259
2.2 Stellungnahme LWA	53	5.2	Stellungnahme LWA 281
2.3 Kleinräumiges Grundwassermodell Schwalm	55	5.3	Möglichkeiten und Grenzen von hydraulischen Maßnahmen zur Vermeidung des Stoffaustrags aus der Abraumkippe des Tagebauvorhabens Garzweiler II 285
3. Betriebsversuche zur Grundwasseranreicherung		5.4	Stellungnahme LWA 308
3.1 Betriebs- und Feldversuche Infiltrationsschlitze und -brunnen zur Grundwasseranreicherung im Nordraum	71	6.	Langfristige Wasserbeschaffung
3.2 Stellungnahme LWA	125	6.1	Szenario Studien Wasserbeschaffung für den Tagebau Garzweiler II mit Ausblick auf das Gesamtrevier 311
4. Ökologische Gutachten		6.2	Stellungnahme LWA 321
4.1 Hydrologisch-hydrochemisches Gutachten zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußgebiet der Schwalm (Hydraulisch-hydrologischer Teil)	127	7.	Abdichtung Venloer Scholle
zuzüglich		7.1	Untersuchung zur Abdichtung Venloer Scholle und Erftscholle und Entwicklung einer künstlichen Grundwasserlandschaft im Bereich des Tagebaues Garzweiler I/II 323
– Ergänzungsuntersuchung zur Einordnung der Klimasituation im Untersuchungszeitraum	145	7.2	Stellungnahme LWA 365
– Ergänzungsuntersuchung zur Ermittlung der Versickerungsanteile im Flußgebiet der Schwalm	153	8.	Seismologie
4.2 Hydrologisch-hydrochemisches Gutachten zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußgebiet der Schwalm (Geochemischer Teil)	159	8.1	Seismologisches Gutachten zur Klärung der Frage, ob und in welcher Weise der geplante Braunkohlentagebau Garzweiler II die Seismizität der Niederrheinischen Bucht zu beeinflussen vermag 369
zuzüglich		8.2	Stellungnahme GLA/LOBA 373
– Ergänzungen zu den Fragen der Klimasituation und zu Langzeiteffekten	187		
4.3 Stellungnahme LWA	190		
4.4 Vegetationskundliche Untersuchung ausgewählter Feuchtgebiete im Nordraum des Rheinischen Braunkohlenreviers	193		

# **Durchgeführte Aufnahmen im Gelände**

**– Zusammenfassende Darstellung –**

Berichtersteller:  
Landesamt für Wasser und Abfall  
Nordrhein-Westfalen

Datum: Juli 1991

In den Leitentscheidungen der Landesregierung zur künftigen Braunkohlepolitik wurde der Bergbautreibende aufgefordert, insbesondere im Nordraum des Rheinischen Braunkohlengbietes verstärkt Geländeuntersuchungen durchzuführen. Dazu gehörten im wesentlichen:

- Bestandsaufnahme des Grundwasserchemismus auf dem Pfad Grundwasser/Biotop
- Verstärkung der Grundwasserstandsmessung
- Zusätzliche Grundwasser- und Abflußmeßstellen in Feuchtgebieten
- Erkundung der Untergrundverhältnisse vor allem in und an den Feuchtgebieten
- Verstärkung der Grundwasserbeobachtung in Kippenbereichen

Zur Bestandsaufnahme des Grundwasserchemismus wurden vom Bergbautreibenden rund 2000 Wasserproben aus Feuchtgebieten des Nordraums analysiert. Dabei stammten 50% der Proben aus der wassergesättigten oberen Bodenzone, 40% aus dem Grundwasserleiter und 10% von Grundwasseraustritten und Gewässern. Etwa 70% der Proben (ca. 1400) wurden in sechs für die ökologischen Untersuchungen ausgesuchten Repräsentativgebieten (vgl. Anlage 1) entnommen. Hier stand die Untersuchung der Wasserbeschaffenheit auf dem Fließweg ins Feuchtgebiet und in den verschiedenen Biotoptypen im Vordergrund. Ca. 600 Proben wurden im Bereich der Versickerungsanlage Mühlenbach zur Untersuchung der Ausbreitung, Vermischung und geochemischen Reaktionen des Versickerungswassers analysiert. Schließlich trugen 60 weitere Analysen zu einer flächendeckenden Bestandsaufnahme bei.

Die regionale Bestandsaufnahme zum Grundwasserchemismus wird durch ca. 3000 Analysen ergänzt, die der *Erfverband* seit 1988 in fast 750 Meßstellen im oberen und in den tieferen Grundwasserleitern durchgeführt hat.

Die *Grundwasserbeobachtung* wurde besonders im *Nordraum* und dort speziell in den Feuchtgebieten intensiviert. Hier wurden vom *Erfverband* im Rahmen der Bohrprogramme 87/88 und 89/90 in der Venloer Scholle seit September 87 22 Bohrungen mit insgesamt 49 Meßstellen errichtet (vgl. Anlage 1). Der Bergbautreibende hat seit Sommer 1987 annähernd 120 Meßstellen eingerichtet, 44 weitere sind im Bau bzw. in der Vorbereitung. Innerhalb der Repräsentativgebiete Buscher Bruch, Rothbusch, Piecksbruch, Schaagbach, Boschbeek und Elmpeter Bruch wurden allein 67 Meßstellen eingerichtet (vgl. Anlage 1).

Auch in der *Rurscholle* wurde die Grundwasserbeobachtung verstärkt. Hierzu wurden von der Rheinbraun AG etwa 100 zusätzliche Meßstellen eingerichtet (vgl. Anlage 2), weitere 31 sind derzeit in Bau. 80 Flachpegel dienen der Beobachtung des Grundwasserspiegels in Dauerbeobachtungsflächen, 6 tiefe Meßstellen liegen am Rand von Feuchtgebieten und 14 Meßstellen stehen zur großräumigen Beobachtung zur Verfügung. Bei den im Bau befindlichen Grundwassermeßstellen handelt es sich vor allem um Flachpegel in den Feuchtgebieten der nördlichen Ruraue.

Vom *Erfverband* wurden zur *Beobachtung des Abflusses* an ausgesuchten Stellen Abflußpegel eingerichtet (vgl. Anlage 1 und 2). Es wurden seit Sommer 1987 8 Abflußpegel errichtet, hauptsächlich im Bereich der Schwalm und der Rur. Ein weiterer Abflußpegel am Millicher Bach ist vorgesehen.

Zur Grundwasserbeobachtung steht heute insbesondere in den oberen Stockwerken ein dichtes Grundwassermeßstellennetz zur Verfügung. Mit diesem Beobachtungsnetz ist es möglich,

Veränderungen in den Grundwasserständen im Raum und in der Zeit zu erfassen. Noch bestehende Unsicherheiten sollten durch Beobachtung und evtl. Meßstellennetzverdichtung ausgeräumt werden.

Zur *Erkundung der Untergrundverhältnisse* in den Feuchtgebieten wurden vom Bergbautreibenden nahezu 190 Bodensondierungen von 3 m bis 5 m Tiefe niedergebracht. Jeweils über 90 Sondierungen wurden in den Repräsentativgebieten und in den Randbereichen der südlichen Schwalm und in der Niersaue durchgeführt.

In den *Kippenbereichen* wurde die Grundwasserbeobachtung verstärkt und das Meßstellennetz erweitert. Seit September 1987 wurden durch die Rheinbraun AG 32 neue Grundwassermeßstellen in Kippenbereichen errichtet (17 Meßstellen im Bereich Zukunft/Inden, 6 im Bereich Fortuna/Bergheim und 9 im Bereich Frechen/Berrenrath; vgl. Anlage 2). 4 Meßstellen davon wurden im Rahmen der Kippenuntersuchung im Bereich Berrenrath gebohrt und dabei auch das anfallende Material geochemisch analysiert und zum Chemismus des Grundwassers in Beziehung gesetzt.

Speziell zur Beobachtung der Grundwasserverhältnisse in Kippenbereichen wurde ein Arbeitskreis „Kippenwasseruntersuchung“ gebildet, dem unter Federführung des Landesoberbergamtes das Bergamt Köln, die StÄWA Aachen, Bonn und Düsseldorf, die Regierungspräsidien Köln und Düsseldorf, der *Erfverband*, die Rheinbraun AG und das Landesamt für Wasser und Abfall angehören. Unter Beteiligung dieses Arbeitskreises wurde die Ergänzung zum Einzelbetriebsplan 1/76 „Neuordnung der regelmäßigen Grundwasserbeobachtung und Meldungen“ erstellt. Hierin werden speziell für die Kippenbereiche des Rheinischen Braunkohlereviere Untersuchungsgebiete sowie Probenahme, Untersuchungsturnus und -umfang festgelegt. Die Untersuchungsergebnisse sollen im Turnus von 6 Jahren beginnend 1990 vom Bergbautreibenden in Berichtform vorgelegt werden.

Die durchgeführten Geländeuntersuchungen haben insgesamt gesehen zu einer deutlichen Verdichtung der Meß- und Erkundungsnetze geführt. Für regionale Fragestellungen liegt damit eine gute Datenbasis vor. Dies schließt allerdings nicht aus, daß für spezielle lokale Betrachtungen auch weiterhin zusätzliche Geländeuntersuchungen und Meßstellen notwendig sein werden.

## Anlagenverzeichnis

Anlage 1: Neue Meßeinrichtungen seit Oktober 1987  
- Nordraum -

Anlage 2: Neue Meßeinrichtungen seit Oktober 1987  
- Rheinisches Braunkohlengbiet ohne Nordraum -

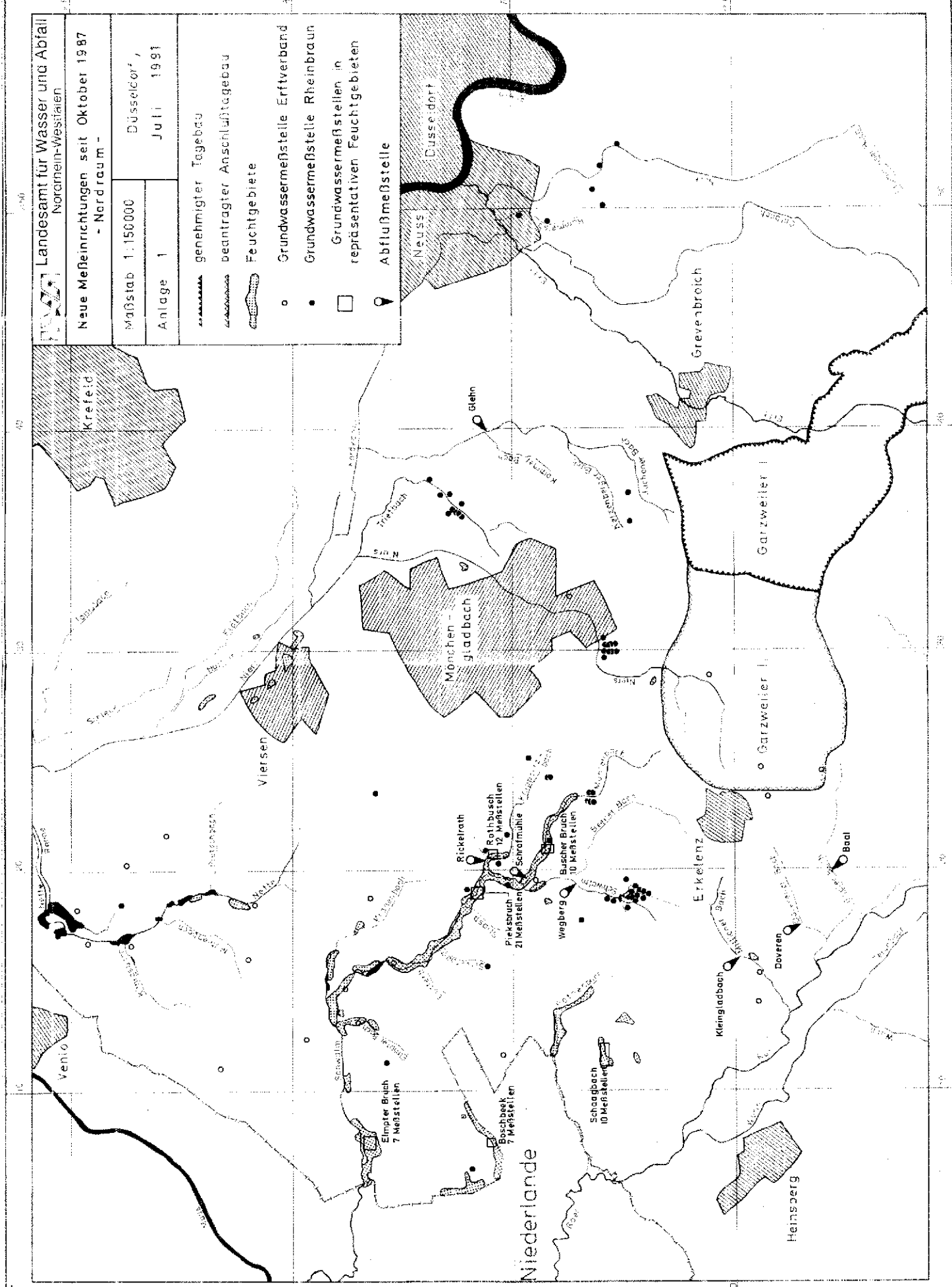
**Landesamt für Wasser und Abfall**  
 Nordrhein-Westfalen

Neue Maßeinrichtungen seit Oktober 1987  
 - Nordrhein -

Maßstab 1:150000  
 Dusseldorf, Juli 1991

Anlage 1







- genehmigter Tegebau
- beantragter Anschlußtegebau
- Feuchtgebiete
- Grundwassermeßstelle Erftverband
- Grundwassermeßstelle Rheinbraun
- Grundwassermeßstellen in repräsentativen Feuchtgebieten
- Abflußmeßstelle

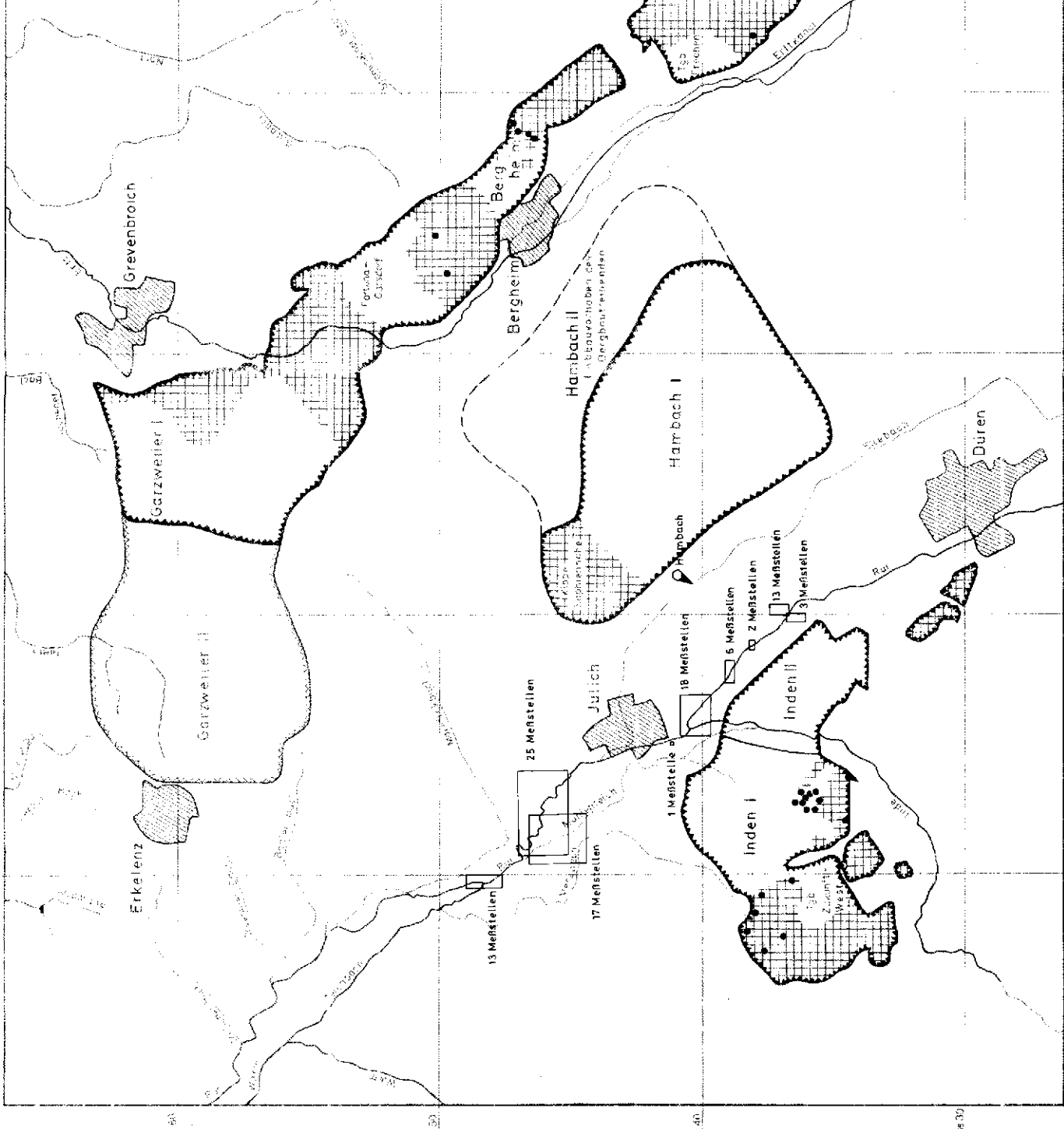


**Landesamt für Wasser und Abfall**  
 Nordrhein-Westfalen

Neue Meßeinrichtungen seit Oktober 1987  
 - Rheinisches Braunkohlengebiet ohne Nordraum -

Maßstab 1:150000	Düsseldorf,
Anlage 2	Juli 1991

-  genehmigter Tagebau
-  beantragter Anschlußtagebau
-  alte, rekultivierte Abbaugabiete
-  Grundwassermeßstellen in Kippen
-  Grundwassermeßstellen in Feuchtgebieten
-  Abflußmeßstelle



# **Grundwassermodell Venloer Scholle**

## **Bericht II Simulationsvarianten 5 bis 7**

**– Kurzfassung –**

**Auftraggeber:**

Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen

**Bearbeiter:**

Prof. Dr.-Ing. G. Rouvé

Dipl.-Ing. B. Romunde

**unter Mitarbeit von:**

Dr.-Ing. H. Daniels

Dipl.-Ing. S. Opheys

Dipl.-Ing. A. Braxein

cand.ing. C. Jansen

**Datum: Juli 1991**



## Vorbemerkung

Das Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen beauftragte im Juli 1990 das Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen, weitere Simulationsvarianten mit dem mathematisch numerischen Modell

„Venloer Scholle“

durchzuführen.

Unser Dank gilt allen an diesem Projekt Beteiligten. Neben dem Auftraggeber,

dem Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen,

möchten wir besonders den Mitgliedern des Arbeitskreises Venloer Scholle,

der Provinz Limburg,

dem Geologischen Landesamt Nordrhein-Westfalen,

dem StAWA Aachen,

dem StAWA Düsseldorf,

dem Erftverband

dem Kreis Viersen,

den Stadtwerken Mönchengladbach

und der Rheinbraun AG,

danken, die diese Untersuchung durch die Bereitstellung von Daten und fachkundige Anregungen erst ermöglicht haben.

Aachen, im Juli 1990



(Prof. Dr.-Ing. G. Rouvé)

# Inhaltsverzeichnis

	Seite
Vorbemerkung	14
1 Einleitung	16
1.1 Veranlassung und Aufgabenstellung	16
1.2 Kurzbeschreibung des mathematischen Modells „Venloer Scholle“	17
2 Variante 5	18
„Konstante sonstige Entnahmen auf dem Stand des Jahres 1983“	
2.1 Entwicklung der Grundwasserstände	19
2.2 Bilanzierungen	19
3 Variante 6	20
„Nichtabbau des Lövenicher Sprungs“	
3.1 Annahmen	20
3.2 Ergebnisse	21
4 Variante 7	21
„Versickerungskombination“	
4.1 Anordnung der Versickerungsanlagen	21
4.2 Tagebaubetriebszeitraum	22
4.3 Wiederanstiegszeitraum	23
5 Zusammenfassung	23
Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen	24
Verzeichnis der Anlagen	24

# 1 Einleitung

## 1.1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Im Hinblick auf die Planung zukünftiger Braunkohletagebaue sowie der damit verbundenen Grundwasserbewirtschaftungsmaßnahmen wurde das

*Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der  
Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen*

im Juli 1990 vom

*Landesamt für Wasser und Abfall des Landes  
Nordrhein-Westfalen*

beauftragt, mit Hilfe des mathematisch numerischen Grundwassermodells „Venloer Scholle“ in drei Simulationsvarianten den Einfluß verschiedener wasserwirtschaftlicher und bergbau-technischer Maßnahmen auf den Grundwasserhaushalt der „Venloer Scholle“ zu ermitteln.

Diese Untersuchung wurde mit dem Ziel durchgeführt, den Einfluß der Sumpfungmaßnahmen des bestehenden Tagebaus Garzweiler I sowie des beantragten Tagebaus Garzweiler II auf den Grundwasserhaushalt der „Venloer Scholle“ zu berechnen. Die Auswirkungen unterschiedlicher grundwasserschonender Maßnahmen zum Schutz der ökologisch wertvollen Feuchtgebiete von Schwalm, Niers und Nette wurden untersucht.

Im einzelnen wurden die folgenden Simulationsvarianten durchgeführt:

- Variante 5 „Konstante sonstige Entnahmen auf dem Stand des Jahres 1983“

Mit dieser Variante soll der Einfluß des Tagebaus auf das Grundwassersystem der „Venloer Scholle“ vom Einfluß der öffentlichen, gewerblichen und industriellen Entnahmen getrennt werden.

- Variante 6 „Nichtabbau des Lövenicher Sprungs“  
Mit dieser Variante wurde untersucht, in welchem Maße ein Nichtabbau des Lövenicher Sprungs die Anströme in die Erftscholle verringert und die Wiederanstiegsphase nach Tagebauende positiv beeinflusst.
- Variante 7 „Versickerungskombination“  
Die in Variante 7 untersuchte Versickerungsanordnung wurde aus einer Kombination der bereits untersuchten feuchtgebietsnahen (Variante 2) und tagebaunahen (Variante 3 und 4) Versickerungskonzepte entwickelt, und könnte gegenüber diesen eine, auch unter ökologischen Gesichtspunkten, optimierte Lösung darstellen.

In der vorliegenden Kurzfassung von

### **Bericht II Simulationsvariante 5 bis 7 Aachen im Juli 1991**

sind Vorgehensweise und Untersuchungsergebnisse zusammenfassend geschildert. Die Modellergebnisse werden anhand von ausgewählten Grundwassergleichenplänen, Schnitten und Ganglinien dargestellt. Darüber hinaus werden flächige Differenzendarstellungen benutzt, um die Entwicklung der Grundwasserstände gegenüber einem Ausgangszustand und Unter-

schiede zwischen einzelnen Varianten aufzuzeigen. Ein weiteres wichtiges Modellergebnis sind Aussagen über Bilanzgrößen, wie etwa Sumpfungwassermengen und Infiltrationswassermengen, die tabellarisch oder als Ganglinien dargestellt werden.

Die Modellrechnungen des vorliegenden Berichtes II bauen auf den Ergebnissen eines ersten Teilauftrags auf, der im November 1990 abgeschlossen wurde, und dessen Ergebnisse mit dem

### **Bericht I Modellgrundlagen, Kalibrierung Simulationsvarianten 1 bis 4 Aachen im November 1990**

dem Landesamt für Wasser und Abfall übergeben wurde. Inhalt des ersten Teilauftrags war die Erstellung des mathematisch numerischen Grundwassermodells „Venloer Scholle“. Mit dem Grundwassermodell „Venloer Scholle“ wurde ein Instrument geschaffen, das Prognosen über die Auswirkung geplanter Sumpfungmaßnahmen auf den Grundwasserhaushalt geben kann und das in der Lage ist, verschiedene Lösungsansätze der Grundwasseranreicherung zum Schutz von Feuchtgebieten, besonders im Naturpark Maas-Schwalm-Nette und an der Niers, zu simulieren und vergleichend zu bewerten. Darüber hinaus wurden innerhalb des ersten Teilauftrags in vier Simulationsvarianten verschiedene Formen der Grundwasserbewirtschaftung untersucht. Neben der Grundsimulation (Variante 1), mit deren Ergebnis man im Vergleich zu weiteren Varianten die Wirksamkeit und den Einfluß verschiedener grundwasserschonender Maßnahmen prüfen und nachweisen kann, wurden in drei Simulationen zwei verschiedene Konzepte untersucht, um den Grundwasserspiegel durch Infiltrationsverfahren zu stützen und damit ökologisch wertvolle Bereiche vor den Auswirkungen des Tagebaus zu schützen. Eine feuchtgebietsnahe Versickerung (Variante 2) soll den Grundwasserspiegel lokal im Bereich der gefährdeten Feuchtgebiete stützen. Eine tagebaunahe Versickerung (Variante 3 und 5) soll den Grundwasserspiegel großräumig stützen und größere Absenkungen auf den engeren Tagebaubereich begrenzen.

Die Bearbeitung beider Aufträge wurde von der „Arbeitsgruppe“ und dem „Arbeitskreis Venloer Scholle“ begleitet, um alle betroffenen Fachbehörden und Institutionen rechtzeitig in die Arbeiten einzubeziehen.

Die „Arbeitsgruppe Venloer Scholle“ kam in etwa halbjährlichen Abständen zusammen und bot allen Beteiligten Gelegenheit zur Information und Diskussion. Neben Auftraggeber und Auftragnehmer waren in der „Arbeitsgruppe“ vertreten: die Provinz Limburg, das Landesoberbergamt, das Geologische Landesamt und die Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung, die Regierungspräsidenten Köln und Düsseldorf, die StÄWA Aachen und Düsseldorf, die Stadt Mönchengladbach, die Kreise Heinsberg, Viersen und Neuss, der Erftverband und die Rheinbraun AG.

Der kleinere „Arbeitskreis Venloer Scholle“ hat das Projekt fachlich begleitet und traf sich etwa zweimonatlich, um Informationen und Detailkenntnisse zur Verfügung zu stellen, sowie Daten und Zwischenergebnisse zu bewerten. Neben Auftraggeber und Auftragnehmer haben im „Arbeitskreis“ mitgewirkt: die Provinz Limburg, das Geologische Landesamt, die StÄWA Aachen und Düsseldorf, der Erftverband, der Kreis Viersen, die Stadtwerke Mönchengladbach und die Rheinbraun AG.

## 1.2 Kurzbeschreibung des mathematischen Modells „Venloer Scholle“

An dieser Stelle werden zusammenfassend die Modellgrundlagen und die allgemeine Vorgehensweise geschildert. Eine ausführliche Darstellung der physikalischen, mathematischen Grundlagen, des quasi-dreidimensionalen Modellaufbaus, der Eingangsdaten und des Ergebnisses der Kalibrierung finden sich in Bericht I, November 1990.

Der Raum der „Venloer Scholle“ umfaßt den nördlichen Teil des Rheinischen Braunkohlenreviers mit dem Tagebau Garzweiler I und dem beantragten Tagebau Garzweiler II. Die Ausdehnung des Modellgebiets, das in Abhängigkeit von den geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten etwas über den Bereich der tektonischen Großstruktur „Venloer Scholle“ hinaus erweitert wurde, ist in Abb. 1.1 dargestellt.

Mit den gewählten Rändern ergibt sich eine Gesamtmodellfläche von 1200 km<sup>2</sup>. In ihrer Längsausdehnung erstreckt sich die „Venloer Scholle“ von Grevenbroich im Südosten bis zur Maas im Nordwesten über eine Länge von ungefähr 50 km. In Nord-Süd-Richtung von der Erftscholle bis Viersen beträgt die Ausdehnung zwischen 25 und 30 km.

Der vertikale Aufbau der „Venloer Scholle“ wird durch eine Wechsellagerung verschiedener Kohleflöze, Ton-, Sand- und Kiesschichten charakterisiert, die den Untergrund in eine Vielzahl von Grundwasserleitern und -stauern gliedert. Für die vorliegende Modelluntersuchung wurden diese zu fünf Modellgrundwasserleitern und vier Modellgrundwasserstauern zusammengefaßt (Tab. 1).

Da einzelne Schichten bereichsweise nicht ausgebildet sind, kommt es lokal zu sehr unterschiedlichem geologischen Aufbau, wie es der schematische Schnitt in Abb. 1.3 exemplarisch veranschaulicht. Der Verlauf des schematischen Schnitts ist in Abb. 1.2 eingezeichnet. Von besonderer Bedeutung ist, wenn die Trennschichten fehlen oder an der Geländeoberfläche austreichen, wodurch zum Teil ein flächenhafter Kontakt zwischen dem obersten und den tieferen Grundwasserstockwerken besteht. Eine zusätzliche gegenseitige Beeinflussung der Grundwasserleiter ergibt sich durch die großflächige Durchsickerung der Trennschichten.

Wegen der starken Kopplung der einzelnen Grundwasserleiter war es nötig, ein Finite Elemente Mehrschichtenmodell einzusetzen, das gleichzeitig die vorwiegend horizontale Strömung in den fünf Grundwasserleitern sowie die vertikale Durchsickerung der trennenden Ton- und Kohlehorizonte berücksichtigt. Die Grundwasserleiter wurden durch zweidimensional-horizontale Dreieckselemente beschrieben, während die Trennschichten von eindimensional-vertikalen Prismenelementen ab-

Grundwasserleiter	Trennschichten
1 Horizont 16	
2 Horizont 12	1 Tegelen Ton
3 Horizont 8/6D	2 Reuver Ton
4 Horizont 6B	3 Flöz Frimmersdorf
5 Horizont 5	4 Flöz Morken

Tabelle 1: Hydrogeologische Gliederung der „Venloer Scholle“

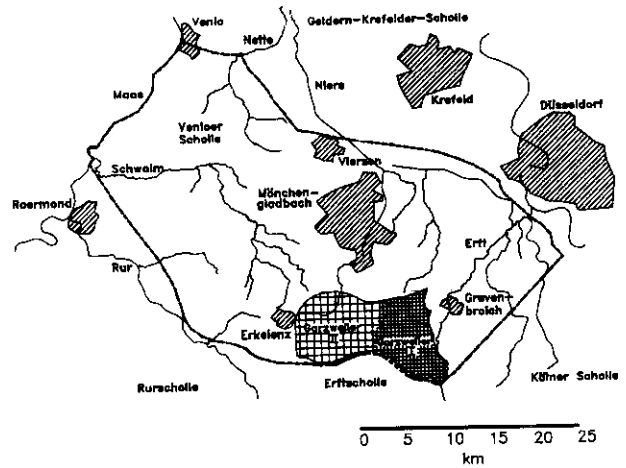


Abbildung 1.1: Übersicht über das Modellgebiet

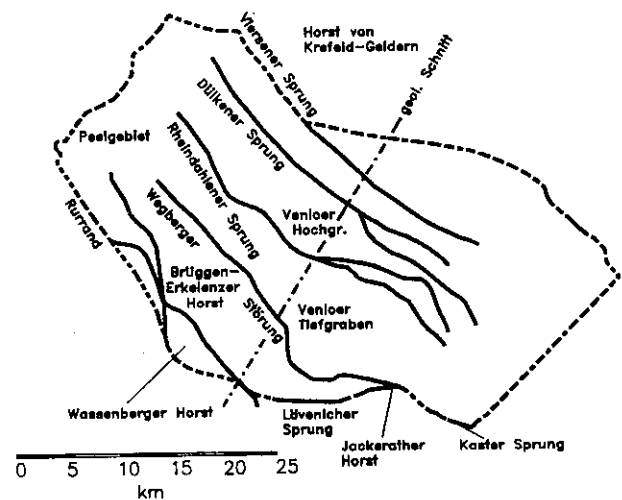


Abbildung 1.2: Tektonische Gliederung der „Venloer Scholle“

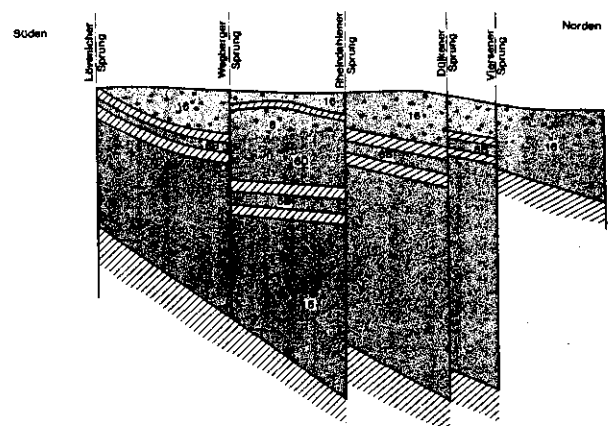


Abbildung 1.3: Charakteristischer Querschnitt durch den süd-östlichen Teil der „Venloer Scholle“

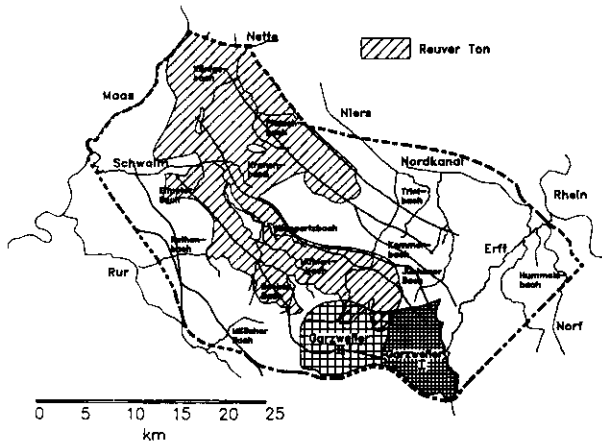


Abbildung 1.4: Lage der Oberflächengewässer

gebildet wurden. Die gleichzeitige Verwendung der beiden Elementtypen ermöglichte eine quasi-dreidimensionale Beschreibung der Strömungsvorgänge.

In der Ebene ermöglichen die hohe Flexibilität und die gute Anpassungsmöglichkeit der Finite Elemente Methode eine optimale Erfassung von Lage und Verlauf der Verwerfungen (Abb. 1.2), Flußläufe, Tagebauränder (Abb. 1.4) u. a. Während in den Randbereichen eine wesentlich gröbere Diskretisierung gewählt werden konnte, wurde im Bereich der Tagebaue und der Feuchtgebiete eine Netzverfeinerung vorgenommen, um die komplexen Strömungssituationen in der Umgebung der Feuchtgebiete und Tagebaue bestmöglich erfassen zu können. Zusätzlich bietet die Netzverdichtung die Möglichkeit, die Lage noch zu planender Versickerungseinrichtungen genau zu erfassen.

Mit diesem Vorhaben liegt für die „Venloer Scholle“ erstmalig ein Modell vor, das auf etwa 1200 km<sup>2</sup> Fläche neun grundwasserleitende und -stauende Schichten in ihrem gekoppelten Verhalten simuliert. Das erstellte Modell ist sehr gut geeignet, vielfältige Fragestellungen zu beantworten. Zum einen können Prognosen über die zu erwartenden Grundwasserabsenkungen bei Durchführung der geplanten Sumpfungsmaßnahmen erstellt werden, zum anderen erlaubt es, verschiedene in Diskussion befindliche Lösungsansätze der Grundwasseranreicherung zum Schutz von Feuchtgebieten durchzurechnen und vergleichend zu bewerten. Neben den Fragen des Grundwasseranstiegs nach Tagebauende, der Anlage, Gestaltung und Füllung eines Restsees, den sich in Zukunft ergebenden Abstromverhältnissen und Abstrommengen in andere Schollen, können weitere wichtige Fragen der Wasserwirtschaft mit diesem Modell beantwortet werden.

An dieser Stelle ist es wichtig, den Aussagewert und die Aussagegrenzen des erstellten Modells zu erwähnen. Selbstverständlich kann das Grundwassersystem nur im Rahmen der bekannten Daten, die das Modellgebiet beschreiben, nicht aber in allen Einzelheiten der Natur nachgebildet werden. Dies gilt z. B. für die Kenntnisse der Geologie (Lage, Mächtigkeit und Durchlässigkeit von geologischen Schichten) und Hydrologie (Niederschlagsverhalten, Grundwasserneubildung u. a.).

Bei der räumlichen Diskretisierung eines etwa 1200 km<sup>2</sup> umfassenden Gebietes in Dreieckstruktur (Finite Elemente) müssen bei lokalen Aussagen zwangsläufig Vereinfachungen in Kauf genommen werden. Für gewisse Einflußgrößen liegen für den Prognosezeitraum bis 2100 nur Annahmen und Schätzungen vor. Dazu gehören u. a. der Abbaufortschritt des Tagebaus, die zukünftigen Wasserwerksentnahmen, die Höhe der Grund-

wasserneubildung usw. Daher können die mit dem Modell prognostizierten Grundwasserstände durchaus von den zukünftigen Meßwerten abweichen, insbesondere dort, wo sich die zukünftigen lokalen Gegebenheiten von den heutigen Annahmen unterscheiden.

Die Ergebnisse der verschiedenen Simulationsvarianten können mithilfe dieses Modells zuverlässig miteinander verglichen werden, da dann die oben genannten Einschränkungen weitgehend neutralisiert werden. Die eigentlichen Stärken des Grundwassermodells sind daher in der vergleichenden Betrachtung von unterschiedlichen Planungsvarianten zu sehen.

## 2 Variante 5 „Konstante sonstige Entnahmen auf dem Stand des Jahres 1983“

In allen vorangegangenen Simulationsrechnungen (Varianten 1–4) ergeben sich Absenkungen, die nicht nur auf den Einfluß des Tagebaus, sondern auch auf die Zunahme der Förderung anderer öffentlicher, gewerblicher und industrieller Entnehmer zurückgeführt werden können. Da die Entnahmemengen für die Prognoserechnungen noch nicht im einzelnen bekannt waren, wurde auf der Basis der aktuellen Werte eine Prognose über deren zukünftige Entwicklung erstellt (Bericht I). Damit ergaben sich Förderungssteigerungen bei den öffentlichen, bzw. eine Reduzierung der Förderung bei den gewerblichen und industriellen Entnahmen, die bei der Aufbereitung der Randbedingungen für die Varianten 1 bis 4 entsprechend berücksichtigt wurden. Als Folge treten im Umkreis der einzelnen Wasserwerke Absenkungen auf, die nicht auf die Entwässerung des Tagebaus zurückzuführen sind. Insgesamt stellen die Absenkungen der Grundwasserstände gegenüber dem Zustand des Jahres 1983 für die Varianten 1 bis 4 eine Überlagerung der Einflüsse aus der Tagebauentwässerung und der Förderungssteigerung der sonstigen Entnahmen dar.

Die Variante 5 soll den Einfluß der Tagebauentwässerung auf das Grundwassersystem vom Einfluß der öffentlichen, gewerblichen und industriellen Entnahmen trennen. Hierzu wird der Tagebau unverändert im Modell berücksichtigt, alle sonstigen Entnahmen werden konstant mit dem Wert von 1983 angesetzt. Randbedingungen, die als zeitlich konstante Größen angesetzt werden, haben auf Veränderungen der Strömungssituation gegenüber einem Vergleichszustand keinen Einfluß. Der einzige zeitlich veränderliche Einflußfaktor in Variante 5 ist der Tagebau, der allein die zeitliche Entwicklung der Grundwasserstände gegenüber dem Vergleichszeitpunkt 1983 beeinflusst.

Im einzelnen entsprechen die Eingangsdaten von Variante 5 denen der Grundsimulation (Variante 1, Bericht I) mit den folgenden Ausnahmen:

- Alle sonstigen Entnahmen (öffentliche Trinkwasserversorgung und Gewerbe, Industrie) sind von 1986 bis 2100 konstant mit den Entnahmemengen von 1983 angesetzt.
- Die Entnahmen des Steinkohlebergbaus werden konstant mit dem Wert von 1983, der 4,8 Mio m<sup>3</sup>/a beträgt, angesetzt.

Der Tagebau wird wie in der Grundsimulation (Variante 1) berücksichtigt. Die Materialparameter zur Berücksichtigung des Abbaus und die an einzelnen Knoten vorgegebenen Höhen zur Berücksichtigung der Tagebausümpfung entsprechen den Werten der Variante 1.

Die Simulation dient nicht dazu, einen möglichen zukünftigen Zustand des Grundwassersystems „Venloer Scholle“ zu beschreiben. Es wird ein Szenario berechnet, das zum besseren Verständnis der Reaktionen des Grundwassersystems auf geplante Sumpfungsmaßnahmen beiträgt und die Beurteilung weiterer Prognoserechnungen erleichtert.

## 2.1 Entwicklung der Grundwasserstände

Die Entwicklung der Grundwasserstände ist für die Interpretation der vorliegenden Variante 5 aussagekräftiger als das absolute Niveau der Grundwasserstände. Aus diesem Grund werden die Ergebnisse neben einzelnen Pegel- und Schnittdarstellungen auch an flächenhaften Differenzplänen veranschaulicht. Diese zeigen die Differenzen der Grundwasserstände von 2025 gegenüber den im Rahmen der Kalibrierung errechneten Werten von 1983. Absenkungen der Grundwasserstände gegenüber 1983 haben ein negatives, Anstiege ein positives Vorzeichen. Allen Differenzdarstellungen gemeinsam ist die folgende Abstufung der Isolinien: -20, -10, -5, -2, -1, -0.5, 0, +0.5, 1, 2, 5, 10, 20 Meter.

Die Anlage 5.1 zeigt die Differenzen im *ersten* Grundwasserleiter für das Jahr 2025. Im östlichen Teil des Modellgebiets ist der Wiederanstieg des Grundwasserspiegels im Bereich des Tagebaus Garzweiler I zu erkennen (Anl. 5.3). Westlich daneben liegt der Absenkungstrichter des Tagebaus Garzweiler II, der für alle Berechnungsjahre mit wechselnder Ausprägung zu beobachten ist. Im Gegensatz zu Variante 1 sind außer der Absenkung im Umkreis des Tagebaus keine weiteren Absenkungsbereiche erkennbar. Das bedeutet, daß die Grundwasserstände im Einflusbereich der einzelnen Wasserwerke gegenüber dem Jahr 1983 unverändert geblieben sind, und die Differenzdarstellungen im wesentlichen die zeitliche Entwicklung der Grundwasserstände unter dem Einfluß der Tagebaue zeigen. Insgesamt ist die Absenkung um den Tagebau herum geringer als in Variante 1, in der auch die Steigerung der Wasserwerke zur weiteren Absenkung gegenüber dem Zustand von 1983 beitrug (Anl. 5.9).

Entlang der Grenze des Flözes Frimmersdorf und nördlich des Wassenberger Horstes treten außerhalb des eigentlichen Absenkungstrichters des Tagebaus Garzweiler II Absenkungen auf, die auf den Einfluß des unteren Grundwasserleiters zurückzuführen sind. Sowohl die Schnitte als auch die Pegel, deren Lage in Abb. 2.1 dargestellt ist, belegen, daß der Einfluß des Tagebaus in den unteren Stockwerken weiter reicht als im oberen ungespannten Grundwasserleiter, der zudem durch den Tegelen Ton und den Reuver Ton teilweise vom Tagebaueinfluß abgeschirmt wird (Anl. 5.4, 5.6 und 5.7, 5.8). Absenkungen treten bevorzugt dort auf, wo die unteren Grundwasserleiter direkten Kontakt zum ersten Grundwasserleiter haben, auch wenn dies nicht überall so ausgeprägt zu beobachten ist, wie in den genannten Bereichen.

Auch in Variante 5 werden Maßnahmen zur Füllung des Restsees nicht simuliert, sondern der Restsee wird durch den Zufluß des in seiner Umgebung wieder ansteigenden Grundwassers gefüllt (Anl. 5.5). Der Anstieg des Wasserspiegels im Restsee (Anl. 5.10) verläuft nahezu identisch mit Variante 1.

Neben dem ersten Grundwasserleiter ist in diesem Zusammenhang der fünfte Grundwasserleiter von besonderem Interesse. Beispielhaft soll an diesem die Entwicklung der Grundwasserstände in den unteren gespannten Grundwasserleitern geschildert werden.

Im *fünften* Grundwasserleiter sind außer der Absenkung durch den Tagebau keine weiteren Absenkungsbereiche erkennbar (Anl. 5.2). Im wesentlichen Teil des Grundwasserleiters war in

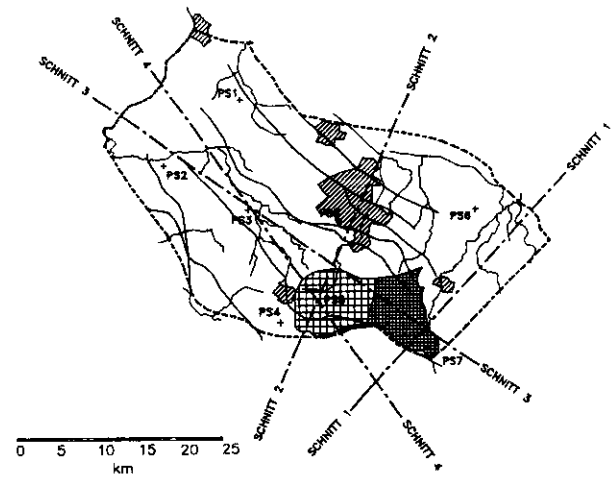


Abbildung 2.1: Lage der dargestellten Schnitte und Ganglinien

Variante 1 (Grundsimulation) lokal eine Absenkung von über 5 m aufgetreten. Diese Absenkung fehlt in Variante 5. Die Ursache hierfür ist ein Wasserwerk, das nach 1983 seine Entnahme zum Teil aus dem dritten Grundwasserleiter in den fünften verlagert hat. In Variante 5 wird gegenüber Variante 1 nicht nur die Entnahmemenge aus dem Jahre 1983, sondern auch die Lage der Wasserwerksentnahme im dritten Grundwasserleiter beibehalten. Im Nordwesten des fünften Grundwasserleiters kann die Absenkung aus Variante 1 zu einem großen Teil auf den Einfluß dieses Wasserwerks zurückgeführt werden, da in Variante 5 die Absenkung hier wesentlich geringer ist. In der engeren Umgebung des Tagebaus fallen die Unterschiede zu Variante 1 nicht so sehr ins Gewicht, da hier der Tagebaueinfluß gegenüber dem Einfluß der Wasserwerke und sonstiger Entnahmen dominiert.

## 2.2 Bilanzierungen

Neben der Darstellung der Grundwasserdifferenzen machen die Bilanzgrößen insbesondere der Vergleich zu Variante 1 (Grundsimulation) weitere wichtige Aussagen über den Einfluß des Tagebaus und der Steigerung der Wasserwerksentnahmen auf den Grundwasserhaushalt der „Venloer Scholle“. In Tab. 5 (Seite A2) ist die Bilanz für vier ausgewählte Zeiträume 2000 bis 2005, 2025 bis 2040, 2045 bis 2050 und 2095 bis 2100 dargestellt. Die Bilanzen wurden nicht an einem Stichzeitpunkt gebildet, sondern entsprechen jeweils dem aussagekräftigeren Mittelwert über dem jeweiligen Fünfjahreszeitraum. Abbildung 2.2 gibt eine Übersicht zur Veranschaulichung der Bilanzgrößen.

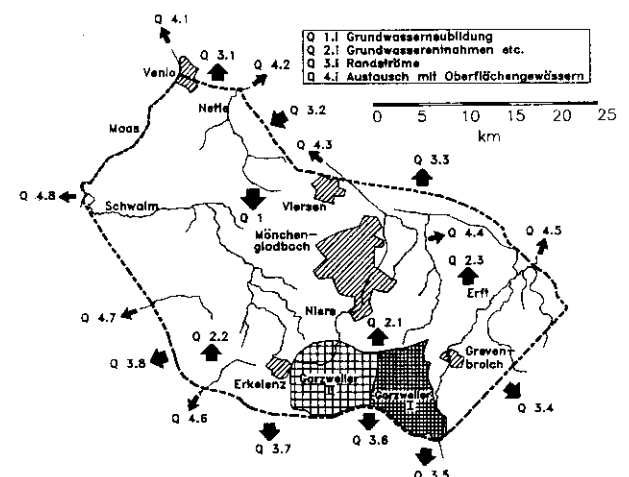


Abbildung 2.2: Übersicht zur Veranschaulichung der Bilanzgrößen

Unter der Gruppe Q2 sind alle anthropogenen Einflüsse zusammengefaßt. Die Entnahmen der Wasserwerke (Q2.3) und des Steinkohlebergbaus (Q2.2) werden, wie auf Seite 18 erläutert, mit konstanten Werten über den gesamten Simulationszeitraum als Randbedingungen angesetzt.

Die Sumpfungswassermengen (Q2.1) dagegen ergeben sich aus den Modellrechnungen. Gegenüber Variante 1 ergibt sich nur eine leichte Erhöhung des Volumens des zu fördernden Sumpfungswassers.

In der Gruppe Q3 sind alle Randströme zusammengefaßt. Der nördliche Rand Q3.1 und der nordöstliche Rand Q3.3 weisen kaum eine Beeinflussung durch den Tagebau auf. Sie bleiben über den gesamten Simulationszeitraum nahezu konstant. Gegenüber Variante 1 sind die Abströme deutlich höher. Dies kann als deutlicher Hinweis darauf gewertet werden, daß in Variante 1 diese Abströme durch die prognostizierte Steigerung der Wasserwerkentnahmen beeinflusst wurden.

Die Abströme über den Südrand des Modells sind dagegen wesentlich durch die Sumpfung des Tagebaus beeinflusst und unterscheiden sich nur geringfügig von denen in Variante 1.

Ähnliches gilt auch für die Abströme über den Rurrand Q3.8, die sich kaum von denen in Variante 1 unterscheiden, da nur wenige Wasserwerke im Einzugsbereich des Rurrands liegen und die Entnahmen aus dem Steinkohlebergbau in Variante 1 gegenüber dem Wert von 1983 eine nennenswerte Steigerung nicht erfahren hatten.

In der Gruppe Q4 sind die Austauschmengen mit den Oberflächengewässern zusammengefaßt. Flüsse, die weiter vom Tagebau entfernt sind, wie beispielsweise die Maas (Q4.1) und die Nette (Q4.2), haben über den gesamten Simulationszeitraum nahezu konstante grundwasserbürtige Abflüsse, d. h. der Tagebaueinfluß auf diese Flüsse ist schwach, dagegen werden sie wesentlich durch Wasserwerkentnahmen beeinflusst, wie der Vergleich der Bilanzierungen von Variante 1 und Variante 5 zeigt.

Die Schwalm (Q4.8) zeigt kaum Änderungen gegenüber Variante 1. Der Tagebaueinfluß ist im Oberlauf sehr stark, und nur wenige Wasserwerke liegen im direkten Einzugsgebiet der Schwalm. Ähnliches gilt für den Millicher Bach (Q4.6) und den Rothenbach (Q4.7).

Die Gesamtbilanz (Q5) des Modells hat sich in Variante 5 nur unwesentlich gegenüber Variante 1 verändert. Die niedrigeren Entnahmen der Wasserwerke beeinflussen also weniger die Gesamtbilanz, sondern werden, wie auch die anderen Positionen der Bilanzierung aufzeigen, lokal durch höhere Vorflutungen und Randabströme ausgeglichen.

Zusammenfassend wird festgehalten, daß der Absenkungstrichter um den Tagebau nicht soweit wie in Variante 1 reicht und der Anteil der Wasserwerke an der Gesamtabsenkung mit zunehmender Entfernung vom Tagebau bedeutender wird. Eine Trennung der Einflüsse der Tagebausumpfung von den Einflüssen der Wasserwerke ist dabei durch den Vergleich von Variante 5 mit Variante 1 möglich.

### 3 Variante 6 „Nichtabbau des Lövenicher Sprungs“

#### 3.1 Annahmen

Die derzeitige Planung des Bergbautreibenden sieht einen Abbau der Flöze bis in den Bereich des Lövenicher Sprungs vor, der die Begrenzung der „Venloer Scholle“ zur „Erftscholle“ bildet (Abb. 3.1). Der Lövenicher Sprung bildet zusammen mit dem Jackerather Horst in seiner Verlängerung einen hydraulisch gering durchlässigen Bereich. Wird, wie geplant, ein Teil des Lövenicher Sprungs durch den Tagebau weggenommen und durch verkippten Abraum ersetzt, entsteht eine Zone erhöhter Durchlässigkeit. Infolge der hohen Vorratsentnahme und der weiteren Bergbautätigkeit in der „Erftscholle“ (Tagebau Hambach), werden dort die Grundwasserstände auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau bleiben. Daraus resultiert ein hoher Überstrom aus der „Venloer Scholle“ in die „Erftscholle“. Die Grundwasserstände in der „Venloer Scholle“ können deshalb nur unter großem Aufwand auf ihr endgültiges Niveau gebracht werden. Ausgleichsmaßnahmen zur Stützung des Grundwasserspiegels in der „Venloer Scholle“ werden über einen langen Zeitraum notwendig sein.

In Variante 6 soll untersucht werden, in welchem Maße ein Nichtabbau des Lövenicher Sprungs die Abströme in die „Erftscholle“ verringert und die Wiederanstiegsphase nach Tagebauende in der „Venloer Scholle“ positiv beeinflusst. Variante 6 wird auf Grundlage von Variante 2 (feuchtgebietsnahe Versickerung, Bericht I, Nov. '90) durchgeführt. Die einzige Änderung in den Modellannahmen gegenüber Variante 2 liegen in den Materialparametern für den Lövenicher Sprung nach Beendigung des Tagebaubetriebs. Bis zum Jahre 2045 können sich Unterschiede gegenüber Variante 2 nicht ergeben. Aus diesem Grunde ist der Anfangszeitpunkt der Berechnung das Jahr 2045, mit den Grundwassergleichen aus Variante 2 für das Jahr 2045 als Anfangsbedingungen.

Zwischen 2045 und 2100 werden mit einer Ausnahme alle Eingangsdaten in gleicher Weise wie in Variante 2 angesetzt. Die letzte Elementreihe am Südrand des Modells repräsentiert den Lövenicher Sprung. Die Materialparameter dieser Elementreihe werden nicht auf den  $k_f$ -Wert des Abraums umgesetzt, sondern behalten auf der gesamten Länge des Sprungs den ursprünglichen Wert. Die anderen Randbedingungen am Lövenicher Sprung werden wie in Variante 2 angesetzt. Da als Randbedingung die Grundwasserstände auf der Erftschollenseite angesetzt werden, ergeben sich die Grundwasserstände in der „Venloer Scholle“ und die Abströme als Modellergebnisse je nach der angesetzten Durchlässigkeit des Sprungsystems.

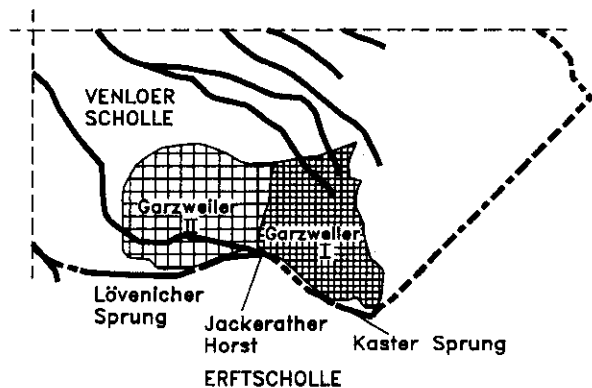


Abbildung 3.1: Übersicht über den Tagebau Garzweiler II und den Südrand des Modellgebiets

### 3.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Variante 6 zeigen nur im Anstieg des Restsees Garzweiler II sowie im Abstrom über den Lövenicher Sprung (Q3.7) und in der Gesamtbilanz (Q5) deutliche Unterschiede gegenüber Variante 2. Die meisten Positionen der Bilanz von Variante 6 (Tab. 6, Seite A3) sind gegenüber der Bilanz von Variante 2 nahezu unverändert, so unter Position Q2.4 die Infiltration (künstliche Grundwasseranreicherung) und unter Q2.5 die Restseefüllung. Auch der Austausch der Oberflächengewässer mit dem Grundwasser (Q4) ist fast identisch zu Variante 2, da er wesentlich durch Einflüsse wie Grundwasserneubildung, Infiltration etc. bestimmt wird und durch den lokal begrenzten Einfluß des Abstroms über den Lövenicher Sprung nur sehr schwach beeinflusst werden kann. Gleiches gilt für die Randabströme über den Norden (Q3.1) und den Nordosten (Q3.3) sowie über den Rurrand (Q3.8). Die Bilanzgrößen sind überall da, wo sie als Randbedingungen angesetzt wurden, identisch zu Variante 2, so zum Beispiel am Jackerather Horst (Q3.5) und am Kaster Sprung (Q3.6).

Am Lövenicher Sprung (Q3.7) ergeben sich in Variante 6 andere Werte als in Variante 2: Die Abströme in die „Erftscholle“ sind deutlich geringer. Da die Zuströme im wesentlichen gleich bleiben, führt dies zu einem schnelleren Wiederanstieg des Grundwassersystems. Der Restsee steigt schneller an als in Variante 2, wie in Anlage 6.1 zu sehen ist. Die Gesamtbilanz (Q5) des Modells ist gegenüber Variante 2 positiver, d. h. es wird mehr Wasser in das System eingespeichert. Die Ganglinien des Restwasserspiegels der Varianten 2 und 6 in Anlage 6.1 laufen erst nach dem Jahre 2060 auseinander, vorher ist nur ein geringer Unterschied zu erkennen. Erst bei einem höheren Druckunterschied gegenüber der „Erftscholle“, sowie bei einer größeren, durchflossenen Mächtigkeit, ist ein Effekt aus der Abdichtung bzw. dem Nichtabbau des Lövenicher Sprungs zu erkennen.

Trotz des Nichtabbaus des Lövenicher Sprungs wird nach wie vor der Wiederanstieg des Grundwassers in der „Venloer Scholle“ durch hohe Abströme in die „Erftscholle“ beeinflusst.

## 4 Variante 7 „Versickerungskombinationen“

In Variante 7 wird aufbauend auf den Erkenntnissen aus den bisherigen Untersuchungen mit dem „Grundwassermodell Venloer Scholle“ ein weiteres Versickerungskonzept (künstliche Grundwasseranreicherung) untersucht, um die Grundwasserstände im Gebiet der Schwalm, Niers und Nette auf einem gegenüber dem Jahr 1983 unbeeinflussten Niveau zu halten. Durch die Stützung der Grundwasserstände soll eine Voraussetzung geschaffen werden, den Bestand der gefährdeten Feuchtgebiete im Bereich der Flußauen von Schwalm, Niers und Nette auch in Zukunft zu sichern.

### 4.1 Anordnung der Versickerungsanlagen

Das in Variante 7 untersuchte Versickerungskonzept wurde aus einer Kombination des in Variante 2 untersuchten feuchtgebietsnahen Versickerungskonzepts und des in Variante 3 und 4 untersuchten tagebaunahen Versickerungskonzepts entwickelt. Die Ergebnisse der Variante 2 zeigten, daß die Grundwasserstände im Bereich der zu schützenden Feuchtgebiete mit einem relativ geringen Aufwand an Versickerungswasser gehalten werden können. Die u. U. negativen Auswirkungen des andersartigen Chemismus des Anreicherungswassers auf die Wasser-

qualität der Feuchtgebiete führt zur Forderung nach einer größeren Entfernung der Versickerungsanlagen von den Feuchtgebieten (Stellungnahme des Landesamtes für Wasser und Abfall zu Bericht I). Diese Forderung würde durch das tagebaunahes Versickerungskonzept erfüllt. Die Modellrechnungen zu Variante 3 und 4 ließen allerdings erkennen, daß die Grundwasserstände nicht in allen Bereichen der Feuchtgebiete mit Sicherheit gehalten werden können. Zudem erhöht sich der Bedarf an Infiltrationswasser erheblich gegenüber einer feuchtgebietsnahen Versickerung.

Die hier zusammengefaßten Ergebnisse veranlaßten das Landesamt für Wasser und Abfall in Zusammenarbeit mit dem „Arbeitskreis Venloer Scholle“ eine Versickerungsanordnung zu entwerfen, die den folgenden Kriterien genügt:

- Die Versickerungsanlagen sollten aus ökologischen Gründen einen ausreichenden Abstand von den Feuchtgebieten haben.
- Die Versickerungsanlagen sollten aus hydraulischen Gründen den Feuchtgebieten nahe genug liegen und geeignet angeordnet sein, um eine Stützung der Wasserstände in den Feuchtgebieten gewährleisten zu können.
- Die Versickerungsanlagen sollten weit genug vom Tagebau entfernt sein, um den Infiltrationswasserbedarf und die Sumpfungswassermenge nicht unnötig zu erhöhen.

Abb. 4.1 zeigt die Anordnung der Versickerungsanlagen für Variante 7. In den wesentlichen Elementen ist diese Anordnung vom Landesamt für Wasser und Abfall entworfen worden. In Zusammenarbeit mit dem „Arbeitskreis Venloer Scholle“ konnte der erste Entwurf in Details noch verbessert werden. Das Hauptelement der Anordnung ist der Versickerungsriegel (III), der im Vergleich zu Variante 3 etwas vom Tagebau weggerückt wurde und nicht mehr den Tagebau umschließt, sondern die Feuchtgebiete im Quellgebiet der Schwalm umfaßt. Darüber hinaus wurden nördlich des Rheindahlener Sprungs (V), bei Niederkrüchten (I) und südlich der Nette (VI) einzelne Versickerungsanlagen in ausreichendem Abstand von den Feuchtgebieten vorgesehen. Wie die Ergebnisse in Variante 3 und 4 zeigen, würden in diesen Bereichen sonst Absenkungen auftreten. Diese Absenkungen, die teilweise durch Druckentspannungen im vierten und fünften Grundwasserleiter hervorgerufen werden, könnten durch einen Versickerungsriegel in der Nähe des Tagebaus nur unzureichend ausgeglichen werden.

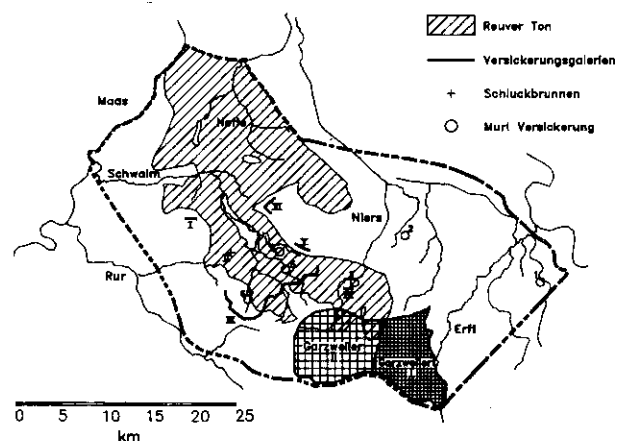


Abbildung 4.1: Lage der vorgesehenen Versickerungsanlagen (Variante 7)



Die drei genannten Versickerungsanlagen (I, V u. VI) liegen außerhalb der Reuver Ton Verbreitung, um den Grundwasserstand in den beiden oberen Grundwasserleitern zu stützen. Versickerungen oberhalb des Reuver Tons haben nur lokale Wirkung, da Absenkungen im dritten Grundwasserleiter einen starken Einfluß auf den ersten Grundwasserleiter haben. Deshalb sollen die Grundwasserstände in beiden Grundwasserleitern gestützt werden. Aufgrund dieser Überlegungen ist zwischen Rothenbach und Schwalm ein Schluckbrunnen (II) vorgesehen worden, der Wasser in den dritten Grundwasserleiter versickert, um dort den Druckspiegel zu erhöhen und Leakage Verluste aus dem ersten in den dritten Grundwasserleiter zu verhindern. Ein weiteres Versickerungselement (IV), das den Oberlauf der Niers schützen soll, ist oberhalb des Reuver Tons angeordnet, da in dieser Nähe zum Tagebau mit vertretbarem Aufwand nur eine lokale Stützung des Grundwasserspiegels erreicht werden kann.

Das hier vorgestellte Versickerungskonzept, das im Rahmen von Variante 7 untersucht wird, soll mit Beginn des Tagebaus Garzweiler II im Jahre 2000 seinen Betrieb aufnehmen. Zuvor wurden in Variante 7 genau wie in den bisher durchgeführten Anreicherungssimulationen in Variante 2, 3 und 4 nur die im MURL-Konzept vereinbarten Maßnahmen berücksichtigt. Mit MURL-Konzept sind hier die im ersten Nachtrag zur wasserrechtlichen Erlaubnis für den Tagebau Garzweiler I festgelegten Ausgleichsmengen bezeichnet. Das MURL-Konzept sieht sowohl Versickerungen ins Grundwasser vor, als auch Einleitungen in einzelne Flüsse. Im Norfbereich, an der Niers bei Hoppbruch, im Oberlauf der Niers und im Schwalmbereich sind Infiltrationseinrichtungen geplant. Einzelheiten hierzu können in Bericht I nachgelesen werden.

#### 4.2 Tagebaubetriebszeitraum

Ab dem Jahr 2000 entwickeln sich unter dem Einfluß der einzelnen Versickerungskonzepte die Grundwassersysteme von Variante zu Variante verschieden.

Die Differenzen der Grundwasserstände im 1. Grundwasserleiter von Variante 7 zur Situation im Jahre 1983 in der Anlage 7.2 für das Jahr 2025 zeigen, ob die Grundwasserstände trotz des Tagebaubetriebs Garzweiler II auf einem unbeeinflussten Niveau gehalten werden. Im gesamten Bereich der Schwalm sind positive Differenzen zu erkennen, d. h. dort werden die Grundwasserstände gestützt und können mit den konzipierten Versickerungsanlagen wirksam beeinflusst werden. An der Nette treten leichte Absenkungen auf, die zum größten Teil auf Wasserwerkseinflüsse zurückzuführen sind (vgl. Variante 5). Im sehr nah am Tagebau gelegenen Niersbereich können die Grundwasserstände nur lokal um die Versickerungseinrichtungen herum gehalten werden. Schnitt S2 in der Anlage 7.6 (Seite A14) verdeutlicht, daß der Einfluß des Tagebaus bis unter den Reuver Ton reicht. Nördlich der Rheindahlener Störung werden Absenkungen im ersten Grundwasserleiter hervorgerufen.

Ein wesentliches Merkmal des hier untersuchten Versickerungskonzepts ist die gleichzeitige Stützung des ersten und dritten Grundwasserleiters. Die Differenzen der Grundwasserstände im dritten Grundwasserleiter zum Jahre 1983 in Anlage 7.3 für das Jahr 2025 zeigen infolge der Versickerungsmaßnahmen positive Differenzen im Schwalmgebiet. Die bei früheren Varianten ermittelte negative Beeinflussung des ersten Grundwasserleiters durch den dritten Grundwasserleiter, die durch Fenster innerhalb des Reuver Tons möglich ist, wird in Variante 7 vermieden. In der engeren Umgebung des Tagebaus treten dennoch negative Differenzen auf, ebenso im nordwestlichen

Teil des dritten Grundwasserleiters, wo die Absenkung auch auf Wasserwerkseinflüsse zurückzuführen ist.

Im Grundwassergleichenplan für das Jahr 2025 innerhalb des Tagebaubetriebszeitraumes (Anl. 7.1) ist deutlich der Einfluß des Versickerungsriegels in der Nähe des Tagebaus zu erkennen. Es bildet sich auf der Linie des Versickerungsriegels eine Wasserscheide aus, von der das Wasser nach Nordwesten zur Schwalm und nach Südwesten in den Tagebau fließt. Im dritten Grundwasserleiter ist dieser Effekt weniger deutlich, aber auch hier fließt das Grundwasser nordwestlich des Versickerungsriegels zur Schwalm und Maas und südöstlich des Versickerungsriegels zum Tagebau.

Der geschilderte Abfluß aus den tagebaunäheren Versickerungsanlagen zum Tagebau bewirkt eine Steigerung der erforderlichen Sumpfungswassermenge gegenüber der Grundsimulation (Variante 1) ohne künstliche Grundwasseranreicherung.

Im Jahre 2000 steigt der Infiltrationswasserbedarf (Q2.5 Tab. 7) sprunghaft an (Abb. 4.2), da zunächst die bereits abgesunkenen Grundwasserstände wieder auf das frühere Niveau gebracht werden müssen. Bis zum Jahre 2000 treten auch außerhalb der zu schützenden Feuchtgebiete Absenkungen auf. Da in Variante 7 der Grundwasserspiegel großräumig gestützt werden soll, muß in weiten Bereichen der Grundwasserspiegel zunächst wieder angehoben werden (Anl. 7.11, 7.12 und 7.13). Nachdem die früheren Grundwasserstände erreicht sind, gehen die benötigten Infiltrationswassermengen zunächst zurück. Mit dem Fortschreiten des Tagebaus steigen sie dann wieder, um gegen 2030 ihr Maximum zu erreichen.

Die Randabströme (Q3) werden durch die Infiltration, die im Inneren des Modellgebiets angesetzt ist, nur wenig beeinflusst. Die Randabströme werden wie in den vorangegangenen Varianten eher durch den Tagebau und die Wasserwerkseinnahmen beeinflusst. Die in den Varianten 1, 2 und 3 beschriebene Entwicklung der Randströme gilt sinngemäß auch für Variante 7. Die Veränderungen der Randströme (Variante 7) während des Tagebaubetriebszeitraums sind gegenüber diesen Varianten eher gering.

In der Gruppe (Q4) sind die Austauschmengen mit den Oberflächengewässern zusammengefaßt. Während in der Nette die grundwasserbürtigen Abflüsse (Q4.2) gegenüber 1983 leicht vermindert sind, dies ist zum Teil auf den Einfluß mehrerer Wasserwerkseinnahmen zurückzuführen, sind sie in der Schwalm (Q4.8) deutlich höher als im Jahre 1983. Dies zeigt, daß bei optimaler Steuerung der Versickerungseinrichtungen

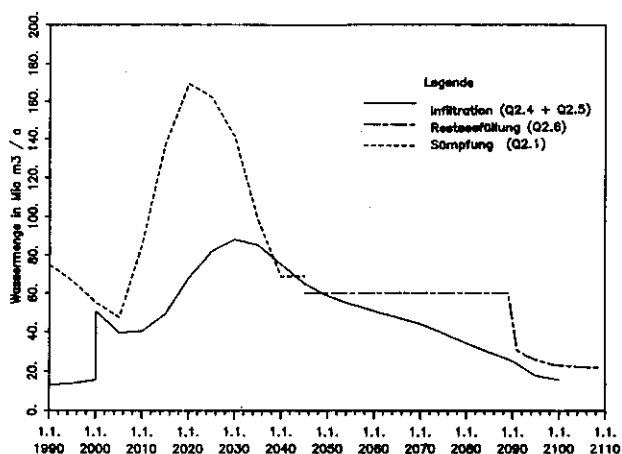


Abbildung 4.2: Variante 7 – Infiltration und Restseefüllung

das gewünschte Ziel (Haltung der Wasserstände und Abflüsse) im westlichen Teil des Modellgebiets sicher erreicht werden kann. Die grundwasserbürtigen Abflüsse der neuen Niers (Q4.3) erreichen dagegen zwischen 2025 und 2030 nicht die Mengen von 1983 aufgrund der im Raum Mönchengladbach nach wie vor auftretenden Absenkungen des Grundwassers (Anl. 7.13).

#### 4.3 Wiederanstiegszeitraum

Nach Beendigung des Tagebaubetriebs und der Arbeiten zur Gestaltung des Restsees werden im Jahre 2045 die letzten Sumpfungsb Brunnen abgeschaltet. Damit kann der Wiederanstieg des Grundwasserspiegels im Restsee, im Kippenkörper und im anliegenden Grundwasserleiter beginnen. Um den Wiederanstieg zu beschleunigen, ist vorgesehen, von diesem Zeitpunkt an den Restsee mit von außen herangeführtem Wasser aufzufüllen. Da in den vorangegangenen Varianten der Restsee nicht seinen geplanten Endwasserstand von 67 m NN erreichte, wurde in Variante 7 vom Jahre 2045 an konstant 60 Mio m<sup>3</sup>/a als Restseefüllung angesetzt. Damit gelang es, den Restsee bis zum Jahre 2092 aufzufüllen (Anl. 7.16). Um nach 2092 den Endwasserstand zu halten, müssen noch ungefähr 25 Mio. m<sup>3</sup>/a eingeleitet werden (Abb. 4.2), um die hohen Abströme in die Erftscholle auszugleichen.

Den Anstieg des Grundwasserspiegels und des Seespiegels geben neben den Ganglinien (Anl. 7.14 und 7.16) auch die Schnitte für die Jahre 2065 und 2100 wieder. Während der Anstiegsphase ist der Wasserspiegel in der Kippe und im Restsee niedriger als in den umgebenden Grundwasserleitern (vgl. Anl. 7.8). Die Zuströme aus der Umgebung in die Kippe beeinflussen neben der künstlichen Restseefüllung sehr wesentlich den Wiederanstieg. Diese Zuströme werden teilweise aus Infiltrationswasser, teilweise aus Grundwasserneubildung gespeist. Nach Erreichen des geplanten Seewasserspiegels von 67 m NN ist der Wasserspiegel des Sees höher als der Grundwasserspiegel in der Umgebung des Restsees (Anl. 7.4, 7.5 und 7.9). Der See speist die umliegenden Grundwasserleiter.

Mit dem Anstieg des Grundwasserspiegels gehen die benötigten Infiltrationswassermengen stetig zurück (Abb. 4.2). Im Jahre 2100 werden noch 4,5 Mio. m<sup>3</sup>/a (Q2.5) benötigt. Die Versickerungsanlagen an der Nette, an der Niers und nördlich des Rheindahlener Sprungs konnten bereits 2095 abgeschaltet werden. Dort hatten die Grundwasserstände zu diesem Zeitpunkt bereits das Niveau von 1983 und höher erreicht. Bis zum Jahr 2100 werden noch 12 Mio. m<sup>3</sup>/a (Q2.4) aus dem MURL-Konzept versickert (Tabelle 7, Seite A7).

Über den Lövenicher Sprung fließen im Jahre 2100 voraussichtlich ca. 35 Mio. m<sup>3</sup>/a in die Erftscholle. Dieser Abstrom tritt zum überwiegenden Teil dort auf, wo der Tagebau in unmittelbarer Nähe des Restsees den Lövenicher Sprung angeschnitten hat. Über den gesamten Südrand (Q3.5, Q3.6 und Q3.7) der „Venloer Scholle“ fließen im Jahre 2100 über 50 Mio. m<sup>3</sup>/a in die Erftscholle. Die Grundwasserstände in der Erftscholle können nur mit großer Unsicherheit festgelegt werden. Für die quantitative Aussage über die Abströme in die Erftscholle ist diese Randbedingung aber von großer Bedeutung. Aus diesem Grund ist das Ergebnis der Simulation im Hinblick auf den zeitlichen Verlauf des Grundwasseranstiegs und die benötigte Wassermenge zur Auffüllung des Restsees mit Unsicherheiten behaftet.

Auch im Jahre 2100 ist noch eine Anreicherung des Grundwassers notwendig, um die Wasserstände auf dem angestrebten Niveau zu halten. Mit dem letzten Zeitraum von 2100 bis 2110

der Simulationsrechnung soll die Frage geklärt werden, ob eine alleinige Einleitung in den Restsee ausreicht und die Versickerungsanlagen nach 2100 außer Betrieb genommen werden können. Dazu werden die Versickerungsanlagen im Jahre 2100 abgeschaltet und die sich daraus ergebenden Veränderungen des Grundwassersystems während der folgenden 10 Jahre betrachtet.

Der Vergleich der Schnitte S4 für das Jahr 2100 (Anl. 7.9) und für das Jahr 2110 (Anl. 7.10) zeigt nur leichte Unterschiede durch das Abschalten der Infiltrationsanlagen.

In der Umgebung der Norf (einem Zufluß der Erft, Abb. 1.4) und der Niers ist ein Absinken der Grundwasserstände zu beobachten (vergl. auch Anl. 7.14). Unter Einfluß der konstanten Infiltration durch die Maßnahmen des MURL-Konzepts über den gesamten Simulationszeitraum bis 2100 waren die Grundwasserstände 2100 bereits auf einem leicht überhöhten Niveau. Der Zustand von 2110 wird im Bereich der Norf und Niers eher dem Ursprünglichen entsprechen. Die grundwasserbürtigen Abflüsse der Erft (Q4.5) und der Niers (Q4.3) gehen gegen 2100 um ca. 12 Mio. m<sup>3</sup>/a zurück. In der Kippe, östlich des Restsees, steigt unter dem Einfluß des aus dem Restsee fließenden Wassers der Grundwasserspiegel noch leicht an (Anl. 7.15). Nordwestlich der Kippe und des Restsees sinkt im Umfeld des tagebaunahen Versickerungsriegels und in der Schwalm der Grundwasserspiegel etwas ab (Anl. 7.12).

Aus verschiedenen Gründen können nicht in allen Bereichen der „Venloer Scholle“ die Grundwasserstände von 1983 als Endzustand erwartet werden.

- Im östlichen Teil des Modellgebiets waren die Grundwasserstände 1983 stark durch den Tagebau Garzweiler I beeinflusst. Dort ist es bereits während des Betriebes von Garzweiler II zu einem Wiederanstieg gekommen.
- Die Grundwasserstände von 1983 entsprechen nicht unbedingt einem langjährigen Mittel, sondern stellen eine Momentaufnahme dar, die durch eine leicht erhöhte Grundwasserneubildung und die instationäre Entwicklung des Grundwassersystems in den vorangegangenen Jahren geprägt ist.
- Die Unterteilung in einzelne Grundwasserleiter und -stauer ist im Bereich des Tagebaus entfallen. Eine als homogen angenommene Kippe und ein Restsee ersetzen die früheren Verhältnisse.
- Die Wasserwerke und sonstigen Entnehmer haben seit 1983 ihre Entnahmen gesteigert.

Der Zustand des Jahres 2110 stellt noch nicht den Endzustand dar. Die Annahme weiterhin tiefer Wasserstände in der Erftscholle hat einen hohen Abstrom aus der „Venloer Scholle“ zur Folge, der durch die Restseeeinleitung ausgeglichen werden muß. Inwieweit die im Jahre 2110 in Teilbereichen verbliebenen Absenkungen (Anl. 7.12) dauerhaft sind oder auf den zeitlich begrenzten Einfluß der tiefen Erftschollenwasserstände zurückzuführen sind, kann aufgrund der vorliegenden Simulationsergebnisse nicht eindeutig beantwortet werden.

## 5 Zusammenfassung

Mit dem „Grundwassermodell Venloer Scholle“ wurde ein Instrument geschaffen, das Prognosen über die Auswirkungen geplanter Sumpfungsmassnahmen geben kann und das verschiedene Lösungsansätze der Grundwasseranreicherung zum

Schutz von Feuchtgebieten durchrechnen und unter hydraulischen Gesichtspunkten vergleichend bewerten kann. Die Erstellung und Kalibrierung des Modells wurde ausführlich in Bericht I, November 1990, beschrieben.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden in drei weiteren Prognoseberechnungen verschiedene wasserwirtschaftliche Maßnahmen simuliert. Es konnten neue Erkenntnisse über die Möglichkeiten zur Grundwasseranreicherung zum Schutz der gefährdeten Feuchtgebiete und über die Möglichkeiten zur Beschleunigung des Grundwasseranstiegs nach Tagebauende gewonnen werden.

In Variante 5 wurde der Einfluß des Tagebaus auf das Grundwassersystem der „Venloer Scholle“ vom Einfluß der sonstigen Entnehmer getrennt. Damit ist es möglich, den Anteil des Tagebaus bzw. den Anteil sonstiger Entnehmer auf einzelne Grundwasserabsenkungen festzustellen. Diese Simulation dient nicht dazu, einen zukünftigen Zustand des Grundwassersystems „Venloer Scholle“ zu beschreiben, vielmehr wird ein Szenario berechnet, das zur besseren Beurteilung anderer Prognoserechnungen beiträgt.

Der Nichtabbau des Lövenicher Sprungs in Variante 6 vermindert die Abströme in die Erftscholle und trägt zu einem schnelleren Anstieg des Restsees nach Beendigung des Tagebaubetriebs bei.

Die in Variante 7 untersuchte Versickerungskombination wurde unter dem ökologischen Aspekt eines ausreichenden Mindestabstands von den Feuchtgebieten aus den verschiedenen bereits berechneten feuchtgebiets- (Variante 2) und tagebaunahen Versickerungskonzepten (Variante 3 und 4) entwickelt. Die Ergebnisse zeigen, daß die Grundwasserstände in allen gewünschten Bereichen auf einem vom Tagebau unbeeinflussten Niveau gehalten werden können. Der Bedarf an Infiltrationswasser und die infiltrationsbedingte Steigerung der Sumpfungswassermenge sind wesentlich geringer als in Variante 3 und 4.

Eine Auffüllung des Restsees auf seinen geplanten Endwasserstand von 67 m NN ist innerhalb von 50 Jahren nach Beendigung des Tagebaubetriebs möglich. Aufgrund mangelnder Kenntnisse über die Entwicklung in der Erftscholle ist zur Zeit eine genauere Aussage über den endgültigen Zustand des Grundwassersystems nach vollendetem Wiederanstieg der Grundwasserstände der „Venloer Scholle“ nicht möglich.

#### Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

Abb. Nr.	Seite
1.1 Übersicht über das Modellgebiet	17
1.2 Tektonische Gliederung der „Venloer Scholle“	17
1.3 Charakteristischer Querschnitt durch den süd-östlichen Teil der „Venloer Scholle“	17
1.4 Lage der Oberflächengewässer	18
2.1 Lage der dargestellten Schnitte und Ganglinien	19
2.2 Übersicht zur Veranschaulichung der Bilanzgrößen	19
3.1 Übersicht über den Tagebau Garzweiler II und den Südrand des Modellgebietes	20

4.1 Lage der vorgesehenen Versickerungsanlagen (Variante 7)	21
4.2 Variante 7 – Infiltration und Restseefüllung	22

#### Tab. Nr.

1 Hydrogeologische Gliederung der Venloer Scholle	17
---	----

#### Verzeichnis der Anlagen

Liste der Anlagen 5.1 bis 7.16	Seite
5 Simulationsergebnisse <i>Variante 5</i> :	
Grundwassergleichen und Differenzenpläne (Anlagen 5.1 und 5.2 – Pläne im Maßstab 1:100 000)	39–42
Bilanzierung Variante 5 (Tab. 5)	25
Schnittdarstellungen (Anlagen 5.3 bis 5.6)	28–29
Ganglinien (Anlagen 5.7 bis 5.10)	30–31
6 Simulationsergebnisse <i>Variante 6</i> :	
Bilanzierung Variante 6 (Tab. 6)	26
Ganglinien (Anlage 6.1)	32
7 Simulationsergebnisse <i>Variante 7</i> :	
Grundwassergleichen und Differenzenpläne (Anlagen 7.1 bis 7.5 – Pläne im Maßstab 1:100 000)	43–52
Bilanzierung Variante 7 (Tab. 7)	27
Schnittdarstellungen (Anlagen 7.6 bis 7.10)	32–34
Ganglinien (Anlagen 7.11 bis 7.16)	35–37

Die Anlagen 1 bis 4 mit den Ergebnisdarstellungen zu den Varianten 1 bis 4 finden sich in der Kurzfassung zu Bericht I November 1990.

Die folgenden Anlagen liegen dem Bericht als Pläne im Maßstab 1:100 000 bei:

Anlage 5.1: Variante 5	
Grundwasserdifferenzen zum Jahre 1983 für das Jahr 2025, 1. Grundwasserleiter	
Anlage 5.2: Variante 5	
Grundwasserdifferenzen zum Jahre 1983 für das Jahr 2025, 5. Grundwasserleiter	
Anlage 7.1: Variante 7	
Grundwassergleichen für das Jahr 2025, 1. Grundwasserleiter	
Anlage 7.2: Variante 7:	
Grundwasserdifferenzen zum Jahr 1983 für das Jahr 2025, 1. Grundwasserleiter	
Anlage 7.3: Variante 7:	
Grundwasserdifferenzen zum Jahre 1983 für das Jahr 2025, 3. Grundwasserleiter	
Anlage 7.4: Variante 7:	
Grundwassergleichen für das Jahr 2100, 1. Grundwasserleiter	
Anlage 7.5: Variante 7	
Grundwassergleichen für das Jahr 2100, 5. Grundwasserleiter	

Bilanzierung Venloerscholle (-: Abstrom; +: Zustrom in Mio m <sup>3</sup> /a)		1983	2000 -2005	2025 -2030	2045 -2050	2095 -2100
<u>Grundwasserneubildung</u>	Q1	299,3	285,6	285,6	285,6	285,6
<u>Grundwasserentnahmen etc.</u>						
Sümpfungswasser	Q2.1	-101,7	-53,0	-127,8	0,0	0,0
Steinkohlebergbau	Q2.2	-4,8	-4,8	-4,8	-4,8	-4,8
Wasserwerke etc.	Q2.3*	-69,4	-74,4	-74,4	-74,4	-74,4
<u>Randübertritte</u>						
Norden	Q3.1	-3,4	-3,5	-3,5	-3,5	-3,5
Viersener Sprung	Q3.2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Nord Osten	Q3.3	-26,4	-25,4	-24,9	-24,6	-25,8
Osten	Q3.4	13,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kaster Sprung	Q3.5	-1,0	-4,0	-7,5	-10,0	-10,0
Jackerather Horst	Q3.6	0,0	-0,5	0,0	-1,0	-6,0
Lövenicher Sprung	Q3.7	-14,6	-18,1	-11,4	-4,0	-5,7
Rurrand	Q3.8	-22,5	-19,3	-18,6	-17,3	-17,5
<u>Austausch mit Flüssen</u>						
Maas	Q4.1	-29,8	-28,8	-28,8	-28,8	-28,8
Nette	Q4.2	-11,8	-11,1	-10,5	-10,0	-10,6
neue Niers	Q4.3	-25,2	-13,3	-8,1	-7,0	-11,4
Jüchener Bach	Q4.4	-1,1	-0,4	-0,1	0,0	-0,8
Erft	Q4.5	37,3	18,2	2,3	-0,6	-5,7
Millicher Bach	Q4.6	-1,0	-0,2	0,1	0,0	0,0
Rothbach	Q4.7	-2,7	-1,8	-1,4	-0,9	-1,1
Schwalm	Q4.8	-46,5	-42,3	-35,4	-33,3	-36,7
<u>Gesamtbilanz</u> (-: Entspeicherung +: Speicherung)	Q5	-12,0	3,2	-68,9	65,7	43,1

Tabelle 5: Bilanzierung Variante 5

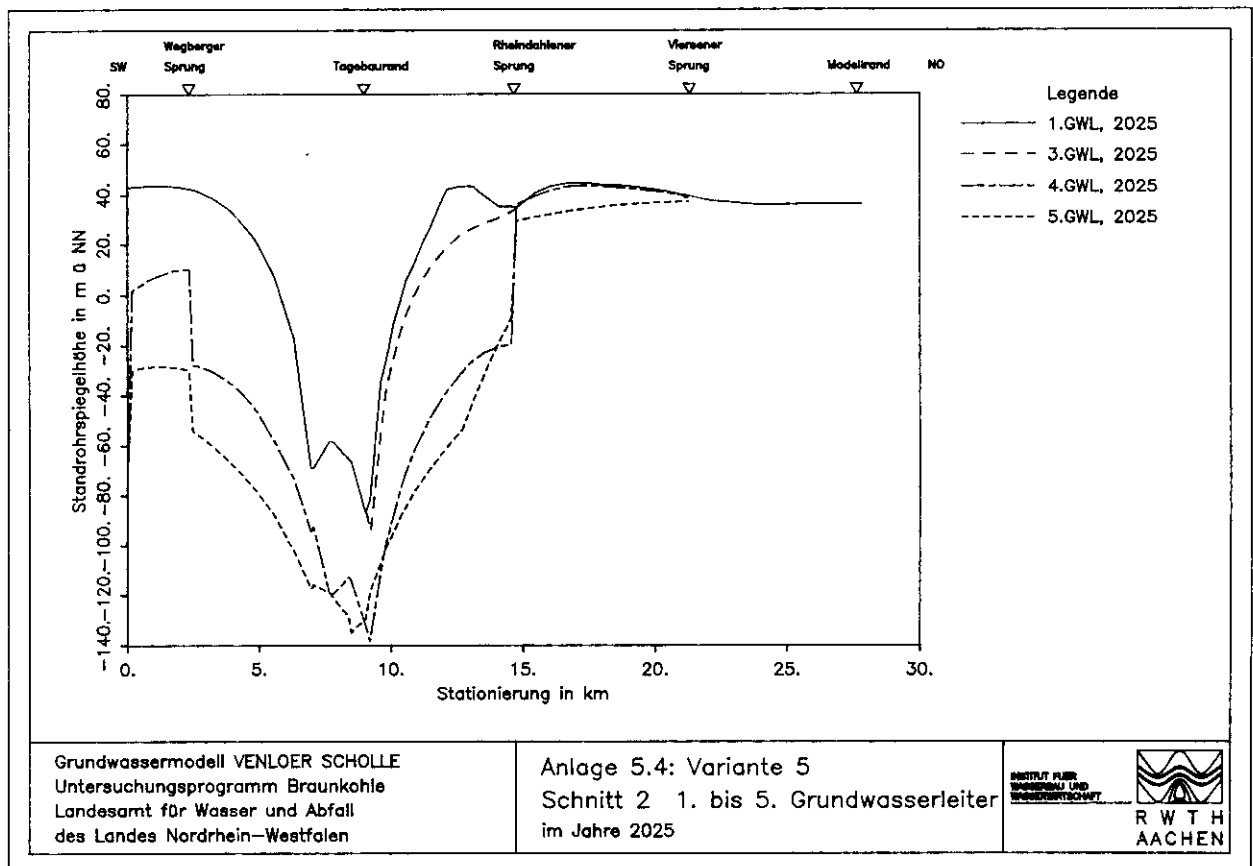
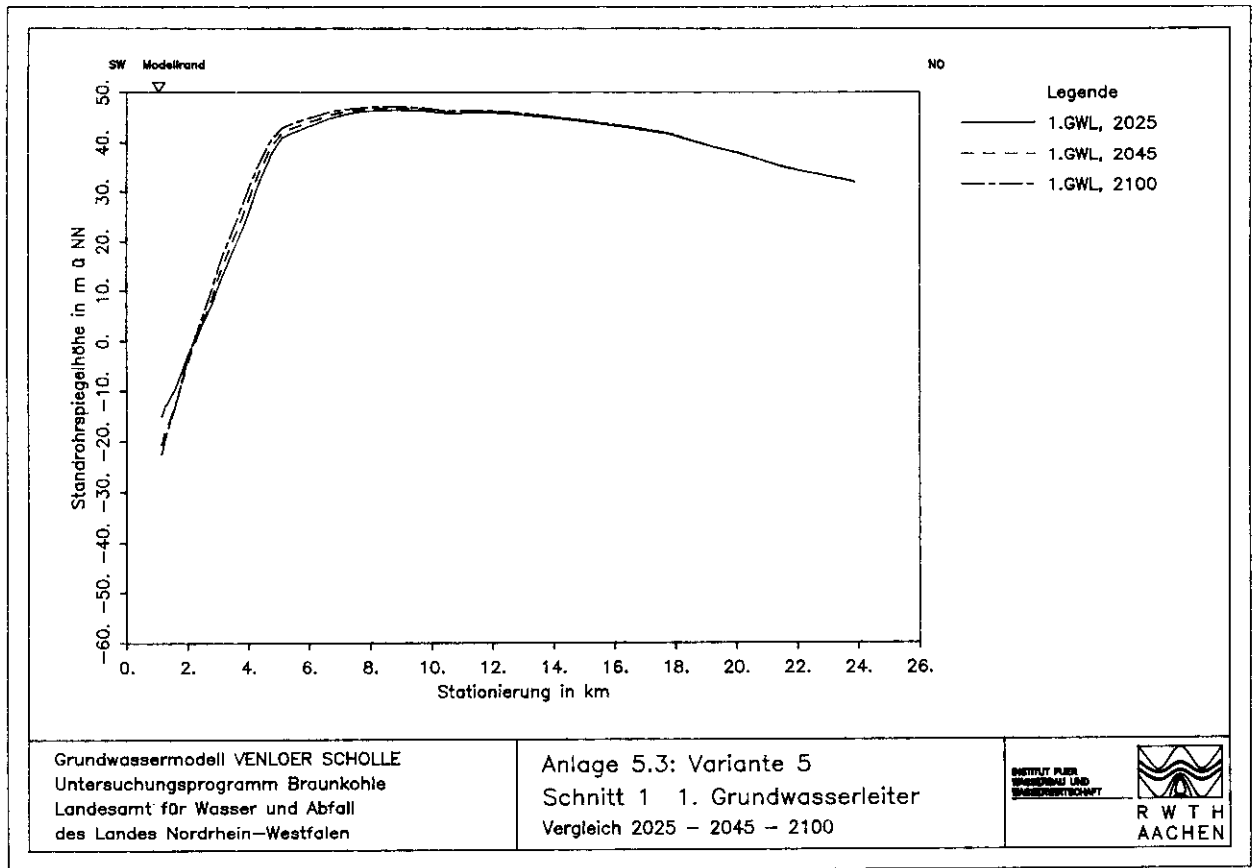
\* 1983 ohne WW Fürth

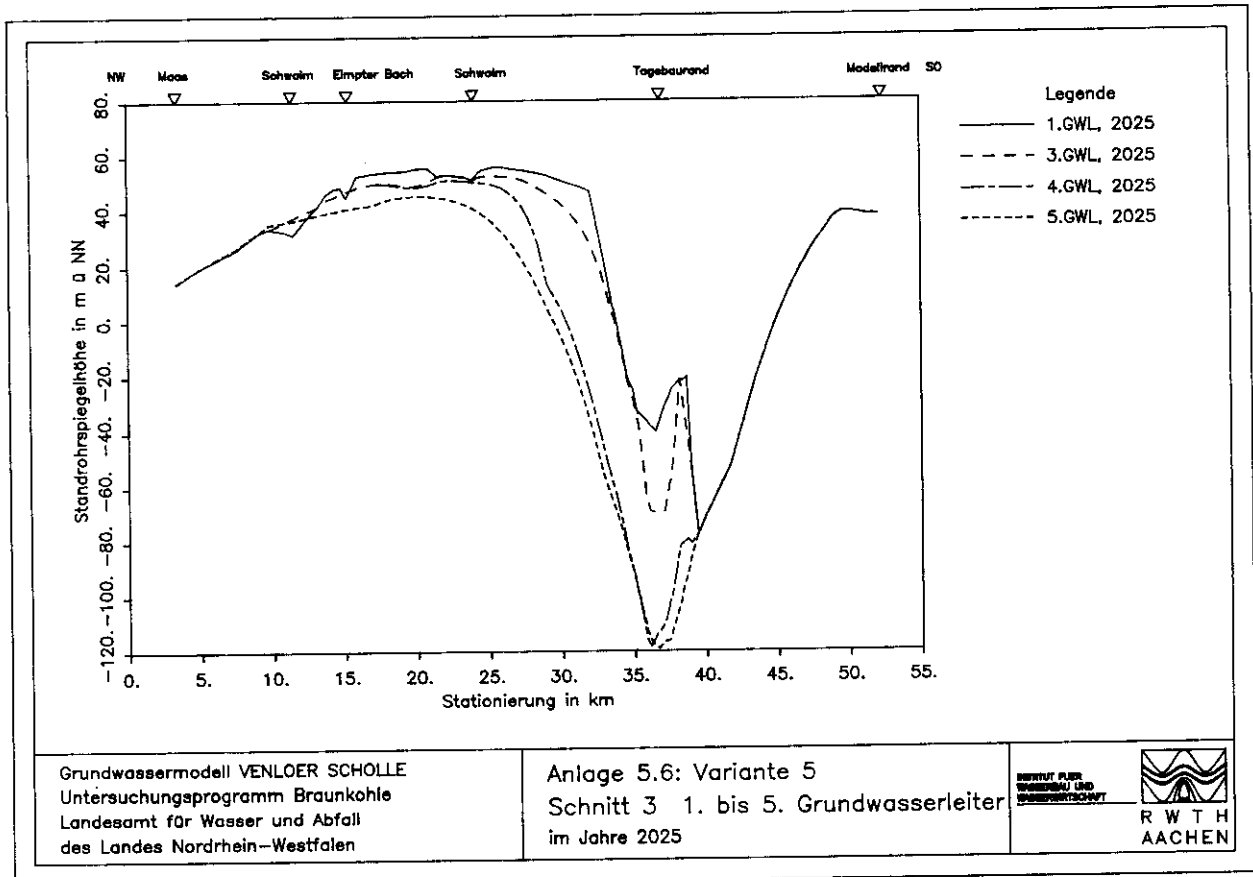
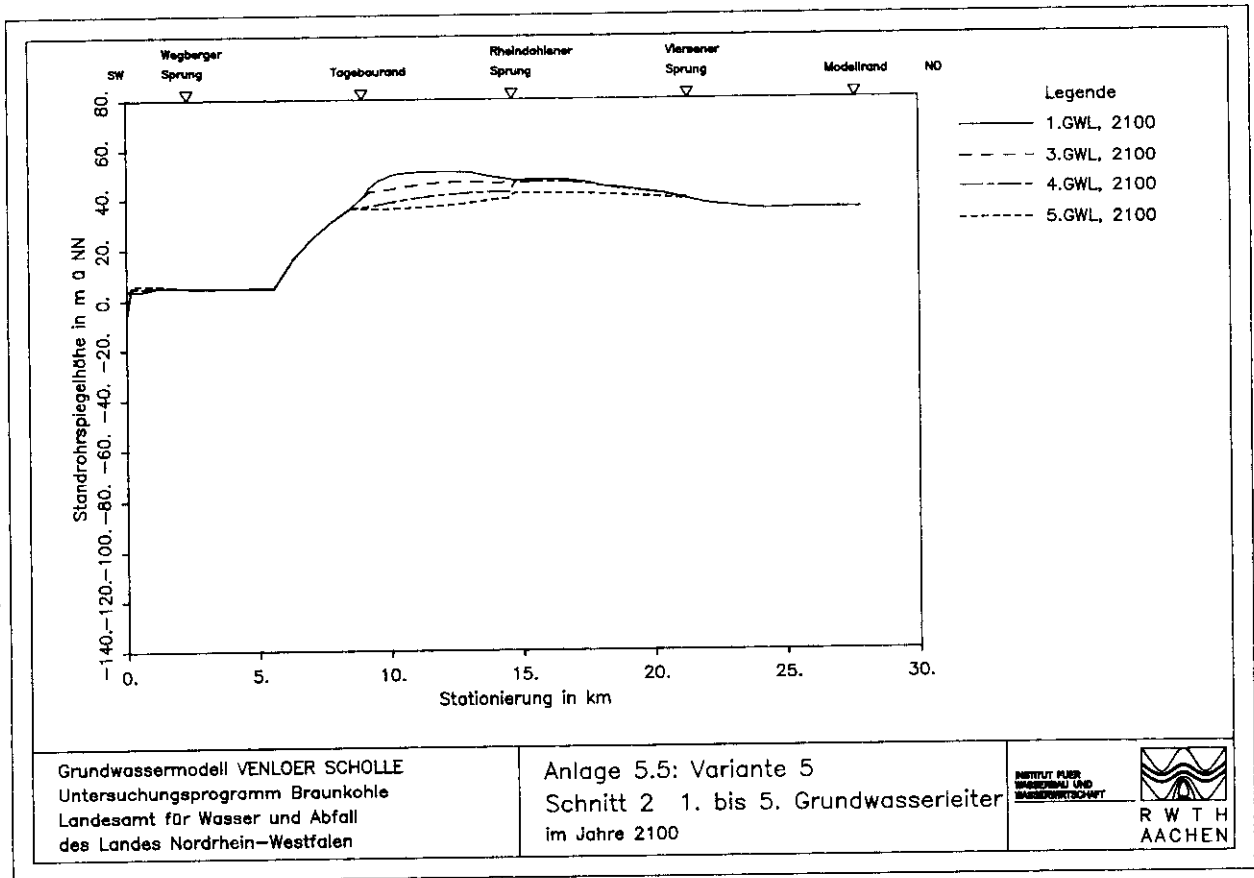
<u>Bilanzierung Venloer Scholle</u>		1983	2045	2095	
(-: Abstrom; +: Zustrom in Mio m <sup>3</sup> /a)			-2050	-2100	
<u>Grundwasserneubildung</u>	Q1	299,3	285,6	285,6	
<u>Grundwasserentnahmen etc.</u>					
Sümpfungswasser	Q2.1	-101,7	0,0	0,0	
Steinkohlebergbau	Q2.2	-4,8	-5,0	-5,0	
Wasserwerke etc.	Q2.3	-69,4	-84,1	-82,1	
Infiltration	Q2.4	0,0	49,8	24,5	
Restseefüllung	Q2.5	0,0	2,2	27,5	
<u>Randübertritte</u>					
Norden	Q3.1	-3,4	-1,5	-1,6	
Viersener Sprung	Q3.2	0,3	0,3	0,3	
Nordosten	Q3.3	-26,4	-25,0	-26,0	
Osten	Q3.4	13,0	0,0	0,0	
Kaster Sprung	Q3.5	-1,0	-10,0	-10,0	
Jackerather Horst	Q3.6	0,0	-1,0	-7,5	
Lövenicher Sprung	Q3.7	-14,6	-3,5	-17,7	
Rurrand	Q3.8	-22,5	-17,5	-18,3	
<u>Austausch mit Flüssen</u>					
Maas	Q4.1	-29,8	-27,3	-27,5	
Nette	Q4.2	-11,8	-9,8	-9,5	
neue Niers	Q4.3	-25,2	-16,9	-26,3	
Jüchener Bach	Q4.4	-1,1	0,1	-0,8	
Erft	Q4.5	37,3	-4,2	-9,9	
Millicher Bach	Q4.6	-1,0	0,0	0,0	
Rothenbach	Q4.7	-2,7	-1,4	-1,7	
Schwalm	Q4.8	-46,5	-50,0	-47,5	
<u>Gesamtbilanz</u>					
(-: Entspeicherung; + : Speicherung)		Q5	-12,0	80,8	46,5

Tabelle 6: Bilanzierung Variante 6

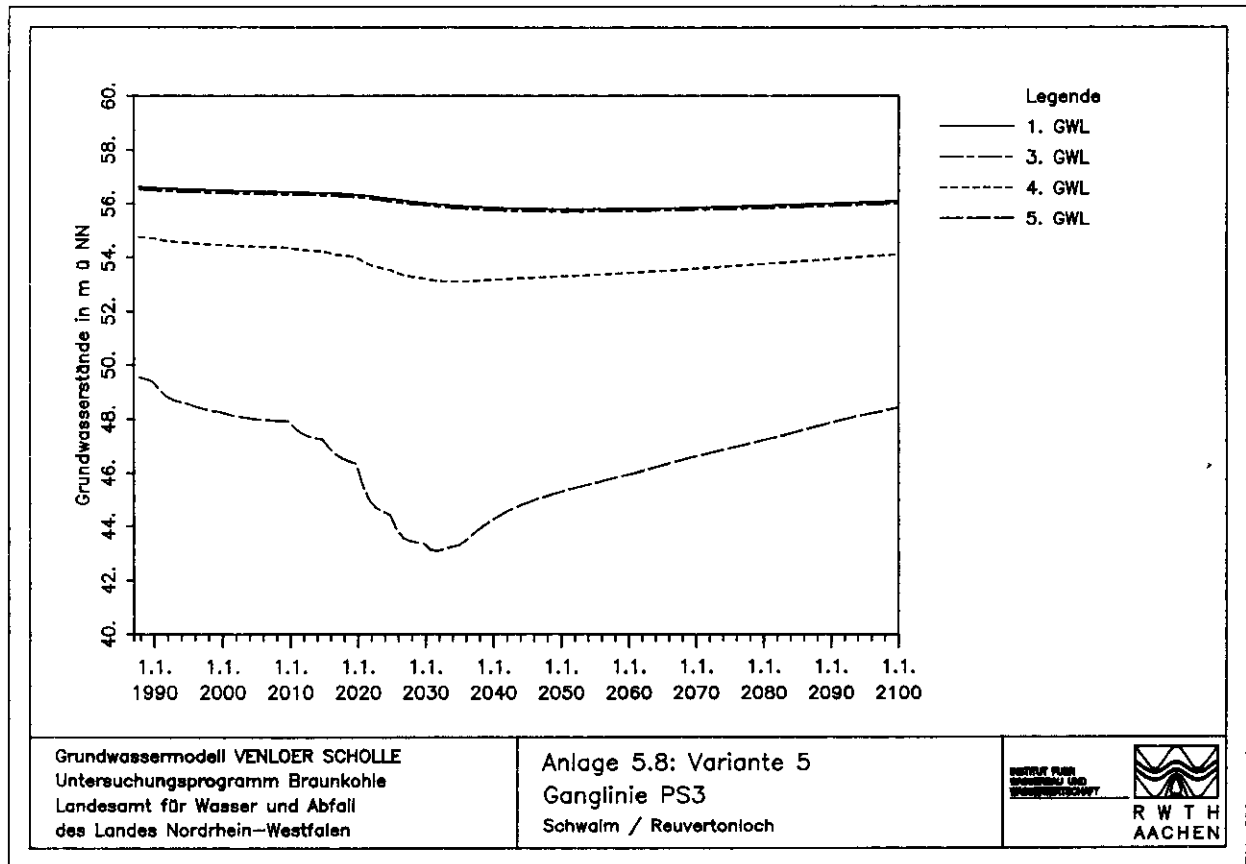
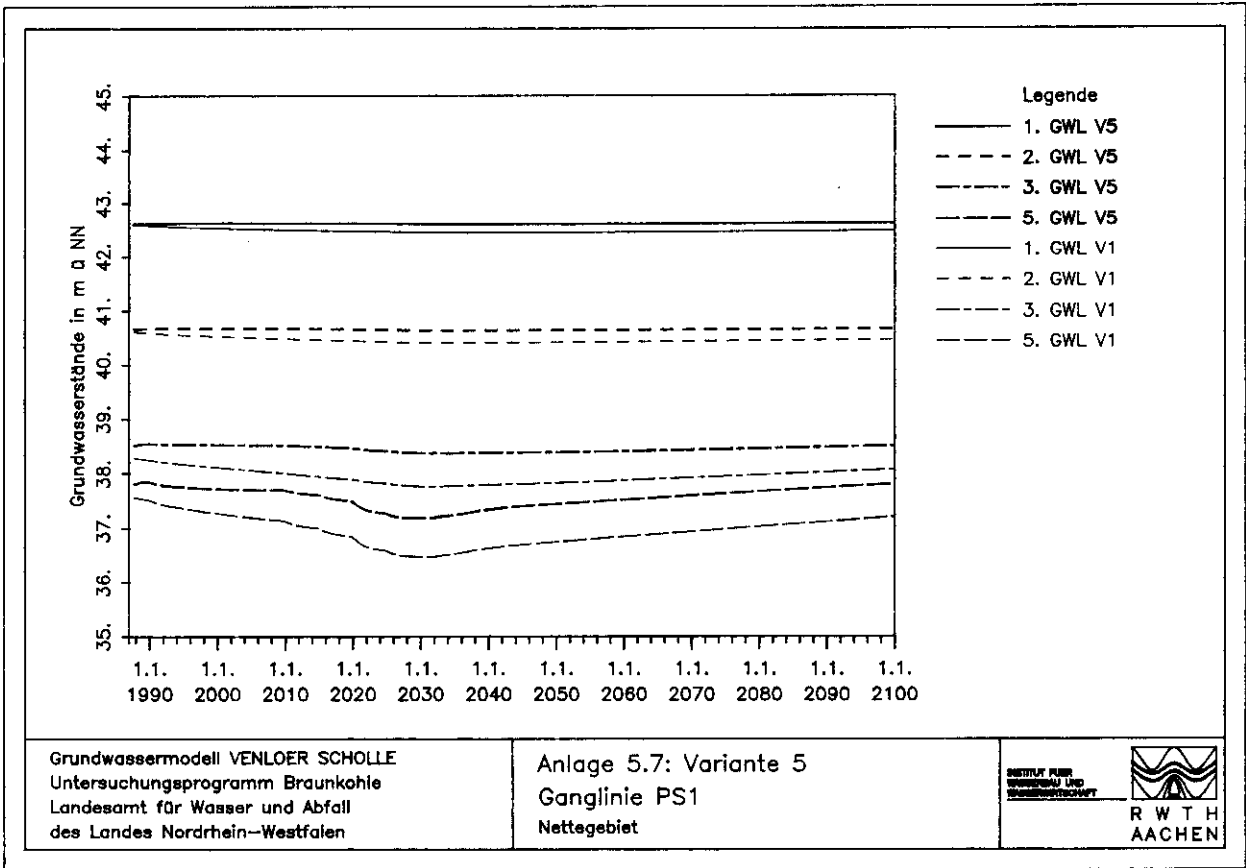
<u>Bilanzierung Venloer Scholle</u>		1983	2000	2025	2045	2095	2105	
(-: Abstrom; +: Zustrom in Mio m <sup>3</sup> /a)			-2005	-2030	-2050	-2100	-2110	
<u>Grundwasserneubildung</u>	Q1	299,3	285,6	285,6	285,6	285,6	285,6	
<u>Grundwasserentnahmen etc.</u>								
Sümpfungswasser	Q2.1	-101,7	-51,1	-151,8	0,0	0,0	0,0	
Steinkohlebergbau	Q2.2	-4,8	-5,0	-5,0	-5,0	-5,0	-5,0	
Wasserwerke etc.	Q2.3	-69,4	-80,8	-84,8	-84,1	-82,1	-81,8	
MURL-Konzept	Q2.4	0,0	12,0	12,0	12,0	12,0	0,0	
Infiltration	Q2.5	0,0	33,0	72,9	49,7	4,5	0,0	
Restseefüllung	Q2.6	0,0	0,0	0,0	60,0	24,4	22,0	
<u>Randübertritte</u>								
Norden	Q3.1	-3,4	-2,5	-1,6	-1,6	-1,6	-1,7	
Viersener Sprung	Q3.2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	
Nordosten	Q3.3	-26,4	-24,9	-24,7	-25,3	-26,4	-26,1	
Osten	Q3.4	13,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Kaster Sprung	Q3.5	-1,0	-4,0	-7,5	-10,0	-10,0	-10,0	
Jackerather Horst	Q3.6	0,0	0,5	0,0	-1,0	-8,0	-8,0	
Lövenicher Sprung	Q3.7	-14,6	-18,2	-12,8	-5,5	-34,6	-33,2	
Rurrand	Q3.8	-22,5	-19,4	-18,8	-18,0	-19,5	-19,6	
<u>Austausch mit Flüssen</u>								
Maas	Q4.1	-29,8	-27,8	-27,3	-27,3	-27,5	-27,6	
Nette	Q4.2	-11,8	-9,9	-9,3	-9,5	-9,5	-9,2	
neue Niers	Q4.3	-25,2	-25,8	-14,7	-22,1	-34,3	-25,8	
Jüchener Bach	Q4.4	-1,1	0,3	0,4	0,0	-1,3	-0,8	
Erfst	Q4.5	37,3	14,4	-0,5	-4,5	-12,3	-11,1	
Millicher Bach	Q4.6	-1,0	-1,0	-0,8	-0,1	-0,5	-0,2	
Rothenbach	Q4.7	-2,7	-1,9	-1,7	-1,7	-2,0	-1,9	
Schwalm	Q4.8	-46,5	-49,8	-49,1	-50,3	-47,2	-45,1	
<u>Gesamtbilanz</u>								
(-: Entspeicherung; + : Speicherung)		Q5	-12,0	24,0	-39,2	141,6	5,0	0,8

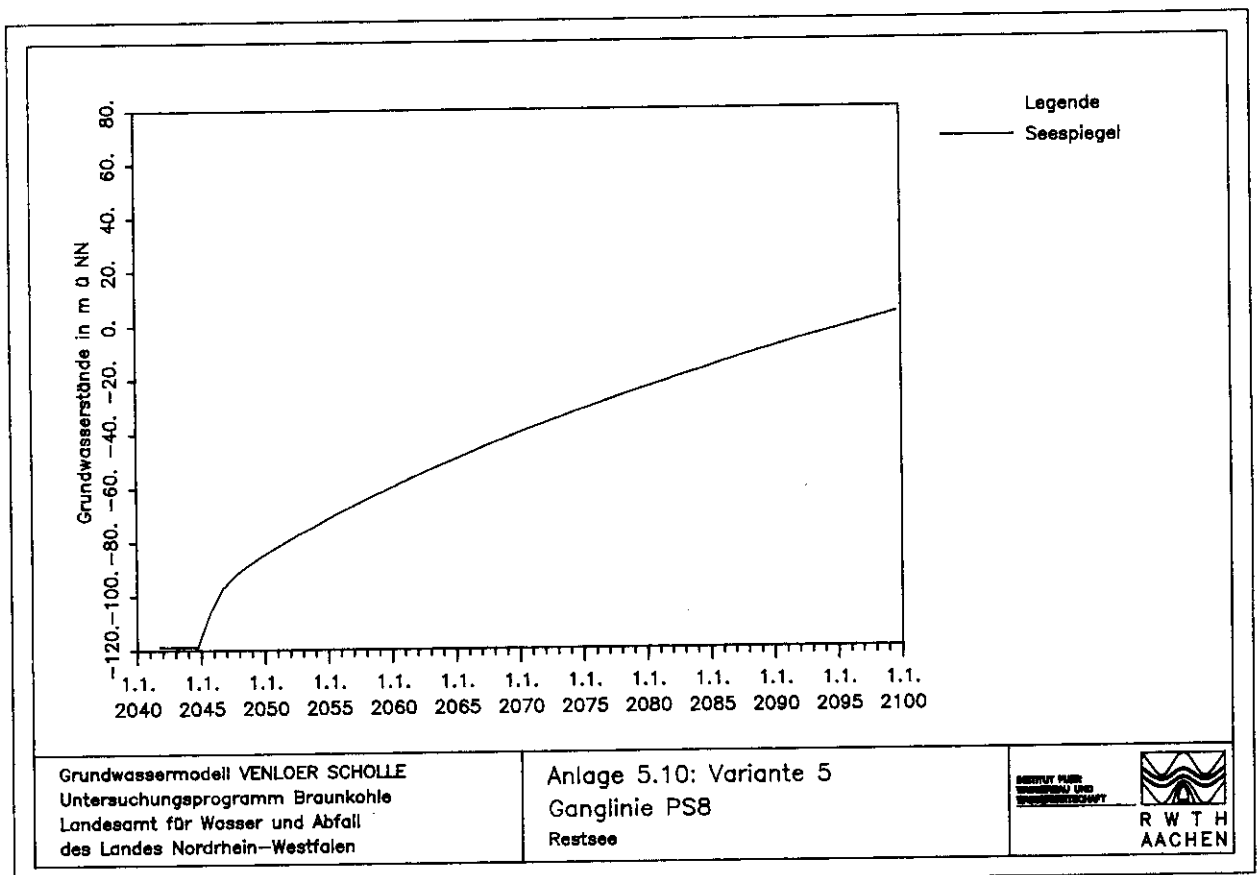
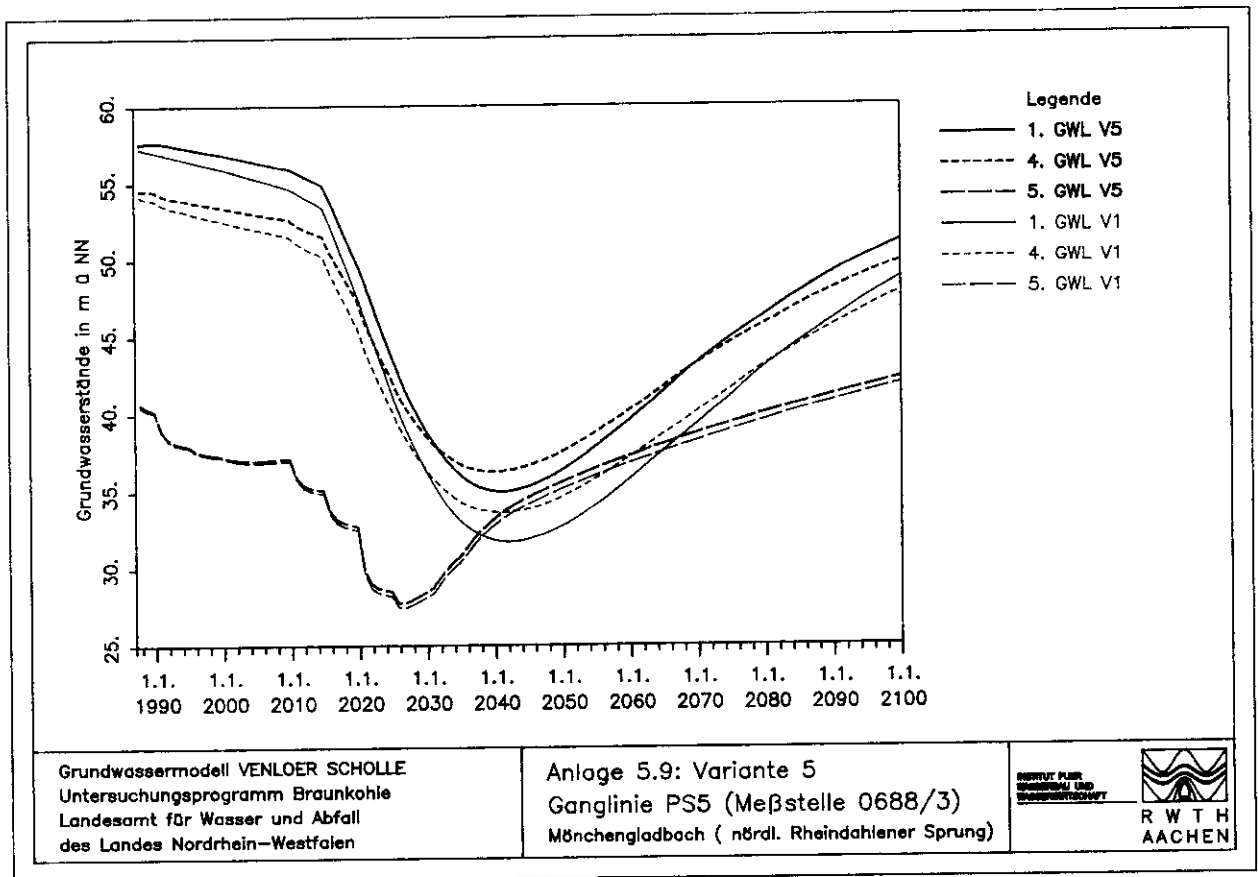
Tabelle 7: Bilanzierung Variante 7

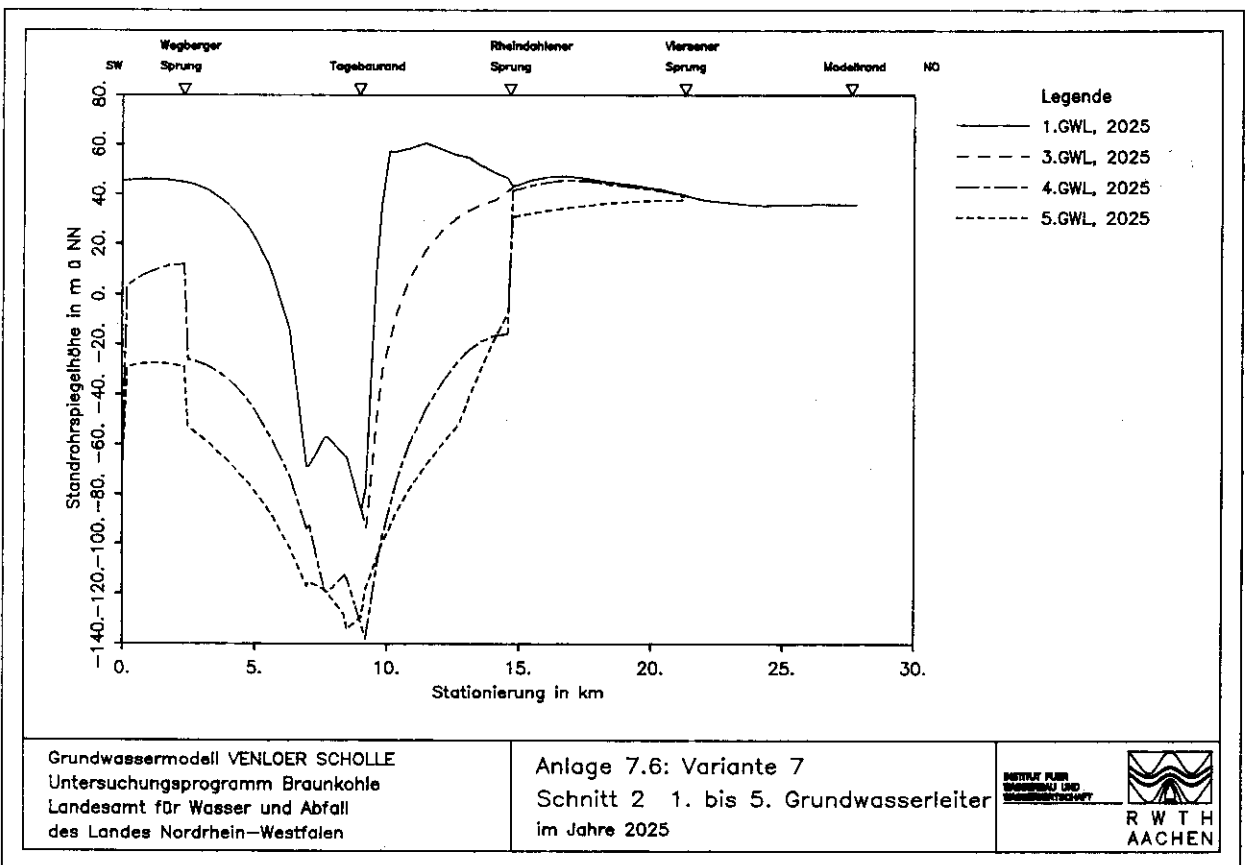
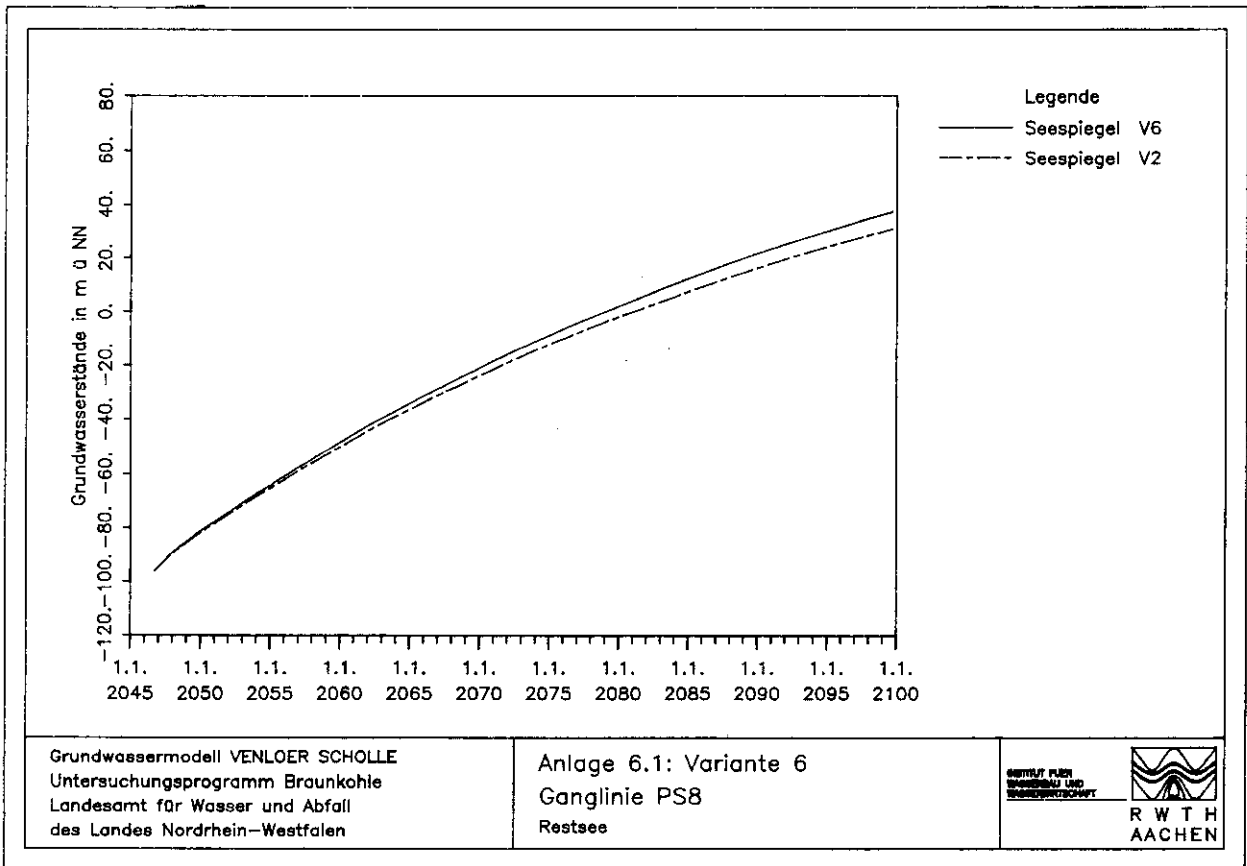


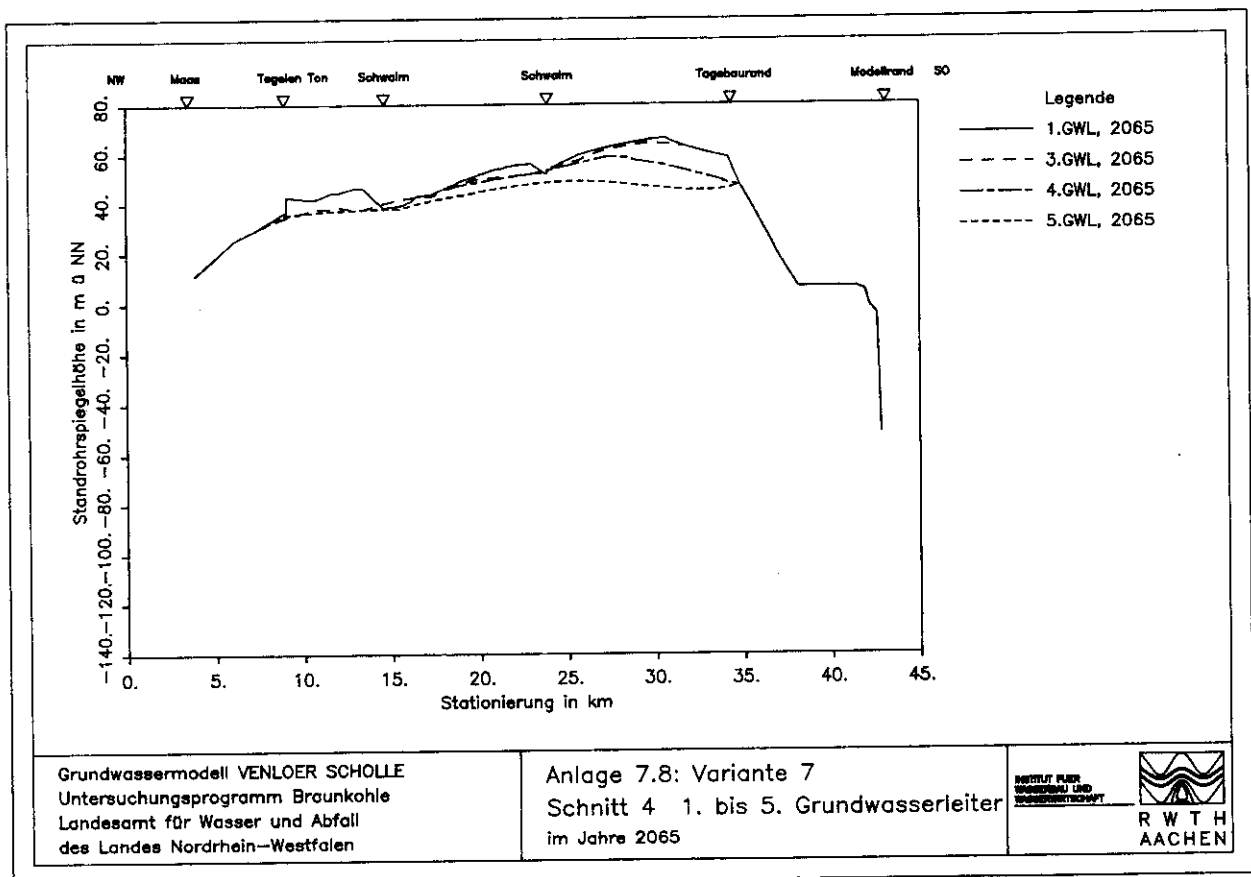
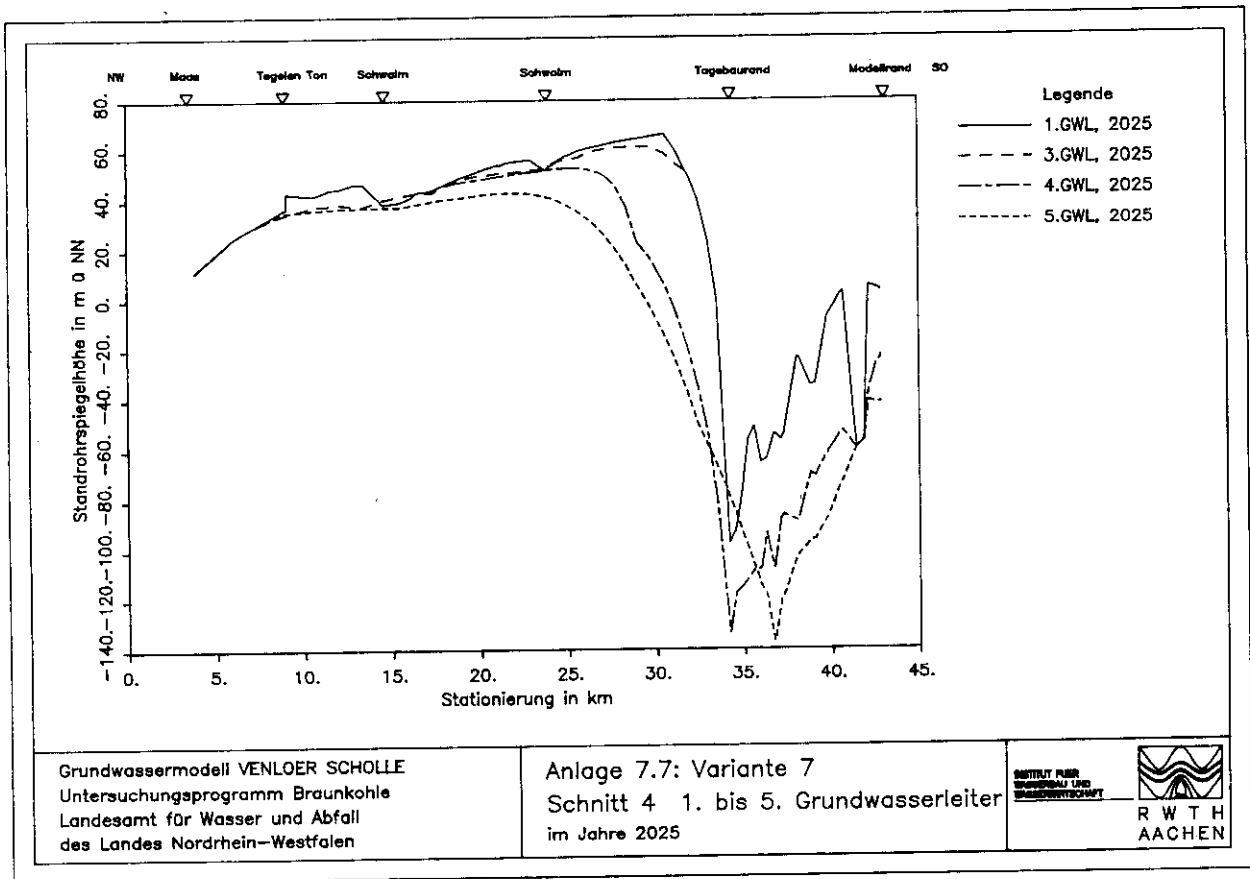


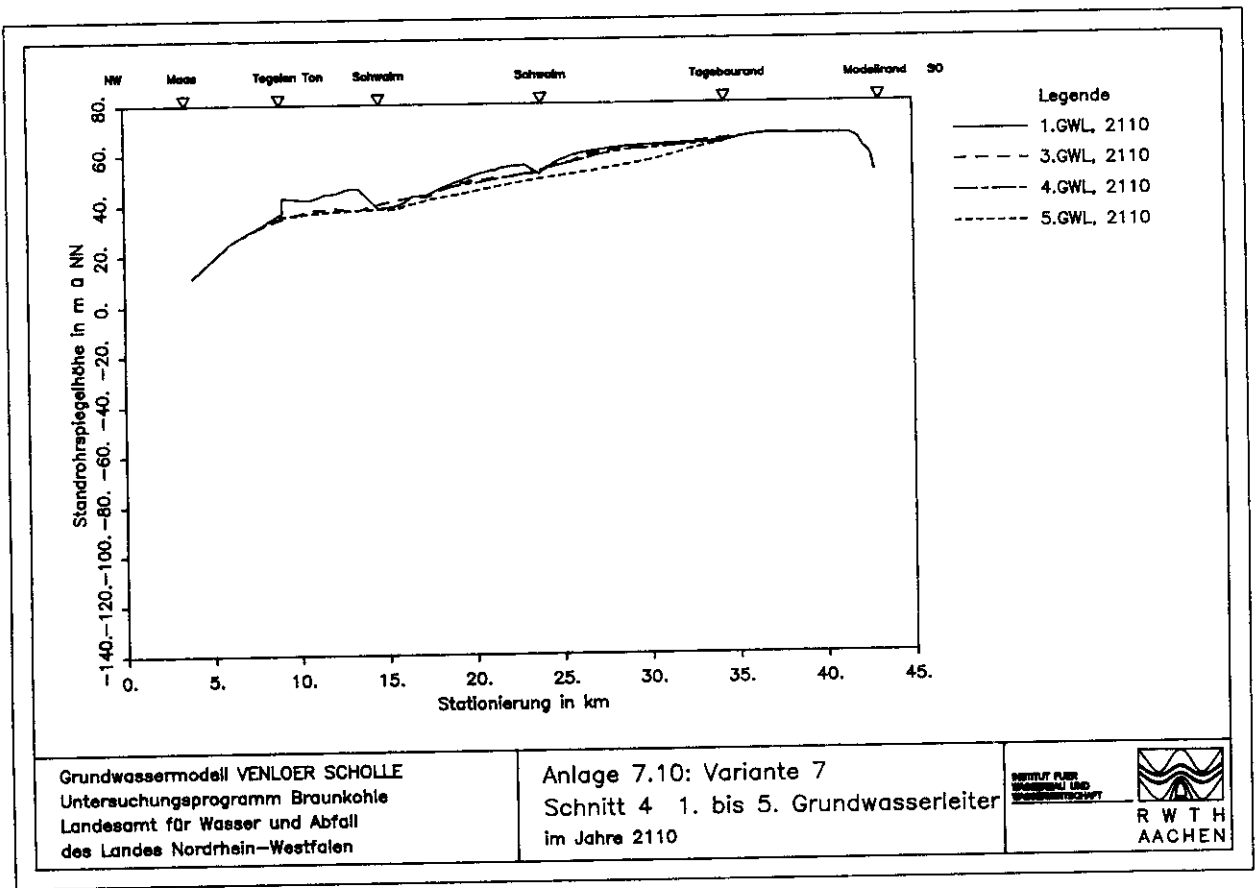
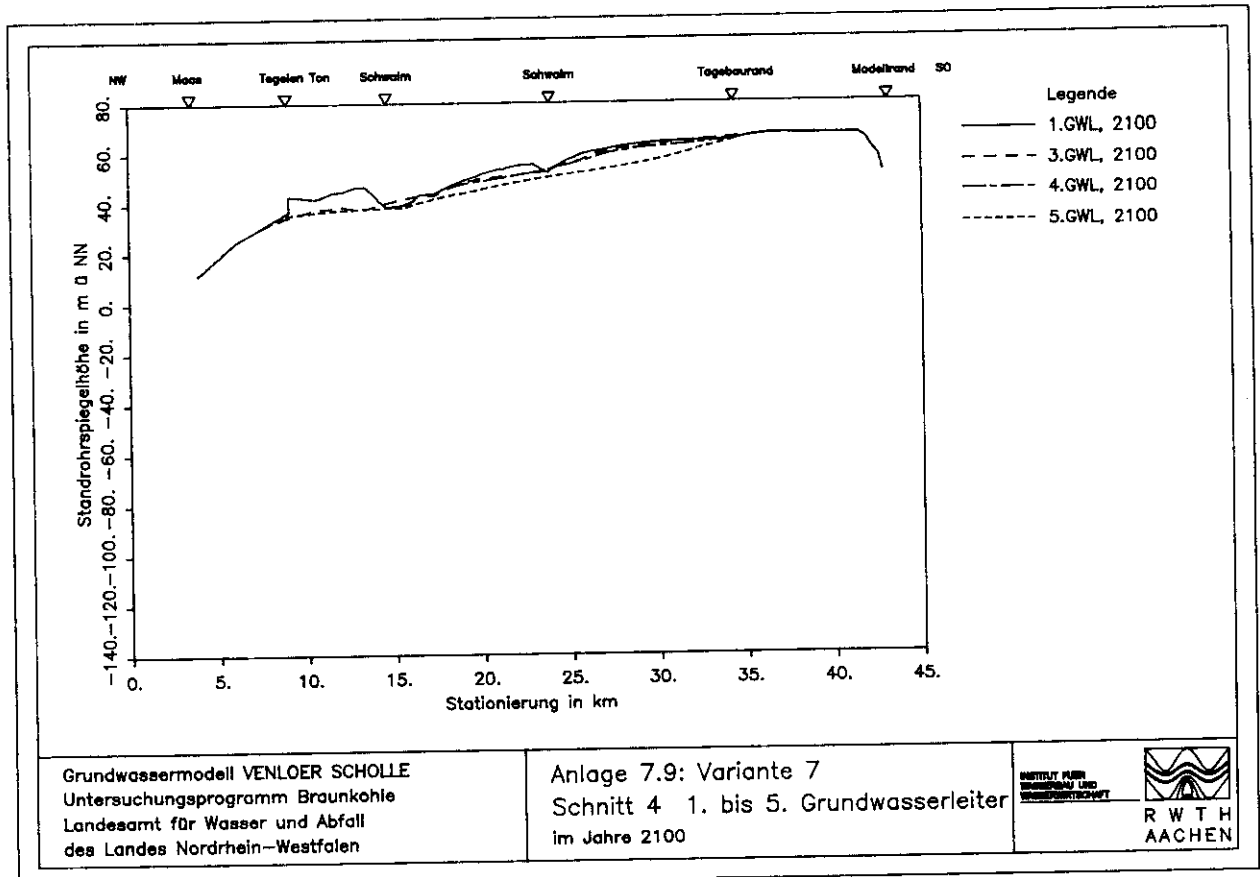


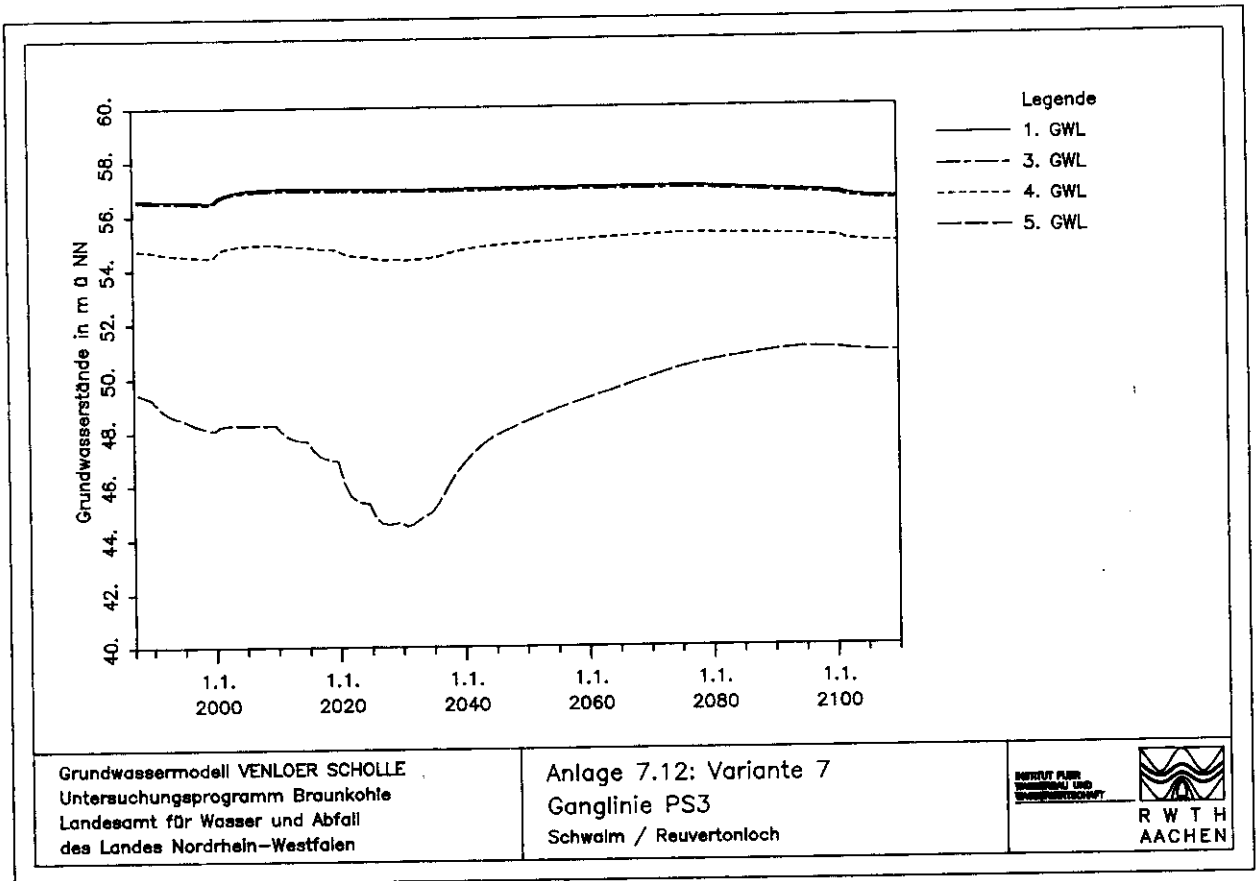
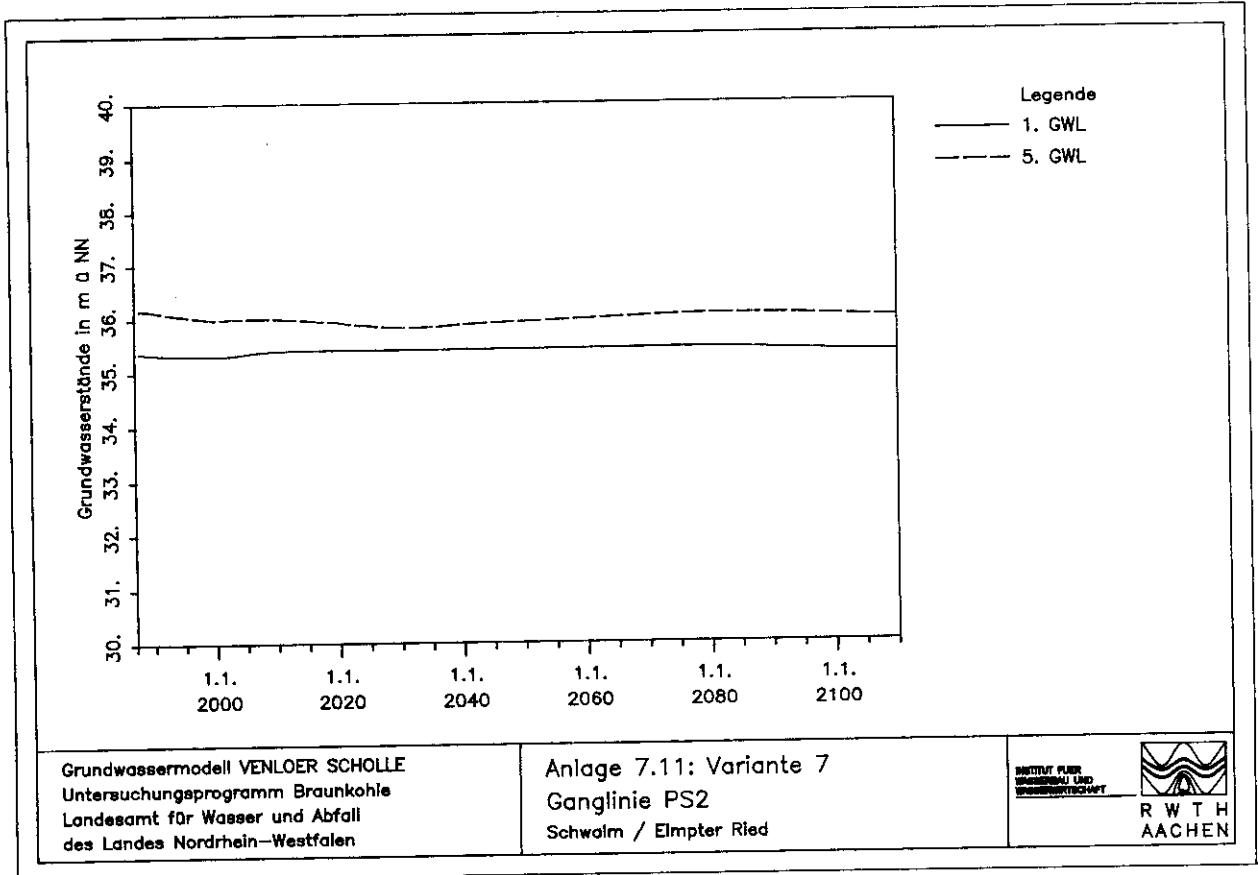


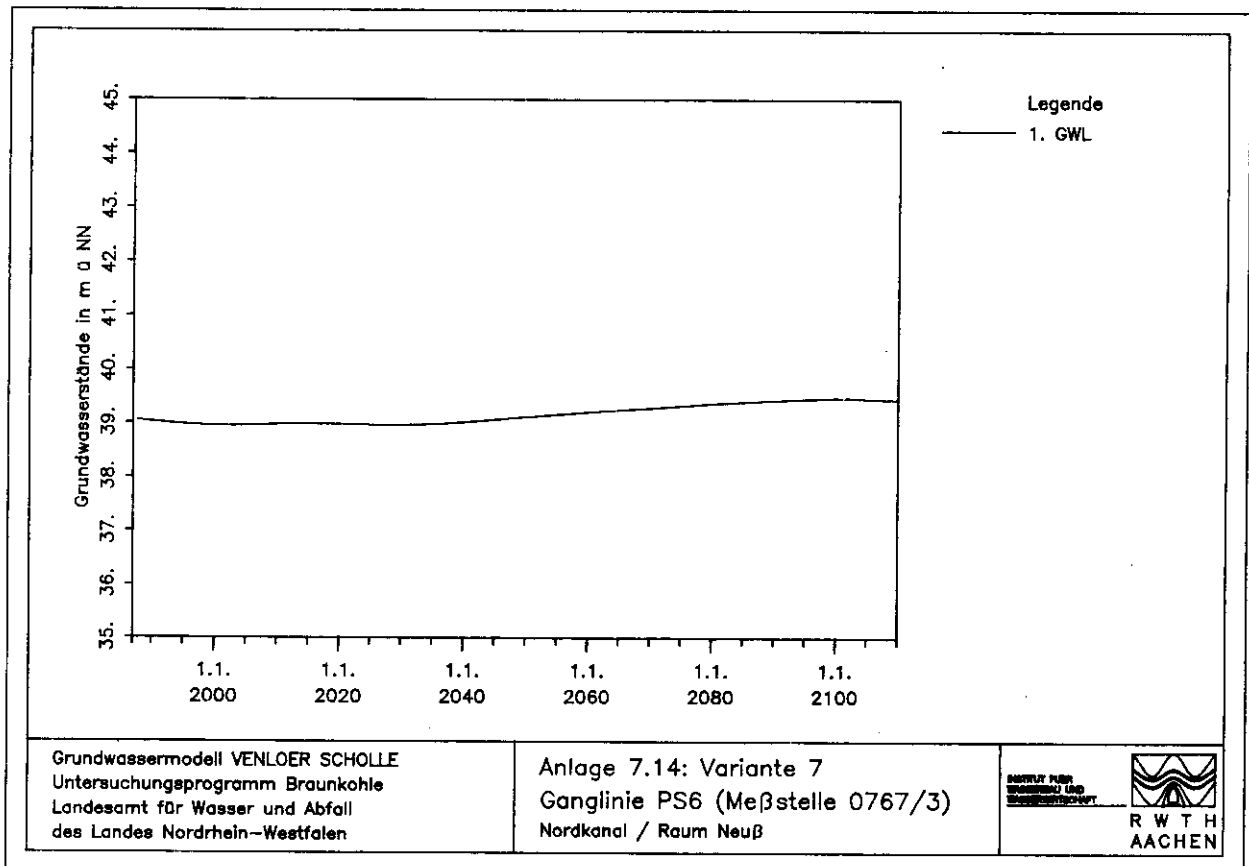
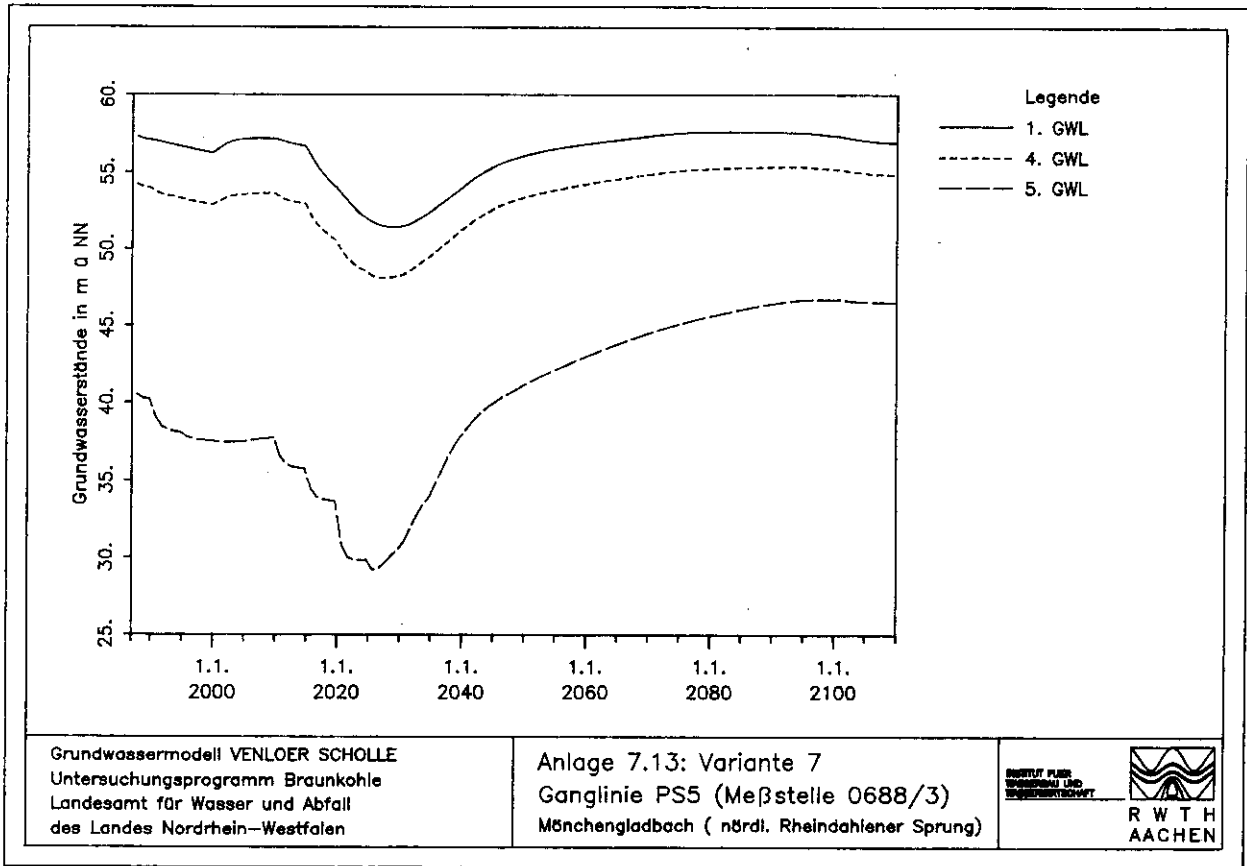


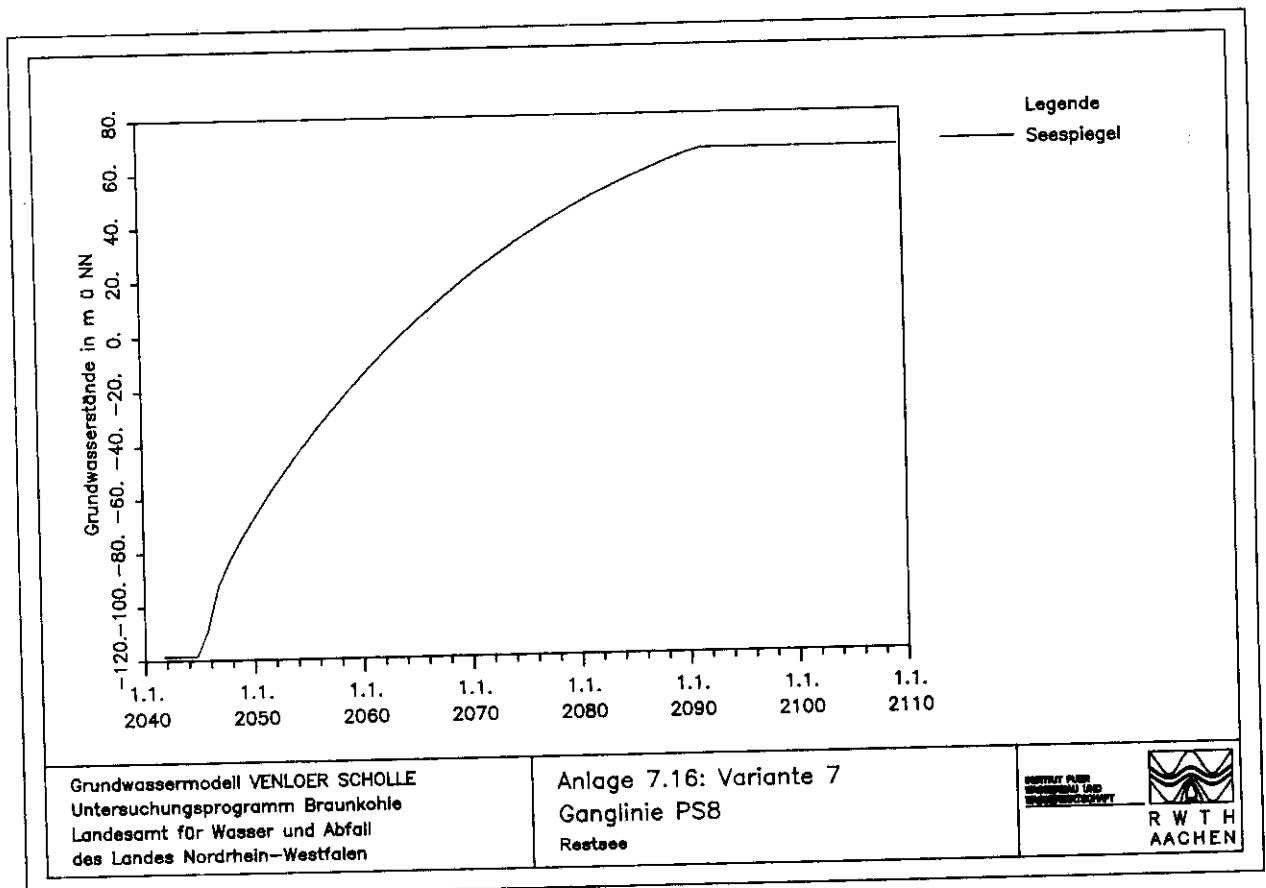
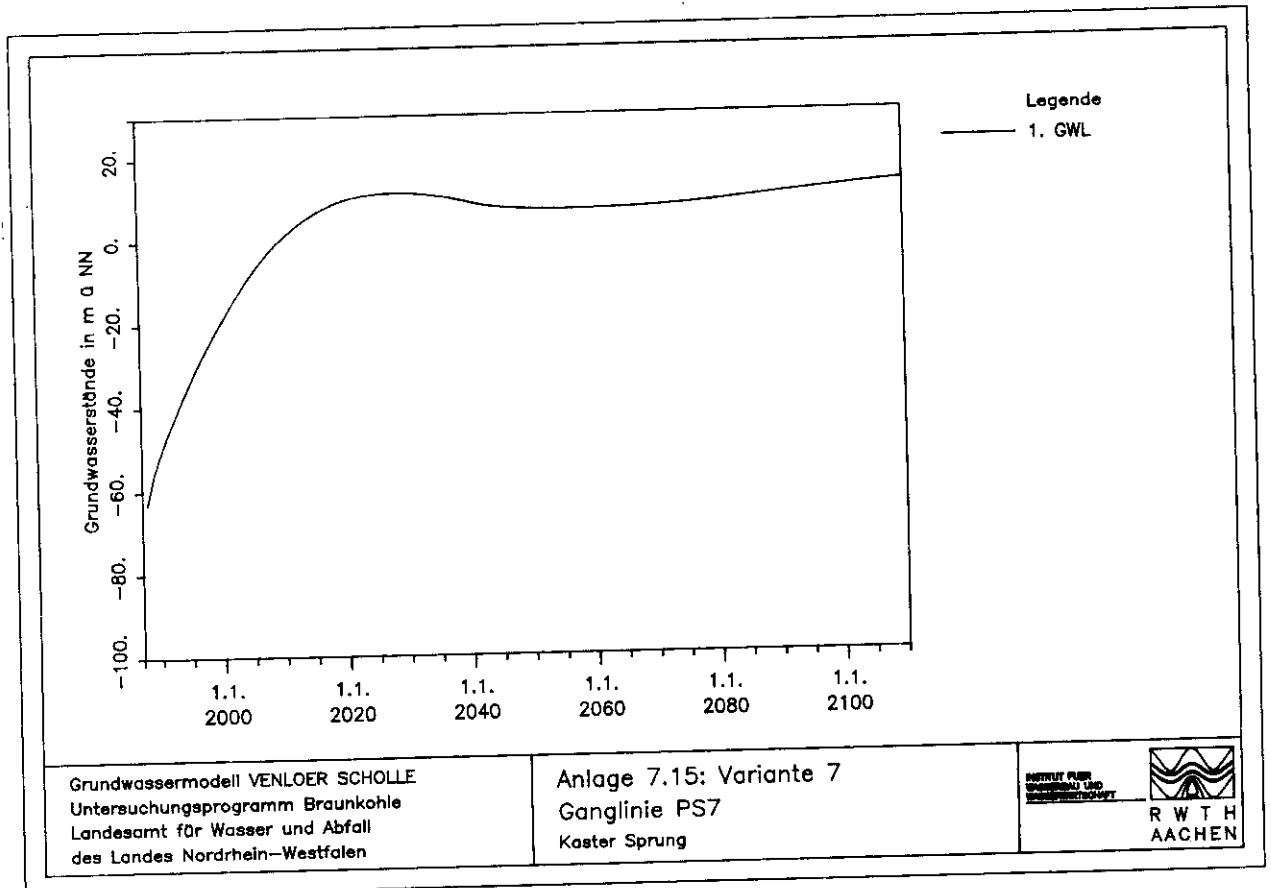






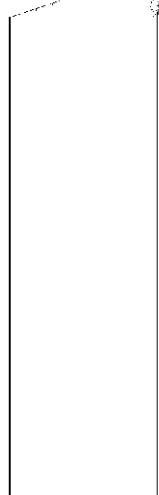
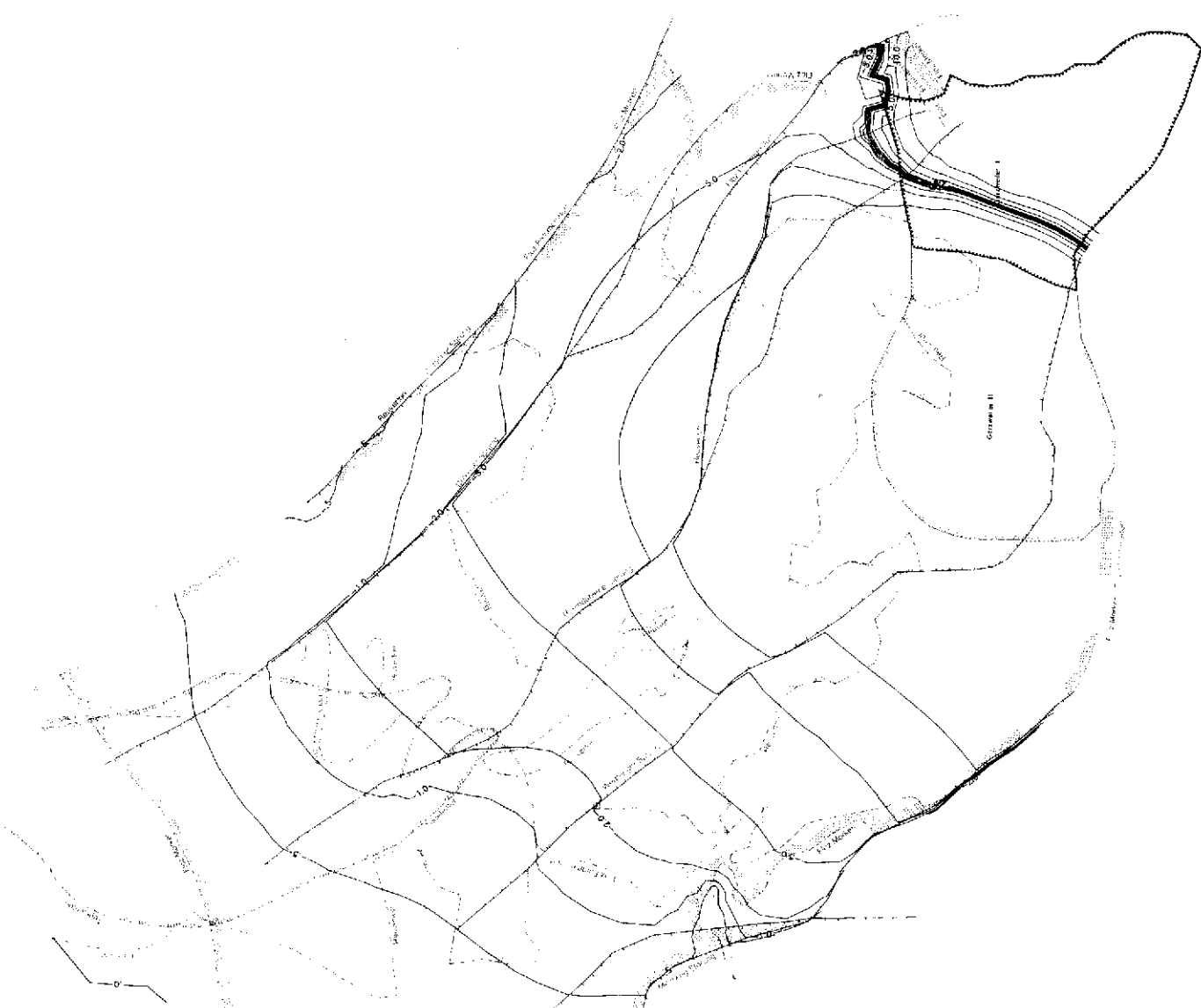










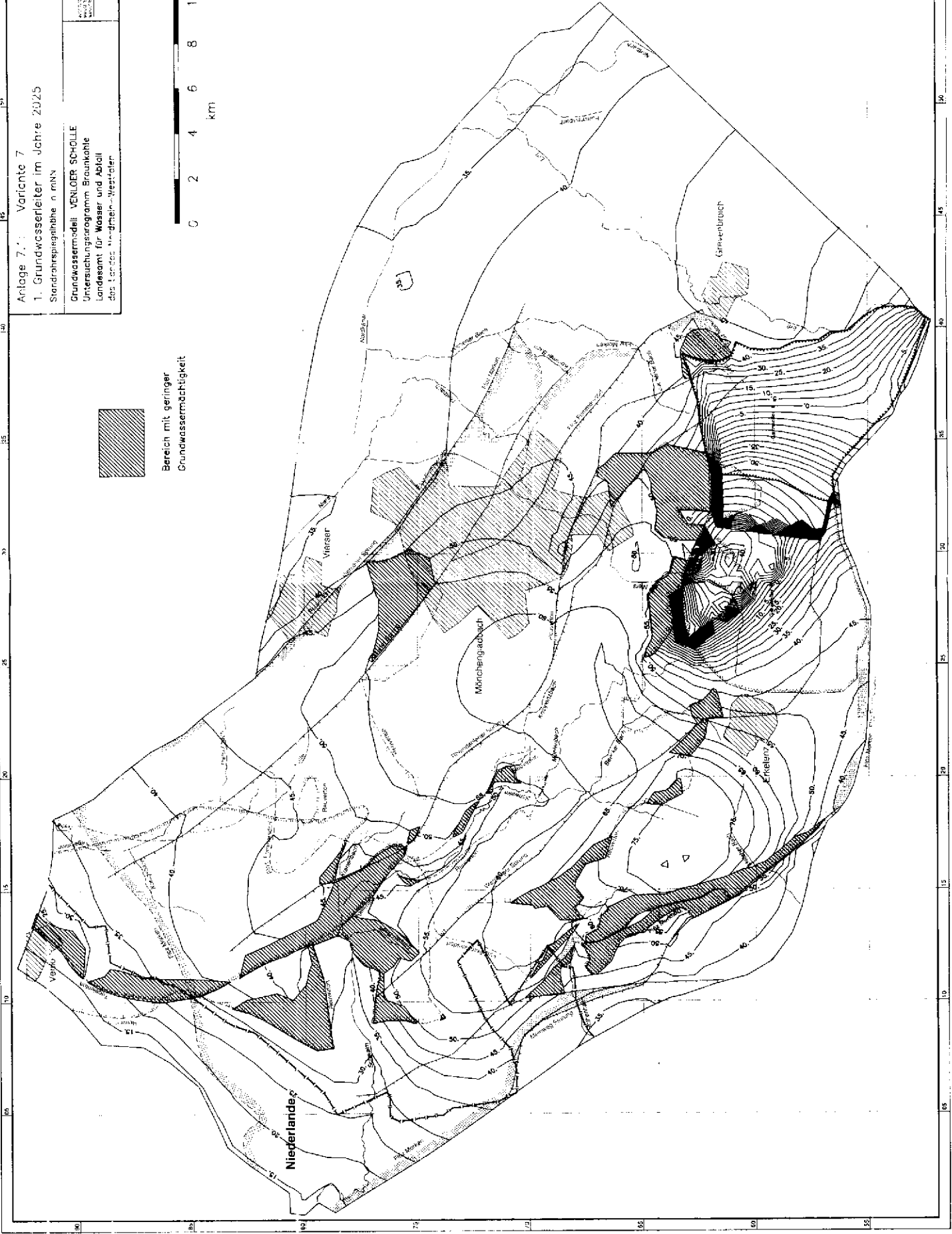
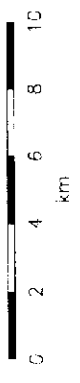


Anlage 7.1: Variante 7  
 1. Grundwasserleiter im Jahre 2025  
 Standardwasserspiegeln n mNN

Grundwassermodell VENLOER SCHOLLE  
 Untersuchungsprogramm Braunkohle  
 Landesamt für Wasser und Abfall  
 des Landes Niederrhein-Westfalen



Bereich mit geringer  
 Grundwassermächtigkeit

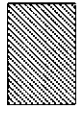




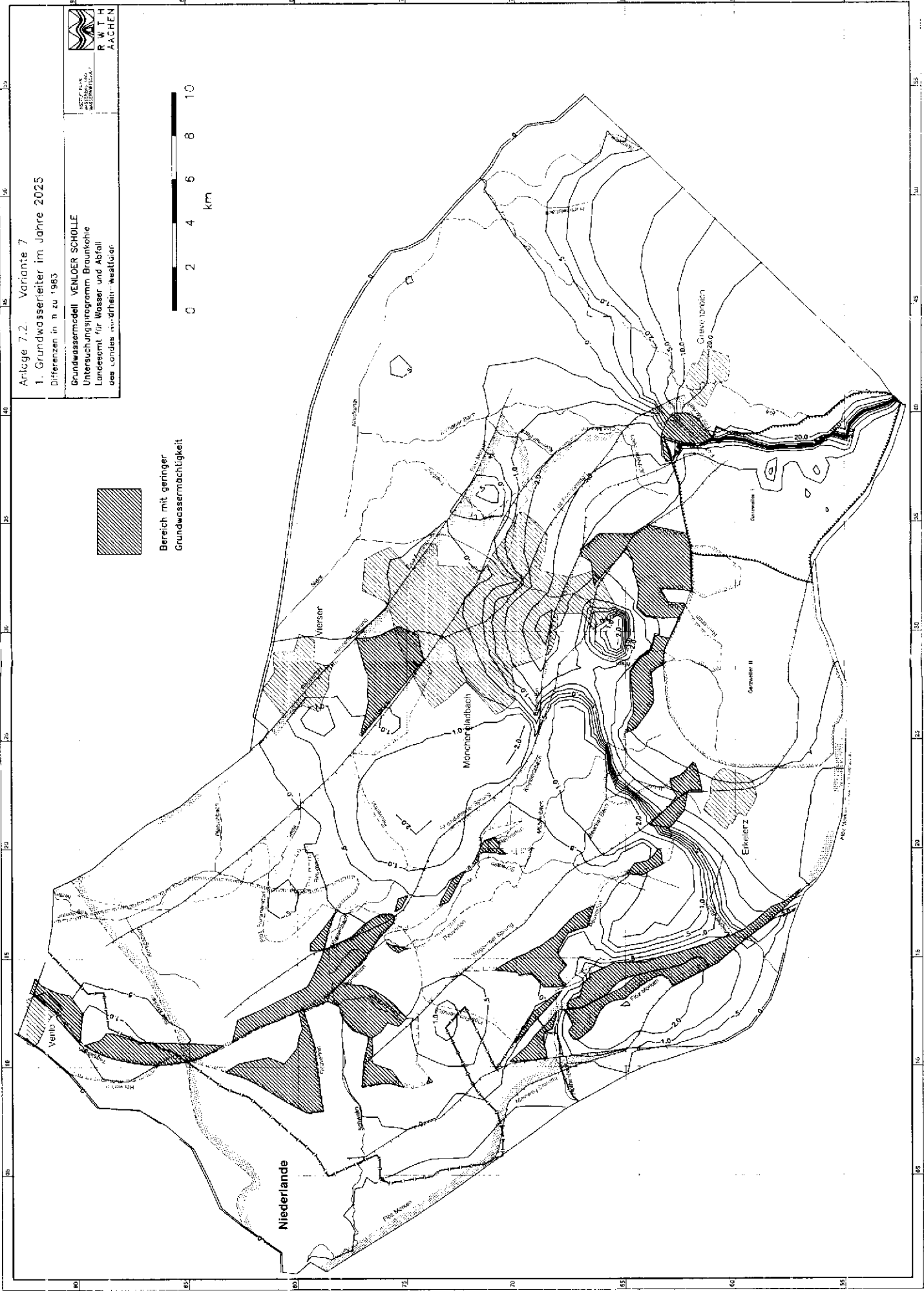
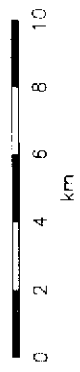
INSTITUT FÜR  
WASSERHAUSHALTUNG  
UND ABFALLWEISUNG  
RWTH  
AACHEN

Anlage 7.2. Variante 7  
1. Grundwasserleiter im Jahre 2025  
Differenzen in n zu 1983

Grundwassermodell: VENLOER SCHOLLE  
Untersuchungsprogramm: Braunkohle  
Landesamt für Wasser und Abfall  
des Landes Nordrhein-Westfalen



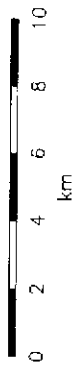
Bereich mit geringer  
Grundwassermächtigkeit



Anlage 7.3: Variante 7  
 3. Grundwasserleiter im Jahre 2025  
 Differenzen in m zu 1983

Grundwassermodell: VENLOER SCHOLLE  
 Untersuchungsprogramm Braunkohle  
 Landesamt für Wasser und Abfall  
 des Landes Nordrhein-Westfalen

R. W. T. H.  
 AACHEN

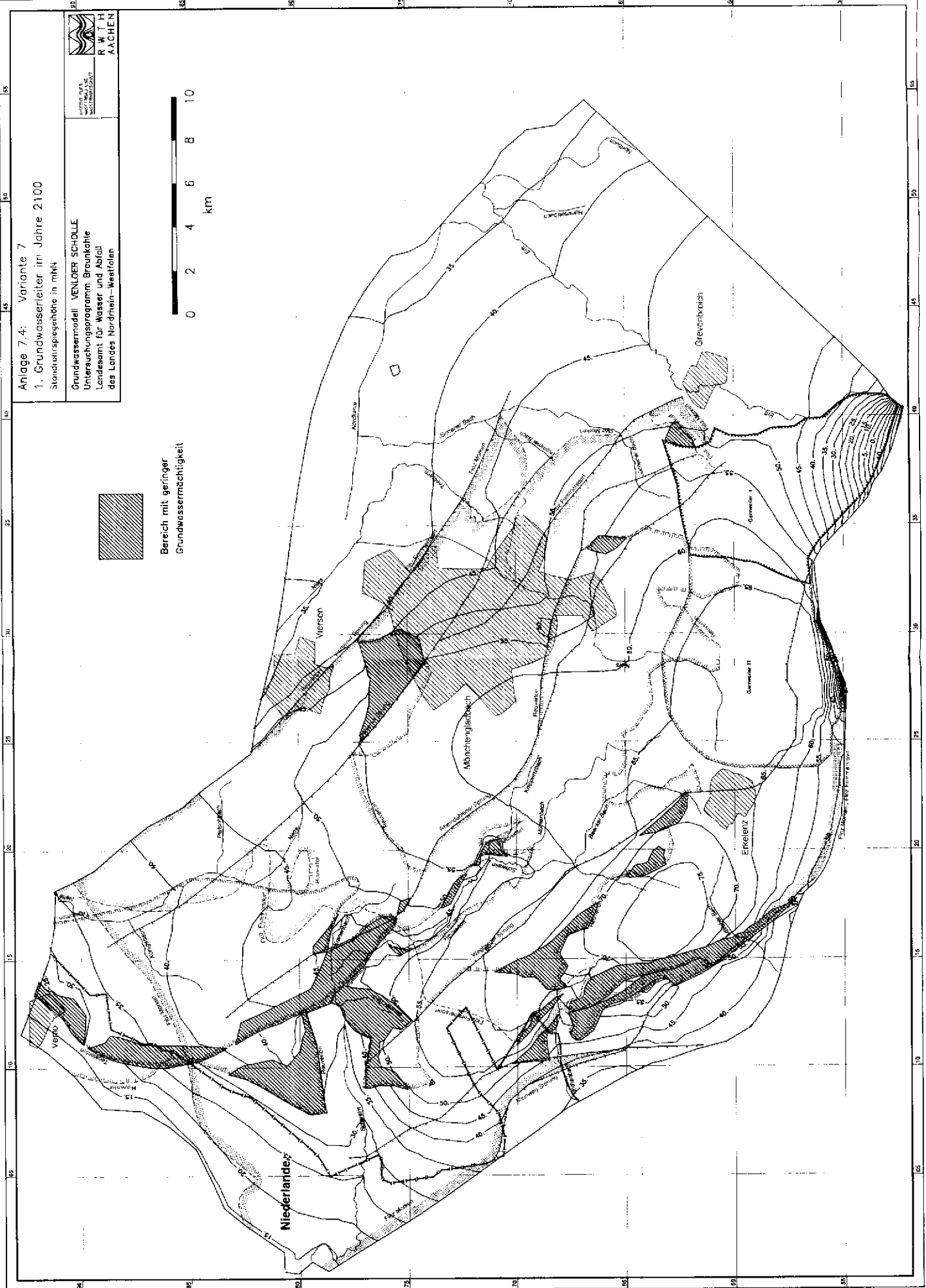
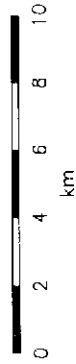


Anlage 7.4: Variante 7  
1. Grundwasserleiter im Jahre 2100  
Standortspiegeltiefe in mNN

Grundwassermodell VENLOER SCHÖLLE  
Untersuchungsprogramm Braunkohle  
Landesamt für Wasser und Abfall  
des Landes Nordrhein-Westfalen

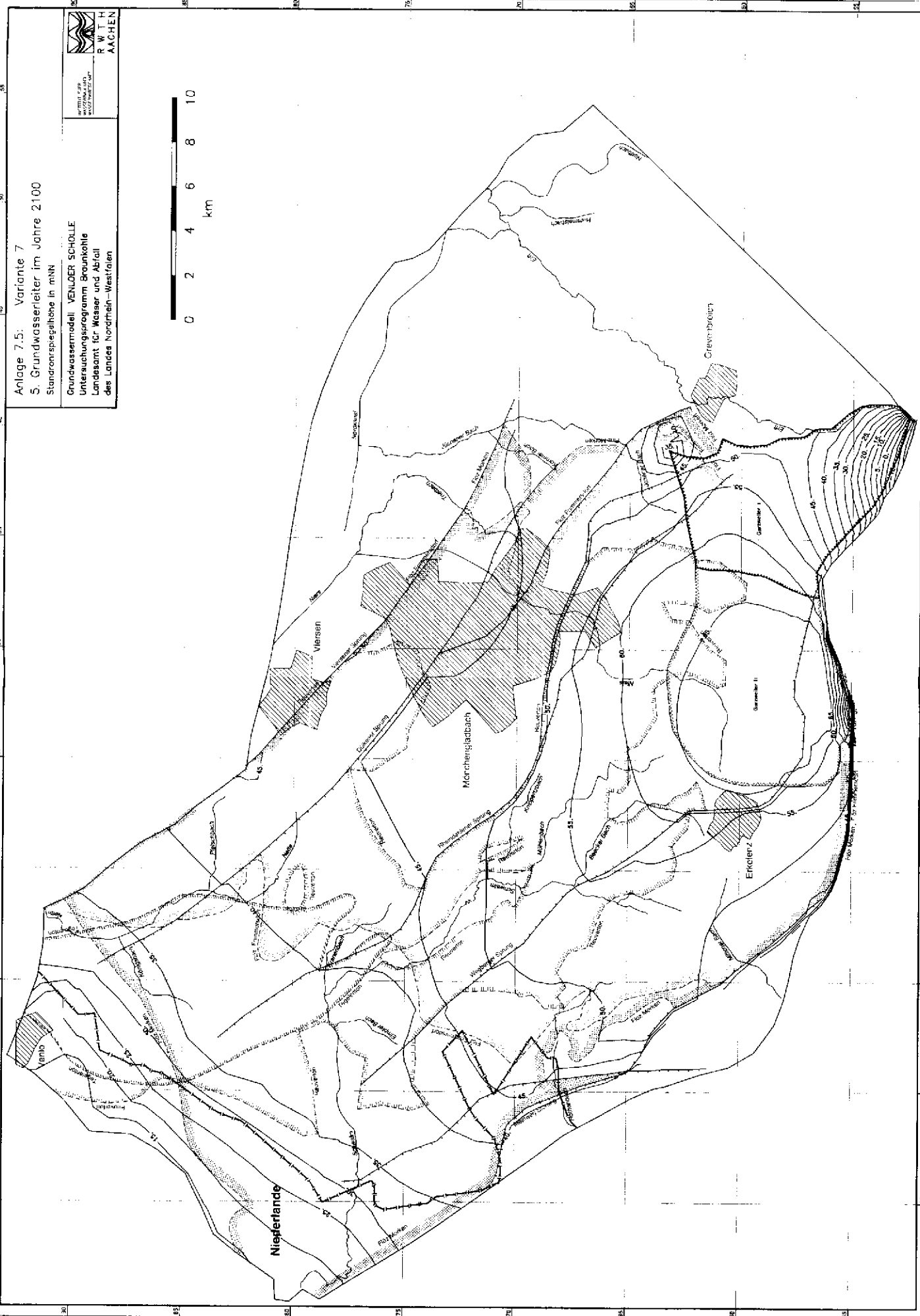
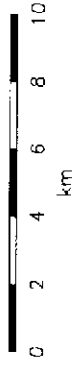


Bereich mit geringer  
Grundwassermächtigkeit



Anlage 7.5: Variante 7  
 S. Grundwasserleiter im Jahre 2100  
 Standortspiegelhöhe in mNN

Grundwassermodell VENDOR SCHOLLE  
 Untersuchungsprogramm Braunkohle  
 Landesamt für Wasser und Abfall  
 des Landes Nordrhein-Westfalen



# Stellungnahme des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen zu „Grundwassermodell Venloer Scholle – Bericht II, Simulationsvarianten 5 bis 7 –“

## 1. Veranlassung

Das Grundwassermodell Venloer Scholle wurde im Rahmen des ergänzenden Untersuchungsprogramms, das in der Leitentscheidung zur künftigen Braunkohlepolitik 1987 festgelegt wurde, vom Landesamt für Wasser und Abfall beim Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen in Auftrag gegeben.

Der Aufbau des Modells, die Kalibrierung und vier erste Simulationsvarianten wurden Ende des Jahres 1990 abgeschlossen und sind Inhalt des Berichtes I.

Das mehrschichtige, mathematische Grundwasserströmungsmodell umfaßt das 1200 km<sup>2</sup> große Untersuchungsgebiet der Venloer Scholle. Es ermöglicht die Simulation zukünftiger Grundwassersituationen, die sich unter Einwirkung der Sumpfung für den Tagebau Garzweiler I und den vom Bergbautreibenden beantragten Anschlußtagebau Garzweiler II einstellen. Darüber hinaus lassen sich weitere Fragestellungen wie z. B. die Wirksamkeit denkbarer Schutzmaßnahmen gegen eine Grundwasserabsenkung durch die Tagebausumpfung untersuchen. Zwischenzeitlich wurden drei weitere Simulationsrechnungen (Varianten 5, 6, 7) mit dem Grundwassermodell Venloer Scholle durchgeführt, deren Ergebnisse im Bericht II vorgestellt werden.

## 2. Modellergebnisse

### *Variante 5:*

In den bisherigen Simulationsvarianten (Varianten 1–4) wurden, wie es aus derzeitiger Sicht zu erwarten ist, für die öffentliche Wasserversorgung eine jährliche Steigerung der Entnahmen und für die industriellen und gewerblichen Entnahmen ein jährlicher Rückgang angenommen. Aus diesem Grund lassen sich die errechneten Veränderungen der Grundwasserstände gegenüber dem Vergleichsjahr 1983 nicht überall nur auf den Einfluß der Tagebautwässerung zurückführen.

Die Aufgabe der Variante 5 bestand deshalb darin, die Überlagerung der durch die Tagebausumpfung bedingten Grundwasserabsenkung mit der Grundwasseränderung durch sonstige Entnahmen zu trennen. Durch Vorgabe einer konstanten Fördermenge in Höhe der Förderung des Vergleichsjahres 1983 für die sonstigen Entnahmen kann diese Trennung erreicht werden.

In den Differenzendarstellungen zum Jahr 1983 läßt sich somit die Änderung in den Grundwasserständen ablesen, die alleine von der Tagebausumpfung hervorgerufen wird.

Hier zeigt sich ein auf das Sumpfungszentrum der Tagebautwässerung hin orientiertes Absenkungsbild, welches nicht mehr von lokalen Grundwasserentnahmen überlagert wird. Im Vergleich zur Variante 1, in der bei sonst gleichen Vorgaben die sonstigen Entnahmen mit einer jährlichen Veränderung berücksichtigt wurden, sind die Absenkungsbeträge der Variante 5 insgesamt etwas geringer. Es ist zu erkennen, daß generell der Einfluß der Steigerung der Entnahmen für die öffentliche Wasserversorgung in Relation zum Einfluß der Tagebausumpfung mit wachsender Entfernung zum Abbaugbiet immer bedeutsamer wird. In den tagebaufernen Gebieten (z. B. Nordwesten, Nordosten) überwiegt er sogar gegenüber den Auswirkungen der Tagebautwässerung.

### *Variante 6:*

Die bisherige Planung des Bergbautreibenden für den Anschlußtagebau Garzweiler II sieht vor, den Lövenicher Sprung am Südrand des Tagebaufeldes abzubauen. Die Ergebnisse der Varianten 1–4 haben gezeigt, daß durch Abbau dieser abdichtenden Verwerfung der Abstrom aus der Venloer Scholle in die Erftscholle erhöht wird. Dadurch wird der Wiederanstieg der Grundwasserstände in der Venloer Scholle verzögert. Das hat zur Folge, daß sich auch der Zeitraum, über den Grundwasseranreicherungen und eine künstliche Restseefüllung nötig sind, verlängert.

In der Variante 6 wird untersucht, in welchem Ausmaß der aus wasserwirtschaftlicher Sicht unerwünschte Abstrom aus der Venloer Scholle in die Erftscholle durch Erhalten der natürlichen Durchlässigkeit am Lövenicher Sprung verringert werden kann.

In der Praxis könnte dies durch ein Stehenlassen des Lövenicher Sprungs oder durch ein Wiederabdichten nach dessen Abbau realisiert werden.

Im Vergleich zur Variante 2, in der bei sonst gleichen Vorgaben ein Abbau des Lövenicher Sprungs modelliert wird, zeigen die Ergebnisse der Variante 6, daß der Abstrom zur Erftscholle sichtbar zurückgeht. Das hat zur Auswirkung, daß der Resteespiegel rascher ansteigt.

Das angestrebte Niveau von 67 m NN im Restsee kann aber auch in der Variante 6 bis zum Jahr 2100 noch nicht erreicht werden. Die Auswirkungen der hier untersuchten Maßnahmen am Lövenicher Sprung sind somit als deutlich aber in ihrem Umfang begrenzt einzustufen.

Bei der Interpretation der Ergebnisse muß allerdings beachtet werden, daß die Grundwasserstände in der Erftscholle, die als südliche Randbedingung für das Modell eine direkte Auswirkung auf die Überströme am südlichen Sprungsystem der Ven-



loer Scholle haben, nur schwer vorherzusagen sind. Ein geeignetes Grundwassermodell zur Prognose der Entwicklung der Erftschollenstände liegt nicht vor. Die Modellergebnisse der Variante 6 sind deshalb weniger für quantitative Aussagen geeignet. Vielmehr können aber sich klar abzeichnende Tendenzen erkannt werden.

Eine letztendliche Entscheidung über das bergbautechnische Vorgehen am Lövenicher Sprung könnte noch zu einem späteren Zeitpunkt getroffen werden. Kurz vor Tagebauende können detailliertere Erkenntnisse über die hydraulische Wirkung des Sprungsystems und die Entwicklung der Grundwasserstände in der Erftscholle vorliegen, die dann in die Entscheidung einbezogen werden können (siehe auch Stellungnahme des LWA zur Untersuchung zur Abdichtung zwischen Venloer Scholle und Erftscholle, sowie Entwicklung einer künstlichen Grundwasserlandschaft im Bereich des Tagebaus Garzweiler I/II).

#### *Variante 7:*

Ausgehend von den Erfahrungen, die mit den verschiedenen Versickerungsvarianten 2, 3 und 4 (siehe Bericht I) gesammelt wurden, wurde das Versickerungskonzept der Variante 7 entwickelt. Berücksichtigt wurde hierbei eine aus ökologischer Sicht wünschenswerte Mindestentfernung von 1,5 km von den Infiltrationsanlagen zu den Feuchtgebieten. Hierdurch kann der in den Feuchtgebieten ankommende Anteil des Versickerungswassers, welches einen anderen Chemismus aufweist als das in den Feuchtgebieten natürlich anstehende Wasser, reduziert werden. Die Versickerungsstellen wurden dabei so angelegt, daß das Anreicherungswasser außerhalb bzw. unterhalb (durch einen Schluckbrunnen) des Reuvertons versickert werden kann. Diese großräumige Stützung der Grundwasserstände im Bereich der Feuchtgebiete von unten hat den Vorteil, wesentlich unempfindlicher gegenüber Unsicherheiten im geologischen Schichtaufbau zu reagieren.

Die Ergebnisse der Simulationsrechnung zeigen, daß es mit dieser Versickerungsstrategie grundsätzlich möglich ist, die Grundwasserstände in den schützenswerten Feuchtgebieten auf dem Niveau von 1983 zu halten. Die errechneten Sumpfungsmengen und Infiltrationsmengen liegen erwartungsgemäß zwischen den Simulationsergebnissen für die feuchtgebietsnahe Versickerungsvariante (Variante 2) und die tagebaunahe Versickerungsvariante (Variante 3). Es wird deutlich, daß über den gesamten Infiltrationszeitraum betrachtet der für die Grundwasseranreicherung nötige Wasserbedarf zur Hälfte aus Sumpfungswasser gedeckt werden kann. Somit ist die Hälfte des nötigen Anreicherungswassers vom Rhein heranzuführen.

Über die ursprüngliche Fragestellung hinaus konnten aus dieser Simulationsvariante noch weitere Erkenntnisse für die Wiederanstiegsphase nach Tagebauende gewonnen werden. Es zeigte sich, daß bei einer konstanten Restseefüllung von 60 Mio m<sup>3</sup>/a, die damit deutlicher höher ist als bei den Varianten 1–4, der Restsee das angestrebte Endniveau von 67 m NN nach ca. 40–50 Jahren erreichen kann. Auch danach ist, um die gewünschte Spiegelhöhe halten zu können, eine weitere Befüllung mit einer wesentlich geringeren Menge notwendig, solange die Stände in der Erftscholle noch abgesenkt sind.

Die Simulationsergebnisse zeigen außerdem, daß die benötigte Infiltrationsmenge zur Stützung der Grundwasserstände in den Feuchtgebieten mit dem Erreichen des angestrebten Restseespiegels stark zurückgeht. Ob die Versickerungsanlagen zu diesem Zeitpunkt schon ganz außer Betrieb genommen werden können, läßt sich auf der Grundlage der Modellergebnisse nicht sicher abschätzen.

### 3. Ausblick

Mit den Varianten 5–7 des Grundwassermodells Venloer Scholle konnten weitere wichtige Fragestellungen, die sich nach Auswertung der Varianten 1–4 ergeben hatten, geklärt werden.

Darüber hinaus nimmt das Grundwassermodell Venloer Scholle eine zentrale Stellung innerhalb des ergänzenden Untersuchungsprogrammes ein. Für eine Reihe der anderen Gutachten lieferten die Ergebnisse der Varianten 1–7 wichtige Grundlagen.

Das Modell steht zur Untersuchung möglicher weiterer Fragestellungen weiterhin an der RWTH Aachen zur Verfügung.

# **Kleinräumiges Grundwassermodell Schwalm**

**– Zusammenfassende Darstellung –**

**Berichtersteller:  
Landesamt für Wasser und Abfall  
Nordrhein-Westfalen**

**Datum: August 1991**

## 1. Aufgabenstellung

Die Leitentscheidung zur künftigen Braunkohlepolitik aus dem Jahr 1987 gab den Anlaß, mögliche Auswirkungen durch die Tagebauvorhaben Garzweiler I und II auf den Wasserhaushalt grundwasserabhängiger Feuchtgebiete hin zu untersuchen. Die Feuchtgebiete an der Schwalm und ihren Nebenbächen Mühlenbach und Knippertzbach sind wegen ihrer besonderen ökologischen Bedeutung in besonderem Maße zu schützen. Um ihre mögliche Gefährdung durch eine Grundwasserabsenkung aufgrund der Tagebausümpfung abschätzen und die Wirksamkeit von Versickerungsmaßnahmen ermitteln zu können, sind möglichst detaillierte und kleinräumige Untersuchungen nötig.

Mit Hilfe des Grundwassermodells Venloer Scholle ist es möglich, Aussagen über die Grundwasserverhältnisse während des Tagebaubetriebs und nach Tagebauende für die Venloer Scholle zu machen. Der Größe des Modellgebietes und der Möglichkeit, fünf verschiedene Grundwasserleiter zu berücksichtigen, steht der Nachteil gegenüber, daß für lokale Fragestellungen die räumliche Auflösung nicht ausreicht.

Aus diesem Grund wurde das Ingenieurbüro Hydrotec, Aachen, vom Landesamt für Wasser und Abfall mit dem Aufbau des Grundwassermodells Schwalm beauftragt. Mit dem Grundwasserströmungsmodell soll die Grundwassersituation in den ökologisch wertvollen Feuchtgebieten an der Schwalm und ihren Nebenbächen, die durch die räumliche Nähe zum Tagebau besonders gefährdet sind, detaillierter simuliert werden können. Hierbei interessieren vor allem die Abschätzung einer möglichen Gefährdung und der Wirksamkeit von Gegenmaßnahmen.

Das Grundwassermodell Schwalm soll langfristig vom Landesamt für Wasser und Abfall für eigene Untersuchungen genutzt werden.

## 2. Modellbeschreibung

### a) Modellaufbau

In enger Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Wasser und Abfall wurde das Grundwassermodell Schwalm vom Ingenieurbüro Hydrotec im Frühjahr 1991 entwickelt. Die entsprechende Computerrealisation wurde auf einem PC des Landesamtes für Wasser und Abfall installiert.

Für die Modellberechnungen wurde das Programmsystem GWKAL eingesetzt. Basierend auf der Methode der Finiten Elemente können damit sowohl stationäre als auch instationäre Simulationsrechnungen für einzelne Grundwasserleiter durchgeführt werden. Das Programm beinhaltet eine automatische Kalibrierung auf der Grundlage eines iterativen Verfahrens. Es ist eingebunden in ein umfangreiches Programmsystem zur Datenaufbereitung und Eingabe, sowie zur Ergebnisausgabe und Darstellung.

Das 108 km<sup>2</sup> große Modellgebiet umfaßt das Quellgebiet der Schwalm bis zum Pegel Pannmühle. Die räumliche Lage innerhalb der Venloer Scholle ist der Abb. 1 zu entnehmen. Das Untersuchungsgebiet wurde für die Berechnungen durch ein Modellnetz aus 1095 unregelmäßigen Viereckselementen diskretisiert (Anlage 1). Der Netzaufbau orientierte sich dabei am Verlauf des Flußsystems, der geologischen Störungen und des Reuvertonausstrichs, sowie an der Lage der im Modell berücksichtigten Grundwasserentnahmen und Grundwassermeßstellen. Das Modellnetz verdichtet sich im Bereich der Fließgewässer und der schutzwürdigen Feuchtgebiete (Anlage 2). Auf

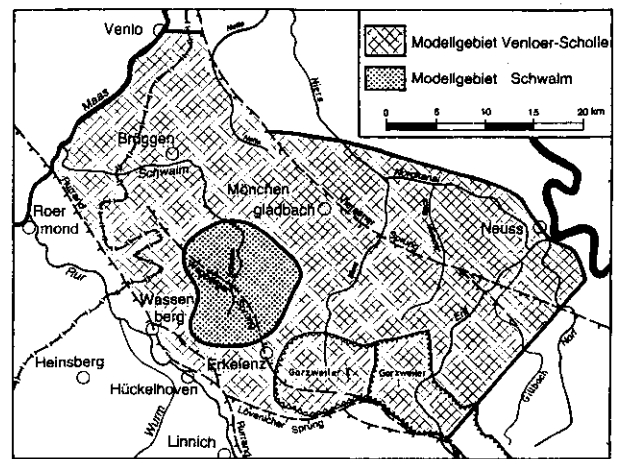


Abbildung 1: Lage des Modellgebietes Schwalm in der Venloer Scholle

diese Weise wird die gewünschte kleinräumigere Betrachtung im Bereich der Feuchtgebiete ermöglicht.

Mit dem einschichtigen, horizontalebene Modell können die Grundwasserhöhen für das oberste Grundwasserstockwerk, das für die Grundwassersituation in den Feuchtgebieten die wichtigste Bedeutung hat, berechnet werden. Die Modellbasis wird somit vom Reuverton bzw. von der Basis der Hauptterrasse gebildet.

### b) Eingabedaten

Bei der Ermittlung der Eingabedaten für das Schwalmmodell wurden generell die Daten, die für das Modell Venloer Scholle erarbeitet wurden, verwendet. Teilweise konnten sie mit Hilfe zusätzlicher Informationen präzisiert und detaillierter berücksichtigt werden (z. B. Grundwasserneubildung, Geometrie der Fließgewässer, etc.).

Um den Einfluß der außerhalb des Modellgebietes liegenden Tagebausümpfung einbeziehen zu können, war es darüber hinaus erforderlich, Simulationsergebnisse aus dem Modell Venloer Scholle in das Schwalmmodell einfließen zu lassen. Aus den Grundwasserhöhen, die großräumig unter Berücksichtigung der Tagebausümpfung simuliert wurden, konnten die Randbedingungen für das kleinräumigere Modellnetz interpoliert werden. Der mit dem Mehrschicht-Modell errechnete vertikale Grundwasserstrom zwischen dem obersten und dem darunter liegenden Leiter wurde als flächenhafter Leakage an der Modellbasis des Schwalmmodells übertragen.

### c) Kalibrierung

Für die stationären Simulationsrechnungen wurden mit Hilfe der Kalibrierung die Durchlässigkeitsbeiwerte des Grundwasserleiters (Kf-Werte) bestimmt. Als Gütekriterium für die bestmögliche Anpassung an die natürlichen Verhältnisse wurde dabei der Vergleich von gemessenen und mit dem Modell errechneten Grundwasserhöhen für das Jahr 1986 herangezogen. Anlage 3 zeigt den auf Grundlage von Meßwerten für das Jahr 1986 konstruierten Grundwassergleichenplan. Unter Berücksichtigung der im Modell beinhalteten automatischen Kalibrierungen konnten 10 verschiedene Teilbereiche mit jeweils einheitlicher Charakteristik bezüglich der Kf-Werte herausgearbeitet werden. Dabei ergaben sich insgesamt Kf-Werte im Bereich von  $1,4 \cdot 10^{-4}$  bis  $1,4 \cdot 10^{-3}$  m/s.

Es zeigte sich, daß mit diesem Kalibrierungsergebnis eine gute Anpassung des Modells an die realen Bedingungen erreicht werden konnte.

Ein Vergleich der Bilanzen zeigt, daß auch bezüglich des grundwasserbürtigen Abflusses in den im Modell erfaßten Fließgewässern eine gute Übereinstimmung zwischen Modell-ergebnissen und Meßwerten erreicht werden konnte.

Die berechneten Grundwassergleichen für das Jahr 1986 bilden für die weiteren Simulationsrechnungen die Vergleichsgrundlage. Differenzdarstellungen zu den Modellergebnissen anderer Zeitpunkte zeigen die Veränderungen gegenüber dem so gut wie unbeeinflussten Zustand im Jahr 1986.

### 3. Simulationsergebnisse für das Jahr 2000

Nach Abschluß von Modellaufbau und Kalibrierung konnten stationäre Simulationsrechnungen durchgeführt werden. Erste Ergebnisse liegen für das Jahr 2000 vor.

Im Jahr 2000 steht der Tagebau Garzweiler I kurz vor seinem Abschluß. Dieser Zeitpunkt wurde für eine stationäre Simulationsrechnung ausgewählt, um die Grundwassersituation prognostizieren zu können, die sich durch den maximalen Sumpfungseinfluß des Tagebaus Garzweiler I einstellt.

Darauf aufbauend war es ein weiteres Ziel der Untersuchung, die Möglichkeit, die Grundwasserstände in den Feuchtgebieten durch Versickerungsmaßnahmen auf unbeeinflusstem Niveau zu halten, zu überprüfen. Als erster Ansatz wurden hierfür die im 1. Nachtrag zur wasserrechtlichen Erlaubnis für den Tagebau Garzweiler I (MURL-Konzept) vereinbarte Versickerungsmaßnahme im Schwalmgebiet mit einer Simulationsrechnung untersucht.

- a) In einem ersten Schritt wurden als Grundvariante für das Jahr 2000 die Grundwasserstände prognostiziert, die zu erwarten wären, wenn keine Schutzmaßnahmen für die Feuchtgebiete ergriffen würden. Die Ergebnisse dieser Variante ermöglichen eine kleinräumige Abschätzung darüber, in welchem Ausmaß und mit welcher räumlichen Differenzierung sich die Tagebausümpfung im Bereich der Feuchtgebiete auswirken würde. Dabei lassen sich besonders gefährdete und unbeeinflusste Gebiete unterscheiden. Auf dieser Grundlage kann ein Konzept für Versickerungsmaßnahmen zum Schutze der Feuchtgebiete entwickelt werden. Die Simulationsergebnisse zeigen die Anlagen 4 und 5.

In beiden Darstellungen läßt sich deutlich der Einfluß der Tagebausümpfung auf das Schwalmgebiet erkennen. Die Grundwassergleichen (Anlage 4) zeigen einen verstärkten Grundwasserabstrom nach Südosten in Richtung auf die Sumpfungsbrennen des Tagebaus Garzweiler I.

Den Vergleich zu der so gut wie noch unbeeinflussten Grundwasserströmung im Jahr 1986 liefert die Differenzdarstellung (Anlage 5). Hier zeigt sich, daß die stärkste Grundwasserabsenkung mit maximalen Werten von über 4 m im Südosten und Süden des Modellgebietes auftritt. Von dort aus gehen die Absenkungsbeträge nach Norden hin relativ schnell zurück. Geringe Absenkungen von 0 bis 0,5 m errechnen sich allerdings noch für das gesamte übrige Modellgebiet.

Daraus wird deutlich, daß im Jahr 2000 – sofern keine Gegenmaßnahmen ergriffen würden – eine Absenkung der Grundwasserstände im gesamten Modellgebiet zu erwarten wäre. Besonders stark würde sie sich im oberen Quellgebiet der Schwalm auswirken. Der Bau von Versickerungsanlagen ist hier also ganz besonders notwendig.

- b) In einer weiteren Simulationsvariante wurde die Wirksamkeit der Versickerungsmaßnahmen, die im MURL-Konzept vereinbart worden sind, für das Schwalmgebiet im Jahr 2000 untersucht. Bei der konkreten Festlegung der Versickerungsstandorte wurde der beantragte Vorschlag des Bergbautreibenden (Stand 9/90) zugrunde gelegt (Anlage 2). Die Lage der Versickerungsstellen wurde in bestmöglicher Annäherung auf das Modellnetz übertragen. Zur Simulation der Infiltrationen in das Grundwasser wurden an den entsprechenden Modellknoten die Grundwasserhöhen von 1986 zuzüglich verschiedener Überhöhungen zwischen 0,2 und 2,5 m als Festpotentiale angesetzt.

Als Modellergebnis sind in Anlage 6 die Grundwasserdifferenzen zum Jahr 1986 dargestellt. Die Auswirkung der Versickerungsmaßnahmen ist deutlich zu erkennen. Um die Feuchtgebiete gelegen bilden die Infiltrationsanlagen eine deutliche Barriere gegen die Grundwasserabsenkung durch die Tagebausümpfung. Dabei sind bezüglich der Wirksamkeit der einzelnen Maßnahmen für verschiedene Teilgebiete unterschiedliche Ergebnisse festzustellen.

Im Schwalmquellgebiet, wo sich die Grundwasserabsenkung am stärksten auswirkt, erscheint die Anzahl der geplanten Versickerungsstellen als gerade ausreichend, die Wasserstände in den südlichsten Feuchtgebieten am Tüschbroicherweiher auf dem Niveau von 1986 zu halten. Die dafür notwendige starke Überhöhung an den Versickerungsknoten bewirkt gleichzeitig flächenhaft einen Anstieg von ca. 0,5 m gegenüber dem Niveau von 1986 bis nah an die Feuchtgebiete heran. Mit einer anderen räumlichen Verteilung der Versickerungsstellen kann dem möglicherweise entgegengewirkt werden. Eine größere Entfernung zu den Feuchtgebieten und stärkere Infiltrationen im Süden des Quellgebietes könnten hier sinnvoll sein. Im Hinblick darauf, daß die zur Versickerung vereinbarten Wassermengen mit diesem Konzept im Jahr 2000 noch nicht ausgeschöpft werden, wäre es denkbar, hier zusätzliche Infiltrationsstandorte anzulegen.

In den Quellbereichen von Mühlenbach und Knippertzbach dagegen erscheinen die Versickerungsmaßnahmen für das Jahr 2000 von der Tendenz her etwas überdimensioniert. Es entsteht der Eindruck, daß einer Grundwasserabsenkung in diesem Bereich zu diesem Zeitpunkt auch mit einer geringeren Anzahl von Infiltrationsstellen entgegengewirkt werden könnte. Die leichte Aufhöhung gegenüber den Grundwasserständen von 1986 ist tolerierbar, da auch 1986 hier schon geringe Absenkungen zu beobachten waren.

In den nördlich gelegenen Feuchtgebieten sind noch geringe Grundwasserabsenkungen bis zu 0,10 m zu beobachten. Es deutet sich also eine Tendenz an, daß hier möglicherweise zusätzliche Versickerungsanlagen nötig sind. Simulationsergebnisse dieser Größenordnung befinden sich jedoch schon im Bereich der Modellunsicherheiten. Weitere Beobachtungen und Untersuchungen sind deshalb im Hinblick auf die Optimierung erforderlich.

## 4. Ausblick

Das Grundwassermodell Schwalm, in dessen Untersuchungsgebiet sich eine Reihe ökologisch wertvoller Feuchtgebiete befinden, die durch ihre Lage in besonderer Weise durch die Sumpfung für den Tagebau Garzweiler I betroffen wären, ist fertiggestellt und steht dem LWA zur Anwendung zur Verfügung. Im Bereich der Feuchtgebiete gewährleistet es die gewünschte hohe räumliche Auflösung. Am Beispiel der im MURL-Konzept vorgesehenen Versickerungsmaßnahmen konnten mit ersten Simulationsvarianten die Einsatzmöglichkeiten des Modells getestet werden.

Auf Grundlage der Simulationsergebnisse konnten Aussagen über das zu erwartende Grundwasserabsenkungsbild und über die Wirksamkeit dieser Versickerungsmaßnahmen getroffen werden.

Auch für weitere Fragestellungen steht das Schwalmmodell zur Verfügung. Denkbar wären hier zum Beispiel begleitende Untersuchungen zum MURL-Konzept, die Entwicklung alternativer Versickerungskonzepte und Simulationsrechnungen für weitere Zeitpunkte.

Im Zuge der praktischen Umsetzung des MURL-Konzepts kann ein Vergleich mit parallel laufenden Simulationsrechnungen eine weitere Überprüfung des Modells liefern.

Im Hinblick auf das beantragte Tagebauvorhaben Garzweiler II ist das Schwalmmodell in seiner derzeitigen Form allerdings nur eingeschränkt einsetzbar. Aktuelle Ergebnisse des „ökologischen Gutachtens über die Auswirkungen von Versickerungswasser auf Feuchtgebiete im Flußgebiet der Schwalm“, die zur Zeit der Konzipierung des Schwalmmodells noch nicht abzusehen waren, zeigen, daß es sinnvoll ist, die Infiltrationsstellen in noch größerer Entfernung zu den Feuchtgebieten anzulegen. Ein mit dem Modell Venloer Scholle entwickeltes Versickerungskonzept sieht deshalb eine Mindestentfernung der Versickerungsanlagen von 1,5 km zu den Feuchtgebieten vor. Dadurch liegen die Versickerungsstellen zum Teil schon außerhalb des Schwalmmodells. Eine Vergrößerung des Modellgebietes wäre möglich. Die Entscheidung über eine evtl. Modifizierung des Schwalmmodells in dieser Hinsicht kann zu einem späteren Zeitpunkt getroffen werden.

### Anlagenverzeichnis

Anlage 1: Modellnetz, Geologische Struktur, Grundwasserentnahmen

Anlage 2: Lage der Feuchtgebiete und Versickerungsstellen des MURL-Konzepts

Anlage 3: Grundwassergleichen 1986

Anlage 4: Simulation 2000 ohne Versickerungsmaßnahmen  
Grundwassergleichen

Anlage 5: Simulation 2000 ohne Versickerungsmaßnahmen  
Grundwasserdifferenzen zum Jahr 1986

Anlage 6: Simulation 2000 mit Versickerungsmaßnahmen  
(MURL-Konzept)  
Grundwasserdifferenzen zum Jahr 1986



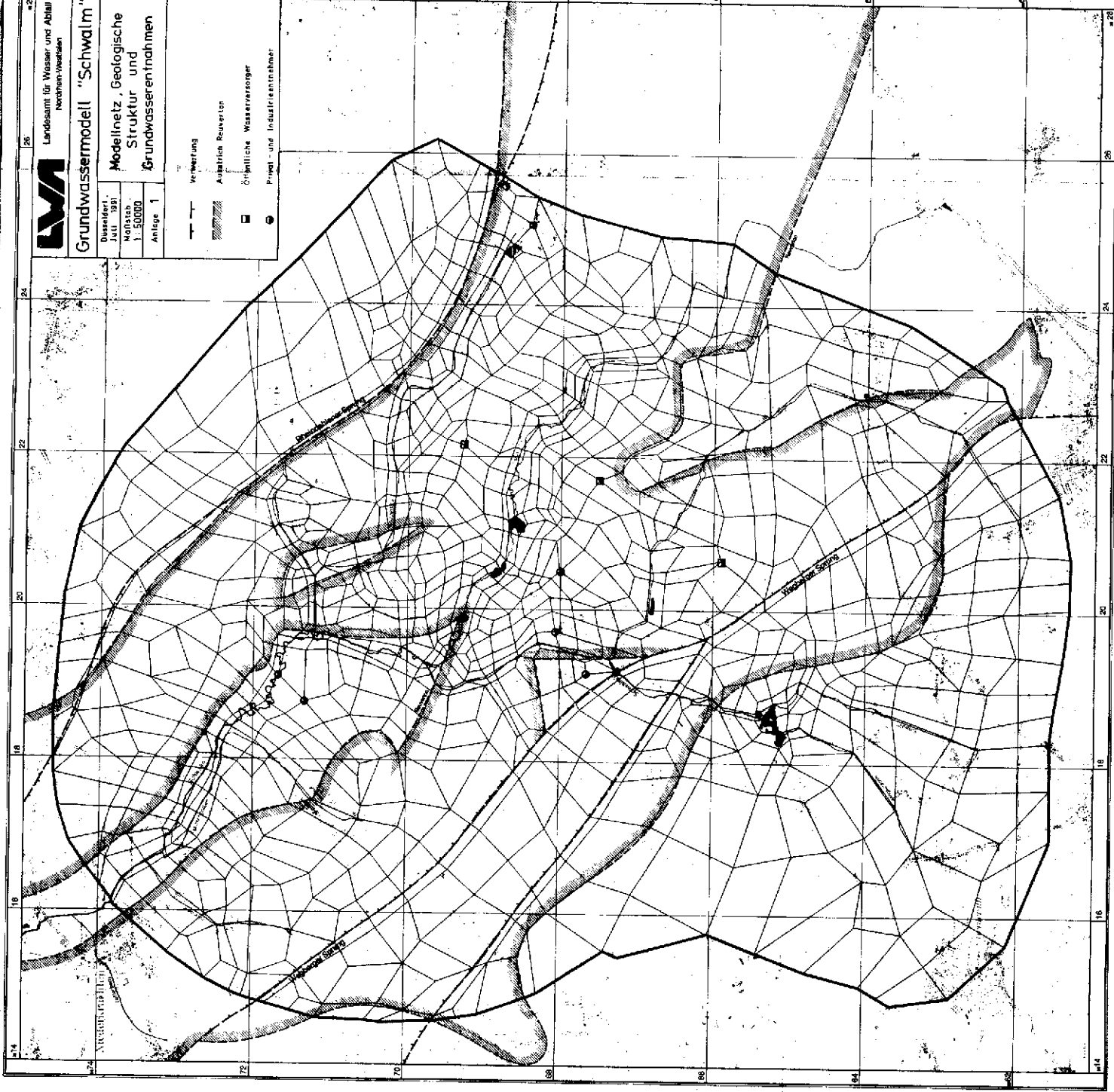
Landesamt für Wasser und Abfall  
Nordrhein-Westfalen

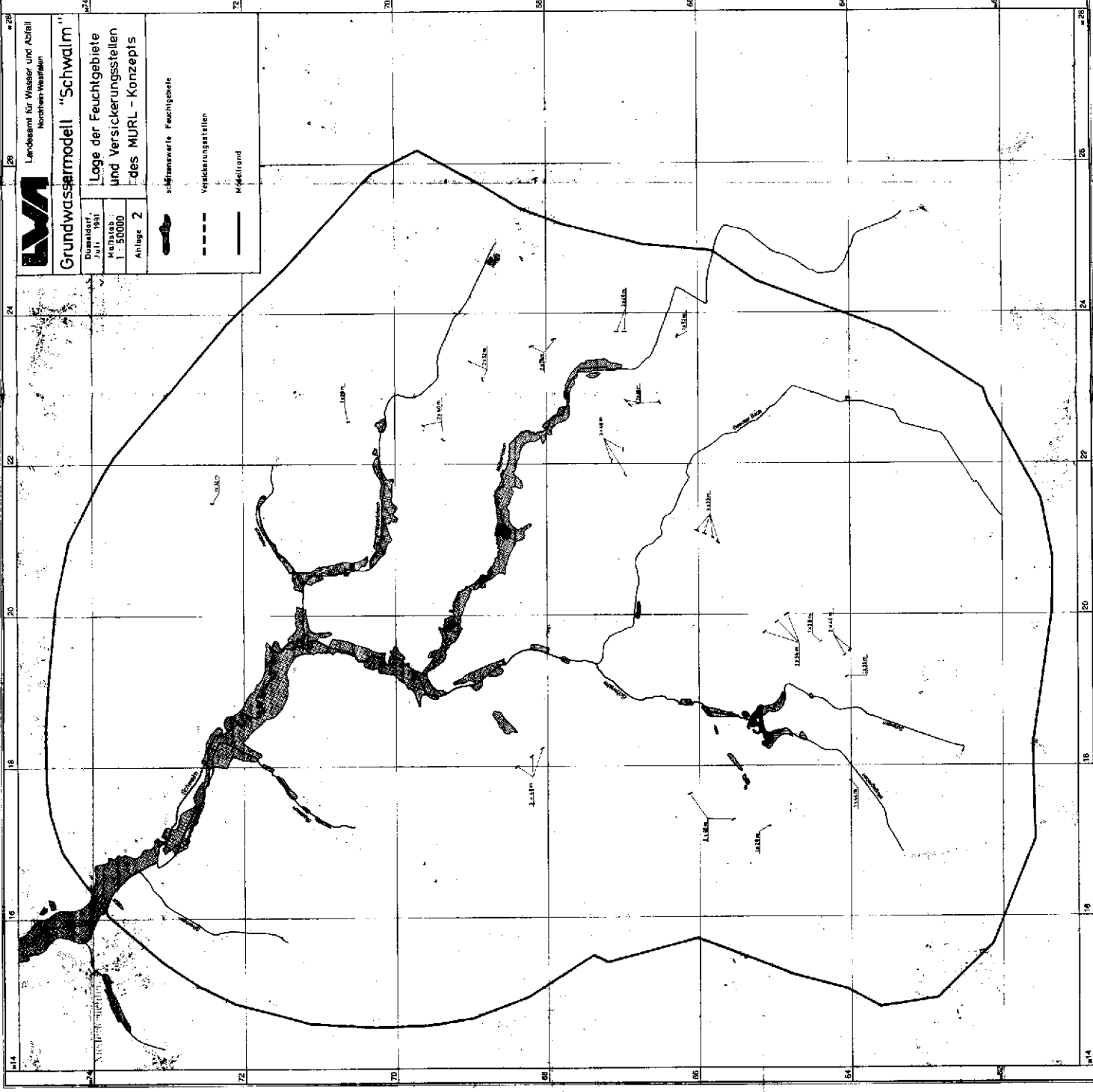
# Grundwassermodell "Schwalm"


Bestelln. Nr. 1001/20  
M 1011/20  
1:50000  
Anlage 1

Modellnetz, Geologische  
Struktur und  
Grundwasserentnahmen

- Verwerfung
- Auflärlich Quarziten
- Örtliche Wasserzoner
- Prüf- und Industrieentnehmer

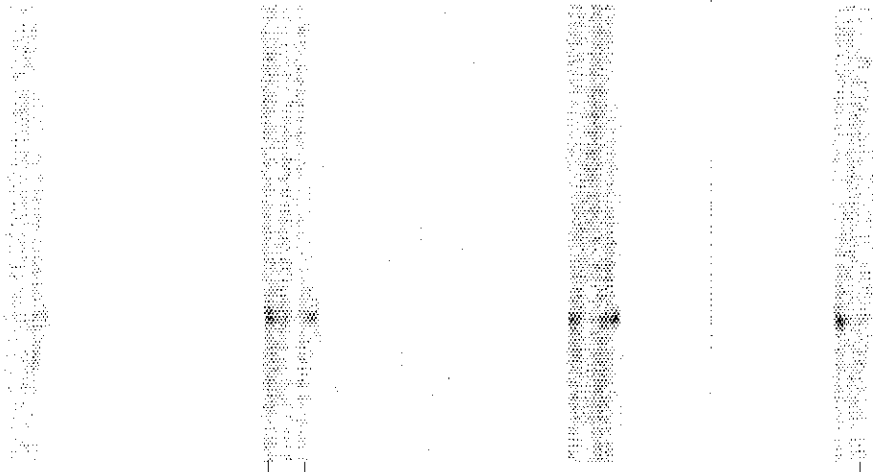





**LWA**  
 Landesamt für Wasser und Abfall  
 Nordrhein-Westfalen

**Grundwassermodell "Schwalm"**  
 Datum: Juli 1991  
 M 40163  
 1:50000  
 Anlage 2

schwammartige Feuchtgebiete  
 Versickerungsstellen  
 Mittelland





Landesamt für Wasser und Abfall  
Nordrhein-Westfalen

# Grundwassermodell "Schwalim"

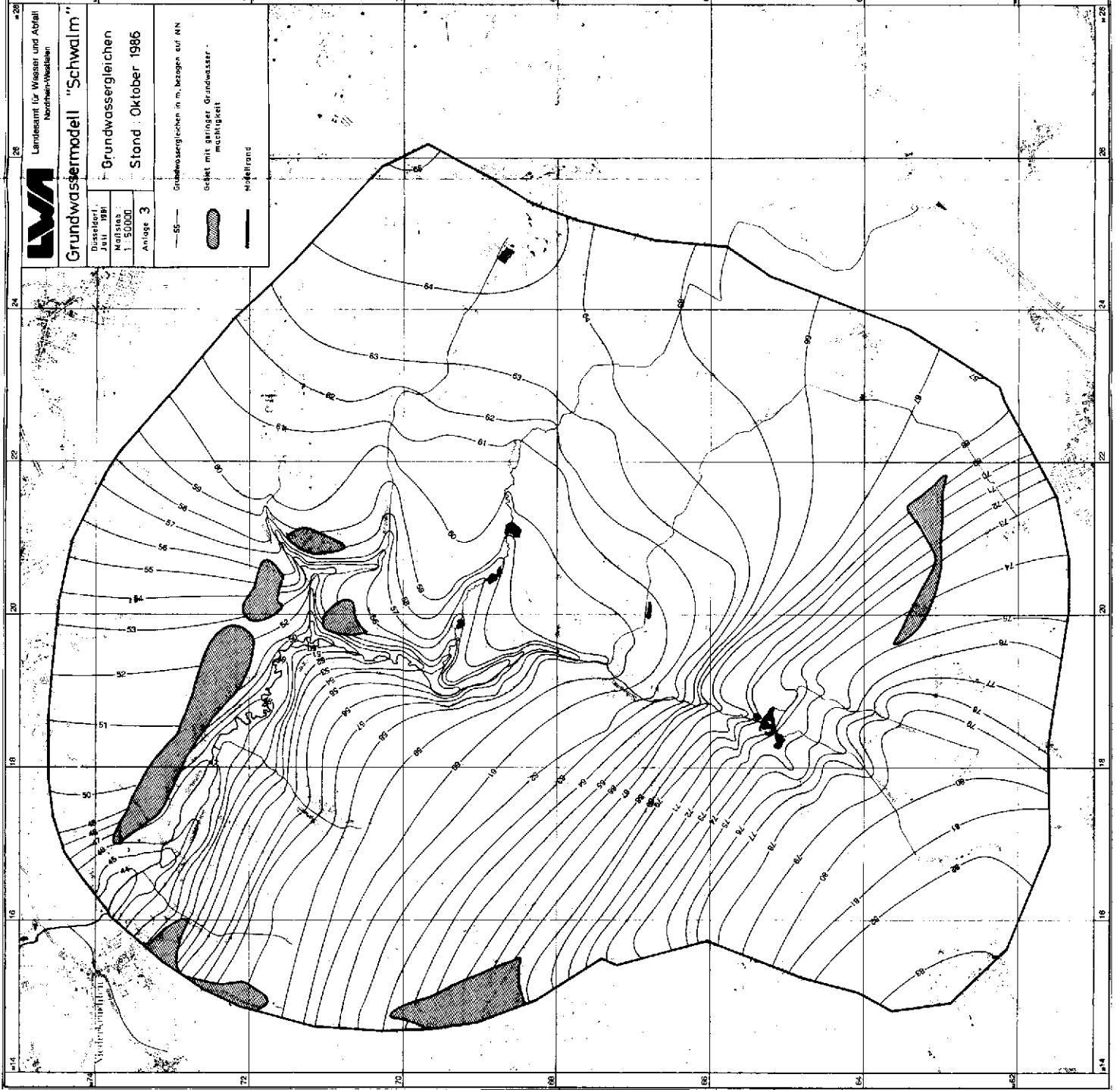
Datensatz:  
Jahr: 1981  
Methode:  
1: 50000  
Anlage: 3

Grundwassergleichen  
Stand: Oktober 1985

— 55 — Gleiswassergleichen in m. bezogen auf NN  
Gleichen mit geringer Grundwasser-  
mächtigkeit



Meßstand







Landesamt für Wasser und Abfall  
Nordrhein-Westfalen

### Grundwassermodell "Schwalim"

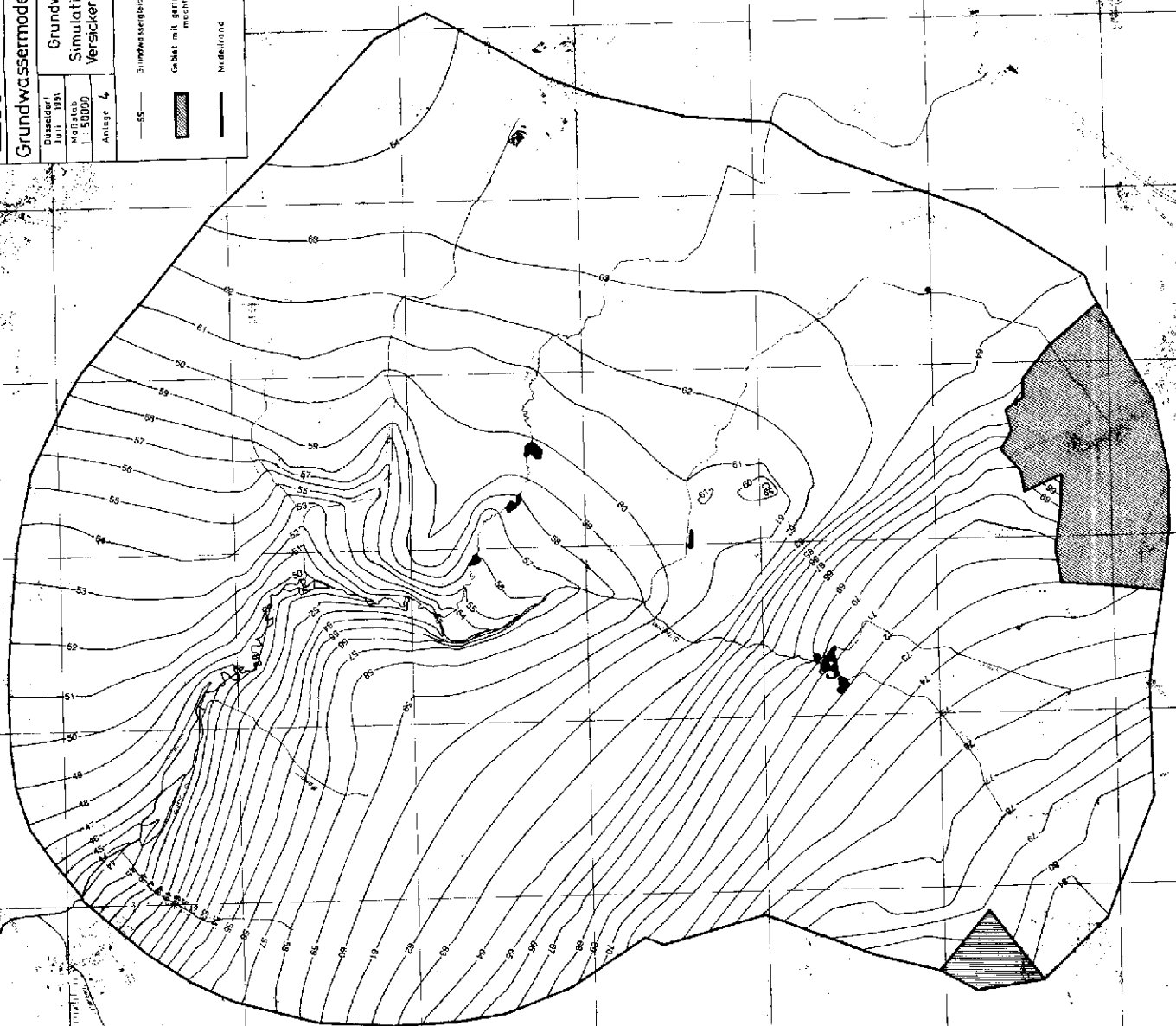
Grundwassergleichen  
Simulation 2000 ohne  
Versickerungsmaßnahmen

Datensatz:  
Juli 1991  
Maßstab  
1:50000  
Anlage 4

— 55 — Grundwassergleichen in m. bezogen auf NN

▨ Gebiet mit geringer Grundwasser-  
nachlässigkeit

— Modellrand





Landesamt für Wasser und Abfall  
Nordrhein-Westfalen

### Grundwassermodell "Schwalm"

Grundwasserdifferenzen  
zum Jahr 1986  
Simulation 2000 ohne  
Versickerungsmaßnahmen

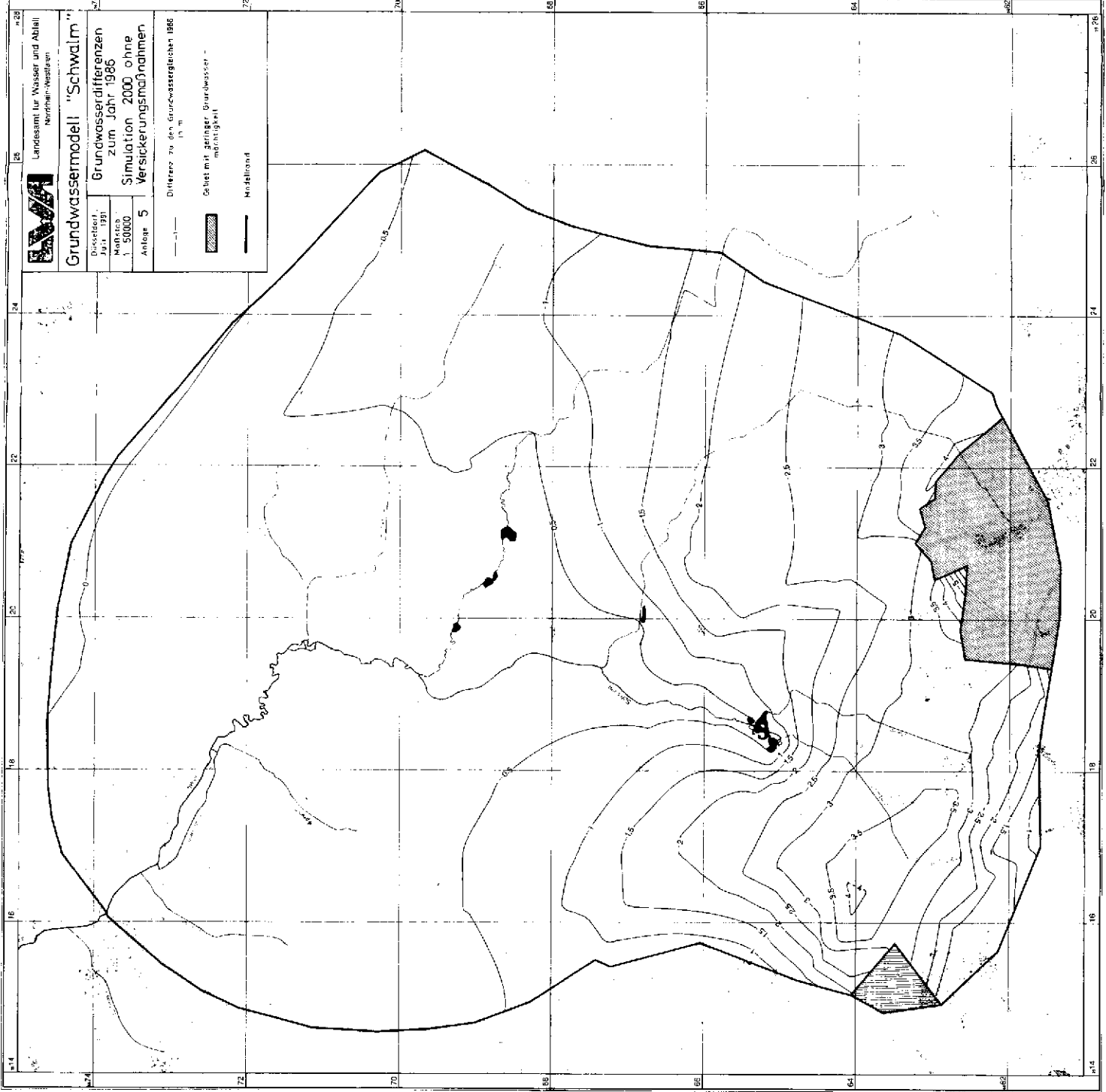
Diskretion:  
Jahr 1991  
Maßstab:  
1:50000  
Anlage 5

Differenz zu den Grundwasserständen 1986

15 m

Gebiet mit geringer Grundwasser-  
mächtigkeit

Modellrand





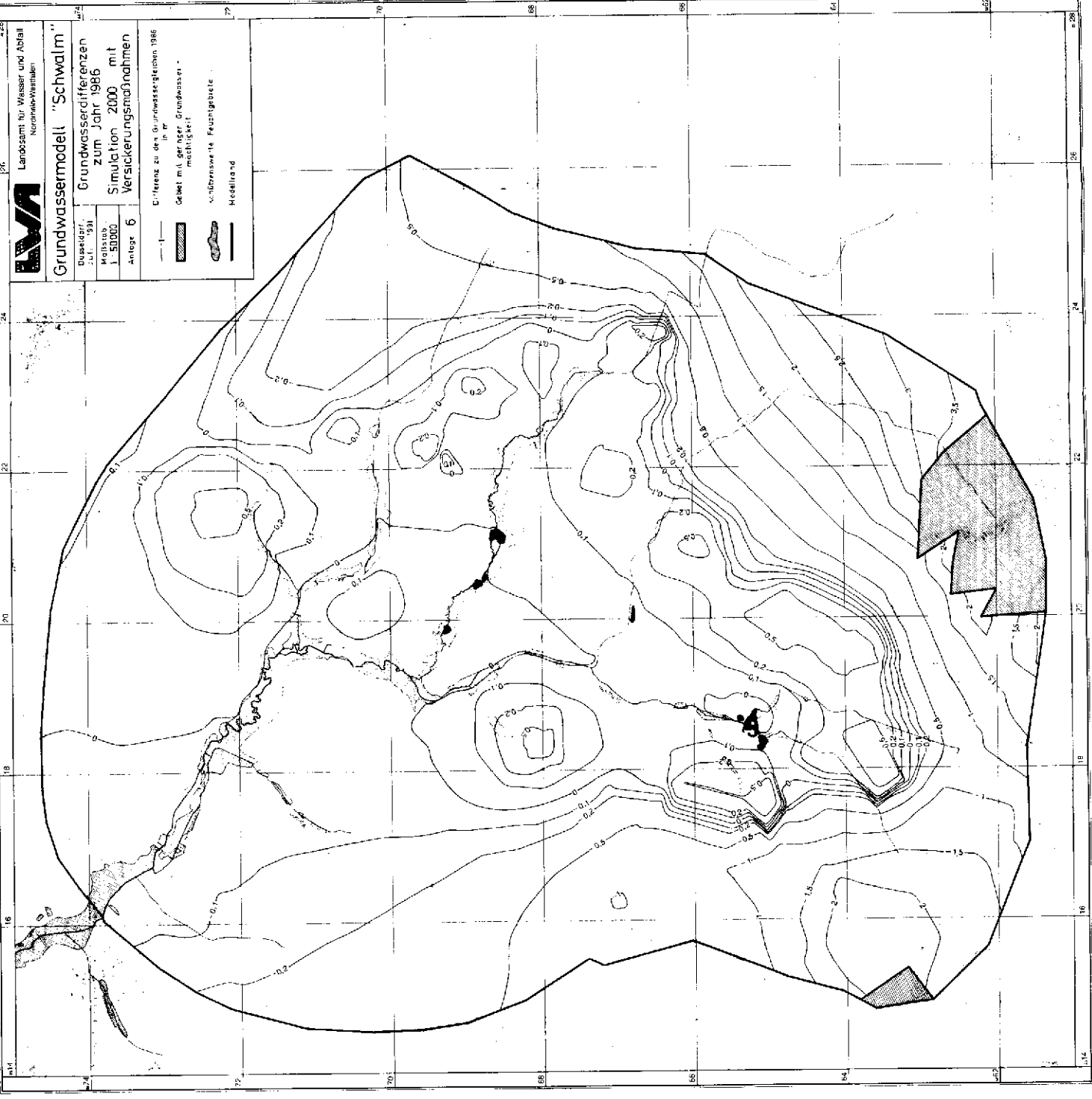
Landesamt für Wasser und Abfall  
Nordmecklenburg

# Grundwassermodell "Schwalm"

Dauerdort: ...  
Maststab: 1:50000  
Anlage: 6

Grundwasserdifferenzen  
zum Jahr 1986  
Simulation 2000 mit  
Versickerungsmaßnahmen

- Differenz zu den Grundwasserständen 1986 in m
- Gebiet mit geringer Grundwasser-mächtigkeit
- überwiesene Feuchtgebiete
- Medelland



# **Betriebs- und Feldversuche**

**Infiltrationsschlitze und -brunnen  
zur Grundwasser-Anreicherung  
im Nordraum**

**Berichtersteller:  
Rheinbraun AG**

**Datum: Juli 1991**

# Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Zusammenfassung	73
2. Aufgabenstellung	74
3. Verfahren der Grundwasser-Anreicherung und Erfahrungsaustausch	74
4. Testanlagen und durchgeführte Untersuchungen	75
5. Schlußfolgerungen	79
6. Literaturhinweise	80

## Anlagen

1.	Lage der Testanlagen
2.	Testanlage Hoppbruch (Übersicht)
3.	Testanlage Mühlenbach (Übersicht)
4.	Testanlage Jüchen (Übersicht)
5.	Testanlage Wetschewell (Übersicht)
6.	Versuchsbericht Testanlage Hoppbruch (Kurzfassung)
7.	Zwischenbericht Testanlage Mühlenbach (Kurzfassung)
8.	Statusbericht Testanlage Jüchen (Kurzfassung)
9.	Zwischenbericht Testanlage Wetschewell (Kurzfassung)

# 1 Zusammenfassung

In den „Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlenpolitik“, die die Landesregierung Nordrhein-Westfalen im September 1987 verkündet hat, werden u. a. die Betriebs- und Feldversuche zur Grundwasser-Anreicherung gefordert. Mit diesen Versuchen sollte geklärt werden, ob und wie unter den regionalen Bedingungen die Maßnahmen zur Grundwasser-Anreicherung, die von Rheinbraun mit dem „Ökologischen Anforderungsprofil für den Tagebau Garzweiler II“ im Juni 1987 vorgestellt worden waren, technisch umgesetzt werden können.

Rheinbraun hat vier Testanlagen zur Grundwasser-Anreicherung konzipiert und realisiert, die hauptsächlich im Gebiet der Stadt Mönchengladbach und z. T. in den Kreisen Heinsberg und Neuss liegen. Es handelt sich dabei um die Testanlagen

- Hoppbruch (Mönchengladbach)
- Mühlenbach (Mönchengladbach, Kreis Heinsberg)
- Jüchen (Kreis Neuss)
- Wetschewell (Mönchengladbach)

In Abhängigkeit von den jeweiligen geohydrologischen Bedingungen und der wasserwirtschaftlichen Zielsetzung wurden mit den Testanlagen unterschiedliche Anreicherungsverfahren und damit verbundene Fragestellungen untersucht.

Die *Testanlage Hoppbruch*, im Einzugsgebiet des Wasserwerks Hoppbruch und am Rand der Trietbach-Aue östlich von Mönchengladbach gelegen, besteht aus einem 1300 m<sup>2</sup> großen Sickerbecken und einem 80 m langen Sickerschlitz. Die Versuche mit dieser Anlage, die von Stadt und Stadtwerken Mönchengladbach und von Rheinbraun gemeinsam durchgeführt und bewertet worden sind, haben deutlich gemacht, daß möglichst eisenfreies Wasser zur Infiltration verwendet werden sollte. Damit lassen sich ausreichend hohe Versickerungsleistungen erzielen, insbesondere mit dem Sickerschlitz, der gegenüber dem Sickerbecken deutliche verfahrenstechnische Vorteile und geringeren Flächenbedarf besitzt. Mit den Infiltrationsschlitzten – das bestätigen auch die Untersuchungen an den anderen Testanlagen – können

auf 100 m Schlitzlänge im Mittel 1 Mio. m<sup>3</sup> Wasser pro Jahr versickert werden.

Da natürliches Grundwasser und Infiltrat unterschiedliche Qualitätsparameter und Temperaturen aufweisen, bildet sich im Einzugsbereich der Wasserwerksbrunnen eine Vermischungszone. Während sich die Temperaturunterschiede auf die Wasserwerkentnahme kaum auswirken, macht sich z. B. der niedrigere Salzgehalt des Infiltrats deutlicher bemerkbar.

Die *Testanlage Mühlenbach* liegt westlich von Mönchengladbach am Rand der Mühlenbach-Aue, die weiter nördlich in die Schwalm-Aue übergeht. Die Grundwasserstände sind hier aufgrund verschiedener Einflüsse schon etwas abgesunken, aber noch relativ flurnah.

Hier werden Tropfrohre, Sickermulden und Sickerschlitz zur GW-Anreicherung verwendet und auf diese Weise verhindert, daß der GW-Stand weiter absinkt. Während sich die GW-Anreicherung mit Tropfrohren aus landschaftsgestalterischen Gründen nicht bewährt hat, zeigen die Infiltrationsschlitzten und -mulden auch hier ihre grundsätzliche Eignung. Anfänglich geringere Infiltrationsleistungen konnten durch Modifizierung

der Schlitzte mit Hilfe von Bohrungen deutlich gesteigert werden. Begleitende Untersuchungen der hydrologischen, hydrochemischen und bio-ökologischen Auswirkungen zeigen, daß das Feuchtgebiet mit Hilfe der GW-Anreicherung z. T. erhalten bzw. wiederbelebt werden kann.

Die *Testanlage Jüchen*, südlich von Mönchengladbach am Rand des Abbaufeldes Garzweiler gelegen, dient in erster Linie der Untersuchung von bau- und verfahrenstechnischen Varianten. Gleichzeitig kann hier der Infiltrationsvorgang in solche Bodenschichten beobachtet werden, die im Gegensatz zu den übrigen Testanlagen nicht oder nicht mehr wassererfüllt sind. Hier sind insgesamt fünf Sickerschlitzte erstellt worden, von denen zwei bis 1992 kontinuierlich weiterbetrieben werden sollen. Die hierfür erstmals angewendete Frästechnik hat sich zu einer guten Alternative gegenüber den konventionellen Bauverfahren entwickelt. Daneben wurden neue Formen der Oberbaugestaltung von Sickerschlitzten entwickelt, die je nach Erfordernissen eine gute Einbindung in die Landschaft ermöglichen. Die Versickerungsversuche zeigen, daß auch nicht wassererfüllte Schichten gute Infiltrationsleistungen in der Größenordnung eines wassererfüllten GW-Leiters ermöglichen.

Die *Testanlage Wetschewell*, südwestlich des in der Niers-Aue gelegenen Wetscheweller Bruches, dient zur Erprobung der GW-Anreicherung mittels Sickerbrunnen.

Hier wurde ein speziell für Infiltrationszwecke konzipierter Brunnen im oberen GW-Stockwerk erstellt. In der ersten ca. fünfwöchigen Betriebsphase zeigten sich Infiltrationsleistungen in der vorausgerechneten Größenordnung. Danach setzte ein Leistungsrückgang ein, der auf eine Verstopfung (Kolmation) von Porenräumen mit feinen Bodenpartikeln (Schluff) zurückzuführen ist. Die kurzfristig eingeleiteten Regenerierungsmaßnahmen haben zu einer Wiederherstellung der anfänglichen Infiltrationsleistung des Brunnens geführt.

Es bestätigt sich damit die auch andernorts gemachte Erfahrung, daß Versickerungsbrunnen meist in gewissen Abständen abgepumpt werden müssen, um ihre Leistungsfähigkeit zu erhalten. Hierzu sollte von vornherein ein Ableitungssystem mit installiert werden. Der laufende Versuch wird fortgesetzt und mit Infiltrationen in ein tieferes GW-Stockwerk ergänzt.

*Zusammenfassend* kann anhand der Untersuchungen zum Bau und Betrieb der vier Testanlagen festgestellt werden, daß Infiltrationsschlitzte und Infiltrationsbrunnen auch unter den regionalen Bedingungen im Nordraum geeignet sind, die notwendige GW-Anreicherung für den Tagebau Garzweiler II zu realisieren und dabei den wasserwirtschaftlichen, geologischen, hydrologischen und landschaftlichen Erfordernissen Rechnung zu tragen.

Aufgrund der bisherigen Erkenntnisse wird den Infiltrationsschlitzten gegenüber den Infiltrationsbrunnen der Vorzug gegeben, da

- eine evtl. Kolmation oberflächlich stattfindet und ohne besondere Hilfsmittel optisch wahrnehmbar ist,
- eine Regenerierung dementsprechend rechtzeitiger und aufgrund der besseren Zugänglichkeit einfacher und effektiver durchgeführt werden kann,
- der Eintrag des Infiltrationswassers linienförmig und damit gleichmäßiger erfolgt, als bei der punktförmigen Anreicherung über Brunnen.

Trotzdem können unter bestimmten Voraussetzungen und Erfordernissen auch Infiltrationsbrunnen zur GW-Anreicherung eingesetzt werden. Dies ist dann der Fall, wenn

- die anzureichernden Schichten tiefer liegen und mittels Schlitztechnik nicht erreichbar sind,
- diese Schichten zum einen ausreichend mächtig und durchlässig ausgebildet sind, zum anderen nur ein begrenztes Flächenangebot vorhanden ist,
- punktförmige GW-Spiegelaufhöhungen mit dem hydraulisch-hydrologischen Charakter des GW-Leiters harmonisieren.

Die vier bestehenden Testanlagen werden zunächst weiterbetrieben, ebenso wie die Entwicklung ihrer Leistungen und Auswirkungen weiter beobachtet werden. Mit Ausnahme der Testanlage Jüchen, die im Tagebaufeld Garzweiler liegt und abgebagert wird, werden die übrigen Anlagen auch dauerhaft zur GW-Anreicherung benutzt. Dazu werden sie zentral mit aufbereitetem Sumpfungswasser des Tagebaus Garzweiler versorgt werden.

## 2 Aufgabenstellung

Im August 1987 legte Rheinbraun der Landesregierung das „Ökologische Anforderungsprofil für den Tagebau Garzweiler II“ [1] vor. In dieser Ausarbeitung sind umfangreiche Angaben zu den wasserwirtschaftlichen Maßnahmen enthalten, die für dieses Tagebauprojekt geplant sind.

Zu den Hauptmaßnahmen gehört die Versickerung von Wasser (Grundwasser-Anreicherung) vor den schützenswerten Feuchtgebieten, um in diesen Gebieten die Grundwasserstände auf heutigem Niveau zu stabilisieren. Die verschiedenen Möglichkeiten der GW-Anreicherung wurden im „Ökologischen Anforderungsprofil“, aber auch im „Untersuchungsprogramm Braunkohle“ der Landesregierung NRW [2] diskutiert. Diesbezüglich sind die Machbarkeitsstudie „Künstliche Grundwasser-Anreicherung“ [3] und das Gutachten „Alternativen der Tagebauentwicklung im Rheinischen Braunkohlenrevier“ [4] hervorzuheben.

Zur Untermauerung der zuvor erwähnten Ausarbeitungen und Gutachten [1, 2] wurden seitens der Landesregierung in den „Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlenpolitik“ [5] Betriebs- und Feldversuche zur Grundwasser-Anreicherung gefordert:

„Für die Frage einer ökologischen Gestaltung eines Tagebaus Garzweiler II ist die wirksame Eingrenzung der Sumpfungsauswirkungen entscheidend.

Dabei ist der Lösungsvorschlag einer Grundwasser-Anreicherung in Tagebaunähe besonders interessant. Erfahrungen über die technische Auslegung, Funktionsfähigkeit und Wirkung von Anreicherungsbrunnen in Feinsandbereichen, wie sie in der Venloer Scholle verbreitet sind, liegen nicht in ausreichendem Maße vor.

Deshalb muß in Betriebsversuchen des Bergbautreibenden geklärt werden, ob eine derartige Anreicherung im rheinischen Braunkohlengebiet machbar ist und zu den gewünschten Ergebnissen führt.“

Diese Betriebs- und Feldversuche sollten vom Bergbautreibenden federführend bearbeitet werden. Dabei waren die Ergebnisse aus der Umsetzung des I. Nachtrages der wasserrechtlichen Erlaubnis für den Tagebau Garzweiler (MURL-Konzept) mit zu berücksichtigen.

## 3 Verfahren der Grundwasser-Anreicherung und Erfahrungsaustausch

GW-Anreicherungen werden seit vielen Jahrzehnten erfolgreich betrieben, um insbesondere für die Trinkwasser-Versorgung das natürliche GW-Dargebot im Einzugsbereich vorhandener Fassungsanlagen zu erhöhen.

Die einfachste Methode zur Erhöhung des natürlichen Dargebots ist die Nutzung vorhandener *Flüsse, Teiche und Seen* als Anreicherungsorgan, indem man ihren absinkenden Wasserspiegel durch künstliches Zuführen von Oberflächenwasser stabilisiert oder aufhört (z. B. Berliner Wasserwerke). Je nach den Eigenschaften der Gewässer ist dieses Verfahren jedoch nicht oder nicht sehr lange leistungsfähig, weil die Gewässersohle auf Dauer an Durchlässigkeit verliert und nur geringe Überstauhöhen möglich sind. Damit wird das Verfahren sehr flächenintensiv.

Die bewährteste klassische Methode der künstlichen GW-Anreicherung stellen daher *Becken* dar, die geflutet, aber auch trockengelegt werden können und eine regenerierbare Sohlenschicht enthalten (z. B. Wasserwerke im Ruhr- und Rheintal). Die vielfach guten und langjährigen Betriebserfahrungen mit Becken oder den damit vergleichbaren Pflanzenpoldern (z. B. Wasserwerke Basel) dürfen jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, daß der Flächenbedarf auch hierfür noch recht groß ist. Noch dazu können nur GW-Leiter auf diese Weise angereichert werden, die eine relativ dünne Deckschicht besitzen. Je nach den Nährstoffgehalten der verwendeten Wässer führt die starke Exposition der Becken zur Algenbildung, die ebenso wie Verschmutzungen aus der Luft die Durchlässigkeit der Filterschicht schnell herabsetzen können. Damit verkürzen sich die Regenerationsintervalle deutlich, so daß der betriebliche Aufwand und die notwendige Betriebsfläche entsprechend zunehmen.

Um diese Nachteile zu vermeiden, müssen GW-Anreicherungsanlagen eine möglichst kleine freie Oberfläche und damit eine vertikale Form besitzen, wie es z. B. bei *Infiltrationsbrunnen* der Fall ist.

Sie sind bei einigen Wasserwerken seit längerer Zeit erfolgreich im Einsatz (z. B. Wiesbaden und Frankfurt), wenn auch nicht in dem Umfang und mit der Bedeutung wie die zuvor erwähnten Becken.

Seit einigen Jahren haben Infiltrationsbrunnen jedoch bei vielen Spezialtieftbauprojekten in engen Großstadtbereichen im Rahmen von zeitlich und örtlich zu begrenzenden GW-Absenkungen einen hohen Stellenwert gewonnen.

Infiltrationsbrunnen haben besondere Nachteile, wenn die Durchlässigkeit oder die Mächtigkeit des GW-Leiters gering sind, da ihre zylinderförmige Kontaktfläche zum GW-Leiter relativ klein ist. Damit ist ihre Leistungsfähigkeit beschränkt. Außerdem sind die Filterbereiche nicht gut zugänglich, so daß bei deren Verstopfung eine Regenerierung häufig erschwert wird.

Zur Vergrößerung der Kontaktfläche ohne großen zusätzlichen Geländebedarf eignen sich in diesen Fällen linienförmige Anreicherungsanlagen, wie *Infiltrationsschlitz* und unterirdische *Infiltrationsleitungen oder -kanäle*.

Diese Verfahren sind bisher nur vereinzelt angewendet worden (z. B. Wasserwerke Hessisches Ried und Wasserwerke Frankfurt), da bei der bisherigen Bautechnik nur geringe Tiefen erreichbar waren. Die realisierten Anlagen belegen jedoch deutlich die Möglichkeit einer guten Einbindung in die Landschaft und die Funktionstüchtigkeit dieser Verfahren. Dabei ist festzuhalten, daß die Infiltrationsanlagen der Wasserwerke mit mehr oder weniger vorbehandeltem Oberflächenwasser arbeiten. Im Rheintal wird dazu Wasser auch direkt aus der fließenden Welle des Rheins entnommen, z. B. im Hessischen Ried, wo u. a. für Infiltrationszwecke in der ersten Stufe bis zu 38 Mio. m<sup>3</sup>/a aufbereitet werden. D. h.: Schon bei der heutigen Qualität ist das Rheinwasser nach entsprechender Aufbereitung für die GW-Anreicherung im Zusammenhang mit der Trinkwassergewinnung geeignet. Auch die Größenordnung von ca. 60 Mio. m<sup>3</sup>/a, die für Garzweiler II notwendig wäre, liegt im Bereich dessen, was andernorts heute schon realisiert ist. Mit der noch zu erwartenden Verbesserung der Rheinwassergüte wird sich die qualitative Ausgangssituation noch verbessern.

Im Rahmen der Vorbereitung und Planung der erforderlichen Betriebs- und Feldversuche im Braunkohlengebiet wurde ein intensiver Erfahrungsaustausch mit vielen Institutionen und Personen in Gang gesetzt, die sich mit Projekten und Fragen der GW-Anreicherung beschäftigen.

Dazu zählen neben den z. T. mitbetroffenen Stadtwerken Mönchengladbach insbesondere die zuvor aufgezählten Wasserwerke und deren beratende oder planende Partner, wie spezialisierte Institute und Ing.-Büros.

Die Kontakte mit mehreren von diesen Stellen sind während des Versuchsbetriebes intensiviert worden und haben z. T. im Gegenzug zur Nutzung der hier gewonnenen Erkenntnisse geführt.

In Abstimmung mit LWA und RP Köln sind zur neutralen Begleitung und Begutachtung u. a. erfahrene Fachleute aus dem o. g. Kreis in die Planung und Durchführung mehrerer Betriebs- und Feldversuche einbezogen worden.

## 4 Testanlagen und durchgeführte Untersuchungen

Um die Auswirkungen der für den Tagebau Garzweiler notwendigen GW-Absenkung in akzeptablen Grenzen zu halten, müssen GW-Anreicherungen in einem Gebiet mit zahlreichen verschiedenen geologischen, hydrologischen und ökologischen Gegebenheiten betrieben werden. Auch vorhandene Nutzungen der Geländeoberfläche und des Grundwassers sind wichtige Kriterien, die Einfluß auf die Wahl des geeigneten Verfahrens zur GW-Anreicherung an den konkreten Standorten im Nordraum haben.

Obwohl die Technik der GW-Anreicherung hinreichend bekannt und bewährt ist, wurde eine Reihe von prinzipiell geeigneten Verfahren unter den speziellen Bedingungen des Nordraums getestet. Dabei sollten ihre Leistungsfähigkeit und die bauliche und betriebliche Optimierung untersucht werden.

Im einzelnen wurden an folgenden Standorten Testanlagen gebaut und betrieben (Anlage 1):

- Hoppbruch (Infiltrationsbecken und -schlitz)
- Mühlenbach (I-Schlitz, -Mulden, Tropfrohre)
- Jüchen (I-Schlitz in Frästechnik)
- Wetschewell (I-Brunnen und -Schlitz)

### 4.1 Testanlage Hoppbruch

Der Hoppbruch ist ein Teil der Trietbach-Aue im östlichen Stadtgebiet von Mönchengladbach. Hier wird von den Stadtwerken zur Trinkwasserversorgung Grundwasser aus dem oberen Stockwerk entnommen.

Die im Zeitraum von Juni 1987 bis Juni 1989 betriebene Testanlage zur GW-Anreicherung ist ein Gemeinschaftsprojekt von Stadt und Stadtwerken Mönchengladbach und von Rheinbraun.

Aufgrund der besonderen wasserwirtschaftlichen Situation – Wasserwerkseinzugsgebiet im Auebereich – bot sich dieser Standort an, GW-Anreicherungsverfahren zur Abwehr von überlagernden tagebaubedingten GW-Absenkungen zu untersuchen, um einerseits den Verlust von Wasserwerkseinzugsgebiet durch eine Erhöhung des GW-Dargebotes auszugleichen, andererseits aber auch den Bedürfnissen des Auegebietes Rechnung zu tragen.

Schwerpunktmäßig wurden dabei folgende Fragen bearbeitet:

- Leistungsfähigkeit der Anreicherungsanlagen in Abhängigkeit von der Wasserqualität des Infiltrats,
- Mischungsverhalten von örtlichem Grundwasser und Anreicherungswasser besonders auch im Hinblick auf den Temperatureausgleich.

Die Testanlage besteht aus einem ca. 1300 m<sup>2</sup> großen Sickerbecken und einem kiesgefüllten Sickerschlitzen von 80 m Länge, 4,5 m Tiefe und 1 m Breite. Diese beiden Anreicherungsorgane liegen etwa 400 m vom Wasserwerk entfernt und binden in den oberen GW-Leiter ein (Anlage 2). Aufgrund seiner größeren Tiefe erreicht der Sickerschlitzen im Gegensatz zum -becken sogar den freien GW-Spiegel.

Über die Betriebserfahrungen mit der Testanlage und die Untersuchungsergebnisse liegt ein ausführlicher Bericht vor [6], der in Kurzfassung als Anlage 6 beigefügt ist.

Von den Ergebnissen ist folgendes festzuhalten:

- Zur Infiltration sollte das verwendete Sumpfungswasser möglichst eisenfrei sein, um insbesondere eine hohe und gleichbleibende Versickerungsleistung zu erreichen sowie häufiges Regenerieren der oberen Filterkiesschichten zu vermeiden. Als Maßstab für tolerierbare Eisengehalte kann die Trinkwasser-Verordnung herangezogen werden. Geringe Eisengehalte senken nicht nur den betrieblichen Aufwand vor Ort, sondern halten auch die notwendige Anzahl der Infiltrationsanlagen niedrig.

- Der Sickerschlitzen hat bei eisenfreiem Infiltrat eine

*spezifische Infiltrationsleistung*

von 50–60 m<sup>3</sup>/d bezogen auf 1 m Schlitzlänge oder von 1,8–2,2 Mio. m<sup>3</sup>/a bezogen auf 100 m Schlitzlänge.



Das Sickerbecken kommt sowohl bei unbehandeltem als auch bei eisenfreiem Infiltrat nur auf Bruchteile dieser Werte und scheidet damit aus Gründen des Flächenbedarfs und der Landschaftsintegration für Anwendungen im Nordraum aus.

- Da das verwendete Infiltrat erheblich geringere Nitrat- und Sulfatgehalte als das örtliche Grundwasser besitzt, läßt sich seine Ausbreitung im GW-Leiter gut verfolgen. Es bildet sich eine breite horizontale Vermischungszone aus, in deren Randbereichen sich die Parameter wenig verändern. In ihrem Kernbereich läßt sich jedoch eine deutliche Verringerung der Konzentrationen feststellen, ohne daß die dort liegenden Entnahmebrunnen damit ausschließlich Infiltrat fördern würden. Beim Temperaturverhalten ist dieser ausgleichende Effekt der Untergrundpassage noch deutlicher. Die im Jahresverlauf schwankenden Infiltrattemperaturen schwächen sich auf dem Weg zu den Entnahmebrunnen deutlich ab.

Die Ergebnisse der Untersuchungen in situ wurden in einer Folgestudie von Prof. Mull, Hannover, und Prof. Schulz, Bremen, strömungstheoretisch und geochemisch nachgerechnet. Die Ergebnisse von In-situ-Messungen und Modellbetrachtungen decken sich relativ gut, so daß die Ausbreitungs- und Mischungseffekte für andere Standorte auch ohne Infiltrations-test mit genügender Genauigkeit prognostiziert werden können.

Nach Beendigung des Hoppbrucher Versickerungstests wurde in Abstimmung mit den Stadtwerken der Filterkieskörper des Schlitzes und die darunterliegende Schicht des GW-Leiters vom Ing.-Büro SEWA, Essen, mineralogisch untersucht. Dabei waren nur in den oberen 30-40 cm des Filterkieses leichte Eisenockerbeläge erkennbar, die wahrscheinlich aus der Betriebsphase mit nicht enteistemem Wasser stammen. Bei Benutzung von enteistemem Infiltrat sind keine Mineralneubildungen im durchströmten Material und damit auch keine Verringerungen seiner Durchlässigkeit zu erwarten. Kolmation, d. h. eine Zusetzung der durchströmten Poren, kann, sofern sie bei zeitweiser Verwendung von eisenhaltigen Wässern bereits begonnen hat, durch eisenfreies Wasser sogar wieder rückgängig gemacht werden. Daraus darf geschlossen werden, daß kurzzeitige Betriebsstörungen bei der Enteisenung von Sumpfungswasser oder unvermeidbare Eisenschübe aus den Rohrleitungen, wie sie durchaus auch in Trinkwasser-Leitungssystemen auftreten, ohne dauerhafte Nachteile für die Infiltrationsanlagen sind, da nur die oberen, leicht zugänglichen Filterkiesschichten davon betroffen wären.

Der Betrieb der Infiltrationsanlage Hoppbruch soll Ende 1991 wieder aufgenommen und beobachtet werden, sobald der Rohrleitungsanschluß zur zentralen Aufbereitungsanlage in Jüchen hergestellt ist. Allerdings wird aus den o. g. Gründen nur der Infiltrationsschlitz weiterbetrieben, das Becken dagegen verfüllt und rekultiviert werden.

#### 4.2 Testanlage Mühlenbach

Der Mühlenbach ist einer der Quellflüsse der Schwalm im Übergangsbereich Stadt Mönchengladbach/Kreis Heinsberg. Die hydrologisch-ökologische Situation ist dadurch gekennzeichnet, daß in der Bachau schützenswerte, grundwasserabhängige Feuchtgebiete existieren, die im Oberlauf durch örtliche GW-Entnahmen, Nährstoffeintrag aus der Landwirtschaft und aus Oberflächengewässern sowie durch den beginnenden

Bergbaueinfluß schon beeinträchtigt sind. Bei einer Ausweitung der tagesbaubedingten GW-Absenkung oder der GW-Entnahme für Versorgungszwecke würden diese Gebiete zusätzlich gefährdet.

Dieser Standort bot sich damit an, Infiltrationsanlagen zu untersuchen, die bei geringer verfügbarer Überstauhöhe (aufgrund des flurnahen GW-Standes) in der Lage sind, den verstärkten Abstrom vom Grundwasser auszugleichen und damit den bereits abgesunkenen Wasserstand in den Feuchtgebieten wieder anzuheben und auf dem erreichten Niveau zu stabilisieren. Dazu wurde ein Arbeitskreis gebildet mit

- Stadt Mönchengladbach
- Kreis Heinsberg
- Schwalmverband
- LWA
- StÄWA Aachen und Düsseldorf
- LÖLF
- Rheinbraun

und ein Versuchsprogramm festgelegt, mit dem außer der technischen Umsetzung der GW-Anreicherung besonders die direkten und indirekten Auswirkungen auf das Feuchtgebiet untersucht wurden. Der 3. Zwischenbericht [7] ist in einer Kurzfassung als Anlage 7 beigefügt.

Für die erste Testphase wurden ab Mai 1988 am Rand der Mühlenbach-Aue oberirdische Tropfrohre und kiesgefüllte Sickermulden erstellt und mit enteistemem Wasser aus einem örtlichen Tiefbrunnen beschickt. Ab Dezember 1988 wurde die Anlage für die zweite Testphase um vier Sickerschlitz in konventioneller offener Bauweise mit anschließender Kiesfüllung erweitert (Anlage 3).

Ohne zunächst im einzelnen auf die Untersuchungsergebnisse an den Sickerschlitz und im Feuchtgebiet selbst einzugehen, sollten folgende Erkenntnisse des Testbetriebes genannt werden:

- Oberirdische Tropfrohre stellen unabhängig von der Frage, ob sie funktionsgerecht sind, einen Fremdkörper in der Landschaft, speziell in einem weitgehend ungestörten Feuchtgebiet dar. Sie scheiden damit für weitere Anwendungen im Nordraum aus.
- Kiesgefüllte Sickermulden, die anfangs eine offene Wasserfläche besaßen, setzen sich durch Laub und per Luft eingetragene Verschmutzungen schnell zu. Um ohne ständigen Regenerationsaufwand einen Dauerbetrieb zu gewährleisten, wurden die Mulden mit einem Geotextil und Erde abgedeckt. Damit ist die Zugänglichkeit für eventuelle andere Regenerationsmaßnahmen erschwert. Trotz der vergleichsweise kleinen Kontaktfläche zum GW-Leiter sind solche Sickermulden bei einer

#### *spezifischen Infiltrationsleistung*

von ca. 2,7 m<sup>3</sup>/d bezogen auf 1 m Muldenlänge oder von ca. 0,1 Mio. m<sup>3</sup>/a bezogen auf 100 m Muldenlänge

für die örtliche Wiederbefeuchtung in Gebieten mit geringem Abstrom in das tiefere GW-Stockwerk geeignet.

Die Erfahrungen mit den Infiltrationsschlitz am Rand der Mühlenbach-Aue unterscheiden sich aufgrund der anderen geohydrologischen und hydraulischen Bedingungen recht deutlich von denen am Hoppbrucher Schlitz.

Die 1988 erstellten vier Sickerschlitze (Anlage 3) sind jeweils 15 m lang, 1 m breit und ca. 3 m tief. Ein Schlitz reicht ca. 1 m ins Grundwasser, die übrigen 0,25 m. Mit diesen Abmessungen und bei der konventionellen Bauweise ergaben sich anfangs je nach Ausführung

#### *spezifische Infiltrationsleistungen*

von 10–18 m<sup>3</sup>/d bezogen auf 1 m Schlitzlänge oder von 0,4–0,7 Mio. m<sup>3</sup>/a bezogen auf 100 m Schlitzlänge.

Dies war verglichen mit dem Hoppbrucher Schlitz wenig und wird auf die Verschmierungen der Kontaktflächen zum GW-Leiter zurückgeführt, die durch die konventionelle Bauweise mit Baggeraushub und Schlitzverbau entstanden sind.

Um Abhilfe zu schaffen, wurden in den Sickerschlitzen je vier bis sieben Bohrungen mit 0,25 m Durchmesser niedergebracht und mit Filterkies aufgefüllt. Diese Bohrungen wurden entsandet und damit eine porenreiche Kontaktfläche zum GW-Leiter hergestellt. Der Erfolg dieser Maßnahme läßt sich an der Verdoppelung der

#### *spezifischen Infiltrationsleistungen*

von 21–36 m<sup>3</sup>/d bezogen auf 1 m Schlitzlänge oder von 0,8–1,3 Mio. m<sup>3</sup>/a bezogen auf 100 m Schlitzlänge

ablesen. Die verbleibende Differenz zu den Werten des Hoppbrucher Schlitzes ist durch das geringere Transportvermögen des oberen GW-Leiters am Mühlenbach zu erklären.

Nachdem die Schlitze am Mühlenbach ca. sechs Monate mit dieser erhöhten Infiltrationsleistung beaufschlagt worden waren, wurde ein Rückgang der Infiltrationsleistung um 20% festgestellt. Der Grund für diese Entwicklung liegt in den – wenn auch geringen, so doch nicht wirkungslosen – Eisen- und Mangangehalten des nur provisorisch aufbereiteten Tiefbrunnenwassers, die zu einer Kolmation der oberen Kiesschichten in den Schlitzen geführt haben. Nachdem die eisen- und manganbeladenen oberen Kiesschichten ausgetauscht worden waren, konnte die vorherige Infiltrationsleistung wieder erreicht werden.

Die für die spätere Versorgung aller Infiltrationsanlagen konzipierte Aufbereitungsanlage in Jüchen ist so ausgelegt, daß insbesondere der Mangananteil deutlich reduziert wird. Auch im Eisengehalt wird sich eine Verbesserung gegenüber der Qualität des am Mühlenbach aufbereiteten Tiefbrunnenwassers erzielen lassen.

Eine vollkommene Eliminierung beider Wasserinhaltsstoffe ist jedoch nicht möglich, und dies macht deutlich, wie wichtig eine gut zugängliche und regenerierbare Filterfläche auch am einzelnen Infiltrationsorgan ist. Dort können Restkonzentrationen aufgefangen werden und somit eine Kolmation der tiefliegenden und damit weitestgehend unzugänglichen Kontaktflächen zu den GW-Leitern verhindert werden.

Die hydrologischen Untersuchungen im Feuchtgebiet haben gezeigt, daß der GW-Stand, der durch das natürliche Niederschlagsdefizit großräumig um ca. 60 cm zurückgegangen war, im Einflußbereich der Versickerungsanlagen deutlich stabilisiert werden konnte.

Hier kam es maximal nur zu einem Absinken von 20 cm. Gleichzeitig konnte sich im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes ein schwebender Bodenwasser-Horizont über dem Auelehm ausbilden.

An den hydrochemischen GW-Untersuchungen läßt sich im übrigen die Ausbreitung des Infiltrationswassers recht gut verfolgen und feststellen, daß sich durch die beschriebenen Leistungssteigerungen der Sickerschlitze die infiltratgeprägte GW-Zone in Fließrichtung ausgedehnt hat. Gleichzeitig bleibt der von der Natur aus reduzierende bzw. oxidierende Charakter des GW-Milieus im Auebereich bzw. in der Hauptterrasse erhalten.

Die Ergebnisse der bio-ökologischen Untersuchungen lassen keinen einheitlichen Trend erkennen. Westlich des Mühlenbaches sind bisher keine Auswirkungen auf Fauna und Flora zu erkennen. In den übrigen Bereichen zeigen sich nach zwischenzeitlicher Entwicklung von einem deutlich vorgeschädigten zu einem naturnäheren Zustand keine weiteren Veränderungen.

Die Infiltrationsschlitze am Mühlenbach werden solange mit aufbereitetem, örtlichen Tiefbrunnenwasser weiterbetrieben, bis auch hier ein Anschluß an die zentrale Aufbereitungsanlage zur Verfügung steht.

### **4.3 Testanlage Jüchen**

In Ergänzung zu den Infiltrationsanlagen Hoppbruch und Mühlenbach bestand bei der Testanlage Jüchen (siehe Anlage 4) die Absicht, anwendungstechnische Varianten von Sickerschlitzen zu untersuchen. Die GW-Anreicherung kann hier keinem Feuchtgebiet oder Einzugsgebiet eines Wasserwerks zugute kommen. Der Standort, unmittelbar südlich der Autobahn 46, liegt im Tagebaufeld Garzweiler I und wird voraussichtlich 1994 vom Abbau erreicht.

Bei der Konzipierung von Testanlage Jüchen und Versuchsprogramm stand im Vordergrund, alternativ zu den bekannten Bau- und Betriebsweisen von Sickerschlitzen neue Verfahren zu erproben und zur Anwendungsreife zu bringen. Zielrichtung war aber auch, Erfahrungen über das Versickerungsverhalten von Wasser in einem GW-Leiter zu sammeln, der nicht oder nicht mehr wassererfüllt ist.

Zu diesen Zwecken wurde ein Versuchsprogramm entwickelt und mit einem unabhängigen Berater und Gutachter (Institut für Wasserforschung, Dortmund, Dr. Schöttler) abgestimmt. Dieses Institut, ein Tochterunternehmen der Dortmunder Stadtwerke, besitzt umfangreiche Erfahrungen mit der Technik der GW-Anreicherung, die im Ruhrtal bekanntlich seit langem ein wichtiger Bestandteil der Wasserversorgung ist.

Anfang 1990 wurde mit dem Bau der Infiltrationsanlage Jüchen, im September mit dem Versickerungsbetrieb begonnen. Über die Erfahrungen mit der neuen Bauweise und die Untersuchung des Infiltrationsvorganges liegt ein Statusbericht [8] vom Institut für Wasserforschung vor. Die Kurzfassung dieses Berichtes ist als Anlage 8 beigelegt.

Das Versuchsprogramm sah im einzelnen folgendes vor:

- Erstellung von zunächst drei kiesgefüllten, 28 m langen Schlitzen mittels Schlitzfräse, dabei Variation der Filterkies-Kornverteilung (2–3 mm bzw. 4–8 mm) und Frästiefe (7,5 m bzw. 10 m); später wurden zwei zusätzliche Schlitze erstellt (insgesamt fünf Schlitze; siehe Anlage 4)
- Variation des Schlitzoberbaus (Einfassungselemente, Wasserverteilung) zur betrieblichen Optimierung und verbesserten Einbindung in die Landschaft

- Variation von Infiltrationsmenge und -niveau unter Verwendung von aufbereitetem Wasser gemäß Trinkwasser-Verordnung; Ermittlung der optimalen Leistungsfähigkeit der Schlütze
- Beobachtung der Infiltrationsausbreitung im ungesättigten GW-Leiter und in der darüberliegenden, relativ mächtigen Lößschicht mit einem GW-Meßstellennetz, das vier unterschiedliche Tiefenniveaus u. a. mit Tensiometern (Bodenfeuchte-Meßgeräten) erfaßt
- Geochemische, mikrobiologische und bodenphysikalische Untersuchung der Infiltrationsschlütze und ihrer Umgebung während und nach längerfristigem Infiltrationsbetrieb sowie geologische Aufnahme des unterirdischen Infiltrationsbereiches im Zuge der späteren Abraumgewinnung.

Die ursprüngliche Terminierung des Versuchsprogramms sah eine Beendigung der Untersuchungen bis Mitte 1991 vor. Aufgrund von maschinellen und bautechnischen Problemen, die beim erstmaligen Einsatz des Fräsverfahrens unter den geologischen Bedingungen des Standortes Jüchen auftraten, konnte mit der Infiltration erst im Oktober 1990 kontinuierlich an einem der Schlütze (VS 3) begonnen werden.

Zwischenzeitlich waren Verbesserungen an der Schlützfräse, der Bauverfahrenstechnik und der Konstruktion des Schlützoberbaus vorgenommen worden. Mit dieser geänderten Technik wurden sodann zwei weitere Schlütze (VS 4 und 5) aufgeföhrt, um die verbesserten Anwendungsmöglichkeiten zu demonstrieren. Das Auftreten von starken Setzungen des Schlützoberbaus und der Schlützföhllung bei Beginn der Infiltration konnte damit erheblich reduziert werden. Sofern sich die Effektivität dieser Verbesserungen beim weiteren Betrieb der Jüchener Testanlage bestätigt, kann die Frästechnik als anwendungsreifes alternatives Bauverfahren angesehen werden.

Der kontinuierliche Betrieb des Schlützes VS 3 seit Oktober 1990 zeigt seit Jahresbeginn 1991 eine konstante

#### *spezifische Infiltrationsleistung*

von 46 m<sup>3</sup>/d bezogen auf 1 m Schlützlänge oder von 1,7 Mio. m<sup>3</sup>/a bezogen auf 100 m Schlützlänge.

Dieser Wert liegt damit in der gleichen Größenordnung wie der am Hoppbrucher Schlütze ermittelte, obwohl die gefrästen Schlütze mit 0,3–0,4 m Breite deutlich schmaler sind als die konventionell erstellten Schlütze. Entgegen den vorab geäußerten Befürchtungen, daß die Infiltration bei ungesättigten GW-Leitern nicht so leistungsfähig wäre, bestätigt sich an der Jüchener Anlage, daß mit entsprechenden Schlützkonstruktionen Leistungen erreicht werden können, die der Versickerung in wassererfüllte GW-Leiter gleichkommen. Dieser Effekt wird offensichtlich in erster Linie durch die erheblich größere und porenreichere Kontaktfläche zwischen Schlütze und GW-Leiter hervorgerufen, die durch die Frästechnik erzielt werden konnte. Dies bestätigt sich auch am Schlütze VS 4, der seit Mai 1991 ebenfalls kontinuierlich betrieben wird.

Die parallel verlaufenden Untersuchungen des Ausbreitungsvorganges ergeben ein gutes Bild der Strömungsvorgänge und sind die Basis für spätere Überlegungen zur Übertragbarkeit der hier gewonnenen Untersuchungsergebnisse auf andere Standorte. Zu der mikrobiologischen, geochemischen und bodenphysikalischen Betrachtung können aufgrund des verspäteten Infiltrationsbeginns noch keine Aussagen gemacht werden. Allerdings haben, wie unter Pkt. 4.1 beschrieben, derartigen Untersuchungen am Hoppbrucher Schlütze ergeben, daß

Veränderungen der Bodendurchlässigkeiten nicht zu erwarten sind.

Hinsichtlich der Einbindung in die Landschaft sind zwei Bauvarianten erprobt worden, die mit Holzabdeckungen oder weitgehender Erdbedeckung unauffällig gestaltet worden sind. Bei der erdbedeckten Bauweise sind die Zugangsmöglichkeiten erschwert, so daß die Regenerierungsverfahren im weiteren Versuchsbetrieb erst noch entwickelt und getestet werden müssen.

Die Versuche zur Infiltration sollen mit den beiden z. Z. betriebenen Schlützen VS 3 und VS 4 bis ins Jahr 1992 fortgesetzt werden, um das Versuchsprogramm in den noch ausstehenden Punkten zu erfüllen.

#### **4.4 Testanlage Wetschewell**

Der Wetscheweller Bruch ist ein grundwasserabhängiges, schützenswertes Feuchtgebiet, das sich am Südrand der Stadt Mönchengladbach in der Niers-Aue erstreckt. Hier sind bereits naturnahe wasserbauliche Maßnahmen an den Gewässern im Feuchtgebiet durchgeführt worden, um die Wasserstände auf dem heutigen Niveau zu halten.

Zusätzlich sind GW-Anreicherungen notwendig, um den GW-Zustrom, der im Feuchtgebiet zutage tritt, mengenmäßig zu erhalten.

Im Rahmen der Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlenpolitik wurde beschlossen, auch Infiltrationsbrunnen auf ihre Eignung zur GW-Anreicherung im Nordraum hin zu untersuchen. Die entsprechende Testanlage wurde so konzipiert, daß sie für eines der Zielgebiete gemäß MURL-Konzept zugleich mitbenutzt werden konnte.

Die Vorplanung und das Versuchsprogramm wurde von folgendem Arbeitskreis bearbeitet:

LWA,  
RP Köln,  
Dipl.-Ing. Fritz Böhning, Mitglied des DVGW-Ausschusses „Wasserfassung und Wasseranreicherung“, als Berater und Gutachter,  
Rheinbraun.

Aufgrund der Eilbedürftigkeit mußte für die infragekommenen Standorte eine eigenständige Wasserbereitstellung vorgesehen werden, da mit der Anbindung an die zentrale Aufbereitungsanlage in Jüchen erst gegen Ende 1991 gerechnet werden konnte. Damit setzt sich die Testanlage zur Brunneninfiltration aus den drei notwendigen Bestandteilen

- Förderbrunnen (im tieferen GW-Leiter)
- Aufbereitungsanlage
- Infiltrationsbrunnen (im oberen GW-Leiter)

zusammen.

Hierfür wurden für zwei alternative Standorte die nötigen wasserrechtlichen und baurechtlichen Verfahren in die Wege geleitet. Aufgrund der Grundstückssituation war eine Realisierung letztlich nur am oben beschriebenen Standort Wetscheweller Bruch/Güdderath möglich (Anlage 5).

Der Bau der Testanlagen konnte mit den für die Auslegung der Brunnen und den Aufbereitungsanlagen notwendigen Untersuchungsbohrungen im September 1990 beginnen. Die Inbetriebnahme der kompletten Anlage erfolgte im April 1991. Seit 29. 4. 91 erfolgt die Anreicherung des oberen GW-Leiters.

Der Berater und Gutachter, Dipl.-Ing. Bühring, der in Abstimmung mit den Landesbehörden dem planenden Arbeitskreis angehört, verfaßte nach fünfwöchigem Infiltrationsbetrieb einen Zwischenbericht [9]. Eine Kurzfassung ist als Anlage 9 beigefügt.

Aus diesem Zwischenbericht ist festzuhalten:

Der Infiltrationsbrunnen, in Edelstahl-Wickeldraht-Bauweise, mit 700 mm Bohr- und 400 mm Ausbaudurchmesser, wurde mittels Intensiv-Entsandung entwickelt. Er durchteuft den oberen GW-Leiter bis zu dessen Basis in 23 m Tiefe unter Geländeoberkante (GOK) und weist eine Filterstrecke von 14 m auf. Der GW-Spiegel vor Infiltrationsbeginn lag bei ca. 11 m unter GOK.

In den ersten fünf Wochen des bisherigen Betriebs nahm die Infiltrationsrate von anfangs ca. 130 m<sup>3</sup>/h auf ca. 110 m<sup>3</sup>/h ab. Dies ist offensichtlich durch die langsame Auffüllung des Porenraumes und die dadurch bedingte Abnahme des Strömungsgradienten im Nahbereich des aufgefüllten GW-Leiters bedingt. Der Betriebswasserstand im Infiltrationsbrunnen war um ca. 8 m angestiegen und lag damit ca. 3 m unter GOK. Die GW-Anreicherung hat sich am Rand des Feuchtgebietes Wetscheweller Bruch bereits bemerkbar gemacht. Die Wasserspiegel der dort gelegenen GW-Meßstellen sind trotz Niederschlagsarmut in dem maßgebenden Zeitraum zwischen 0,12 und 0,30 m angestiegen.

Für den Brunnen, der nach fünfwöchigem Betrieb eine

#### *Infiltrationsleistung*

von 105 m<sup>3</sup>/h oder  
von 0,9 Mio. m<sup>3</sup>/a

besaß, läßt sich keine spezifische Infiltrationsleistung wie für die übrigen Testanlagen bestimmen, da die Bemessungsgrößen nicht miteinander vergleichbar sind (siehe auch Kap. 5). Um diesen Vergleich mit ausreichender Genauigkeit durchführen zu können, ist in 200 m Entfernung ein Infiltrationsschlitz erstellt worden, an dem vergleichende Untersuchungen hinsichtlich der Leistungsfähigkeit erfolgen sollen.

Insbesondere soll im Parallelbetrieb bei den Infiltrationsorganen beobachtet werden, wie konstant die Wasseraufnahme erfolgt und wie sich eventuelle kolmationsbedingte Leistungseinbußen auf die Verfügbarkeit der Anlagen auswirken.

Nach neunwöchigem Betrieb war die Infiltrationsleistung des I-Brunnens auf ca. 60 m<sup>3</sup>/h zurückgegangen. Zur Ursachenforschung wurde er daher außer Betrieb genommen. Da offensichtlich feine Bodenpartikel (Schluff) zu einer Kolmation des Brunnen-Ringraumes geführt haben, wurden Maßnahmen zur Regenerierung ergriffen. Durch erneutes Klarpumpen des Brunnens konnten die Schluffpartikel gelöst und abgefördert werden, so daß die Infiltrationsleistung wieder auf das o. g. Niveau angehoben werden konnte. Um eine erneute derartige Kolmation auszuschließen, wird die Anlagenkonstruktion verbessert. Für die Regeneration des Brunnens mußte eine Ableitungsmöglichkeit geschaffen werden, um die anfallenden Wasser beseitigen zu können. Bei zukünftigen Infiltrationsbrunnen sollte daher grundsätzlich eine Ableitung mit vorgesehen werden.

Hinsichtlich der Manganproblematik haben sich an dieser Testanlage keine negativen Erfahrungen ergeben. Unabhängig davon soll der Manganwert auch für die Versuchszeit mit Hilfe

der lokalen Aufbereitungsanlage soweit wie möglich reduziert werden.

Wie schon erwähnt, wird mit dem späteren Anschluß an die zentrale Aufbereitungsanlage Jüchen ein ausreichend niedriger Mangangehalt sichergestellt.

Sobald der heutige Förderbrunnen dann nicht mehr zur Speisung der Infiltrationsanlage benötigt wird, ist mit ihm ein Infiltrationstest für den tieferen GW-Leiter vorgesehen.

Die Dauerleistungsfähigkeit des momentan betriebenen I-Brunnens wird weiter untersucht, um auch die Häufigkeit von Regenerationsmaßnahmen festlegen zu können. Wie die jüngsten Erfahrungen gezeigt haben, läßt sich eine Regenerierung problemlos und schnell durchführen.

## 5 Schlußfolgerungen

Die vier beschriebenen Testanlagen zur GW-Anreicherung waren für recht unterschiedliche geologische, hydrologische und wasserwirtschaftliche Bedingungen zu konzipieren. Entsprechend differenziert waren auch die Aufgabenstellungen, die untersucht werden mußten. Zusätzlich waren Fragen der Qualitätsanforderungen an das Infiltrationswasser, der landschaftlichen Einbindung und der bautechnischen Durchführung zu bearbeiten. Dabei wurde deutlich, daß eine enge funktionale Abhängigkeit zwischen all diesen Anforderungen besteht.

Auch wenn die Untersuchungen an einigen Testanlagen noch nicht abgeschlossen sind, so kann doch festgestellt werden, daß die Charakteristik der einzelnen zukünftigen Infiltrationsanlagen und der Zeitpunkt ihrer Inbetriebnahme auf die jeweiligen wasserwirtschaftlichen Ziele und Standortbedingungen ausgelegt sein müssen. Im Rahmen der Versuche mit den Testanlagen zur GW-Anreicherung wurde die Frage mit betrachtet, wie lange es dauert, bis die infiltrierten Wasser das jeweilige Feuchtgebiet erreicht haben. Auch Prof. Mull hat sich in dem „Hydrologisch-hydrochemischen Gutachten zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußgebiet der Schwalm“ mit dieser Frage befaßt. Um die Feuchtgebiete zu erhalten, müssen demnach die GW-Anreicherungsanlagen rechtzeitig in Betrieb gehen, d. h. mit ausreichendem Vorlauf vor den bergbaulichen Auswirkungen auf das Umfeld der Feuchtgebiete. Die hydrologische Wirkung der Infiltration auf den Wasserhaushalt des Zielgebietes setzt relativ schnell ein. Damit werden die derzeitigen Grundwasserstände sicher gehalten, auch wenn die ersten Tropfen des Infiltrationswassers erst wesentlich später im entsprechenden Zielgebiet ankommen werden. Der jeweils richtige Zeitpunkt für den Infiltrationsbeginn kann anhand der detaillierten und ständig durchgeführten GW-Beobachtungen bestimmt werden.

Ebenso wichtig, wie der richtige Zeitpunkt, ist das richtige Verfahren zur GW-Anreicherung. Die Untersuchungen an den vier Testanlagen machen deutlich, daß nicht *das* Standardverfahren für die GW-Anreicherungen im Nordraum festgelegt, sondern jeweils eine zielorientierte Auswahl aus den Verfahren getroffen werden sollte, die sich bewährt haben.

Bei diesen anwendungsreifen Verfahren steht nach den vorgelegten Untersuchungen die GW-Anreicherung über *Infiltrationsschlitze* im Vordergrund, auch wenn diese Methode noch nicht häufig außerhalb des rheinischen Braunkohlenreviers eingesetzt worden ist. Die vollzogenen Weiterentwicklungen der

Bauverfahren steigern die Leistungsfähigkeit der Schlitzte nochmals und lassen sie auch unter schwierigen geologischen Bedingungen zu verlässlichen Infiltrationsorganen werden.

Darüber hinaus bieten Infiltrationsschlitzte gegenüber anderen Verfahren aufgrund ihrer einfachen betrieblichen Handhabung sowie problemloser Regenerierungsmöglichkeiten ein hohes Maß an Verfügbarkeit. Diese hohe Verfügbarkeit ist gleichbedeutend mit geringen Eingriffen in die Landschaft während ihrer Erstellung und ihres Betriebes.

Infiltrationsbrunnen haben gegenüber Schlitzten den Vorteil, daß auch tiefere GW-Leiter damit erreicht werden können und daß sie dort, wo für punktuelle GW-Anreicherungen genügend Spielraum vorhanden ist, mit geringem Geländebedarf auskommen. Dafür muß jedoch erfahrungsgemäß mit einem höheren Aufwand für Regenerationsmaßnahmen einschließlich einer Vorflutbindung gerechnet werden.

Für die weitere Realisierung des MURL-Konzeptes sind zahlreiche Infiltrationsorgane zu bauen. Nach den Leistungsdaten der Testanlagen läßt sich dafür eine durchschnittliche

*spezifische Leistung für Infiltrationsschlitzte*

von 1 Mio. m<sup>3</sup>/a  
bezogen auf 100 m Schlitzlänge

ansetzen. Wie die Ergebnisse der Infiltrationsuntersuchungen gezeigt haben, können je nach Standortbedingungen Abweichungen von 50% nach oben oder unten auftreten. Dem kann z. T. durch bautechnische Verbesserungen, z. T. durch entsprechende Mehrlängen begegnet werden.

Für die meisten zukünftigen Zielgebiete der GW-Anreicherung im Nordraum ist die mittels GW-Modellen berechnete Infiltrationsmenge ohnehin erst in sukzessiven Leistungsstufen einzubringen, so daß beim Bau der Sickerschlitze für die zweite Stufe die Leistungs- und Wirkungscharakteristik aus der ersten Stufe berücksichtigt werden kann. Für die in der ersten Stufe benötigte Infiltrationsmenge wird der o. g. Mittelwert mit standortbezogenen Zu- oder Abschlägen sowie einem generellen Sicherheitszuschlag von 50% versehen. Bei der Umsetzung der zweiten Stufe kann dieser Sicherheitszuschlag dann im oben erläuterten Sinne reduziert werden.

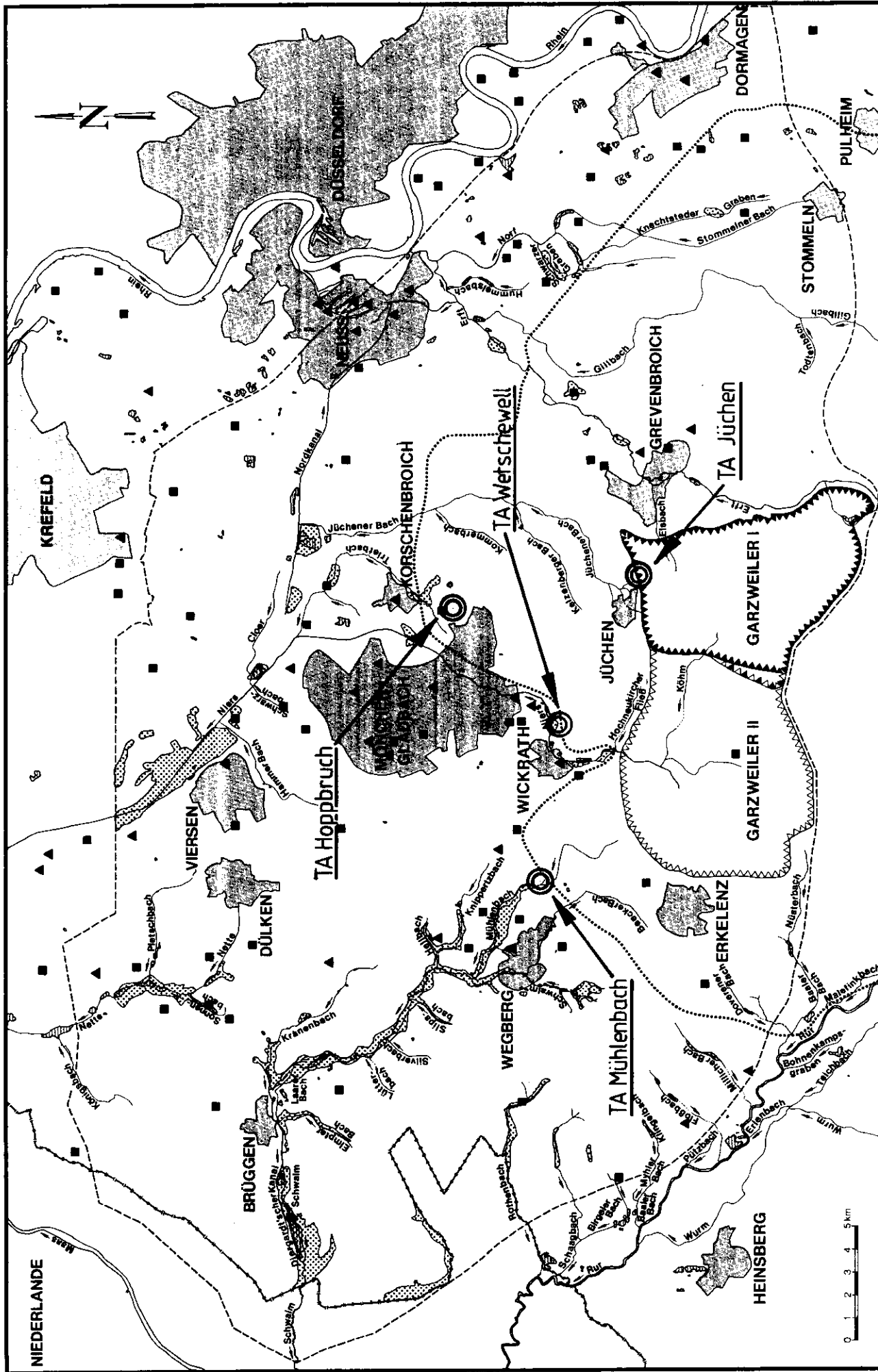
Hinsichtlich der Planung für den Einsatz von *Infiltrationsbrunnen* sollte vor der Eingrenzung von spezifischen Jahresleistungen noch der weitere Verlauf des Wetscheweller Infiltrationsbetriebes abgewartet werden. Es zeichnet sich aber deutlich ab, daß die Leistung von Infiltrationsbrunnen aufgrund der durch sie erzeugten punktförmigen GW-Aufhöhung viel stärker vom Transportvermögen des jeweiligen GW-Leiters abhängig ist, als dies bei Sickerschlitzen mit ihrem linienhaften Abstrom der Fall ist.

Generell gilt, daß die Infiltration um so besser und störungsfreier abläuft, je besser die Qualität des verwendeten Wassers ist. Die notwendige Wasserqualität kann sowohl bei der Verwendung und Aufbreitung von Sumpfungswasser als auch – wie später vorgesehen – von Rheinwasser erreicht werden.

Die mit den vier Testanlagen durchgeführten Infiltrationen bestätigen *insgesamt*, daß eine GW-Anreicherung in der benötigten Größenordnung realisierbar ist und Verfahren zur Verfügung stehen, die es erlauben, den wasserwirtschaftlichen, geologischen, hydrologischen und landschaftlichen Erfordernissen gerecht zu werden.

## 7 Literaturhinweise

- [1] „Ökologisches Anforderungsprofil für den Tagebau Garzweiler II“, Rheinbraun; Juni 1987
- [2] „Untersuchungsprogramm Braunkohle“, Landesregierung NRW; September 1987
- [3] Machbarkeitsstudie „Künstliche Grundwasser-Anreicherung“, Autorengemeinschaft im Auftrag des LWA; September 1986
- [4] „Alternativen der Tagebauentwicklung im Rheinischen Braunkohlenrevier“, Prof. Goergen, Prof. Völtz, Prof. Stoll, Aachen; September 1987
- [5] „Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlenpolitik“, Landesregierung NRW; September 1987
- [6] „Versickerungstestanlage Hoppbruch“, Stadtwerke und Stadt Mönchengladbach, Rheinbraun; März 1990
- [7] „Versickerungstestanlage Mühlenbach“, 3. Zwischenbericht, Stadt Mönchengladbach, Rheinbraun; Februar 1991
- [8] „Bau und Betrieb von Sickerschlitzen“, Statusbericht, Institut für Wasserforschung Dortmund; Juni 1991
- [9] „Infiltration von Wasser in einen Schluckbrunnen“, Zwischenbericht, Dipl.-Ing. F. Bühring, Düsseldorf; Juni 1991



**RHEINBRAUN Wasserrwirtschaft**  
Schützenswerte Feuchtgebiete  
Tagebau Garzweiler I/II

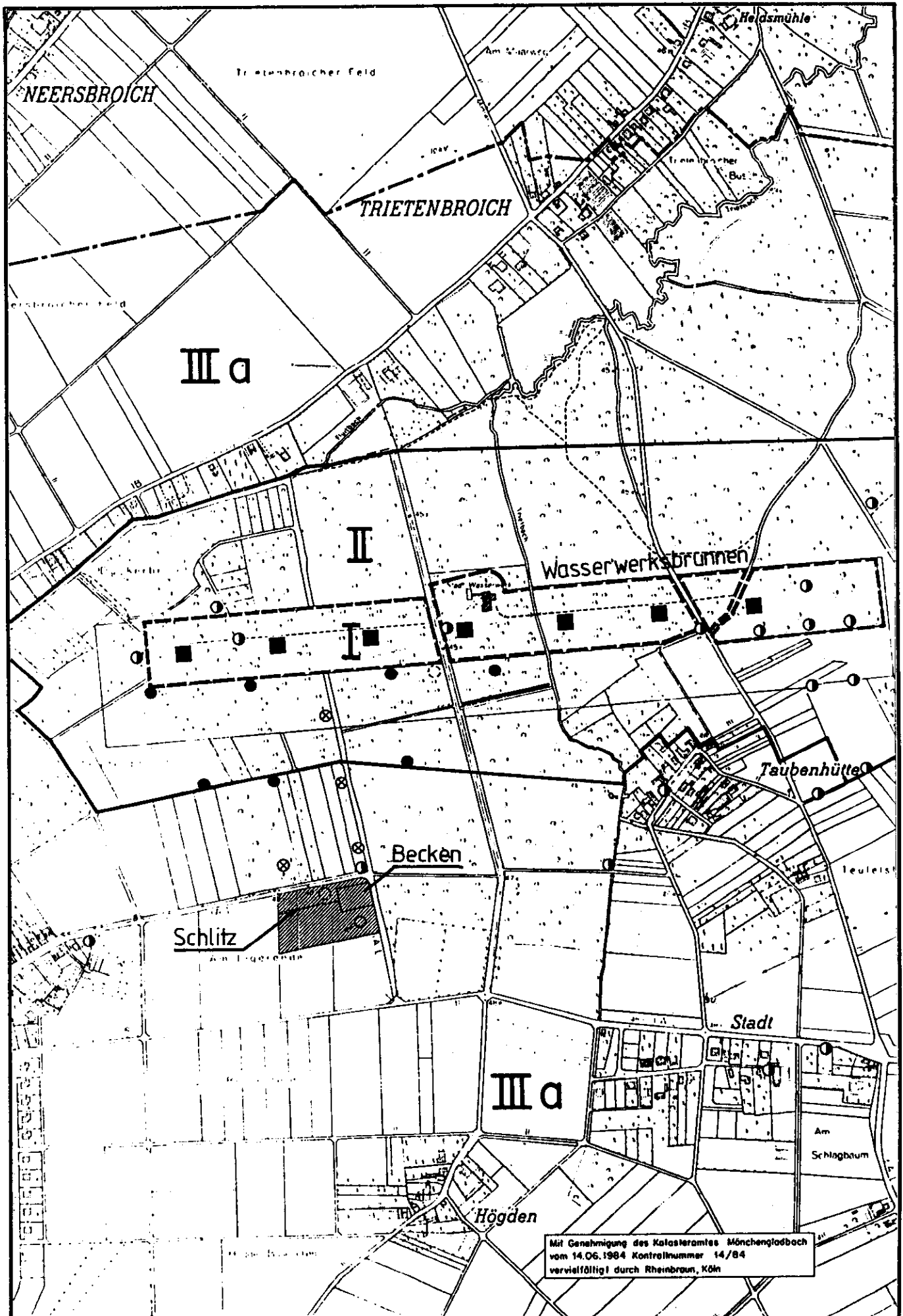
**Test-  
anlagen**

bearbeitete Beeinflussungslinie  
 ..... Stand: Oktober 1989  
 ■ öffentliche Wasserwerke  
 ▲ Industrieannehmer mit  
 WR  $\geq$  500 000 m<sup>3</sup>/a

Abbaugrenze Tagebau Garzweiler I  
 gemäß Braunkohlenplan 1985  
 Abbaugrenze zur 1959 verbindlich erklärten  
 und 1985 geänderten Sicherheitslinie  
 gepl. Abbaugrenze Tagebau Garzweiler II

Staatsgrenze  
 Unterschutzgebietsgrenze  
 schützenswerte Feuchtgebiete

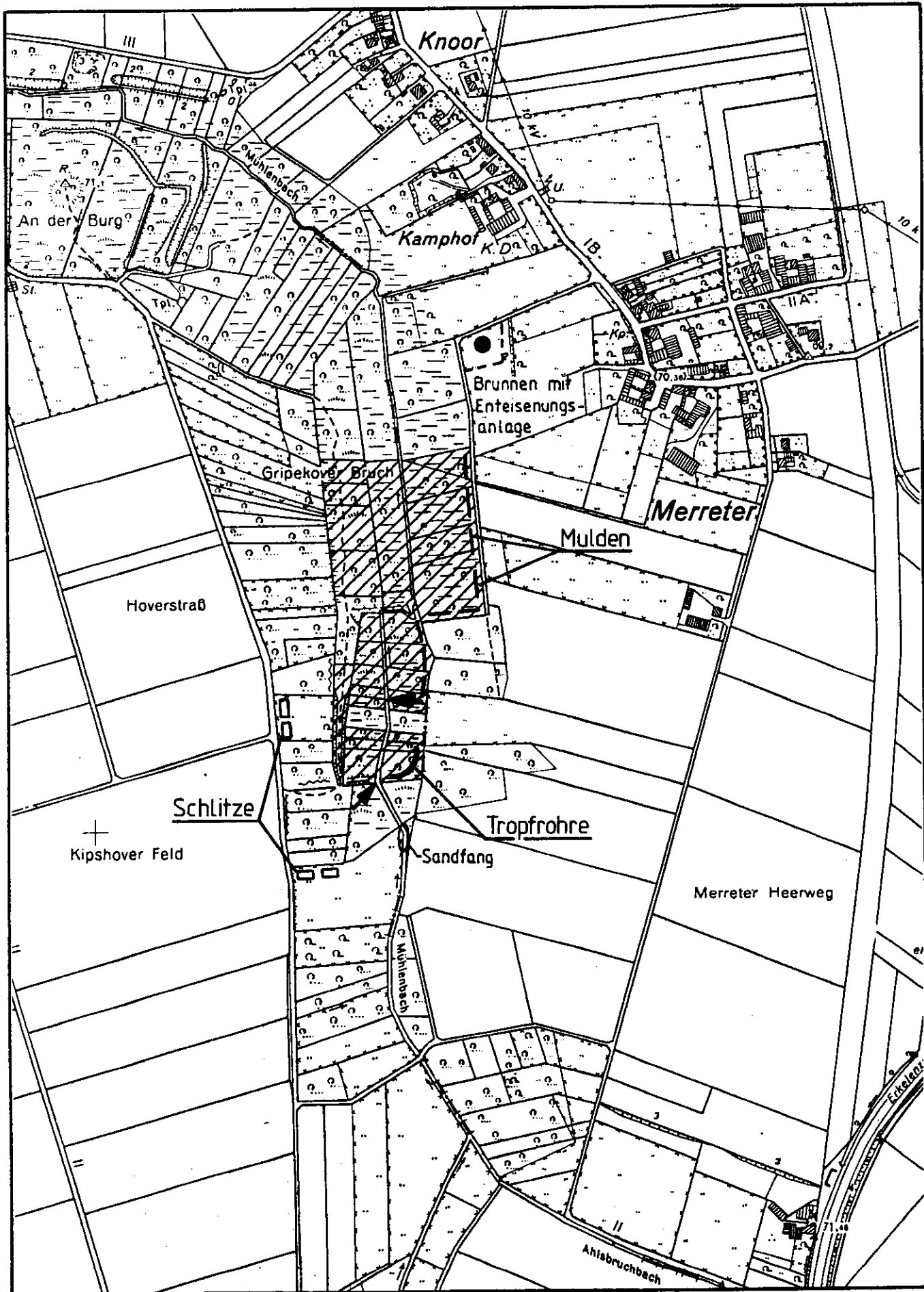
2511



WASSERWIRTSCHAFT

Testanlage Hoppbruch

 RHEINBRAUN

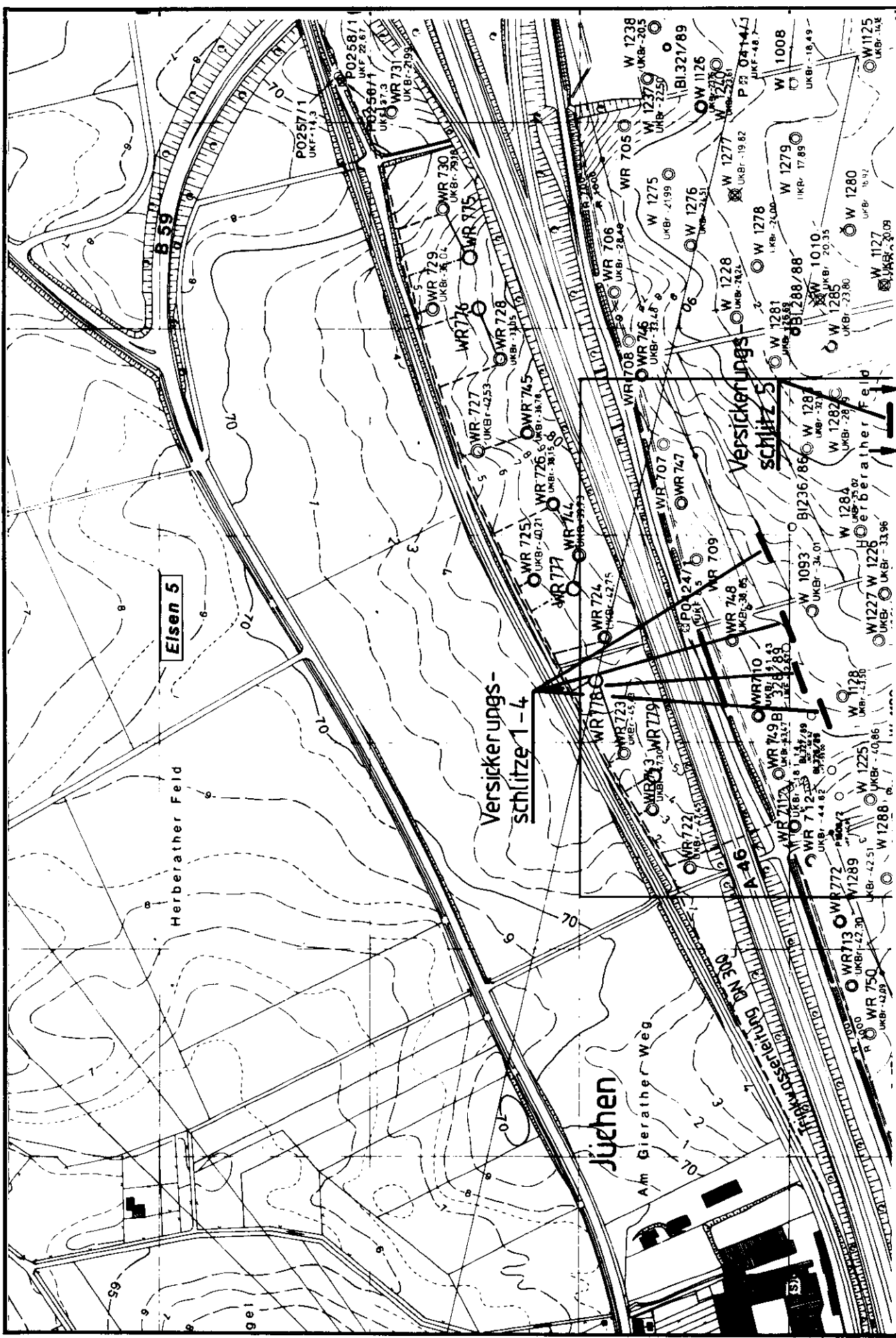


WASSERWIRTSCHAFT

Testanlage Mühlenbach

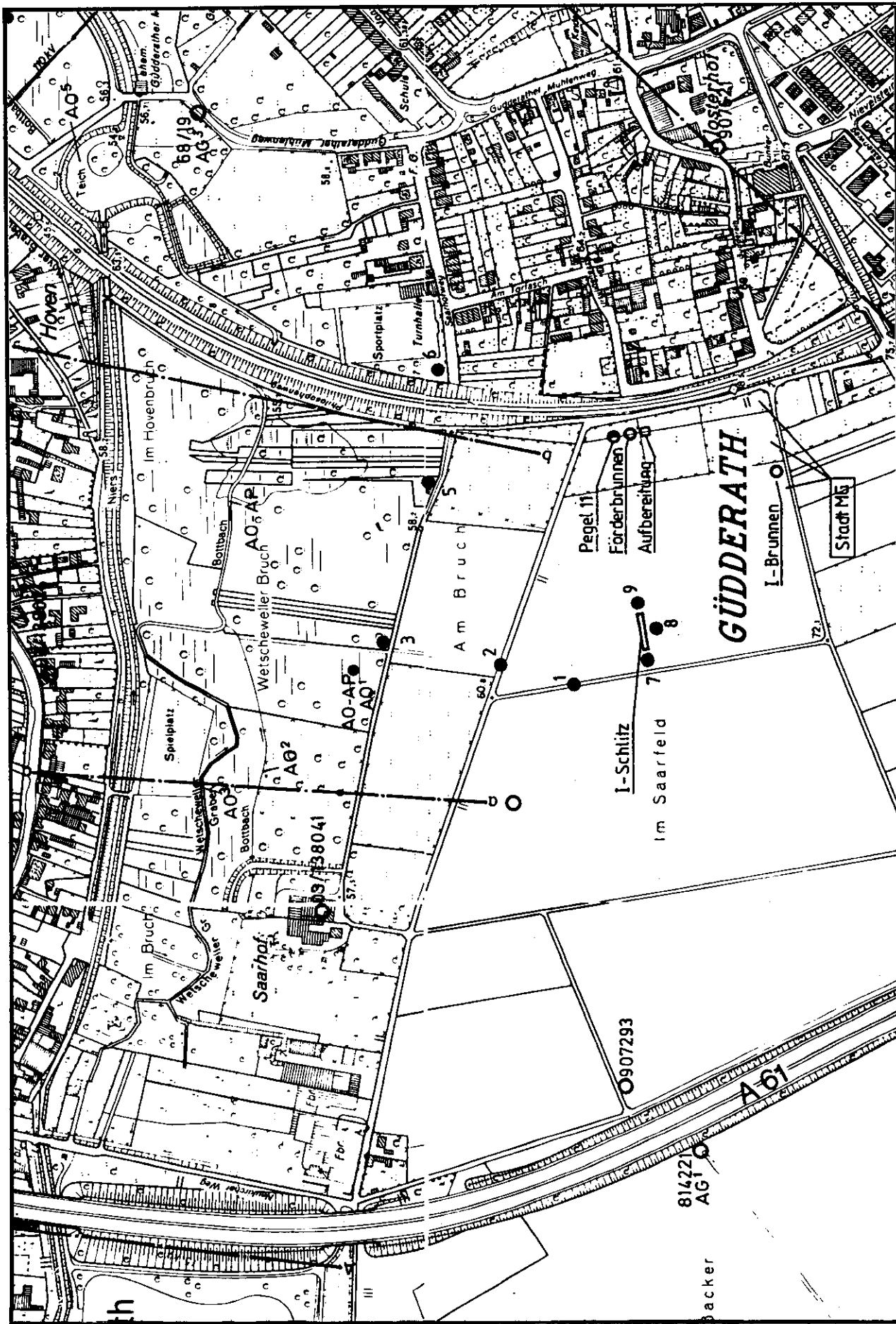
**RHEINBRAUN**





Testanlage Jüchen

WASSERWIRTSCHAFT



Testanlage Wetschewell

WASSERWIRTSCHAFT

**Gemeinschaftsprojekt der  
Stadtwerke Mönchengladbach  
GmbH  
Stadt Mönchengladbach  
und  
Rheinbraun AG**

**Versickerungstestanlage  
Hoppbruch**

**Kurzfassung  
des Versuchsberichtes  
zum Betrieb vom  
12. 06. 1987 – 03. 09. 1988  
10. 01. 1989 – 02. 06. 1989**

Datum: Juli 1990

# Inhaltsverzeichnis

## Kurzfassung des Versuchsberichtes

zum Betrieb vom  
12. 06. 1987 bis 03. 09. 1988  
10. 01. 1989 bis 02. 06. 1989  
zusammengestellt aus dem vom  
Ingenieurbüro Grombach  
Bad Homburg  
erstellten zweiteiligen  
Versuchsbericht  
vom Februar 1989 und März 1990  
durch  
Rheinbraun AG

	Seite
1. Veranlassung und Ziel der Versuche	89
2. Beschreibung der Anlagen und Versuche	89
3. Leistungsfähigkeit der Anreicherungsanlagen	89
4. Mischungsverhalten	90
5. Temperatenausgleich	90
6. Schlußbemerkung	91

## 1. Veranlassung und Ziel der Versuche

Die nachfolgend beschriebenen Versickerungsversuche gehen auf einen zwischen der Stadt und den Stadtwerken Mönchengladbach und der Rheinbraun Aktiengesellschaft geschlossenen Vertrag vom 29. 10. 1985 zurück, in dem der gemeinsame Bau und Betrieb der Versickerungstestanlagen Hoppbruch und Mühlenbach vereinbart wurde. Mit den Versuchen sollten eigene Erfahrungen mit bereits bekannten Methoden der Grundwasseranreicherung gemacht werden.

Bei den Versickerungsversuchen Hoppbruch sollten u. a. die qualitativen und quantitativen Aspekte der Infiltration und Bodenpassage erfaßt werden. Dabei standen folgende Untersuchungsschwerpunkte im Vordergrund:

- Leistungsfähigkeit der Anreicherungsanlagen (mit Vergleich der Versickerungsleistung bei der Infiltration von eisenhaltigem Tiefbrunnenwasser bzw. von Wasser mit Trinkwasserqualität).
- Mischungsverhalten von örtlichem Grundwasser und Anreicherungswasser.
- Maß des Temperaturnausgleiches zwischen Anreicherungs- und örtlichem Grundwasser während der Bodenpassage.

## 2. Beschreibung der Anlagen und Versuche

Im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Hoppbruch der Stadtwerke Mönchengladbach sind über einen Betriebszeitraum von 70 Wochen ein 1300 m<sup>2</sup> großes Sickerbecken und ein 80 m langer, 1 m breiter und 4,5 m tiefer Sickerschlitzgraben zur künstlichen Grundwasseranreicherung als Versuchsanlage einzeln und zeitweise parallel betrieben worden. Die beiden Anreicherungsanlagen liegen in einer Entfernung von ca. 400 m im GW-Oberstrom der Entnahmehrunnen des Wasserwerkes Hoppbruch (Anlage 1).

Der gesamte Versuchszeitraum von Juni 1987 bis Juni 1989 gliedert sich auf in zwei Hauptabschnitte mit einer dazwischenliegenden Unterbrechungspause von vier Monaten.

1. Versuchsabschnitt: *Infiltration von Tiefbrunnenwasser* in der Zeit vom 12. 06. 1987–03. 09. 1988, Betrieb von Sickerbecken und Sickerschlitzgraben einzeln und parallel.
2. Versuchsabschnitt: *Infiltration von Wasserwerkswasser* in der Zeit vom 10. 01. 1989–02. 06. 1989, Betrieb von Sickerschlitzgraben.

Das eisenhaltige Anreicherungswasser im 1. Versuchsabschnitt stammte aus einem Tiefbrunnen auf dem Versuchsgelände. Die der Infiltrationsanlage vorgeschaltete Vorbehandlungsanlage zur Enteisenung des Tiefbrunnenwassers bewirkte nicht die gewünschte Eisenausfällung in der Vorbehandlung. Die dadurch bedingte Kolmation der oberen Filterschichten beeinträchtigte wesentlich die Sickerleistungen von Becken und Gräben.

Da künftig bei der Versickerung von Sumpfungswasser die durch das eisenhaltige Tiefbrunnenwasser entstandenen Probleme der Filterkolmation keinen Einfluß mehr auf die Infiltrationsleistung haben werden, wurden nach viermonatiger Unterbrechungspause weitere Versickerungsversuche mit dem Sickerschlitzgraben unter Verwendung von Trinkwasser aus dem WW Hoppbruch durchgeführt.

Für die Beobachtung der infiltrationsbedingten Änderung des Grundwasserspiegels und der Ausbreitung des Infiltrationskörpers standen 19 Pegel auf dem Versuchsgelände und 25 in der näheren und weiteren Umgebung der Infiltrationsanlage zur Verfügung.

Das Fortschreiten der Infiltrationsfront in Grundwasserströmungsrichtung, die Querausdehnung im Einzugsbereich der Wasserwerksbrunnen sowie der Temperaturnausgleich zwischen dem Infiltrationswasser und dem natürlichen Grundwasser wurden für ausgewählte Meßstellen und Meßtermine anhand der Bewertungsparameter Sulfat-Konzentration und Temperatur analysiert.

## 3. Leistungsfähigkeit der Anreicherungsanlagen

Im 1. Versuchsabschnitt „Infiltration von Tiefbrunnenwasser“ dienten die beiden Anreicherungsanlagen praktisch als Teil der Vorbehandlung zur Filtration des eisenhaltigen Wassers. Die erzielten Sickerleistungen erreichten durch die Filterkolmation nicht die Größenordnung der theoretisch bzw. empirisch ermittelten Infiltrationsleistungen.

Innerhalb des 54wöchigen Versuchsprogrammes mit Tiefbrunnenwasser wurden die beiden Anreicherungsanlagen 28 Wochen parallel, 17 Wochen nur das Sickerbecken und neun Wochen nur der Sickerschlitzgraben alleine betrieben und dabei insgesamt rd. 810 400 m<sup>3</sup> Wasser versickert.

Über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet, lag die mittlere, auf die Gesamtfläche der Anreicherungsanlage bezogene Filtergeschwindigkeit beim Sickerschlitzgraben mit  $v_f = 11,8$  m/d etwa siebenmal höher als die des Versickerungsbeckens, für das im Mittel eine Filtergeschwindigkeit von  $v_f = 1,6$  m/d erreicht wurde. Kurzfristig wurden – bei Ausnutzung der gesamten Sickerflächen – Maximal-Leistungen in Höhe von  $v_f = 2,6$  m/d im Becken und  $v_f = 22,5$  m/d im Sickerschlitzgraben erzielt (Anlage 2).

Im 2. Versuchsabschnitt „Infiltration von Wasserwerkswasser“ konnte eine Beeinträchtigung der Sickerleistung infolge Verstopfung der obersten Filterschicht durch ausgefälltes Eisen ausgeschlossen werden. In 15,5 Wochen wurden über den Sickerschlitzgraben rd. 313 700 m<sup>3</sup> Wasserwerkswasser versickert. Damit wurden über die beiden Anreicherungsanlagen der Versickerungsanlage Hoppbruch während der 70 Wochen Betriebszeit insgesamt ca. 1 125 000 m<sup>3</sup> Wasser infiltriert.

Bei mittleren Filtergeschwindigkeiten  $V_f$  im Sickerschlitzgraben zwischen 50 m/d und 60 m/d in Zeiten mit vollem Grabeneinstau liegt die mit WW-Wasser erreichte Sickerleistung etwa vier- bis fünfmal so hoch als beim Versickerungsbetrieb mit Tiefbrunnenwasser, wo für den volleingestauten Graben Filtergeschwindigkeiten zwischen 10 m/d und 15 m/d erzielt wurden.

Die max. Dauerleistung bei vollem Grabeneinstau über eine Woche Infiltrationsbetrieb lag mit  $V_f = 60–64$  m/d nur geringfügig unter der kurzfristig erzielten Maximalleistung von  $V_f = 66$  m/d (Anlage 2).

Nach den vorliegenden Ergebnissen ist beim Betrieb des Sickerschlitzgrabens unter den gegebenen Randbedingungen an der Versickerungsanlage Hoppbruch mit einer Versickerungsmenge von etwa 200 m<sup>3</sup>/h entsprechend einer Filtergeschwindigkeit von  $V_f = 60$  m/d zu rechnen. Ein deutliches Absinken

der hohen Infiltrationsleistung im Laufe der Betriebszeit konnte während der Infiltrationsversuche mit WW-Wasser nicht beobachtet werden.

Insgesamt zeigt sich damit für den Sickerschlitzgraben eine wesentlich höhere spezifische Versickerungsleistung als bei dem Becken, unabhängig von der Qualität des Versickerungswassers. Bei der Verwendung von Trinkwasser wurde nochmals eine wesentlich höhere Versickerungsleistung des Sickerschlitzgrabens als bei der Infiltration von Tiefbrunnenwasser erzielt. Deshalb sollte das Versickerungswasser nach Möglichkeit enteist sein.

#### 4. Mischungsverhalten

Bei einem langandauernden kontinuierlichen Versickerungsbetrieb ohne längere Unterbrechungszeiten wird sich im Aquifer ein stationärer Zustand einstellen mit einem Infiltrationskörper in Form eines langgestreckten Ellipsoids. Im Zentrum des Abstrombereiches wird das natürlich anstehende Grundwasser weitgehend durch das künstliche Infiltrat verdrängt. An den Rändern des Abstrombereiches findet durch molekulare Diffusion und vor allem durch die in Längs- und Querrichtung wirkende mechanische Dispersion ein Konzentrationsausgleich zwischen dem Infiltrationswasser und dem örtlichen Grundwasser statt (Anlage 3).

Der Ausbreitungsvorgang und das sich daraus entwickelnde Mischungsprofil in Längs- und Querrichtung des Grundwasserstromes sowie über die Tiefe des Grundwasserleiters wird sowohl durch Intensität und Dauer der Infiltration als auch durch die hydrogeologischen Randbedingungen entscheidend beeinflusst.

Die Infiltrationsfront breitet sich mit Abstandsgeschwindigkeit, d. h. etwa mit 1,5 m/d in GW-Hauptströmungsrichtung aus, wobei aufgrund geologisch bedingter Inhomogenitäten, in Zonen mit günstigeren hydraulischen Verhältnissen das ursprüngliche Grundwasser schneller verdrängt bzw. vermischt wird als in Bereichen mit schlechteren Strömungsbedingungen (Anlagen 4 und 5).

Aufgrund der wechselnden Versuchsbedingungen konnte sich während der zweijährigen Versuchszeit nur in Teilbereichen des Abstromprofils ein Beharrungszustand mit konstanten Stoffkonzentrationen einstellen.

Aus der Mischwasserkonzentration der im Abstrombereich liegenden WW-Brunnen kann zum einen auf den Förderanteil von Versickerungswasser und zum anderen auf die seitliche Ausbreitung des Infiltrationskörpers quer zur Grundwasserhauptströmungsrichtung geschlossen werden.

Durch die Absenkungstrichter der WW-Brunnen bilden sich im Aquifer Strömungszonen aus, in denen auch Wasser aus dem Mischwasserbereich und dem infiltrationsunbeeinflussten Grundwasserspeicher zu den Brunnen herangeführt wird. Dadurch ist bei den vorliegenden Infiltrationsbedingungen und Förderleistungen der WW-Brunnen auszuschließen, daß von diesen Brunnen reines Versickerungswasser gefördert wird.

Die nach einer hydraulischen Abschätzung ermittelte Breite des Abstrombereiches von rund 400 m in Höhe der Brunnengalerie konnte durch die Konzentrationsmessungen in zwei West-/Ost-Schnitten bestätigt werden (Anlage 6).

Beim Stofftransport bildet sich im Abstrombereich eine ausgeprägte Kernzone von 50 bis 100 m aus, in der das ursprüngliche Grundwasser weitgehend durch das Infiltrat verdrängt wird. Außerhalb dieser Kernzone bilden sich Vermischungszonen aus, die sich mit der Entfernung von der Infiltrationsstelle verbreitern und in denen ein fließender Übergang von der Infiltrationsqualität zur originären Grundwasserqualität festzustellen ist. Die gesamte Ausbreitungsfigur stellt sich in etwa als Ellipsoid dar.

Von der Infiltration sind somit die Brunnen I, V, IX und XI des WW Hoppbruch mehr oder weniger stark beeinflusst. Das Zentrum der Infiltrationsfront liegt etwa zwischen Brunnen IX und V.

Selbst in den WW-Brunnen, die im Zentrum der Infiltrationsfront liegen, wurde durch Mischungseffekte mit natürlich anstehendem Grundwasser während der Versuchsphase nie reines Infiltrationswasser gefördert.

#### 5. Temperatenausgleich

Der wesentliche Unterschied zwischen Stoff- und Wärmetransport im Untergrund besteht darin, daß die Stofftransport- und Speichervorgänge nur in den Poren des Korngerüsts stattfinden, während die Wärmeleitung und -speicherung sowohl in den Poren als auch innerhalb der Feststoffmatrix selbst erfolgt. Dadurch „läuft“ die Ausbreitung der Temperaturfront zeitverzögert hinter dem Stofftransport hinterher, mit etwa der 0,3-fachen Abstandsgeschwindigkeit, entsprechend einer Temperatur-Fortschritts-geschwindigkeit von 0,4–0,5 m/d (Anlagen 7 und 8).

Für die Beurteilung des Mischungsverhaltens stand für die Dauer der Tiefbrunnen- und WW-Wasserversickerungsversuche jeweils Wasser mit konstanter Stoffkonzentration zur Verfügung. Die Voraussetzungen für die Ausbildung eines stationären Zustandes waren damit von seiten der Wassergüte gegeben. Dagegen unterliegt das Anreicherungs-wasser jahreszeitlich bedingten Temperaturschwankungen durch Aufwärmung und Wärmeabstrahlung des Infiltrationswassers in den Versickerungsanlagen, vornehmlich in offenen Sickerbecken.

Bei geringen Flurabständen sind die oberflächennahen GW-Schichten durch Wärmeleitung und -abstrahlung über die ungesättigte Bodenzone dem direkten Witterungseinfluß ausgesetzt. Die dadurch bedingten Temperaturschwankungen im Grundwasser überlagern sich mit den aus der künstlichen Grundwasseranreicherung eingetragenen Temperaturänderungen.

Der Untergrund mit seiner relativ großen Feststoffmasse wird in Zeiten, in denen die Temperatur des Infiltrates über der Grundwassertemperatur liegt, vom wärmeren Infiltrationswasser Wärme aufnehmen und diese bei umgekehrten Temperaturverhältnissen wieder an das nachströmende kühlere Infiltrat und an die Umgebung abgeben. Das bewirkt eine Dämpfung der Temperaturamplitude, die sich, ausgehend von der Infiltrationsstelle, auf dem Fließweg durch Wärmespeicherung und Wärmeabgabe im Untergrund abbaut. Dieser Effekt zeigt sich an den Temperaturganglinien (Anlage 7, Planserie 5-05/02 bis 5-05/04). Die Temperaturspitzen in den vergleichbaren GW-Tiefen weisen nämlich ein deutliches Temperaturgefälle in GW-Fließrichtung auf.

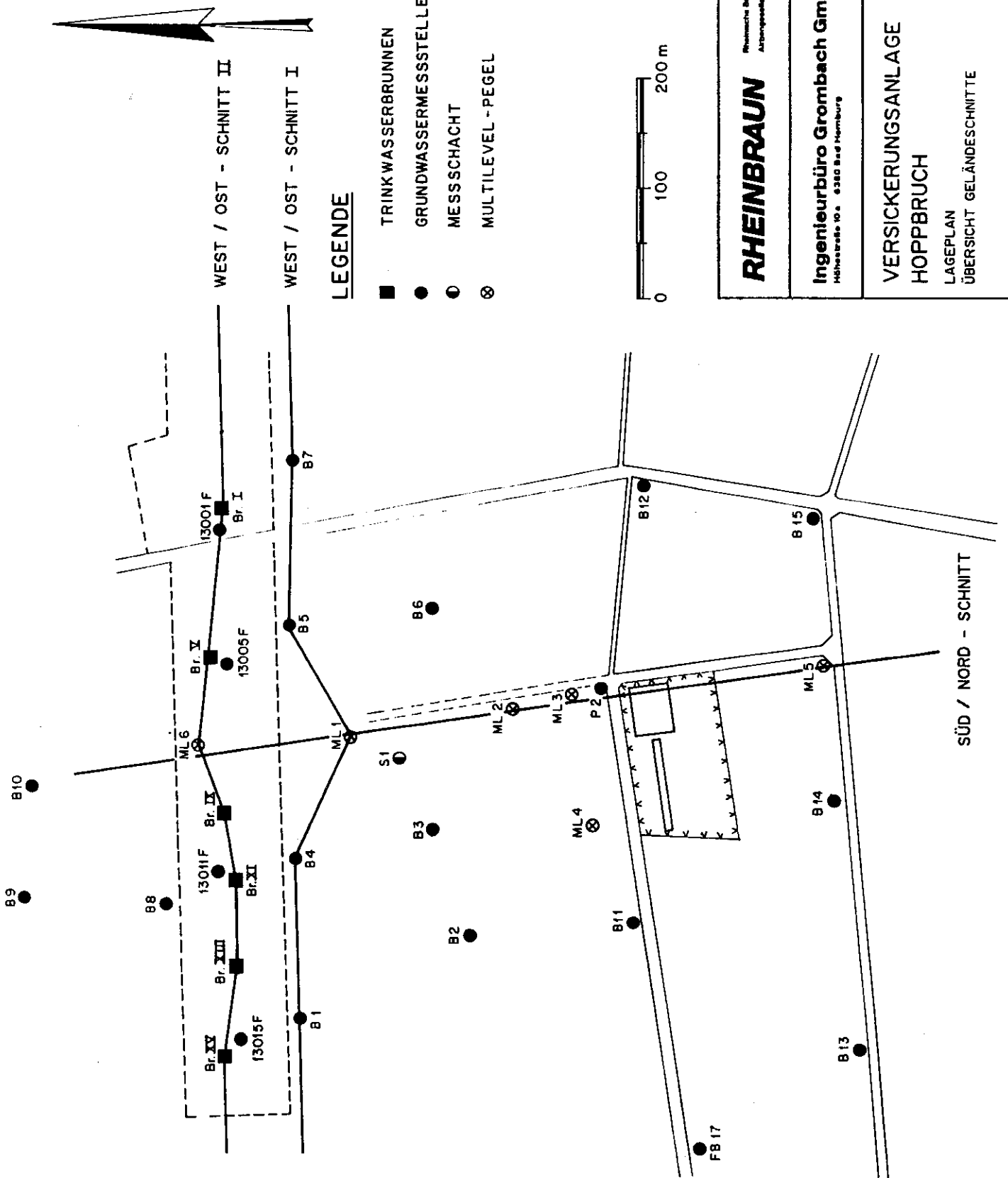
Eine Temperaturspitze von ursprünglich 16 °C im Infiltrationswasser ist frühestens nach zwei Jahren in den 400 m entfernt

liegenden Wasserwerksbrunnen des WW Hoppbruch zu erwarten und hat sich dabei auf dem Fließweg um rd. 5 °C auf 11 °C abgeschwächt.

Bis zum Ende des vorliegenden Beobachtungszeitraumes hat sich zwischen Anreicherungsanlage und Brunnengalerie kein stationärer Temperaturgradient eingestellt. Eine ausgeprägte Temperaturfront mit einem Kernbereich ist nach 400 m Fließstrecke bei den WW-Brunnen nicht nachweisbar. Im Kernbereich des ca. 50 m vor der Brunnenreihe liegenden Schnittes I ist dagegen ab Februar '89 eine Temperaturerhöhung um ca. 1 °C feststellbar (Anlage 9).

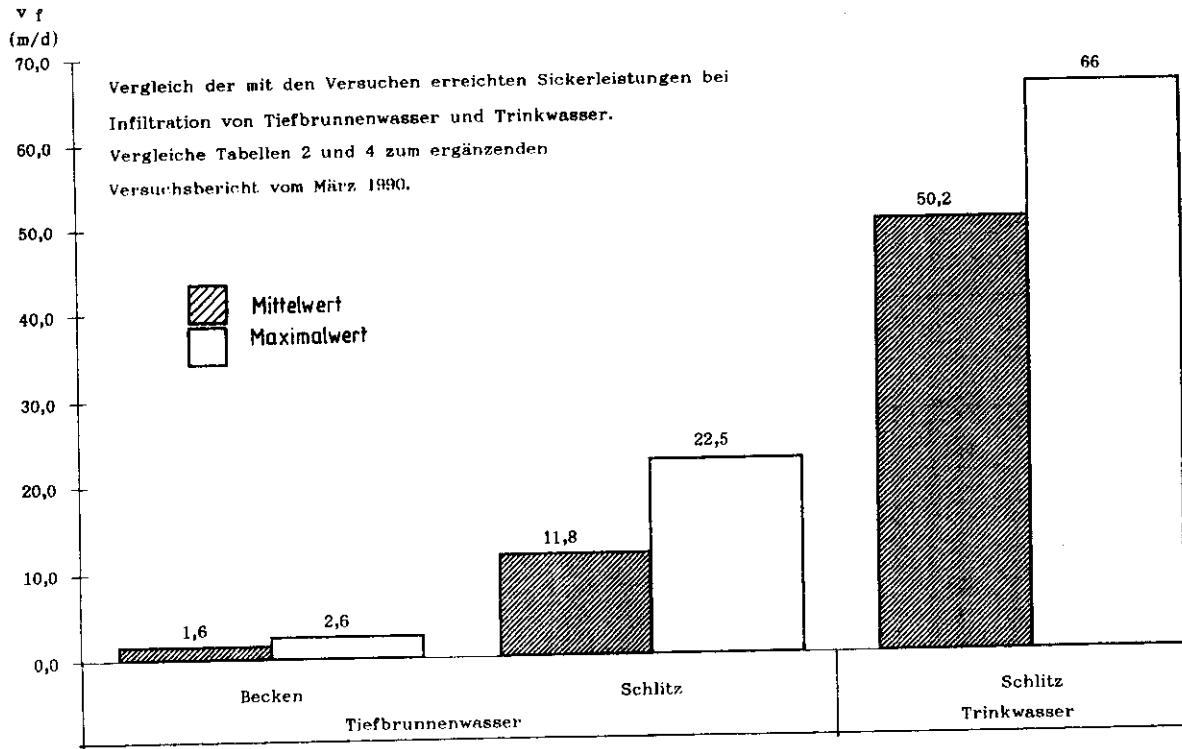
## 6. Schlußbemerkung

Insgesamt ist festzustellen, daß die künstliche Grundwasseranreicherung mittels Sickerschlitzgräben bei Beachtung der örtlichen hydrogeologischen Verhältnisse geeignet ist, um Ausgleichswasser in großen Mengen gezielt zugunsten von Wasserwerken und/oder von Feuchtgebieten einzusetzen.

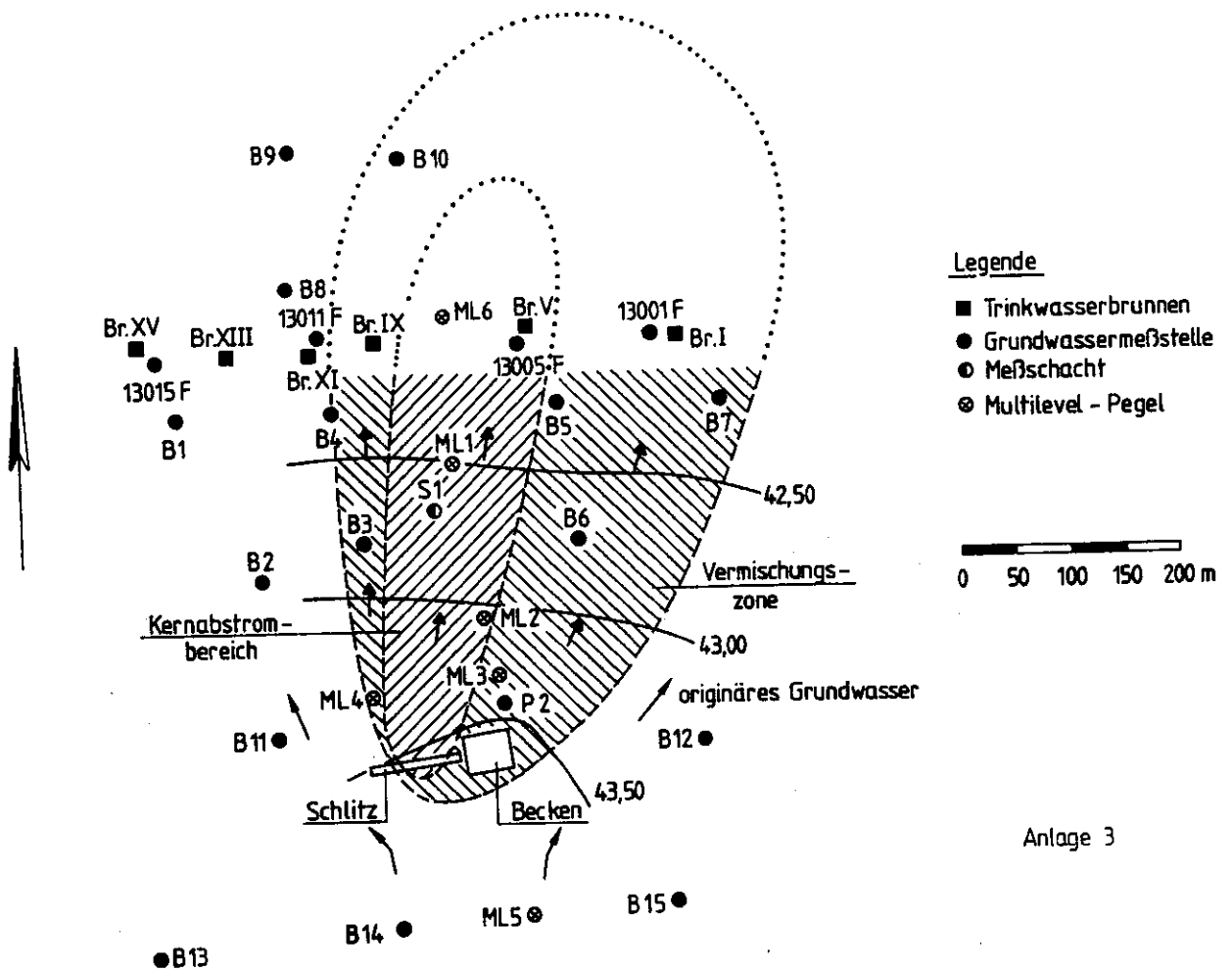


<b>RHEINBRAUN</b> <small>Technische Braunschweigische Anlagenbau GmbH</small>	Anlage 1	
	<b>Ingenieurbüro Grombach GmbH</b> <small>Höhstrasse 10, 6340 Bad Homburg</small>	
<b>VERSICKERUNGSANLAGE HOPPBRUCH</b> LAGEPLAN ÜBERSICHT GELÄNDESCHNITTE		Maßstab
		Bearbeiter: Al.
		Zeichner: Ju. 4.9.89
		Datum: 31.10.1989
		Zeichnungs-Nr. 7323 / 5 - 01

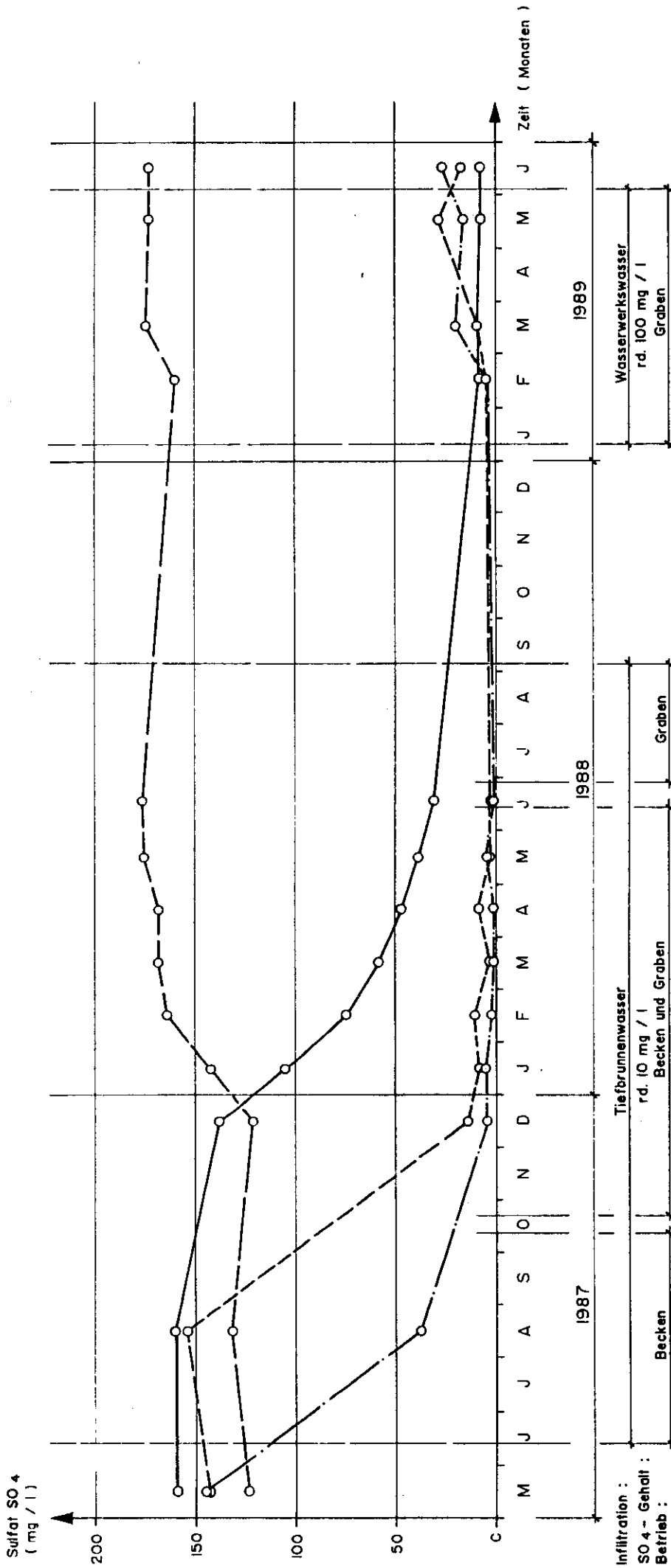




Anlage 2



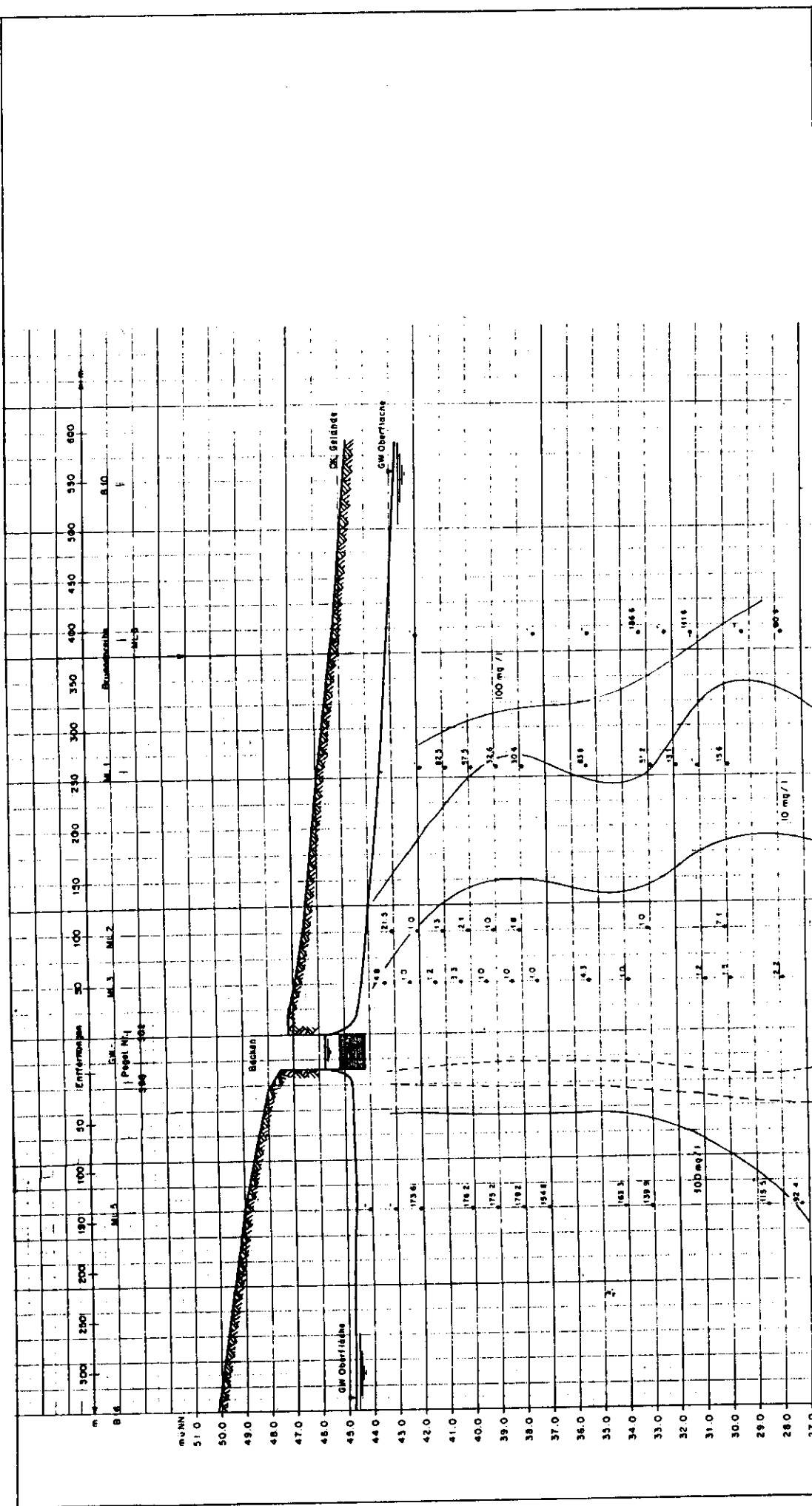
Anlage 3



<b>RHEINBRAUN</b> <small>Private Brauerei-Unternehmen Aktiengesellschaft</small>	<b>Anlage 4</b>
	<b>Ingenieurbüro Grombach GmbH</b> <small>Hohstraße 10, 6360 Bad Nauheim</small>
<b>VERSICKERUNGSANLAGE</b> <b>HOPPBRUCH</b>	
BEURTEILUNG DES BEHARRUNGSZUSTANDES PARAMETER : SULFAT SO <sub>4</sub> ( mg / l ) GANGLINIEN IN DEN MULTILEVEL - PEGELN EBENE : 9 m u. GOK	

- Pegel :**
- ML 1
  - - - - ML 2
  - · · · ML 3
  - ML 5
  - · · · ML 6<sup>1)</sup>

**Anmerkung :**  
1) trocken



**RHEINBRAUN**  
Technische Dienstleistungen  
 Ingenieurbüro

**Anlage 5**

---

**Ingenieurbüro Grombsch GmbH**  
Hahnstraße 11, 6300 Bad Nauheim, Telefon (0 6173) 3 90 41

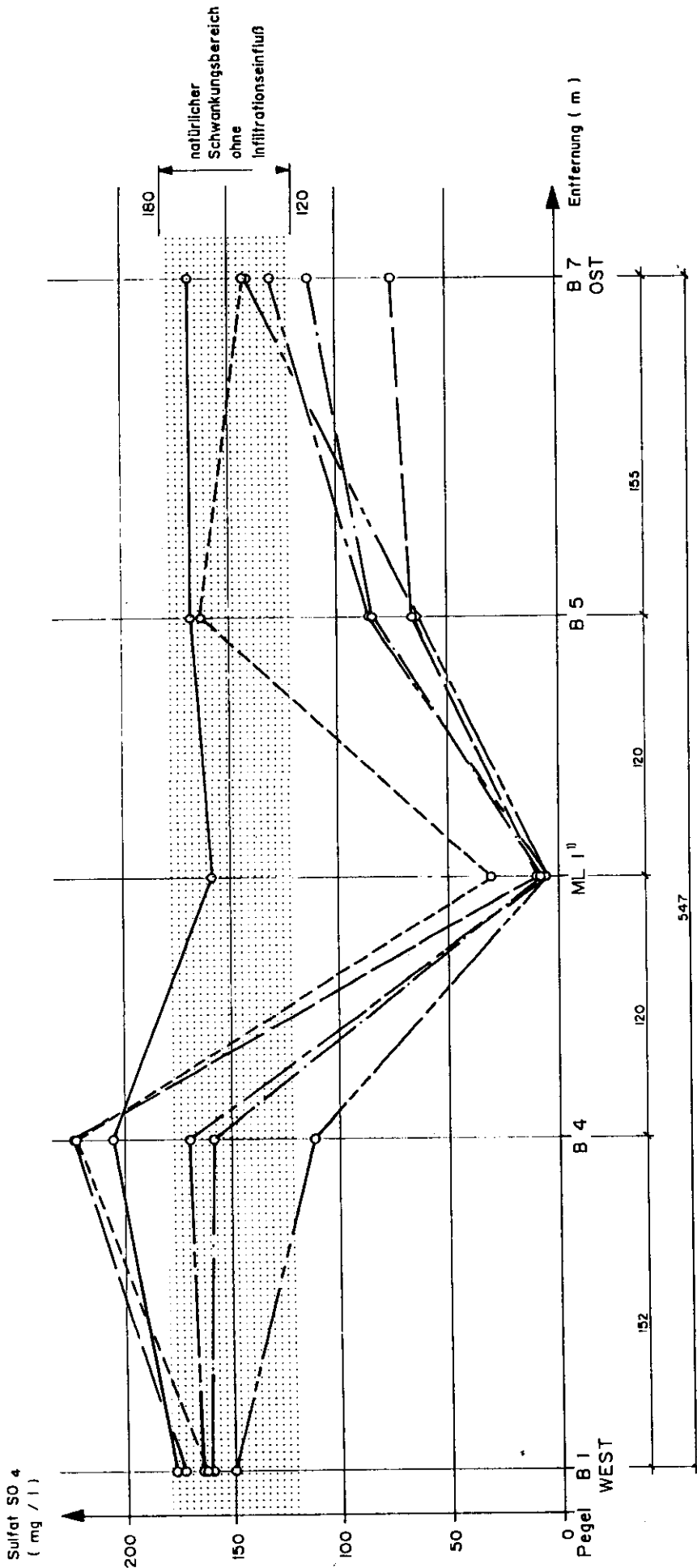
---

**WASSERWERK HOPBRUCH  
 VERSICKERUNGSTESTANLAGE**

QUALITÄTSWERTE SCHNITT  
 SULFAT mg/l  
 STAND JUNI 1988

---

<small>Maßstab: /</small>	<small>Beauftragter: Dr. Ing.</small>
<small>Zustimmter: Ju.</small>	<small>Zustimmter: Ju.</small>
<small>Datum: 12.1.1988</small>	<small>Zeichnungs-Nr.: 7323/4-45/05</small>



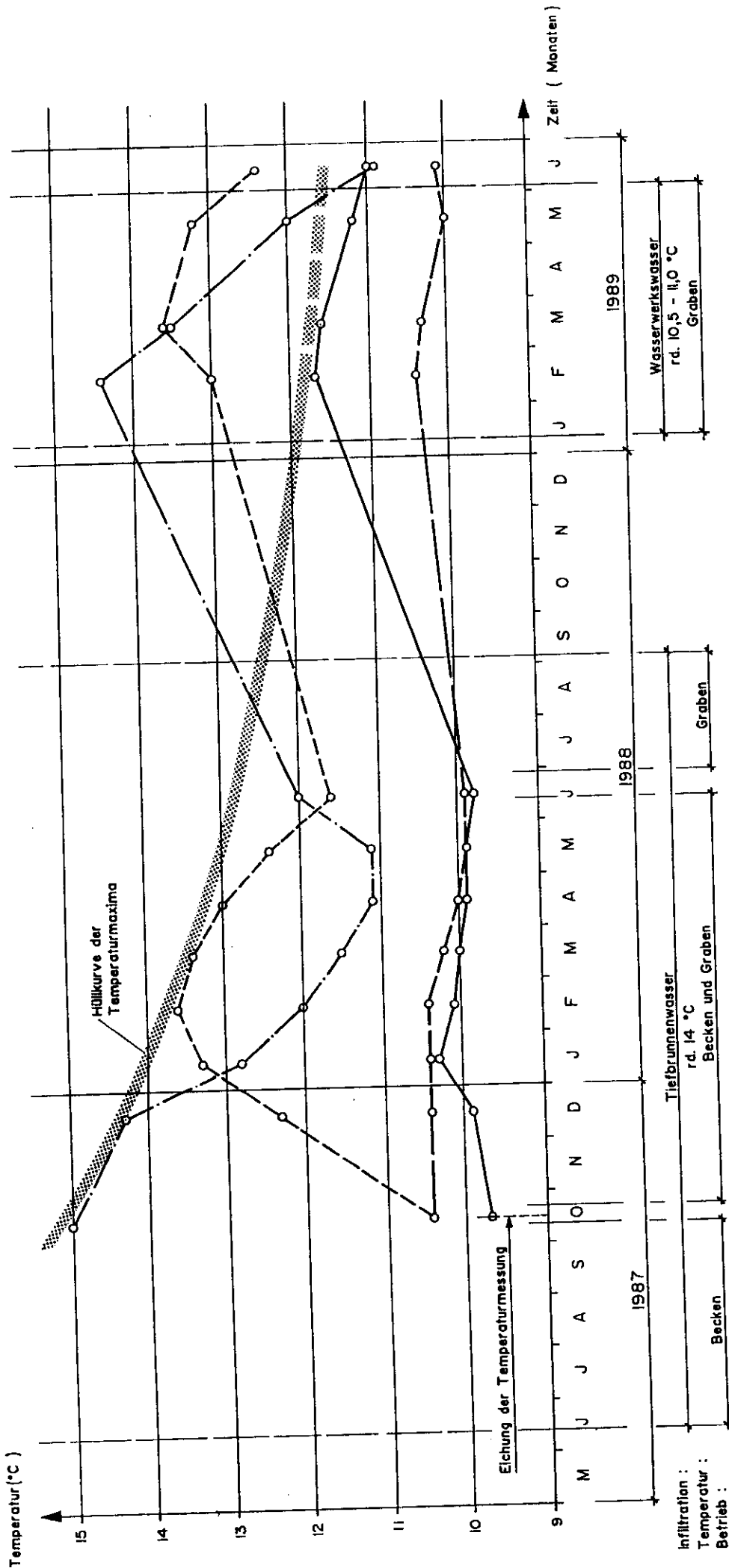
Meßtermin :

_____	Mai 1987
-----	Juni 1988
.....	Feb. 1989
-----	März 1989
-----	Mai 1989
-----	Juni 1989

Anmerkung :

1) Werte aus 8 m Tiefe

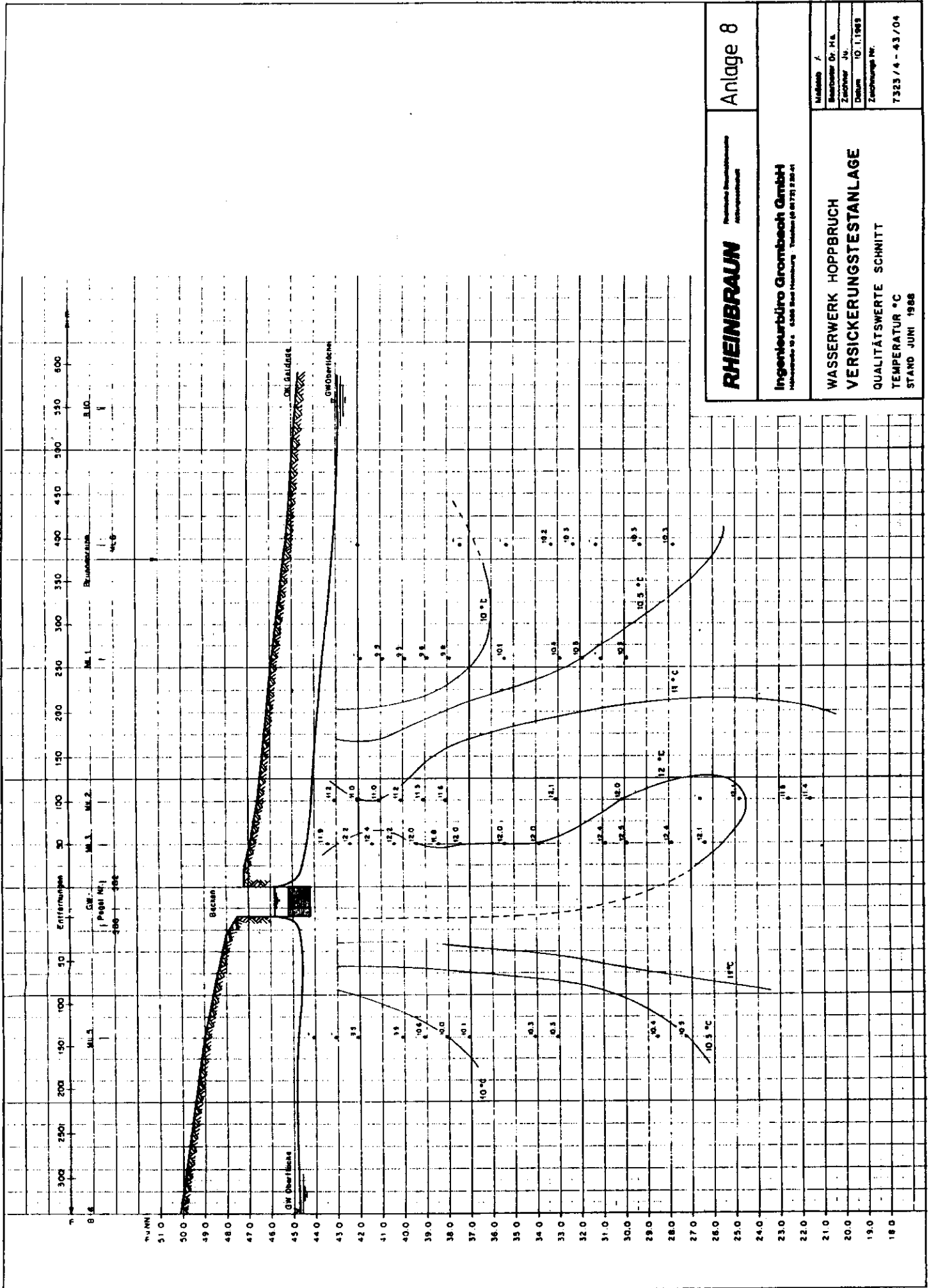
<b>RHEINBRAUN</b> <small>Rheinische Braunkohlenwerke Aktiengesellschaft</small>	<b>Anlage 6</b>	
	<b>Ingenieurbüro Grombach GmbH</b> <small>Höhstraße 10, 5380 Bad Honnef</small>	
<b>VERSICKERUNGSANLAGE HOPBRUCH</b>		
BEURTEILUNG DES BEHARRUNGSZUSTANDES PARAMETER : SULFAT SO <sub>4</sub> ( mg / l ) WEST / OST - SCHNITT I		
Maßstab /	Bearbeiter: Al.	
	Zeichner: Ju. 8.9.89	
	Datum: 31.10.1989	
	Zeichnungs-Nr.	7323 / 5 - 10



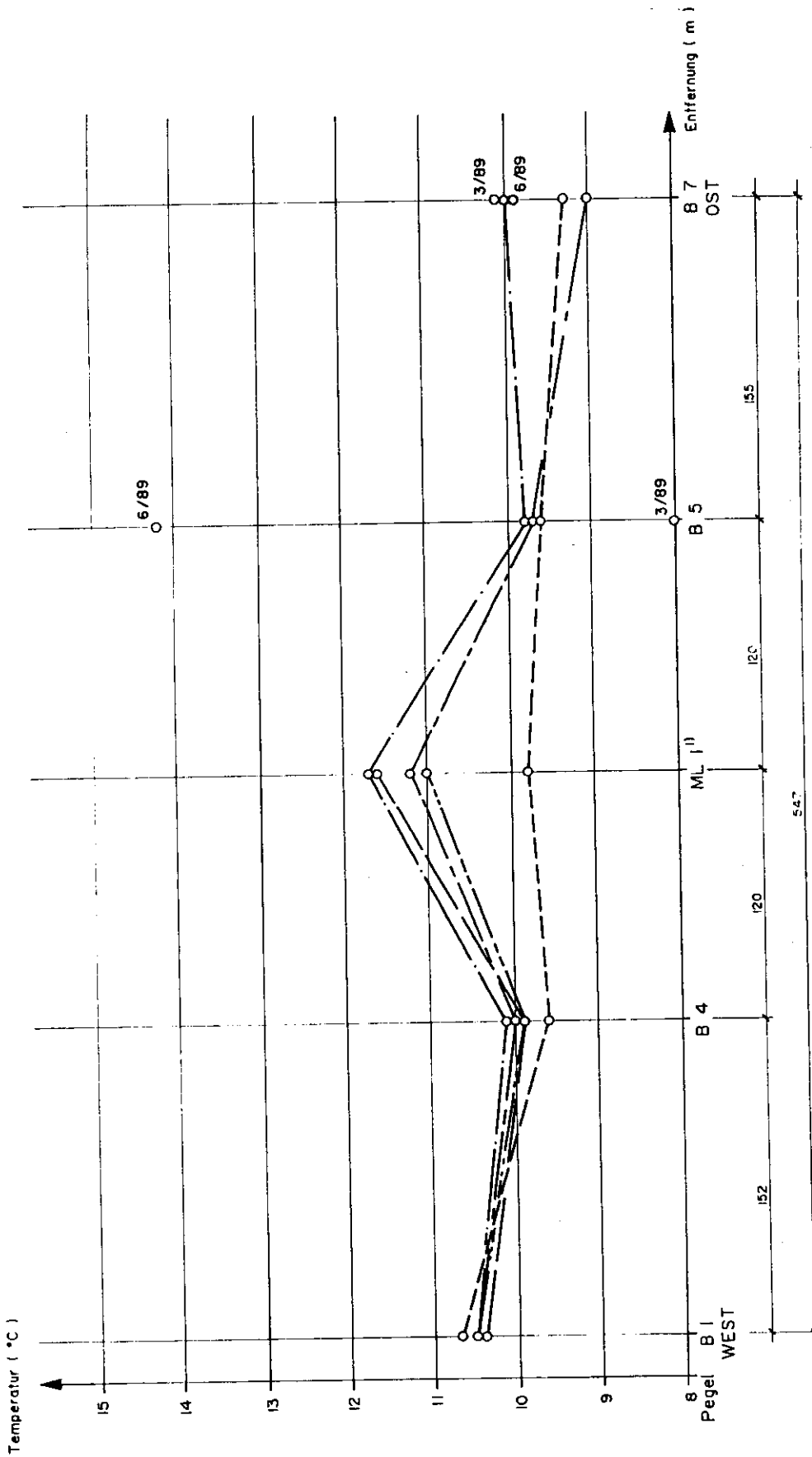
<b>RHEINBRAUN</b> Technische Brauchwasserwerke Abwasserabteilung	Anlage 7	
	<b>Ingenieurbüro Grombach GmbH</b> <small>Hilfsstraße 10 · 6260 Bad Nauheim</small>	
<b>VERSICKERUNGSANLAGE</b> <b>HOPBRUCH</b>		Maßstab / Bearbeitet Al. Zeichner J.L. 5.9.89 Datum 31.10.1989 Zeichnungs Nr.
BEURTEILUNG DES BEHARRUNGSZUSTANDES PARAMETER : TEMPERATUR ( °C ) GANGLINIEN IN DEN MULTILEVEL - PEGELN EBENE : 9 m u. GOK		7323 / 5 - 05/03

- Pegel :
- ML 1
  - - - ML 2
  - · - ML 3
  - ML 5
  - · · ML 6<sup>1)</sup>

Anmerkung :  
1) trocken



<b>RHEINBRAUN</b> Technische Bauabteilung Ingenieurwesen	Anlage 8
	<b>Ingenieurbüro Grombsch GmbH</b> <small>Helmstraße 10 · 6583 Bad Nauheim · Telefon (0 6172) 2 20 41</small>
<b>WASSERWERK HOPPBRUCH</b> <b>VERSICKERUNGSTESTANLAGE</b> QUALITÄTSWERTE SCHNITT TEMPERATUR °C STAND JUNI 1988	
<small>Maßstab /          Bearbeiter Dr. H.L.          Zeichner J.W.          Datum 10.1.1983          Zeichnungs Nr.          7323 / 4 - 43 / 04</small>	



Meßtermin :

- Juni 1988
- Feb 1989
- März 1989<sup>2)</sup>
- Mai 1989
- Juni 1989<sup>2)</sup>

Anmerkung:

- 1) Werte aus 8m Tiefe
- 2) Feinmessung bei B 5

<b>RHEINBRAUN</b> <small>Technische Beratungsunternehmen Arbeitsgemeinschaft</small>	Anlage 9
	<b>Ingenieurbüro Grombach GmbH</b> <small>Mühlstraße 10 • 6360 Bad Homburg</small>
<b>VERSICKERUNGSANLAGE HOPBRUCH</b>	
BEURTEILUNG DES BEHARRUNGSZUSTANDES PARAMETER : TEMPERATUR ( °C ) WEST / OST - SCHNITT I	
Maßstab /	
Bearbeiter: Al.	
Zeichner: Ju.	8.9.89
Datum:	31.10.1989
Zeichnungs Nr.	
	7323 / 5 - 06

# **Versickerungstestanlage Mühlenbach**

**Projekt der Stadt Mönchengladbach und der Rheinbraun AG  
3. Zwischenbericht Grundwasserhydraulik und Grundwasserchemie**

November 1989 – Oktober 1990

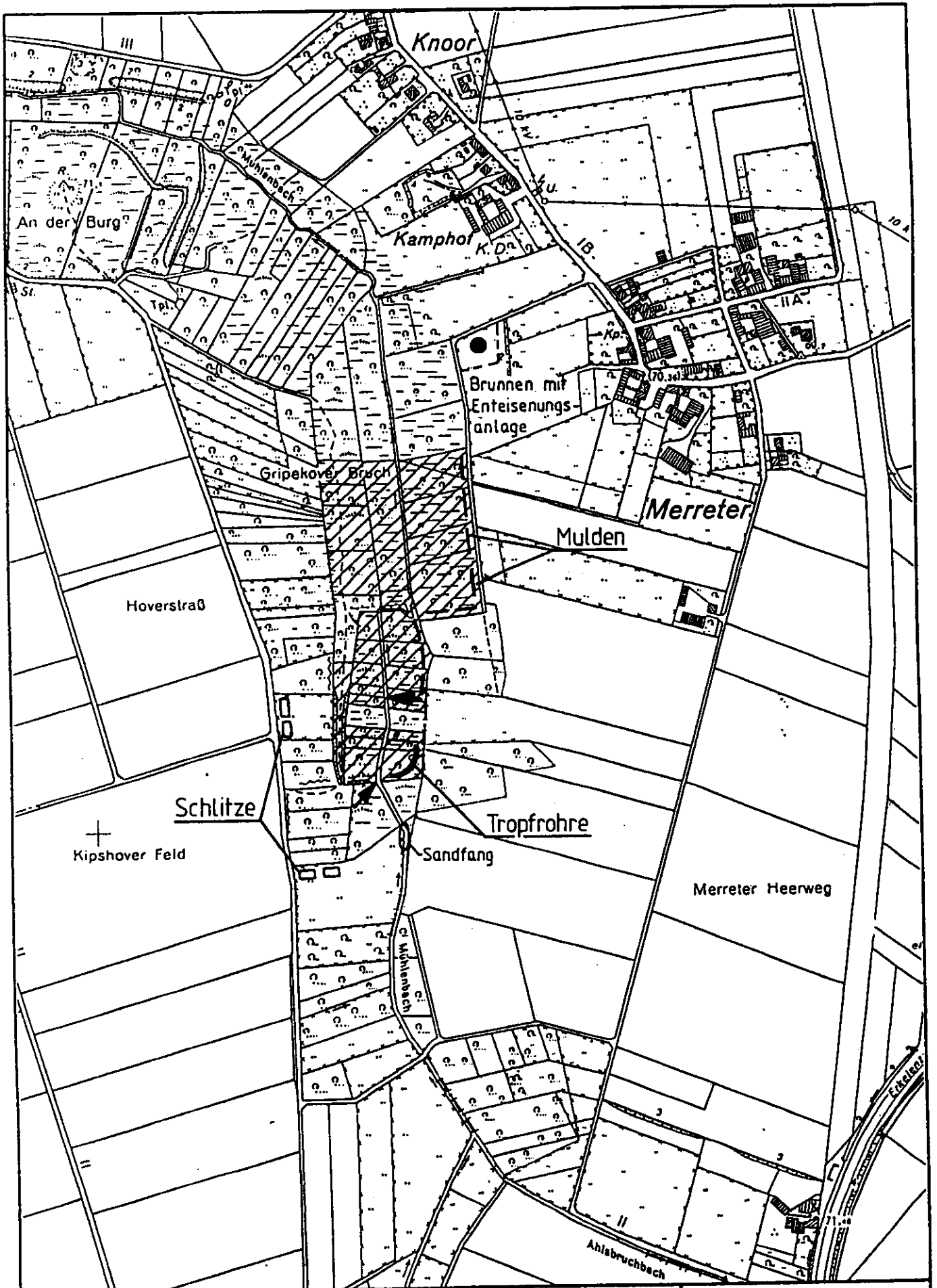
Kurzfassung

Datum: Februar 1991



# Kurzfassung

	Seite
Inhaltsverzeichnis	102
0 Zusammenfassung	104
1 Allgemeines	104
2 Versickerungseinrichtungen	104
2.1 Versickerungsmengen	104
2.2 Betrieb der Förder- und Wasseraufbereitungsanlagen	104
2.3 Betrieb der Versickerungsmulden und Tropfrohre	105
2.4 Sickerschlitze	105
2.4.1 Versickerungsleistung	105
2.4.2 Aufbohren der Sickerschlitze	105
2.4.3 Kolmation	106
2.5 Betrieb der Beobachtungs- und Meßeinrichtungen	106
3 Wasserbilanz	106
3.1 Auswertung des Niederschlages durch den Erttverband	106
3.2 Auswertung des oberirdischen Abflusses durch den Erttverband	106
3.2.1 Schlüsselkurven der Pegel	106
3.2.2 Abflußverhalten	107
3.3 Zusammenstellung der Hauptwerte	107
3.4 Bilanzierung	107
4 Grundwasserstand	108
4.1 Großräumige Entwicklung des Grundwasserstandes	108
4.2 Grundwasserstand	108
4.3 Bodenwasserspiegel	108
5 Grundwasserchemismus	108
6 Grundwasserentnahme	111



WASSERWIRTSCHAFT

Testanlage Mühlenbach

**RHEINBRAUN**

## 0 Zusammenfassung

Der 1. Nachtrag zur wasserrechtlichen Erlaubnis für den Tagebau Frimmersdorf-Garzweiler fordert Ausgleichsmaßnahmen zugunsten von Natur- und Wasserhaushalt (MURL-Konzept). Schon vorher haben die Stadt Mönchengladbach und Rheinbraun einen Vertrag über eine Versuchsanlage am Mühlenbach geplant.

Ziele dieser Anlage sind, den Einfluß der bergbaubedingten Grundwasserabsenkung zu mindern, einen Feuchtgebietsteil ohne Grundwasseranschluß wiederherzustellen und Erfahrung über Bau, Betrieb und Wirkung von Versickerungsanlagen zu sammeln. Daher wurden östlich von Wegberg nahe der Ortschaft Mönchengladbach-Merreter Versickerungsanlagen gebaut (Anlage 4.2). Der nachstehende Report berichtet von Erfahrungen über Betrieb der Sickerschlitze der flachen Versickerungsmulden und Tropfrohre während des Zeitraumes 11. 89 bis 10. 90.

Im Berichtszeitraum wurden 647 830 m<sup>3</sup> Wasser gefördert und in das Testgebiet eingebracht. Davon wurden im Jahresdurchschnitt 6,5 l/s über die Mulden, 0,5 l/s über die Tropfrohre und 10,3 l/s über die Sickerschlitze versickert. 3,2 l/s wurden direkt in den Bach eingeleitet. Zur Verringerung des Flurabstandes, insbesondere im südlichen Testgebiet, wurden die Sickerraten der Mulden ab Juni 1990 um ca. 20% gesteigert. Zur Verbesserung der Sickerleistung der Sickerschlitze wurden zwei Anlagen mit jeweils vier je 8 m tiefen Bohrungen ertüchtigt. Die Sickerleistung wurde dadurch etwa verdoppelt. Teilweise ging diese Leistungssteigerung durch Kolmation wieder etwas zurück. Durch planmäßiges Abschieben der kolmatierten Lage von 20-40 cm wurde die ursprüngliche Leistung wiederhergestellt.

Bezüglich der Auswirkung auf den Grundwasserstand ist festzustellen, daß nach zwei trockenen Sommern und einem trockenen Winter in Folge der Grundwasserspiegel großräumig um ca. 0,6 m gesunken ist. Im Bereich der Versickerungsanlage konnte dies weitgehend verhindert bzw. auf ein Absinken um 0,2 m begrenzt werden.

Beim Flurabstand zeigt sich, daß im südlichen Bereich des Untersuchungsgebiets ein schwebender Horizont auf dem Auelehm aufgebaut wurde.

Der Grundwasserchemismus zeigt, daß nitrat-, sulfat- und chloridreiches Grundwasser auf das Untersuchungsgebiet zuströmt. Dort wird im Kontakt mit den bindigen und humosen Bodenschichten durch Mikroorganismen der Sauerstoffgehalt verbraucht, Nitrat und Sulfat reduziert sowie Eisen, Aluminium und Phosphat in Lösung gebracht. Westlich des Talauenbereiches herrschen wieder oxydierende Bedingungen. Hier zeigt sich an der Abnahme des Chloridgehaltes die Ausbreitung des Versickerungswassers.

## 1 Allgemeines

Um Erfahrungen über Betrieb und Auswirkungen von Versickerungsanlagen und ihre Eignung für Zwecke der Grundwasserschonung sowie ihre ökologische Wirksamkeit zu erhalten, wurden u. a. am Mühlenbach nahe der Ortschaft Mönchengladbach-Merreter Versickerungsanlagen errichtet. Grundlage ist der Vertrag zwischen Mönchengladbach und Rheinbraun vom 29. 10. 1985.

Ein Teil der Versickerungseinrichtungen, vornehmlich die Versickerungsmulden auf der Ostseite des Testgebietes, wurde im Mai 1988 angefahren.

Im Dezember 1988 sind die Sickerschlitze als 2. Ausbaustufe der Versickerungsanlagen fertiggestellt worden und in Betrieb gegangen. Seitdem werden Versickerungsmulden, Tropfrohre auf der Ostseite und Sickerschlitze auf der Westseite des Mühlenbaches gleichzeitig gefahren (Anlage 4.2). Im Februar 1990 wurde mit dem zweiten Zwischenbericht über Grundwasserhydraulik und Grundwasserchemie während der Betriebszeit 12. 1988 bis 10. 1989 informiert. Gleichzeitig wurde denselben Zeitraum betreffend ein weiterer bio-ökologischer Zwischenbericht durch die Universität Düsseldorf vorgestellt.

Nachstehend folgt nun der 3. Zwischenbericht Grundwasserhydraulik und Grundwasserchemie, den die Stadt Mönchengladbach, der Erftverband und Rheinbraun für den Berichtszeitraum 10. 1989 bis 10. 1990 erstellt haben.

## 2 Versickerungseinrichtungen

### 2.1 Versickerungsmengen

Anhand der Brunnenmessungen wurden im Berichtszeitraum 647 830 m<sup>3</sup> Grundwasser gefördert. Für die Ermittlung der Versickerungsmengen bedarf es, bedingt durch die örtlichen Verhältnisse, einer Korrektur der Einzelmessungen. Wie im letzten Zwischenbericht näher erläutert, kommt es bei den Einzelmessungen dadurch zu höheren Werten, daß der Lufteintrag bei der Wasseraufbereitung zur Volumenexpansion führt. Maßgeblich für die Versickerung kann jedoch nur die absolute Wassermenge sein.

So bereinigt, stellt sich die Wasserbilanz für den Berichtszeitraum wie folgt dar:

– Brunnenförderung	647 830 m <sup>3</sup>	ca. 20,5 l/s Jahresdurchschnitt
– Versickerung über Mulden	205 097 m <sup>3</sup>	ca. 6,5 l/s Jahresdurchschnitt
Tropfrohre	17 354 m <sup>3</sup>	ca. 0,5 l/s Jahresdurchschnitt
Sickerschlitze	323 769 m <sup>3</sup>	ca. 10,3 l/s Jahresdurchschnitt
– Direkteinleitung	101 610 m <sup>3</sup>	ca. 3,2 l/s Jahresdurchschnitt
Summe	647 830 m <sup>3</sup>	ca. 20,5 l/s Jahresdurchschnitt

### 2.2 Betrieb der Förder- und Wasseraufbereitungsanlagen

Der Förderbrunnen konnte im Berichtsjahr ohne nennenswerte Störung betrieben werden.

Der Betrieb der Wasseraufbereitungsanlage zur Eliminierung des Eisens verlief ebenfalls störungsfrei. Der Eisengehalt im Ablauf der Aufbereitung beträgt in der Regel weniger als 0,1 mg/l (siehe Anlage 5.13 und 5.14).

Die Wasseraufbereitungsanlage arbeitet mit Luftsauerstoff. Ein Kompressor drückt etwa 10 m<sup>3</sup>/h Luft in die Rohwasserleitung. Für die innige Durchmischung von Luft und Rohwasser sorgt eine spezielle Mischeinrichtung. Aufgrund der Meßergebnisse

des Resteisengehaltes ist diesem preiswerten Verfahren im Hinblick auf die Enteisung ausreichend gute Effektivität zu bescheinigen.

Dagegen wird Mangan nur in geringem Umfang in der Wasseraufbereitungsanlage zurückgehalten. Der niedrige pH-Wert des Rohwassers und die für die Manganoxidation unzureichende Sauerstoffzufuhr halten das im Rohwasser enthaltene Mangan (ca. 0,2 mg/l) in Lösung. Dieser Zustand bleibt auch auf dem Weg des Wassers bis zu den Versickerungseinrichtungen weitgehend erhalten. Nur ein Teil des Mangans oxidiert zu Manganoxid ( $MnO_2$ ) und wird damit ausfiltrierbar. Dieser Vorgang ist bei den Sickerschlitzzgräben zu beobachten. Hier wird durch die schwarz-braune Färbung der oberen Kiesschicht sichtbar, daß neben dem Resteisenhydroxidgehalt des Wassers auch Manganoxid abgelagert wird. Eine weitergehende, fast vollständige Zurückhaltung von Eisen und Mangan ist grundsätzlich technisch möglich. Die Anlage am Mühlenbach wurde jedoch nicht so weit ausgelegt. Wesentlich hierfür sind u. a. eine geringere Filtergeschwindigkeit und eine weitergehende Sauerstoffzufuhr.

Bei der Wasseraufbereitungsanlage am Mühlenbach wurde die Beschränkung im Hinblick auf die nur ca. dreijährige Betriebszeit lediglich auf die Eckwerte des MURL-Konzeptes ( $pH < 7,5$ ,  $Fe < 0,5$  mg/l) ausgelegt.

### 2.3 Betrieb der Versickerungsmulden und Tropfrohre

Mittels Mulden und Tropfrohren wurden im Jahresdurchschnitt  $6,5 + 0,5 = 7,0$  l/s, entsprechend  $222\ 451\ m^3$  Wasser, versickert. Damit gelangten im Jahresdurchschnitt etwa 2 l/s Wasser mehr zur Versickerung als im Vorjahr. Zum Ende des Berichtszeitraumes betrug die Einspeisung von Wasser in das Feuchtgebiet über Versickerungsmulden 8,0 l/s und Tropfrohre 0,5 l/s, in Summe 8,5 l/s.

Die erhöhte Infiltration geht zurück auf den Beschluß der 7. Arbeitskreissitzung vom 27. 3. 90 mit dem Ziel, im südlichen Bereich (Bodenpegel A–G) einen Flurabstand von etwa 20 cm zu erreichen. Im einzelnen wurden folgende Maßnahmen veranlaßt:

- Die Mulden M 1 bis M 6 am Weg wurden in der Leistung um etwa 20% gesteigert.
- Die Kaskade M 7 wurde um ca. 20% stärker beaufschlagt. Eine zeitweilig freie Wasserfläche im Bereich des Bodenpegels X wird hierbei in Kauf genommen.
- Die flachen Mulden M 8 und M 9 wurden an einigen Tiefpunkten um bis zu 5 cm aufgehöhht und entsprechend höher angestaut. Auch hier beträgt die Leistungssteigerung etwa 20%. Lokale Übertritte von Wasser bei nasser Witterung werden hierbei in Kauf genommen.
- Ablaufrinnen an der Mulde 8 und nördlich der Kaskade wurden durch kleinere Querriegel angestaut, um den Oberflächenabfluß zu vermindern.

Mit Rücksicht auf Pumpversuche der Stadtwerke Mönchengladbach zu Beginn des Jahres konnte die Steigerung der Infiltration erst Ende Juni 1990 einsetzen. Ansonsten wären gegenseitige Überlagerungen zu befürchten gewesen. Als Ergebnis der erhöhten Infiltration ist eine deutliche Verminderung des Flurabstandes im Bereich der Bodenpegel A bis G zu vermerken, wenn auch die Anhebung des Bodenwasserspiegels variiert und stellenweise noch zu verbessern ist.

Die Abdeckung der zuvor offenen Versickerungsmulden M 1–M 6 mit Holzbohlen und Mutterboden hat sich bisher als positive Änderungsmaßnahme erwiesen. Reinigungsbedarf infolge Algenwachstums im Sommer und Laubfall im Herbst entfallen. Beeinträchtigungen der Infiltrationsleistungen werden bisher nicht festgestellt.

Der Reinigungsaufwand für die noch offenen Mulden ist mit rund 20 Reinigungsgängen im Jahr zu beziffern. Dabei stellt sich die Häufigkeit im Herbst häufiger als in der übrigen Zeit. Die Reinigung beinhaltet im wesentlichen das Abfischen der schwimmenden Blätter, Äste und Algen sowie deren Abtransport.

### 2.4 Sickerschlitzzgräben

#### 2.4.1 Versickerungsleistung

Im Berichtszeitraum sind mit Hilfe der Sickerschlitze ca.  $320\ 000\ m^3$  entspr. 10,3 l/s im Jahresdurchschnitt [Wasser] in den Boden infiltriert worden. Die gegenüber dem Vorjahr höhere Sickerleistung hat ihre Ursachen in erster Linie im Aufbohren der Schlitzsohle von zwei Sickerschlitzen und dadurch vergrößerten Filterflächen im Grundwasser.

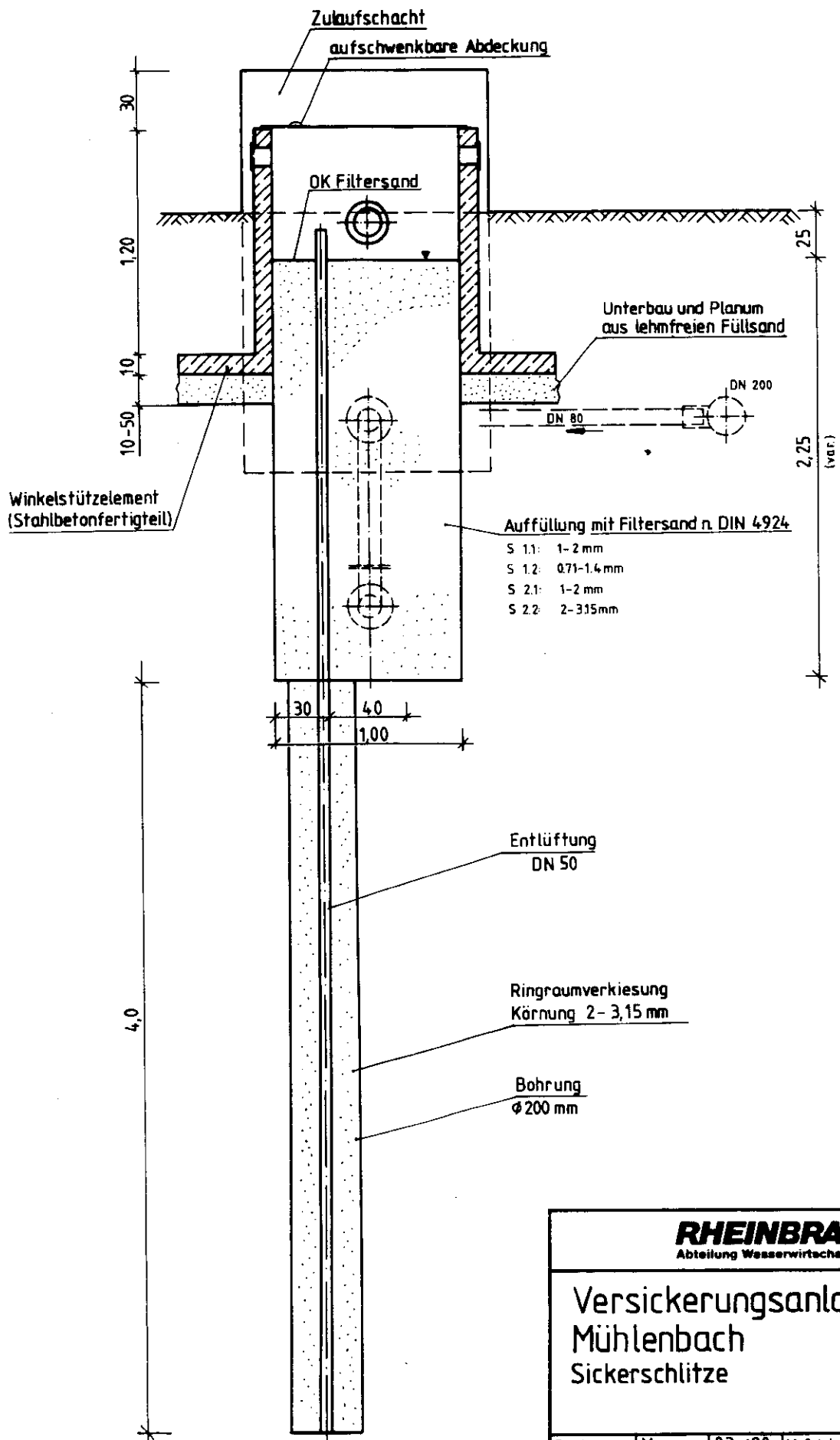
#### 2.4.2 Aufbohren der Sickerschlitze

Der zweite Zwischenbericht hatte sich bereits mit der Frage auseinandergesetzt, warum die reale Versickerungsleistung doch relativ weit hinter der theoretisch berechneten zurückbleibt. Ein wesentliches, die optimale Versickerung behinderndes Hindernis stellen sicherlich die durch die Bauarbeiten bei der Herstellung verschmierten Schlitzwandungen dar. Daher wurden Überlegungen angestellt, hierdurch verursachte Leistungseinbußen zu vermindern.

Als erfolgversprechende Maßnahme erschien das Durchbohren der Schlitzsohle mit einem geeigneten Bohrgerät. Zur Durchführung wurden zunächst die Sickerschlitzzgräben 1.1 und 2.1 ausgewählt. Die Ausführung läßt sich kurz wie folgt beschreiben (s. auch Abb. S. 112):

- Aufbau eines Rammbohrgerätes über dem offenen Sickerschlitzzgraben,
- Ausführung der Bohrung mit gleichzeitiger Verrohrung bis ca. 4 m unter Schlitzsohle (Bohrdurchmesser ca. 200 mm),
- Verkiesung des Bohrloches mit Filterkies der Körnung 2–3,15 mm; gleichzeitig Einbau eines Filterrohres DN 50 zur Entsandung und späteren Entlüftung,
- Entsanden über das o. g. Filterrohr im Bereich der wassererfüllten Strecken,
- Räumung der Baustelle,
- Wiederinbetriebnahme des Sickerschlitzzgrabens.

Für das Abarbeiten o. g. Maßnahmen wurde dem Punkt „Entsanden“ ganz besondere Bedeutung beigemessen. Der Grund liegt darin, daß auch beim Aufbohren in der Regel Verdichten und Verschmieren des anstehenden Bodens nicht zu vermeiden sind. Die gewählte Bauausführung und der Umstand, daß die Bohrung im Grundwasser steht, erlauben jedoch weitgehend die Entfernung des Feinkornes aus den verdichteten und verschmierten Bereichen. Es handelt sich hier im übrigen um einen Vorgang, der im Pegel- und Brunnenbau selbstverständlich und auch hierbei mit besonderer Sorgfalt auszuführen ist.



**RHEINBRAUN**  
Abteilung Wasserwirtschaft, BT 3

Versickerungsanlage  
Mühlenbach  
Sickerschlitze

Bearbeitet:	Marx	03 / 90	Maßstab: 1:20
Nachtrag:	Sa/Ma	01 / 91	Zeichnung Nr.:
z. Schreiben	BT 3		Anlage

Insgesamt wurden vier Bohrungen je Sickerschlitz ausgeführt.

Der Erfolg der gesamten Maßnahmen mag an nachstehenden Zahlen gemessen werden (Maximalleistungen):

Sickerschlitz	vor Aufbohrung	nach Aufbohrung	in %
1.1	1,7 l/s	3,6 l/s	211
1.2	1,7 l/s	( 1,7 l/s)	-
2.1	3,3 l/s	6,3 l/s	190
2.2	3,0 l/s	( 3,0 l/s)	-
Summe	9,7 l/s	14,6 l/s	

### 2.4.3. Kolmation

Die Erhöhung der Versickerungsleistung der Sickerschlitze 1.1 und 2.1 verursacht zwangsläufig eine höhere Kolmationsrate des Filterkieses. Wie unter Pkt. 2.2 ausgeführt, enthält aufgrund der begrenzten technischen Möglichkeiten der hier verwendeten Wasseraufbereitungsanlage das Versickerungswasser noch geringe Mengen Eisenhydroxid und Manganoxid. Diese Feststoffe werden im oberen Bereich der Sickerschlitze zurückgehalten und führen zur Kolmation des Filterbettes. Die Aufladung ist direkt proportional der in die Schlitzgräben eingetragenen Fracht. Daraus wird erklärlich, daß mit Erhöhung der Infiltrationsmenge und damit auch der Feststofffracht die Kolmation gleichermaßen zunimmt. Erkenntnisse am Mühlenbach zeigen sichtbare Aufladungen des Filterbettes in den oberen Bereichen bis zu 40 cm Tiefe. Der Austausch der kolmatierten Bereiche gegen frischen Filterkies geht ohne großen Aufwand vorstatten.

### 2.5 Betrieb der Beobachtungs- und Meßeinrichtungen

Alle Beobachtungs- und Meßeinrichtungen waren während des Berichtszeitraumes weiterhin betrieben. Die drei selbstschreibenden Grundwassermeßstellen wurden allerdings wie abgestimmt demontiert und die kontinuierlichen Messungen durch wöchentliche Einzelmessungen wie bei allen anderen Meßstellen ersetzt. Zusätzlich wurden drei Meßstellen im Bereich der Sickerschlitze in die regelmäßige Messung aufgenommen.

## 3 Wasserbilanz

### 3.1 Auswertung des Niederschlages durch den Erftverband

Es sind die grafischen Darstellungen (*Anlage 3.1.1*) und die Listen der Tages- und Monatswerte (*Anlage 3.1.2*) für vier nahe der Versuchsanlage gelegene Niederschlagsstationen gegeben. Der Regenschreiber Merreter wird vom Erftverband betrieben und ausgewertet. Die Daten der weiteren Stationen sind die des Regenschreibers Wegberg (StAWA Aachen) und die der Regenmesser Gatzweiler und Rheindahlen der Stadtwerke Mönchengladbach. Aus dem Übersichtsplan in *Anlage 3.1.3* ist die Lage der Stationen zum oberirdischen Einzugsgebiet des Mühlenbaches sowie die räumliche Niederschlagsverteilung des Wasserwirtschaftsjahres zu ersehen.

Die Niederschlags-Monatssummen des wasserwirtschaftlichen Winters (November 1989 bis April 1990) liegen mit Ausnahme des Dezembers und des Februars deutlich unter den langjährigen Mitteln dieser Monate. Die Frühjahrsmonate März bis Mai waren außergewöhnlich trocken. Wie auch schon im Jahr zuvor hatte die Station Rheindahlen, die von den ausgewerteten die am längsten beobachtete ist, im Mai nur 11 mm Niederschlag. Das entspricht ca. 20% des berechneten langjährigen Mittels.

Die Niederschlagssumme des Winterhalbjahres lag in Rheindahlen bei ca. 82% des berechneten Mittelwertes. Darauf folgte der mit ca. 83% ebenfalls zu trockene wasserwirtschaftliche Sommer (Mai bis Oktober 1990). Die Niederschläge im Juni und September glichen die Defizite der übrigen Sommermonate nur teilweise aus. Damit folgt in diesem Gebiet dem niederschlagsarmen Sommer 1989 ein im Gesamtverlauf niederschlagsarmes Jahr.

In der grafischen Darstellung fallen die enormen Niederschlagssummen des Junis besonders auf. Die Monatssumme lag in Rheindahlen bei 150% und in Wegberg und Gatzweiler bei weit über 200% des Mittels. Diese Mengen resultieren weitgehend aus Gewitterniederschlägen. Bei einem solchen Starkregenereignis am 27. Juni 1990 fiel in kurzer Zeit die extreme Regensumme von 76 bzw. 74 mm an den Stationen Gatzweiler und Wegberg.

Die für Gewitter typische unregelmäßige Niederschlagsverteilung läßt sich gut aus den Tagessummen ablesen. Es handelt sich hierbei um relativ kleine Regengebiete mit uneinheitlicher und stark wechselnder Zugrichtung.

### 3.2 Auswertung des oberirdischen Abflusses durch den Erftverband

Für die drei vom Erftverband betriebenen Pegel liegen lückenlose Datenreihen vor. Im Berichtszeitraum trat kein ungeklärter Aufstau auf. Auch wiederholten sich die unerlaubten Wasserentnahmen durch Landwirte nicht. Die Messung verfälschende Umläufigkeiten von Meßschwellen wurden nicht festgestellt.

#### 3.2.1 Schlüsselkurven der Pegel

Die Abflußtafeln der Pegel – auch Schlüsselkurven genannt – stellen die Wasserstands-Abfluß-Beziehungen dar. Durch Abflußmessungen wird die Kurve punktuell belegt; die Ergänzung erfolgt rechnerisch.

Der Pegel Gripekoven (Merreter 1) ist mit einem 100 cm breiten, scharfkantigen Meßwehr ausgestattet, dessen Überfallkante bei 11 cm Pegellatte liegt. Die Pegel Merreter 3 und Merreter 2 haben gleiche Meßwehre nach deutscher Norm mit 50 cm Breite. Die Unterkanten der Wehre liegen bei beiden Pegeln bezogen auf die Pegellatten bei 14,5 cm. Deshalb gelten hier auch gleiche Schlüsselkurven.

Der Überfallbeiwert  $\mu$  in der Wehrformel nach Poloni:

$$Q = \frac{2}{3} \mu b \sqrt{2g} H^{3/2}$$

muß an den Abflußmessungen geeicht werden. Neuere Abflußmessungen haben den Beiwert  $\mu = 0,72$  bestätigt, so daß die Schlüsselkurven im Vergleich zum Vorjahr nicht angepaßt werden mußten. Lediglich die Abflußtafel für den Pegel Merreter 3 wurde rechnerisch verlängert, um auch für den in diesem Jahr aufgetretenen maximalen Wasserstand den Abfluß bestimmen zu können. Die verwendeten Stammdaten und Abflußtafeln sind in *Anlage 3.2.1* aufgelistet.

Für den Normalabfluß, der bei dieser Auswertung für die Versickerungstestanlage am wichtigsten ist, ergeben sich Abflußwerte mit der hohen Genauigkeit von  $\pm 0,25$  l/s. Die Auswertungen des steigenden Abflusses im Niederschlagsfall wurden mit dem gleichen Überfallbeiwert vorgenommen. Bei deutlich erhöhtem Abfluß konnte noch keine Abflußmessung vorgenommen und die Schlüsselkurven im oberen Bereich noch nicht geeicht werden. Im Wasserwirtschaftsjahr 1989/90 trat nur einmal kurzfristig bei dem Gewitter am 27. Juni am Pegel

Merreter 3 ein Wasserstand auf, der die 20 cm hohen Wangen des Meßwehres um ca. 2 cm überschritt, so daß auch im Niederschlagsfall die Auswertungen ausreichend genau sind.

### 3.2.2 Abflußverhalten

Auf das trockene Sommerhalbjahr des Wasserwirtschaftsjahres 1988/89 folgte ein Winter, der ebenfalls Niederschlagsdefizite aufwies. Das außergewöhnlich trockene Frühjahr machte sich im oberirdischen Abfluß deutlich bemerkbar. Da auch das Sommerhalbjahr 1990 wiederum zu trocken war, stellte sich der Abfluß am Ende des Jahres im Oktober außerordentlich gering dar.

Am Pegel Merreter 3, der oberhalb der Versuchsanlage steht, hat der Mühlenbach keinen Grundwasserkontakt. Sein Abfluß wird bei Trockenwetter vor allem von der zeitweiligen Kühlwassereinleitung eines Betriebes bestimmt. Die Reaktion auf Niederschlagsereignisse ist der des vergangenen Jahres vergleichbar. Insbesondere auf das Gewitterereignis vom 27. Juni 1990 reagierten die Wasserstände sehr schnell; es trat ein Hochwasser mit 36 cm = ca. 110 l/s ein.

Der Pegel Merreter 2 liegt unmittelbar am Ende des Versuchsgebietes. Hier addieren sich zum natürlichen Abfluß die aus der Versuchsanlage indirekt durch oberflächennahen Abfluß oder direkt in den Bach eingeleiteten Wassermengen. Die Abflußspitzen am Pegel Merreter 3 werden durch die Retentionswirkung des im Verhältnis zum sehr geringen Abfluß recht großen Sandfangbeckens sowie bei Starkregen durch breitflächige Ausuferungen gebrochen.

Im Bereich des Pegels Gripekoven (Merreter 1) hatte der Mühlenbach zu Beginn des Berichtszeitraums noch Grundwasseranschluß. Dieser ging im Laufe des Jahres 1990 verloren. Dadurch kam es zu einer Überlagerung der abflußmindernden Einflüsse aus Niederschlagsdefizit und fehlendem Grundwasserzuström.

Das Verhalten der Pegel Merreter 1 und Merreter 2 hat sich im Vergleich zum Vorjahr im Laufe des niederschlagsarmen Winters deutlich verändert. Es ist offensichtlich, daß ein zunehmender Anteil des Zuflusses versickert ist. Der mittlere Abfluß lag in Gripekoven auch im trockenen Sommer 1989 höher und bei Hochwasserwellen traten erwartungsgemäß an den unteren Pegeln höhere Spitzen auf als im oberhalb gelegenen Gebiet.

Im Verlauf der außerordentlich defizitären Frühjahrsmonate März bis Mai 1990 fiel der Abfluß der unteren Pegel kontinuierlich. Starke, gewitterbedingte Kurzregenereignisse zeigten sich dem veränderten Verhalten gemäß sehr stark abgeschwächt. Selbst im niederschlagsreichen September 1990, in dem der Pegel Merreter 3 häufig erhöhte Wasserführung zeigte, änderte sich diese Tendenz nicht.

Im Oktober floß über längere Zeit nur eine minimale, kaum meßbare Wassermenge in Gripekoven und für einige Tage konnte kein Überfall über das Meßwehr registriert werden. Der Bach im Bereich des Pegels fiel jedoch nicht trocken, wie es dann im hier noch nicht ausgewerteten November 1990 eintrat.

### 3.3 Zusammenstellung der Hauptwerte

In Anlage 3.3.1 erfolgt die tabellarische Zusammenstellung der Hauptwerte von Niederschlag und Abfluß. Das Versuchsgebiet zeigt im Unterschied zum vorangegangenen Jahr trotz höherer Niederschläge negative Abflußbilanzen.

Zum Vergleich wurden die Daten des Pegels Schrofmmühle aufgelistet, der ebenfalls vom Erftverband betrieben wird und an der Mündung des Mühlenbaches in die Schwalm liegt. Auch hier zeigt sich im Vergleich zum Vorjahr der geringere Winter-niederschlag im Abfluß. Der mittlere Sommerabfluß liegt jedoch – abweichend vom oberen Einzugsgebiet bis zum Pegel Gripekoven – entsprechend dem höheren Niederschlag über dem des Vorjahres. Das Gewitterereignis vom 26. Juni 1990 erzeugte auch am Pegel Schrofmmühle ein neues höchstes Hochwasser (HHQ).

Das Zuflußdefizit aus dem verloren gegangenen Grundwasseranschluß im Bereich von Gripekoven scheint bisher noch nicht so groß zu sein, daß es sich auf den Abfluß aus dem gesamten Einzugsgebiet des Mühlenbaches meßbar auswirkt, solange die zusätzliche Einspeisung durch die Versuchsanlage Merreter betrieben wird.

### 3.4 Bilanzierung

Im Versickerungsbereich (Anlage 3.1.3) wurde aus dem Niederschlag, dem Vorfluter und den Versickerungseinrichtungen (Vorflutereinspeisung, Sickermulden, Sickerschlitzen und Tropfrohren) Wasser in den oberflächennahen Wasserhaushalt eingebracht. Ein Abstrom erfolgte über den Vorfluter, die Versickerung ins Grundwasser und über die Verdunstung (s. Abb.). Da die Geländeoberfläche und die Vorflutersohle höher liegen als der Grundwasserspiegel, gibt es keinen Zustrom zur Oberfläche aus dem Grundwasser.

Im weiteren werden die einzelnen Bilanzgrößen näher betrachtet bzw. in Teilbereiche aufgeteilt. Zur besseren Übertragbarkeit werden die Bilanzgrößen als Mittelwerte in l/s aufgeführt.

Der Niederschlag (N) betrug im Betrachtungszeitraum November 1989 bis Oktober 1990 rd. 650 mm. Das ergibt bezogen auf das oberflächige Einzugsgebiet des Versickerungsbereiches von 0,31 km<sup>2</sup> eine Niederschlagsmenge von 201 500 m<sup>3</sup>; dies entspricht 6,4 l/s. Nach Ermittlungen des Erftverbandes betrug die großräumige Evapotranspiration 75% des Niederschlages. Da diese aufgrund der geringen Flurabstände und offenen Was-

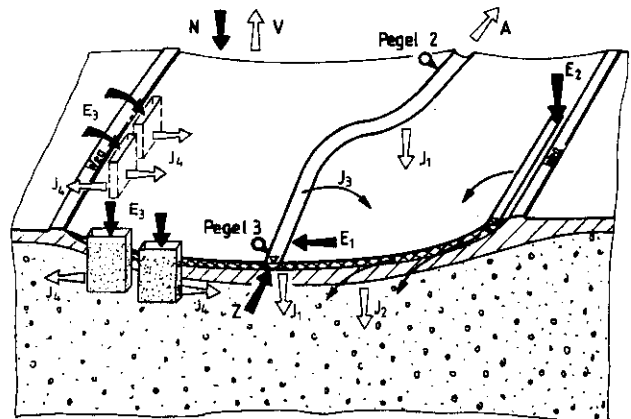


Abbildung: Schema der Wasserbilanz

- N Niederschlag
- V Verdunstung (Evapotranspiration)
- Z Zustrom Vorfluter
- A Abstrom Vorfluter
- E<sub>1</sub> Einspeisung Vorfluter
- E<sub>2</sub> Einspeisung Sickermulde
- E<sub>3</sub> Einspeisung Sickerschlitze
- J<sub>1</sub> Aussickerung aus dem Vorfluter
- J<sub>2</sub> Aussickerung durch Auelehm
- J<sub>3</sub> Aussickerung aus Überflutungen
- J<sub>4</sub> Aussickerung aus Sickerschlitzen

serflächen im Untersuchungsgebiet höher liegen dürfte, wird sie weiterhin mit 100% des Niederschlages angesetzt.

Der *Zustrom* (Z) aus dem Einzugsgebiet des Vorfluters wurde am Abflußpegel 3 gemessen und betrug 3,8 l/s (vgl. *Anlage 3.3.1*), zusätzlich wurden 3,2 l/s in den Vorfluter eingespeist ( $E_1$ ). Aus dem Versickerungsgebiet wurde am Abflußpegel 2 ein *Abfluß* (A) von 2,9 l/s gemessen. Es ergibt sich eine Differenz zwischen dem Abfluß und dem Zustrom einschließlich der Einspeisung von insgesamt 4,1 l/s. Diese Wassermenge ist im wesentlichen unmittelbar über die Vorflutersohle dem Grundwasser zugesickert ( $I_1$ ) bzw. in geringem Umfang bei Überflutung des Versickerungsbereiches bei Hochwasser über die Auelehmschicht dem Grundwasser zugesickert ( $I_3$ ). Sie ist im Vergleich zum Vorjahr um 2 l/s gestiegen. Als Ursache hierfür kommt allein der im Vergleich zum Vorjahr höhere Flurabstand in Frage.

Die Einspeisung ( $E_2$ ) von 6,5 l/s über die Sickermulden und 0,5 l/s über die Tropfrohre erfolgte oberhalb der Auelehmschicht. Das Wasser staute sich auf der Auelehmschicht auf und trat lokal zutage. Sofern ein geringer Oberflächenabfluß zum Vorfluter erfolgte, ist dieser in der Abflußmessung mit erfaßt worden. In der Summe sickerte die gesamte Einspeisemenge von 7,0 l/s ( $I_2$ ) dem Grundwasser zu und führte hier zu einer Aufhöhung.

In den Sickerschlitzen wurde eine Wassermenge von 10,3 l/s unmittelbar ins Grundwasser eingespeist ( $E_3$ ).

Es ergibt sich für das Versickerungsgebiet folgende Bilanz des oberflächennahen Wasserhaushalts:

Zustrom	6,4 l/s Niederschlag
	3,8 l/s Zustrom aus Vorflutereinzugsgebiet
	3,2 l/s Einspeisung Vorfluter
	7,0 l/s Einspeisung Sickermulden, Tropfrohre
	(10,3 l/s Einspeisung Sickerschlitze)
	30,7 l/s
Abstrom	6,4 l/s Evapotranspiration
	2,9 l/s Abfluß im Vorfluter
	11,1 l/s Zusickerung zum Grundwasser
	(10,3 l/s Einspeisung Sickerschlitze)
	30,7 l/s

Insgesamt wurde die Versickerung von 15,2 l/s auf 21,4 l/s gesteigert. Davon resultieren 2,0 l/s Steigerung auf der Vorfluteraussickerung, 2,1 l/s auf einer stärkeren Beaufschlagung der Sickermulden und 2,1 l/s auf einer höheren Versickerungsleistung der Sickerschlitze. Da die höhere Menge in den Sickerschlitzen nur in fünf Monaten gefahren wurde, ist die tatsächliche Leistungssteigerung mehr als doppelt so hoch.

## 4 Grundwasserstand

### 4.1 Großräumige Entwicklung des Grundwasserstandes

Die allgemeine Entwicklung des Grundwasserstandes ist geprägt von den Niederschlagsereignissen in 1989 und 1990. Nachdem die trockenen Sommermonate 1989 bereits zu einem geringen Abfallen des Grundwasserspiegels geführt hatten (vgl. 2. Zwischenbericht), zeigte sich aufgrund mangelnder Niederschläge im Winter 1989/90 keine Erhöhung des Grundwasserstandes, wie sie jahreszeitlich normal gewesen wäre (s. *Anlage 4.1*). Daraus ergibt sich ab dem Frühjahr 1989 ein kontinuierliches Sinken des Grundwasserstandes.

### 4.2 Grundwasserstand

Vergleicht man den Grundwasserstand vom Oktober 1988 (vor Inbetriebnahme der Sickerschlitze) mit dem vom Oktober 1990, so ist außerhalb der Niederungsbereiche ein Fallen des Grundwasserstandes von 0,5 bis 0,6 m festzustellen (vgl. Grundwasserdifferenzen 10/88–10/90, *Anlage 4.3*). Im Niederungsbereich selbst beträgt die Differenz bis zu 0,4 m.

Im Bereich der Sickermulden und der Sickerschlitze wurde durch die Infiltration die fallende Tendenz aufgefangen bzw. gebremst, so daß sich unmittelbar an den Versickerungseinrichtungen Anstiege, im engeren Umkreis keine Veränderung und im anschließenden Niederungsbereich nur Differenzen von 0,2 m ergaben.

Das Sinken des Grundwasserspiegels im Beobachtungszeitraum zeigt sich an zwei Stellen im Grundwassergleichenplan (*Anlage 4.2*) besonders deutlich. Dies ist zum einen, daß der ausgeprägte Zustrom zum Vorfluter in den Grundwassergleichen kaum noch vorhanden ist. Zum anderen hebt sich die Aufhöhungsfigur der einzelnen Versickerungsstellen deutlich ab, da hier der Grundwasserspiegel weitgehend konstant gehalten und lokal sogar aufgehört wurde.

Entsprechend dem Grundwasserstand hat sich auch der Grundwasserflurabstand 10/90 (*Anlage 4.4*) verändert. Die Flurabstandslinien sind entsprechend dem Geländegefälle weiter in Richtung Vorfluter gewandert. Dies wird besonders deutlich an der 1 m und der 0,5 m Flurabstandslinie. Ein Flurabstand von weniger als 0,5 m ist nur noch in unmittelbarer Umgebung des Vorfluters bei den Meßstellen W, Ä und Ö sowie im Zentrum des Versickerungsbereiches zwischen den Meßstellen 1481/1 und 1484/1 bzw. G, H und X festzustellen.

### 4.3 Bodenwasserspiegel

Auch in den Meßstellen A, B, C und D wurde ein Flurabstand von weniger als 0,5 m gemessen. Da der großräumig zusammenhängende Grundwasserspiegel in diesem Bereich 1–2 m unter Gelände liegt, ist eindeutig, daß sich hier ein schwebender Grundwasserleiter auf den bindigen Auelehmen gebildet hat. Dieser schwebende Leiter geht nach Norden bei der Sickermulde M 8 in den zusammenhängenden Leiter über. Der schwebende Leiter wird einerseits aus den Tropfrohren gespeist, andererseits auch aus dem Vorfluter mit Hilfe der Sohl-schwellen und schließlich auch aus der Sickermulde M 9. Eine gewisse Stützung erfährt dieser Leiter durch die Sickerschlitze dadurch, daß der Grundwasserspiegel von unten Kontakt zum Auelehm hat und dadurch die Sickerverluste nach unten vermindert werden.

Die Verbreitung dieses schwebenden Leiters läßt sich anhand der Meßstellen kartieren und ist in der Flurabstandskarte *Anlage 4.4* dargestellt. Sie endet östlich des Mühlenbaches an der Hangkante, westlich des Mühlenbaches im Bereich des kleinen Dammes bei der Meßstelle 1476/1. Im Süden endet sie nördlich des Sandfanges.

## 5 Grundwasserchemismus

Die Untersuchung der Grundwasserqualität im Versickerungsgebiet wurde gemäß dem Untersuchungsprogramm fortgesetzt. Da abweichend vom ursprünglichen Versuchsprogramm zunächst Sickermulden und Sickerschlitze gleichzeitig betrieben werden, wurde auch das Analysenprogramm entsprechend angepaßt. Abweichend wurde wie abgestimmt statt der Meßstelle



1470/1 die Meßstelle 1467/1 und statt der Meßstelle 030079 die Meßstelle 81469 beobachtet. Wie bisher wurden das Anreicherungswasser nach Enteisung, das Vorflutwasser an den drei Abflußmeßstellen sowie 13 Grundwassermeßstellen beprobt.

Die Probenahmestellen sind in vier Bereiche gegliedert (*Anlage 5.1*):

#### Vorfluter:

- Beprobung des Vorfluters an den Abflußpegeln

#### Zustrom:

- Zwei Meßstellen weit oberhalb der Versickerung (81486.1 und 030080) und drei Meßstellen entlang des Vorfluters, die bereits durch die Sickermulden beeinflusst sind (81481.1 bis 81483.1)

#### Versickerungsbereich:

- drei Meßstellen im Bereich der Sickerschlitze sowie das Anreicherungswasser (81467.1, 81472.1 und 81476.1)

#### Abstrom:

- zwei Meßstellen unterhalb (81473.1, 81477.1) und drei Meßstellen weit unterhalb der Anreicherung (81469.1, 81474.1 und 81475.1)

Die Analysenwerte wurden als Ganglinien aufgetragen und im folgenden parameterweise kurz beschrieben.

#### Temperatur

Die Wassertemperatur im Vorfluter schwankte zwischen 3 und 23 °C, wobei die Temperatur im Einspeisungsbereich auf demselben Niveau lag wie das Bachwasser ober- und unterstrom. D. h. die Wassertemperatur des Einleitwassers war nach ca. 300 m Fließweg der natürlichen Temperatur des Vorfluterwassers angepaßt.

Die Temperatur des Grundwassers stieg im flurnahen Bereich aufgrund der höheren Lufttemperatur im Sommer zeitweilig an, erreichte aber nicht die Werte des Vorjahres von maximal 16 °C (Meßstellen 1481.1, 1483.1, *Anlage 5.2*). Im tiefer liegenden Grundwasser, im Zustrom- wie auch im Abstrombereich schwankte sie zwischen 9 und 12 °C. Lediglich unmittelbar neben den Sickerschlitzen stieg die Temperatur zeitweilig auf 13 °C an. Daraus ist zu entnehmen, daß die Temperatur des Versickerungswassers von 13 bis 14 °C im flurnahen Bereich deutlich durch die Lufttemperatur überprägt wird und im tieferen Grundwasser sehr schnell (100 m Fließweg) angepaßt wird.

#### pH-Wert

Im Vorfluter lagen die pH-Wertschwankungen im gleichen Bereich wie im Vorjahr zwischen pH 7 bis 8,5 (*Anlage 5.3*). Auch im Grundwasser schwankte der pH-Wert wie im Vorjahr und zwar im Bereich zwischen 5,5 und 7,5.

#### Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit des Vorfluterwassers schwankte 1990 im gleichen Spektrum wie 1988, und zwar zwischen 300 µS und 700 µS (*Anlage 5.4*). Minima im Januar und Juni sind auf Niederschläge zurückzuführen.

Im GW-Zustrombereich liegt die Leitfähigkeit des Grundwassers weiterhin bei 600 bis 800 µS, während sie am Vorfluter (Meßstellen 81481–81483.1) und im Versickerungsbereich zwischen 300 und 500 µS liegt. Außerhalb des Versickerungsbereiches im Abstrom sind wieder höhere Leitfähigkeiten festzustellen (450 bis 900 µS), wobei sich teilweise eine leicht fallende Tendenz abzeichnet. Daraus läßt sich die Verdünnungswirkung des Versickerungswassers und auch seine Ausbreitung (Leitfähigkeit 480 µS) entnehmen.

#### Redoxpotential

Das Redoxpotential ist mit Ausnahme des Grundwassers im Talbereich um rd. 100 m V angestiegen. Im Talbereich wird es durch die Aktivität der im Boden lebenden Mikroorganismen und dem damit verbundenen Sauerstoffverbrauch auf Werte unter 400 m V gesenkt (*Anlage 5.5*).

#### Gesamthärte

Die Gesamthärte im Vorfluterwasser lag 1990 durchweg auf einem einheitlichen Niveau mit niederschlagsbedingten Minima.

Im Grundwasser liegt die Gesamthärte außerhalb der Talauwe weiter auf hohem Niveau (5,5–7,0 mmol/l e. q.) (*Anlage 5.6*). Im Versickerungsbereich ist die Gesamthärte weitgehend konstant.

#### Kalziumhärte

Da die Gesamthärte im wesentlichen durch das Kalziumkarbonat gebildet wird, verhält sich die Kalziumhärte wie die Gesamthärte (*Anlage 5.7*).

#### Magnesiumhärte

Die Magnesiumhärte ist im Vorfluter- und Grundwasser weitgehend konstant. Auch hier ist der Unterschied zwischen Grundwasser unter der Talauwe und Grundwasser unter der Hochfläche festzustellen (*Anlage 5.8*).

#### Natrium

Der Natriumgehalt im Vorfluterwasser schwankte im gleichen Bereich wie in den Vorjahren. Im Bereich der Einspeisung bleibt er auf relativ niedrigem Niveau entsprechend dem Einspeisungswasser (*Anlage 5.9*). Im Grundwasser ist die Tendenz je nach Nähe zu den Versickerungsanlagen mehr oder weniger fallend.

#### Kalium

Das Vorflutwasser weist 1990 Spitzengehalte über 4 mg/l im Februar, Juni und November auf. Ein Zusammenhang mit Düngung ist nicht ganz auszuschließen (*Anlage 5.10*).

Im Grundwasser liegt der Gehalt bei bis zu 4 mg/l. Höhere Gehalte kommen in Bereichen vor, in denen das Grundwasser Kontakt zur bindigen Bodenzone hat (Meßstellen 81481.1, 81482.1 und 81483.1). Hier werden Kaliumionen aus den Tonmineralen der bindigen Schichten herausgelöst. In den Meßstellen 81476/1 und 81477/1 ist der Kaliumgehalt in den letzten zwei Jahren leicht angestiegen.

#### Ammonium

Im Vorfluter sind im Frühjahr und im Herbst einzelnen Spitzenwerte im Ammoniumgehalt von bis zu 1,5 mg/l festzustellen (*Anlage 5.11*). Sie sind geringer als in den Vorjahren.

Im Grundwasser treten ähnlich hohe Gehalte im Spätsommer und besonders stark im Talauenbereich auf. Ursache hierfür ist die Aktivität der nitratreduzierenden Bakterien in den grundwassererfüllten bindigen Bodenschichten. Ab Mitte 1990 ist auch im Abstrom ein steigender Ammoniumgehalt bei abnehmendem Nitratgehalt (*s. Anlage 5.18*) festzustellen. Auch hier ist die Ursache wie oben beschrieben.

#### Mangan

Der Mangangehalt im Vorfluterwasser ist durchweg gering (< 0,2 mg/l) und weitgehend konstant. Im Grundwasser liegt der Mangangehalt außerhalb des Talbereiches unter 0,1 mg/l (*Anlage 5.12*).

An den Meßstellen 81481.1, 81482.1 und 81483.1 sowie 81476.1 und 81477.1 kommen Gehalte über 0,5 mg/l vor. Diese sind auf das reduzierende Milieu im Kontakt mit den bindigen Bodenschichten zurückzuführen. Der Restgehalt im Versickerungswasser von 0,2 mg/l wird wie in Abschnitt 2.4.3 beschrieben, bereits in den Sickerschlitzen ausgefällt. Unmittelbar neben dem Sickerschlitze (Meßstelle 81472.1) liegt der Mangengehalt auf ortsüblichem Niveau.

#### *Eisen zweiwertig*

Der Eisengehalt im Vorfluterwasser ist durchweg gering (< 0,1 mg/l) (Anlage 5.13). Außerhalb des Talbereichs liegt der Gehalt an gelöstem Eisen im Grundwasser ebenfalls unter 0,1 mg/l. Lediglich die Meßstellen 81483.1, 81481.1 und 81482.1 entlang des Vorfluters zeigen deutlich höhere Eisengehalte, die, wie die Analysen zeigen, von Süden nach Norden zunehmen (vgl. Anlage 5.1). Ursache sind die reduzierenden Bedingungen, die im 2. Zwischenbericht ausführlich beschrieben wurden.

#### *Eisen gesamt*

Der Gehalt an Eisen gesamt ist weitgehend mit dem an zweiwertigem Eisen identisch, mit Ausnahme der Meßstellen 81476.1 und 81477.1 (Anlage 5.14). Hier liegt der Gesamteisengehalt deutlich höher als der Gehalt an zweiwertigem Eisen, da das reduzierende Milieu in diesem Bereich in ein oxidierendes übergeht. Besonders deutlich wird dies an der Meßstelle 81476.1, wo durch die Infiltration der Sickerschlitze ab Anfang 1989 das Milieu oxidierender wird und damit der Eisengehalt zurückgeht.

#### *Säurekapazität pH 4,3 (m-Wert)*

Die Säurekapazität ist im Bereich der Sickermulden durch den höheren Gehalt im Versickerungswasser angestiegen (Anlage 5.15). Im Bereich der Sickerschlitze deutet sich ein geringer Anstieg im Abstrom an (Meßstellen 81477.1 und 81473.1).

#### *Chlorid*

Aufgrund des geringen Chloridgehaltes läßt sich der Weg des Versickerungswassers verfolgen (Anlage 5.16).

In den Bereich des Vorfluters ist das Versickerungswasser bereits vorgedrungen (Meßstellen 81481, 81482, 81483). Hier haben sich weitgehend stabile Mischungsverhältnisse eingestellt. Im Bereich der Sickerschlitze ist eine abnehmende Tendenz im Chloridgehalt deutlich erkennbar. Diese verstärkt sich Mitte 1990 mit der Zunahme der Leistung der Sickerschlitze.

#### *Sulfat*

Der Sulfatgehalt im Vorfluterwasser schwankt jahreszeitlich (Anlage 5.17). Im Zustrombereich ist der Sulfatgehalt im Grundwasser konstant geblieben. Im Vorfluterbereich hat sich durch die Infiltration der Sickermulden ein niedriges Niveau eingestellt. Im Abstrom der Sickerschlitze sinken die Sulfatgehalte, während sie an den weit entfernten Meßstellen geringfügig zunehmen bzw. gleichbleiben.

#### *Nitrat*

Während der Nitratgehalt im Vorfluterwasser unterschiedlich schwankt, ist er im Grundwasser des Zustrombereiches leicht rückgängig, aber immer noch auf hohem Niveau (Anlage 5.18). Im Bereich der Sickermulden ist er praktisch gleich Null. Die Nitratgehalte in den Meßstellen im Abstrom verhalten sich im Laufe des Jahres uneinheitlich. Teils sind Anstiege, teils Rückgänge zu verzeichnen.

#### *Orthophosphat*

Der Gehalt an Orthophosphat schwankt im Jahresverlauf sehr unterschiedlich (Anlage 5.19). Im Grund- und Anreicherungs-wasser liegt er meist unter 0,5 mg/l. Lediglich im Vorfluterbereich steigen die Gehalte sporadisch über 2 mg/l an. Als Quelle kommen Eisenphosphatverbindungen in Frage, die für Gleyböden typisch sind.

#### *Gesamtphosphat*

Der Gesamtphosphatgehalt verhält sich wie der Gehalt an Orthophosphat, wobei die Gehalte allerdings deutlich höher liegen (bis 6–10 mg/l) (Anlage 5.10). Die Korrelation zum Gehalt an zweiwertigem Eisen ist allerdings noch deutlicher.

#### *Sauerstoff*

Der Sauerstoffgehalt schwankt sowohl im Vorfluterwasser wie auch im Grundwasser sehr unregelmäßig (Anlage 5.21). Während diese Schwankungen im Vorfluter vom Fließverhalten abhängen, können sie beim Grundwasser auch probenahmebedingt sein.

#### *Freie Kohlensäure*

Im Vorfluterwasser schwankt der Kohlensäuregehalt in einem begrenzten Bereich (0–40 mg/l) (Anlage 5.22). Im Grundwasser schwankt er in weiten Bereichen (20 bis 150 mg/l), eine Zuordnung zum Versickerungsgeschehen ist kaum möglich.

#### *Freie überschüssige Kohlensäure*

Das Vorfluterwasser ist weitgehend im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, während im Grundwasser die freie überschüssige Kohlensäure entsprechend der freien Kohlensäure schwankt (Anlage 5.23).

#### *Aluminium*

Die Aluminiumgehalte im Vorfluterwasser und im Grundwasser liegen meist unter 0,5 mg/l (Anlage 5.24). In Bereichen, in denen die Bodenzone Grundwasserkontakt hat, treten Spitzenwerte über 4 mg/l auf. Diese Spitzen korrelieren zeitlich mit denen des erhöhten Eisen- und Phosphatgehalts.

*Zusammenfassend* läßt sich feststellen, daß sich die Gesamtsituation gegenüber dem Vorjahr nicht geändert hat. Es strömt sauerstoff-, nitrat-, sulfat- und chloridreiches Grundwasser mit geringem Eisengehalt auf den Versickerungsbereich zu. Im Bereich zwischen den Sickermulden und dem Vorfluter wird im Kontakt mit der Bodenzone der Talau der Sauerstoffgehalt von Mikroorganismen verbraucht, Nitrat und teilweise Sulfat reduziert, der Chloridgehalt durch die Versickerung verdünnt, zweiwertiges Eisen, Phosphat und Aluminium unter reduzierenden Bedingungen gelöst. Westlich des Vorfluters im Grundwasserabstrombereich wird das Grundwassermilieu wieder oxidierend. Die natürlich vorhandenen reduzierenden Verhältnisse im Talauenbereich und die oxidierenden Verhältnisse im Bereich der Hauptterrassenflächen bleiben auch mit der Grundwasseranreicherung erhalten.

Da man den Chloridgehalt wegen seiner Reaktionsträgheit und seinem unterschiedlichen Gehalt in örtlichem Grundwasser und Anreicherungs-wasser als Tracer betrachten kann, verdeutlicht seine Abnahme die Ausbreitung des Sickerwassers (Meßstelle 1475/1). Demnach wurde durch die Steigerung der Leistung der Sickerschlitze auch der Bereich östlich Gripekoven vom Versickerungswasser erreicht.

## 6 Grundwasserentnahme

Aus dem Brunnen V 67 wurden 1988 zwischen 8,6 und 11 l/s gefördert (22 268 m<sup>3</sup>/mon bzw. 29 978 m<sup>3</sup>/mon), die zur Bach-einspeisung und zur Versorgung der Sickermulden und Tropfrohre dienten. 1989 wurde die Fördermenge auf 13 l/s bis 19 l/s (31 987 m<sup>3</sup>/mon bis 51 470 m<sup>3</sup>/mon) (*Anlage 6.1*) gesteigert, um zusätzlich die Sickerschlitze zu versorgen. 1990 wurde die Fördermenge nach dem Aufbohren der ersten Sickerschlitze abermals gesteigert auf 24,3 bis 26,8 l/s (65 040 m<sup>3</sup>/mon bis 72 080 m<sup>3</sup>/mon). Insgesamt wurde eine Jahresmenge von rd. 0,65 Mio. m<sup>3</sup>/a bzw. rd. 20,5 l/s gefördert. Die Absenkung des Grundwasserdruckspiegels im GW-Leiter 6 D wurde dadurch unmittelbar am Brunnen von 23 m auf 32 m und in 40 m Entfernung von 5,5 m auf 7,7 m gesteigert.

In der weiteren Umgebung ist zwischen Oktober 1986 und Oktober 1990 ein Absinken des Grundwasserspiegels im GW-Leiter 6 D von 0,4 bis 1,7 m festzustellen. Dieses geht deutlich über die Schwankungsbreite der letzten fünf Jahre hinaus (*Anlage 6.2 und 6.3*) und ist regional unterschiedlich. Während die Differenzen im Südosten über 1 m liegen, sind im Nordwesten Werte unter 1 m festzustellen.

Im GW-Leiter 8 steigerte sich die Absenkung am Brunnen von 0,8 m auf 2,0 m, in 40 m Entfernung von 0,8 m auf 1,9 m und in rd. 500 m Entfernung von 0,6 m auf 1,7 m. In größerer Entfernung ist auch hier ein Absinken des Grundwasserspiegels um ca. 0,4 m bis 1,4 m gegenüber Oktober 1986 festzustellen, das ebenfalls über die bisherigen Schwankungen hinausgeht (*s. Anlage 6.2 und 6.3*).

An der Meßstelle 80673 sind die Auswirkungen der in der Nähe durchgeführten Pumpversuche zu erkennen. An der Meßstelle 81460 ist nur noch eine sehr geringe Reaktion auf die Pumpversuche feststellbar.

Insgesamt wirken sich neben der Grundwasserentnahme auch die geringeren Niederschläge auf den Grundwasserstand der tieferen Leiter aus (vgl. Abschnitt 4.1).

# **Bau und Betrieb von Sickerschlitzen**

**im Auftrag der Rheinbraun AG (Berichtsstand 31. 3. 1991)**

Bearbeitung:  
Institut für Wasserforschung GmbH, Schwerte  
Dr. U. Schöttler  
H. Sommer

Datum: Mai 1991

## I Untersuchungsziele

Für eine Künstliche Grundwasseranreicherung stehen bereits eine Reihe unterschiedlicher, konventioneller Methoden zur Verfügung, die allerdings in der Regel mit einem großen Flächenbedarf oder aufwendigen und kostenintensiven Bauverfahren verbunden sind.

Zur Bewältigung der wasserwirtschaftlichen Maßnahmen im Zusammenhang mit dem Braunkohleabbau in der Rheinischen Tiefebene wurden von Rheinbraun alternative Infiltrationsverfahren gesucht, die für einen zukünftigen Einsatz im Nordraum der Venloer Scholle geeignet sind.

In einer großmaßstäblichen Versuchsanlage sollen daher in einem mehrmonatigen Versuchsprogramm gefräste Versickerungsschlitzte auf ihre bautechnische Realisierbarkeit und spätere Leistungsfähigkeit hin untersucht werden.

Das Versuchsprogramm sollte zunächst grundsätzlich die Möglichkeiten zur Einrichtung von Versickerungsschlitzgräben mit einer Tieffräse und die dabei eventuell auftretenden Probleme aufzeigen. Darüber hinaus sollen durch eine Variation der Schlitzabmaße und Füllmaterialien sowie der Erfassung ihrer möglichen Auswirkungen auf die Versickerungsleistung erste Richtgrößen zur späteren Schlitzdimensionierung entwickelt werden. Hierbei konnten auch mechanische oder qualitative Einflüsse auf die längerfristige Sickerleistung nicht ausgeschlossen werden und sollten bei den Untersuchungen durch geeignete Meßreihen zumindest abgeschätzt werden. Einen weiteren wichtigen Untersuchungsschwerpunkt bildet die Entwicklung und längerfristige Prüfung eines geeigneten Schlitzoberbaus, der sowohl einen wartungsarmen Langzeitbetrieb gewährleisten, als auch den Belangen der Landschaftsökologie entsprechen soll.

## II Versuchsfeld

Zur Klärung der offenen Fragen im Zusammenhang mit gefrästen Sickerschlitzten wurde daher von Rheinbraun eine Versuchsanlage mit zunächst drei Schlitzgräben an der Bundesautobahn A 46 bei Jüchen erstellt, von denen einer später wegen gravierender Sackungsschäden durch einen vierten ersetzt wurde (Abbildung I).

Das Umfeld der Sickerschlitzte wurde zunächst intensiv geologisch untersucht, um spätere hydraulische Effekte beurteilen zu können.

Zur Erfassung der Grundwasserverhältnisse und Sickerwasserströmungen wurden an den Schlitzten einheitlich mehrere Bündelpegel in zwei Profilvereihen eingerichtet und teilweise mit Tensiometern in unterschiedlichen Tiefenlagen ausgestattet.

## III Konstruktionsmerkmale

Bei der Konstruktion der Schlitzgräben wurden den verschiedenen Untersuchungszielen durch Variation der Schlitztiefen, der Füllmaterialien und des gewählten Oberbauwerks Rechnung getragen (Abbildung II).

Die Konstruktionsmerkmale und -unterschiede der Schlitzoberbauwerke entsprechen der möglichen späteren Verwendung und sind in unterschiedlichen Varianten ausgeführt (Abbildung III):

- Fertigbetonteile mit einer Abdeckung aus Aluminium-Schiebeelementen (VS 1);
- Fertigbetonteile mit einer Abdeckung aus Redwood-Holz (VS 2 bzw. VS 4);
- Gelochtes Stahlrohr mit Zementmörtelauskleidung unter Erdbedeckung (VS 3).

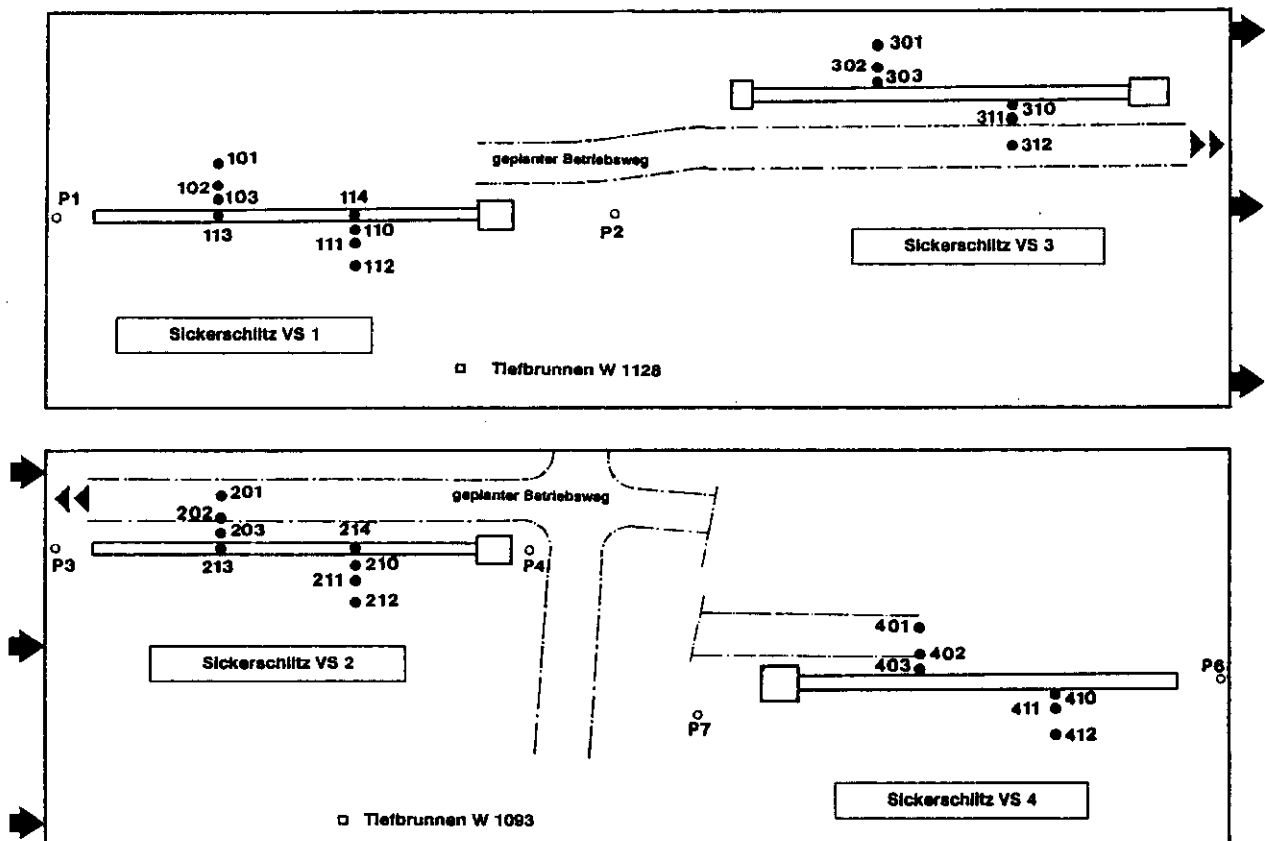


Abbildung I: Versuchsfeld Jüchen

Bezeichnung des Sickerschlitzes	VS 1	VS 2 / VS 4	VS 3
Schlitzlänge	28 m	28 m	28 m
Schlitzbreite	0,4 m	0,4 m	0,4 m
Schlitztiefe	10,0 m	10,0 m	7,5 m
Filterkorn im Schlitzgraben (Körnung)	2-3 mm	4-8 mm	4-8 mm
Bauweise Schlitzoberbau	Kaantenelemente in H-Form und Rolldeckel	Winkелеlemente in L-Form und Holzklappdeckel	erdbedecktes Sickerrohr

Abbildung II: Unterscheidungsmerkmale der Sickerschlitz

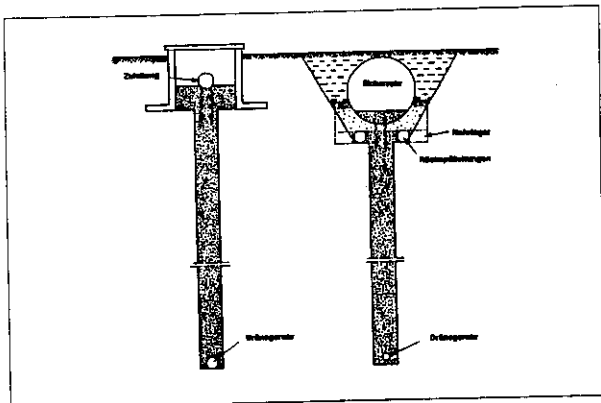


Abbildung III: Schematischer Aufbau von oberirdischen und unterirdischen Sickerschlitz

## IV Bisherige Ergebnisse

Die so entstandenen Oberbauwerke sind in allen wesentlichen technischen Details praxisgerecht nach dem Stand der Technik ausgestattet und geben im Versuchsbetrieb bereits Hinweise auf ihre Eignung für einen wartungsarmen, unbeaufsichtigten und verschiedenen lokalen Gegebenheiten anpaßbaren Langzeitbetrieb.

Zur Ermittlung des Einflusses der in den Schlitz eingebrachten Filtermaterialien sind die Sickerschlitz mit zwei unterschiedlichen Korngrößen (2-3 mm und 4-8 mm Durchmesser) gefüllt worden, wobei das gröbere Korn in zwei verschiedene Frästiefen eingebaut wurde.

Die während und nach der Errichtung an den Schlitzbauwerken eingetretenen Schäden konnten teilweise Ursachen zugeordnet werden, die durch Änderungen bei der Fräs- und Befüllungstechnik zu vermeiden sind. An zwei Schlitz (VS 1 und VS 3) ließen sich die aufgetretenen Schäden beheben, ohne daß bisher eine Beeinträchtigung ihrer Funktionsweise zu erkennen ist. Ein Schlitz (VS 2) mußte aufgegeben und rückgebaut werden.

Bei der Errichtung eines Ersatzbauwerkes (VS 4) konnten die vorher gemachten Erfahrungen soweit berücksichtigt werden, daß bisher keine weiteren setzungsbedingten Probleme beim Bau auftraten.

Es ist jedoch zu beachten, daß die möglicherweise aus Suffosionseffekten, Hohlraumbildungen oder Wassersättigung der Lößüberdeckung resultierenden Sekundäreffekte in der unmittelbaren Umgebung der Schlitz in Abhängigkeit von Betriebsweise und Betriebsdauer weiterhin auftreten können.

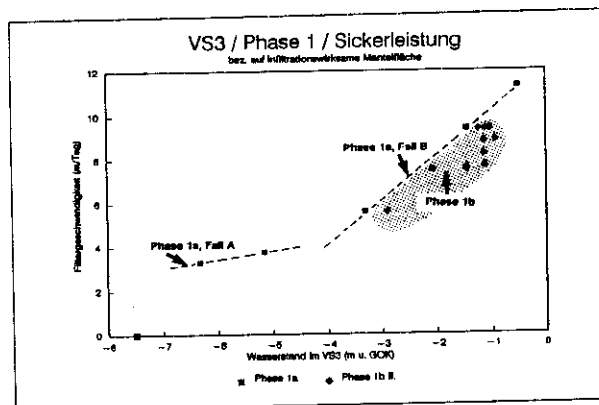


Abbildung IV: Bisheriger Infiltrationsbetrieb und daraus resultierender Wasserstand im Sickerschlitz

Derzeit liegen noch keine ausreichenden Erfahrungen zur Abschätzung der Folgen vor. Eine weitergehende Untersuchung dieser Phänomene durch Rheinbraun ist bereits begonnen worden und wird in die spätere Auswertung einbezogen.

Nach termingerechtem Verlauf zu Beginn der Arbeiten führten Schwierigkeiten beim Probetrieb der Sickerschlitz zu so wesentlichen Verzögerungen der Baumaßnahmen, daß das ursprüngliche Versuchsprogramm nicht eingehalten werden konnte.

Die bisher vorliegenden Ergebnisse beziehen sich neben kurzen Phasen des Probetriebes und den bereits genannten Folgen auf einen etwa vier Monate andauernden Versuchsbetrieb mit einem ca. 7,5 m tiefen und ca. 28 m langen Sickerschlitz (VS 3).

Aufgrund der geologischen Verhältnisse verfügt dieser Sickerschlitz nur über einen ca. 2,5 m mächtigen infiltrationswirksamen unteren Schlitzbereich und eine entsprechende Mantelfläche von ca. 155 m<sup>2</sup>.

Dadurch sind bei der Berechnung von Infiltrationsleistungen bzw. Filtergeschwindigkeiten zwei unterschiedliche Betriebszustände zu berücksichtigen: Aufstau des Wassers im infiltrationswirksamen Schlitzbereich (Fall A) und weiterer Anstieg in der geringdurchlässigen Lößüberdeckung (Fall B) mit damit verbundener Druckentwicklung (vgl. Abbildung IV).

Auf Basis dieser durch weitere versuchsbegleitende Störungen eingeschränkten Daten beträgt die bisherige

- *mittlere Infiltrationsleistung* ca. 46 m<sup>3</sup>/d entsprechend ca. 16 800 m<sup>3</sup>/a (bezogen auf je 1 m Schlitzlänge);
- *mittlere Filtergeschwindigkeit* ca. 115 m/d oder ca. 42 000 m/a (bezogen auf die vertikal durchströmte Filterfläche von 11,2 m<sup>2</sup>);
- *mittlere Filtergeschwindigkeit* ca. 8,4 m/d oder 3000 m/a (bezogen auf die verfügbare infiltrationswirksame Mantelfläche von ca. 155 m<sup>2</sup>).

Wegen der im bisherigen Versuchsverlauf noch nicht ausreichenden Konstanz der Infiltrationsmengen ist die Angabe einer dauerhaften Infiltrationsleistung derzeit noch zurückzustellen (Abbildung V).

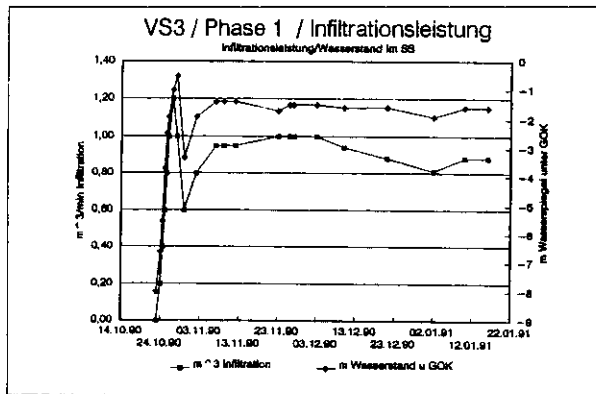


Abb. V: Entwicklung der Sickerleistung im betrachteten Untersuchungszeitraum

Die beiden anderen Schlitz VS 1 und VS 4 verfügen bei einer Frästiefe von ca. 10 m und vergleichbaren geologischen Randbedingungen über einen infiltrationswirksamen unteren Schlitzbereich von ca. 5 m und zeigten auch schon entsprechend höhere Infiltrationsleistungen, die jedoch noch im längeren Betrieb zu bestätigen sind.

Die Sickerschlitzte werden einheitlich mit Trinkwasser beschickt, so daß keine weitergehende qualitative Verbesserung des Infiltrats durch den Infiltrationsvorgang zu erwarten ist. Dennoch können möglicherweise im Schlitz und seinem umgebenden Untergrundmaterial chemische und biologische Prozesse ablaufen, die langfristig auch negative Einflüsse auf die Infiltrationsleistung haben. Zur Ermittlung derartiger Vorgänge werden über den Versuchszeitraum entnommene Wasser- und Feststoffproben herangezogen, deren Bewertung noch aussteht.

Ergänzend hierzu hat sich ein am VS 3 eingerichtetes Tensiometerneßnetz bewährt, mit dem hydraulische Veränderungen der Sickerströmungen in der Schlitzumgebung mit großer Empfindlichkeit ermittelt und unabhängig vom tieferliegenden Grundwasserstand zur Charakterisierung des Infiltrationsvorgangs benutzt werden können (Abbildung VI).

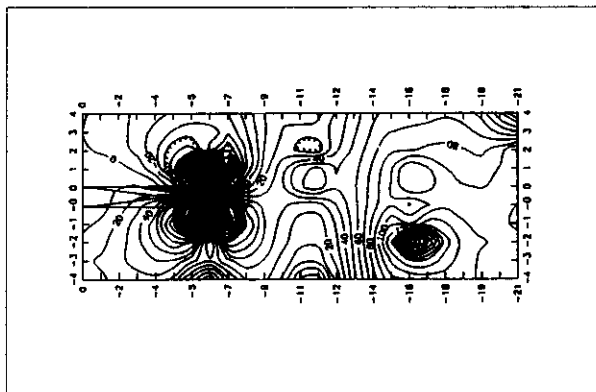


Abb. VI: Ausbildung des Matrixpotentials in der Umgebung des Sickerschlitzes nach ca. 3 Monaten Infiltration

## V Vorläufiges Fazit

Zusammenfassend läßt sich als vorläufiges Fazit der bisher durchgeführten Baumaßnahmen und Untersuchungen zum Betrieb von Sickerschlitzten festhalten:

- Die Errichtung von drei 7,5 bzw. 10 Meter tiefen Sickerschlitzten mit Hilfe einer Schlitzfräse hat eine Reihe von bau- und betriebstechnischen Erkenntnissen und Erfahrungen erbracht, die einen großtechnischen Einsatz dieses Verfahrens als technisch realisierbar, kostengünstig und zweckmäßig erscheinen lassen, sofern noch bestehende Unklarheiten über aufgetretene Störeffekte zufriedenstellend beseitigt werden können.
- Die von Rheinbraun erreichten konstruktiven Lösungen zum Bau von Sickerschlitzten und deren technische Umsetzung stellen auch unter landschaftsökologischen Aspekten eine wesentliche Erweiterung des bisher für die Künstliche Grundwasseranreicherung verfügbaren Methodenspektrums dar.
- Trotz der eingetretenen Schwierigkeiten und Verzögerungen hat sich das ursprüngliche Versuchskonzept als sachgerecht bestätigt. Die bis jetzt vorliegenden Ergebnisse lassen erwarten, daß es sich bei konsequenter Umsetzung auch weiterhin bewähren wird.
- Zur Erreichung der angestrebten Untersuchungsziele insbesondere im Hinblick auf Langzeiteffekte ist ein Zeitrahmen erforderlich, der eine Fortführung der Untersuchungen über das Jahr 1991 hinaus erlaubt. Dabei muß jedoch der Fortschritt des Tagebaues Garzweiler I als Abbruchkriterium berücksichtigt werden.
- Sofern sich die momentane Infiltrationsleistung beim Dauerbetrieb von gefrästen Sickerschlitzten bestätigt, könnte über 100 m Schlitzlänge eine Wassermenge in der Größenordnung von 1,7 Millionen m<sup>3</sup>/Jahr infiltriert werden.

**Zwischenbericht  
über Versuche zur  
Infiltration von Wasser  
in einen Schluckbrunnen  
im Rahmen der Leitentscheidung  
der Landesregierung  
von Nordrhein-Westfalen zur  
künftigen Braunkohlenpolitik**

– Kurzfassung –

Bearbeitung:  
Dipl.-Ing. F. Bühring

Datum: Juni 1991



# Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Aufgabenstellung	119
2. Planung der Versuchsanlagen	119
2.1 Infiltrationsbrunnen	119
2.2 Infiltrationsschlitz	119
2.3 Förderbrunnen	120
3. Bau der Versuchsanlagen	120
3.1 Aufschlußbohrungen	120
3.2 Brunnen	120
3.2.1 Bohrarbeiten, Brunnenausbau	120
3.2.2 Entsanden	120
3.2.3 Dauerpumpversuche	121
3.3 Wasseraufbereitung	121
4. Versuchsdurchführung	121
4.1 Infiltration	121
4.2 Pegelmessungen	121
5. Vorausschau	121

## ANLAGEN

1. Lageplan
2. Ganglinien

## 1. Aufgabenstellung

Im Rahmen der Leitentscheidung der Landesregierung zur zukünftigen Braunkohlenpolitik ist in Abstimmung mit den Wasserwirtschafts- und Bergbehörden (Arbeitskreis „Infiltrationsbrunnen beim LWA“) die Durchführung von Infiltrationsversuchen vorgesehen.

Hierfür kamen Versuchsgebiete bei

1. Knoor, Mönchengladbach-Rheindahlen (Mühlenbach)
2. Güdderath, Mönchengladbach-Odenkirchen (Wetscheweller Bruch)

in Betracht.

Zu 1.: Standort *Knoor* war deshalb günstig, weil der vorhandene *Förderbrunnen V 67* der „Infiltrations-Testanlage“ am Mühlenbach genutzt werden konnte, falls sich seine Leistung von 220 auf 300 m<sup>3</sup>/h steigern ließ.

Der *Infiltrationsbrunnen* hätte ca. 20 bis 25 m in den Horizont 16 (Hauptterasse) bis auf dessen Basis (Reuverten) abgeteuft werden können. Auch für den *Infiltrationsschlitz* war eine geeignete Fläche vorhanden.

Bis Mitte Mai 1990 wurde diese technisch und wirtschaftlich günstige Lösung vorrangig verfolgt. Sie konnte jedoch wegen Grundstücksschwierigkeiten nicht realisiert werden.

Zu 2.: Das Versuchsgelände bei *Güdderath* liegt südlich des Wetscheweller Bruches. Hier war ein neuer *Förderbrunnen* zu konzipieren, der bei einer Tiefe von 80 bis 100 m die Horizonte 8 und 6 D erschließen sollte. Seine Leistung dürfte lt. Wasserrecht 220 m<sup>3</sup>/h betragen.

Der *Infiltrationsbrunnen* konnte im Bereich des Horizonts 16 bis ca. 25 m abgeteuft werden. Für den *Infiltrationsschlitz* war eine geeignete Fläche vorhanden.

## 2. Planung der Versuchsanlagen (Arbeitskreis)

Unter der Federführung des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA Düsseldorf) und Mitwirkung von Vertretern der

RP Düsseldorf und Köln  
STÄWA Aachen und Düsseldorf  
Kreise Heinsberg und Viersen  
Stadt und Stadtwerke Mönchengladbach  
Landesoberbergamt Dortmund  
Rheinbraun AG Köln

wurden von November 1989 bis Mai 1990 vom Unterzeichner unterbreitete Vorschläge für je einen Förder- und Infiltrationsbrunnen diskutiert und wie folgt fixiert:

2.1 Der *Infiltrationsbrunnen* erfaßt die Sande und Kiese des Grundwasserleiters 16 bis zu dessen Basis, dem Reuverten. Eine Schlauchkernbohrung soll vorab den genauen Schichtenaufbau und die Kornzusammensetzung des Bodens ermitteln und eine Aussage über dessen Durchlässigkeit ermöglichen. Der Brunnen wird im Trockenbohrverfahren mit 700 mm Enddurchmesser voraussichtlich bis ca. 25 m unter Gelände abgeteuft.

Der Brunnenausbau erfolgt mit Wickeldrahtfiltern. Sumpfund Aufsatzrohren aus Edelstahl DN 400. Wickeldrahtfilter bestehen aus einem Trapezprofil, das um gestützte Rundstäbe gewickelt wird. Sie gestatten kleine Bohrendurchmesser, ermöglichen eine optimale Entsandung der angrenzenden Bodenschichten und lassen sich gut regenerieren. Die Filterschlitzweite wird von der Auswertung der Schlauchkerne bestimmt. Der Ringraum zwischen Bohrlochwand und Filterstrang wird mit Spezialfilterkies der Körnung 8–12 mm verfüllt, die obere Lößlehmschicht mit Ton abgedichtet.

Den oberen Abschluß des Brunnens bildet ein Schacht von 2,0 m Länge, 1,0 m Breite und 2,0 m Höhe. In der Schachtsohle ist eine Aussparung vorzusehen, in die ein Brunnenkopf DN 500 eingebaut wird. Die Flanschen des Brunnenkopfdeckels dienen dem Anschluß der Falleitung DN 200 nach unten und der Verbindung mit der Infiltrationsleitung, einem Absperrorgan und einem induktiven Durchflußmeßgerät (IDM) im Brunnenschacht.

Am unteren Ende der ca. 10 m langen Falleitung werden ein gelochtes Rohr von 1,0 m Länge, darunter 0,50 m Blindrohr mit gelochtem Boden eingebaut. Es sind 100 Löcher Ø 2 cm vorzusehen, die dem Querschnitt der Falleitung DN 200 entsprechen. Dichtungsmanschetten, die mit ca. 40 cm Abstand an einem Gestänge befestigt sind, können über ein Gewinderohr vertikal bewegt werden und auf diese Weise Löcher abdichten oder freigeben. Die Höheneinstellung geschieht mittels Hydrantenschlüssel durch den geöffneten Brunnenschacht vom Gelände aus.

Der Aufstau über dem Grundwasser-Ruhepegel kann über einen Stutzen im Brunnenkopf gemessen werden.

Zur Beobachtung des Grundwasseranstieges im näheren Bereich des Infiltrationsbrunnens ist ein Netz von Pegeln vorgesehen.

2.2 Der *Infiltrationsschlitz* wird auf einer Länge von 30,00 m mit einer Breite von 0,35 m und einer Tiefe bis max. 10,00 m erstellt. Bei konventioneller Bauweise beträgt die Schlitzweite min. 0,80 m. Die Filterkiesschüttung richtet sich wieder nach der Kornzusammensetzung des anstehenden Bodens. Zur Infiltration über Schlitz liegen z. T. mehrjährige Erfahrungen vor. Maßgeblich für die Leistungsfähigkeit eines Infiltrationsschlitzes ist neben der vertikalen Schlitzfläche der Durchlässigkeitsbeiwert der anstehenden Bodenformationen. Als Beispiel mag ein 300 m langer Schlitz im WW Neuss-Broichhof dienen, der bei 8,00 m Tiefe und 0,35 m Breite sowie einem mittleren  $k_f$ -Wert von 0,0025 [m/s] die Infiltration von  $\geq 1$  m<sup>3</sup> denitrifizierten Grundwassers je m Schlitz und Stunde ermöglicht. In einen Versuchsschlitz der Rheinbraun AG in Hoppbruch konnten bis zu 3 m<sup>3</sup>/fdm und h versickert werden.

Eine wichtige Voraussetzung für die Funktionsfähigkeit eines Infiltrationsschlitzes ist die ausreichende Qualität des Infiltrats, welches frei von Schwebstoffen sein sollte und nicht zu Ausfällungen bei Kontakt mit dem anstehenden Grundwasser neigt. Geringe Verunreinigungen des Infiltrats werden in den oberen Zentimetern der Kiesschüttung des Schlitzes zurückgehalten. Sie lassen sich durch periodisches Abschälen – am besten von Hand – beseitigen.

2.3 Der *Förderbrunnen* wird entsprechend dem Wasserrechtsantrag der Rheinbraun AG vom 9. 2. 90 bis in den Horizont 6 D abgeteuft. Seine endgültige Tiefe hängt wiederum von einer Schlauchkernbohrung ab, die bis ca. 100 m abgeteuft und mit 2"-Peilrohren ausgebaut werden soll. Ergänzend zur Auswertung der Schlauchkerne könnten bodenphysikalische Untersuchungen wertvolle Erkenntnisse zur Lage und Länge der Filterstrecke bringen.

Der Förderbrunnen wird mit 700 mm Enddurchmesser im Lufthebeverfahren gebohrt und mit Wickeldrahtfiltern DN 400 aus Edelstahl, jedoch Blind- und Aufsatzrohren aus PVC 100, ausgebaut; die Filterschlitzweite richtet sich nach der Kornzusammensetzung der erbohrten Schichten. Der Ringraum zwischen Bohrlochwand und Filtergarnitur wird mit Spezialfilterkies der Körnung 8–12 mm verfüllt, Blindstrecken, z. B. im Bereich von Reuverton, werden mit Ton abgedichtet.

Der Brunnen soll in einer späteren Versuchsphase eventuell auch zur Anreicherung genutzt werden.

Den oberen Abschluß des Brunnens bildet wiederum ein Schacht. Der Brunnenkopf DN 500 ist ausgebildet. Am unteren Flansch des Brunnenkopfdeckels wird die Flanschensteigeleitung mit darunterhängender Unterwassermotorpumpe für max. 300 m<sup>3</sup>/h Förderleistung befestigt. Darüber im Schacht sind ein 90°-Flanschenkrümmer, ein IDM und ein Absperrorgan vorgesehen.

## 3. Bau der Versuchsanlagen (Anlage 1)

### 3.1. Aufschlußbohrungen

Vor Abteufen des Förderbrunnens und des Infiltrationsbrunnens wurden in 5,0 m Entfernung von den endgültigen Brunnenstandorten *Rammkernbohrungen* abgeteuft und zu Grundwasser-Meßstellen ausgebaut (1613 und 1614). Die Kerne wurden im Zusammenwirken mit der Rheinbraun AG (= RB) begutachtet und ausgewertet.

Bei einem Kerndurchmesser von ca. 110 mm betrug die Tiefe der Bohraufschlüsse für den Förderbrunnen 100 m, für den Infiltrationsbrunnen 28 m. Aufgrund der Bohrergebnisse wurde die Kornverteilung der einzelnen Schichten für den Förderbrunnen bis –65,0 m und für den Infiltrationsbrunnen bis –24,0 m ermittelt sowie deren Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  nach Hazen bestimmt. In der unverrohrten Aufschlußbohrung für den Förderbrunnen wurden Bohrlochmessungen (elektrischer Widerstand und  $\gamma$ -Ray-Log) durchgeführt, um die Ergebnisse der Rammkernauswertung zu untermauern.

Die Bohrung 1613 wurde zum Dreifach-Pegel für die Grundwasser-Stockwerke 16, 8 und 6 D mit 3,0 m Sumpf- und 2,0 m Filterrohr, der Rest Aufsatzrohr  $\varnothing$  50 mm aus PVC ausgebaut, die Bohrung 1614 zum Einfach-Pegel für das obere Grundwasser-Stockwerk (16).

### 3.2. Brunnen

Die Auswertung der Bohrkern war Basis für die Festlegung der Filterstrecken und damit auch der Endteufe der Brunnenbohrungen.

#### 3.2.1. Bohrarbeiten, Brunnenausbau

Wie im Arbeitskreis beschlossen, wurden die Bohrungen mit 700 mm Enddurchmesser abgeteuft und mit einer Filtergarnitur DN 400 ausgebaut. Der *Förderbrunnen* wurde im Lufthebeverfahren bis –54,0 m unter Gelände abgeteuft und von –51,20 bis –49,20 m mit einem Sumpfrohr, von –49,20 bis –38,20 m mit Wickeldrahtfilter aus Edelstahl, von –38,20 bis ca. –2,20 m mit PVC-Vollrohr DN 400 ausgebaut. Der 0,15 m breite Ringraum ( $\varnothing$  700/400) erhielt von –54,0 bis –51,20 m sowie von –32,20 bis –28,20 m und von –4,20 bis –3,20 m eine Quellondichtung. In den anderen Bereichen wurde er mit Stützkies der Körnung 8–12 mm verfüllt. Den oberen Abschluß des Förderbrunnens bildet ein Schachtbauwerk.

Der *Infiltrationsbrunnen* wurde gleichfalls mit 700 mm Enddurchmesser bis –23,0 m unter Gelände abgeteuft und von –22,0 bis –21,0 m mit einem Sumpfrohr, von –21,0 bis –7,0 m mit Wickeldrahtfilter und von –7,0 bis –2,5 m mit Vollrohr DN 400, alle in Edelstahl, ausgebaut.

Der Ringraum  $\varnothing$  700/400 wurde von –22,0 bis –6,0 m mit Stützkies der Körnung 8–12 mm, der Rest bis Unterkante Schachtsohle mit Quellan verfüllt. Den oberen Abschluß des Infiltrationsbrunnens bildet wiederum ein Schachtbauwerk.

#### 3.2.2. Entsandten der Brunnen

Die nur mit einer 15 cm dicken, grobkörnigen Stützschiicht zwischen Bohrlochwand und Filterrohr versehenen Brunnen müssen entsandet werden. Dabei wird eine natürliche Filterschiicht entwickelt, indem Filterabschnitte von 1,00 m im Förderbrunnen und 0,50 m im Infiltrationsbrunnen zwischen Dichtungsmanschetten abgepumpt werden. Die Leistung der Entsandungspumpen sollte mindestens das fünf- bis zehnfache der späteren Förder- bzw. Infiltrationsleistung, bezogen auf 1,00 m Filterstrecke, betragen. Bei einer Förderleistung von z. B. 300 m<sup>3</sup>/h und vorgesehenen 25 m Filterstrecke sind dies

$$\frac{300}{24} \cdot 5,0 \text{ bis } 10,0 = 60 \text{ bis } 120 \text{ m}^3/\text{h je } 1,0 \text{ m Filterabschnitt.}$$

Das Entwickeln eines Brunnens kann statt mit einer U-Pumpe auch mit Druckluft nach dem Mammutpumpen-Prinzip erfolgen. Hier sind allerdings spezielle Erfahrungen der ausführenden Firma erforderlich, weil die Gefahr besteht, daß ein Brunnen durch Einpressen von Luft in den Untergrund dichtgefahren wird.

Zur Optimierung des Entsandungseffekts geschieht das Abpumpen in Intervallen von je drei Minuten Pumpbetrieb und einer Minute Pumpenstillstand. Dies bewirkt einen ständigen Wechsel von Absenken und Wiederanstieg des Brunnenwasserspiegels („Schocken des Brunnens“).

Der *Förderbrunnen* wurde mit Druckluft (Kompressorleistung 20 m<sup>3</sup>/min bei 6 bar Druckhöhe) von –49,0 bis –38,0 m entsandet. Der Restsandgehalt beim Leistungspumpversuch über die Gesamtfilterstrecke von 11,0 m betrug < 0,1 g/m<sup>3</sup> geförderten Grundwassers.

Der *Infiltrationsbrunnen* wurde aus hydraulischen Gründen mittels Unterwassermotorpumpen von max. 120 m<sup>3</sup>/h Förderleistung entsandet. Sein Restsandgehalt war gleichfalls < 0,1 g/m<sup>3</sup> geförderten Grundwassers.

### 3.2.3. Dauerpumpversuche

In beiden Brunnen wurde ein Dauerpumpversuch von je 48 Stunden durchgeführt.

Der *Förderbrunnen* brachte bei einer Absenkung von  $s = 8,42$  m eine Förderleistung von  $275 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $> 220 \text{ m}^3/\text{h}$ ). Im Rahmen des 50-Stunden-Pumpversuches wurde diese Förderleistung nur in den letzten fünf Stunden gefahren, wobei keine Beharrung des Brunnenwasserspiegels eintrat. Der Wiederanstieg betrug nach fünf Stunden  $7,68$  m, so daß ein Rest von  $0,74$  m bis zum Ausgangswasserspiegel verblieb.

Der *Infiltrationsbrunnen* brachte bei einer Absenkung von  $s = 3,18$  m eine Förderleistung von  $120 \text{ m}^3/\text{h}$ . Dabei wurde bereits nach  $2 \frac{1}{2}$  von 50 Stunden Beharrung erreicht. Fünf Stunden nach Abstellen der Pumpe war der Ausgangswasserspiegel bis auf  $5$  cm wieder erreicht. Rückschlüsse auf das Schluckvermögen des Brunnens konnten hieraus nicht gezogen werden.

### 3.3. Wasseraufbereitung

Das aus dem Tiefbrunnen geförderte Grundwasser enthält i. M.  $2,2 \text{ g/m}^3$  Eisen und  $0,1 \text{ g/m}^3$  Mangan. Zumindest das zweiwertige Eisen muß eliminiert werden, um eine Verockerung des Infiltrationsbrunnens zu vermeiden. Dies geschieht über eine eigens errichtete Enteisungsanlage. Sie besteht im wesentlichen aus drei Druckfiltern von  $2,80$  m  $\varnothing$  und  $4,75$  m Höhe. Auf einem Filterboden befindet sich eine ca.  $2,50$  hohe Sandschicht, die das mittels Luftsauerstoff ausgeflockte Eisen abfiltriert. Ein Filter ist in der Lage, jeweils die Hälfte der wasserrechtlich genehmigten Grundwasserförderung von  $220 \text{ m}^3/\text{h}$ , d. h.  $110 \text{ m}^3/\text{h}$ , aufzubereiten. Die Filtergeschwindigkeit des von oben nach unten durchfließenden Wassers beträgt dann  $18$  m/h.

Die Aufbereitungsanlage wurde vom 10. 4. bis 24. 4. 91 eingefahren. Dabei konnte der Eisengehalt schon nach kurzer Laufzeit auf Werte um  $0,05 \text{ g/m}^3$  Wasser reduziert werden. Die Entmanganung bedarf eines hohen pH-Wertes im Wasser. Darüber hinaus reicht der Sauerstoffgehalt der Luft meist zur Oxidation des zweiwertigen Manganions nicht aus, so daß die Zugabe von Kaliumpermanganat ( $\text{KMnO}_4$ ) als starkes Oxidationsmittels erforderlich ist.

Die Standzeit eines Filters beträgt zwei Tage. In dieser Zeit baut sich ein Filterwiderstand auf, der die Filterleistung auf etwa  $20$  bis  $10 \text{ m}^3/\text{h}$  reduziert. Durch Rückspülung mit Luft und Wasser wird das ausgefällte Eisen/Mangan aus dem Filterbett entfernt. Der Filter ist wieder betriebsbereit. Das Schlammabwasser aus der Rückspülung wird in ein Erdbecken geleitet. Nach einer Absetzzeit von etwa 16 Stunden wird das Klarwasser wieder in die Zuflußleitung zur Filteranlage gepumpt. Das aufbereitete Grundwasser wurde während der Einfahrperiode über eine Abflußleitung in eine Vorflut des Wetscheweller Bruches gefördert (Bottbach).

## 4. Versuchsdurchführung (Anlage 2)

### 4.1 Infiltration

Nach Einfahren der Aufbereitungsanlage wurde mit der Versickerung des aufbereiteten Grundwassers in den Infiltrationsbrunnen am 29. 4. 91 begonnen. Entsprechend dem Ergebnis des Dauerpumpversuches wurde der Brunnen zunächst mit  $40 \text{ m}^3/\text{h}$ , nach etwa zwei Tagen mit  $80 \text{ m}^3/\text{h}$  und nach weiteren drei Tagen mit  $120 \text{ m}^3/\text{h}$  beaufschlagt. Dann wurde die momentan maximale Infiltrationsleistung getestet; sie betrug etwa  $180 \text{ m}^3/\text{h}$ .

Seit 4. 5. 91 wird mit einer Infiltrationsleistung von  $130$  bis  $110 \text{ m}^3/\text{h}$  gefahren. Dabei ist zu berücksichtigen, daß ca.  $8$  bis  $10 \text{ m}^3/\text{h}$  aufbereitetes Wasser zur Filterrückspülung abgezweigt werden müssen und das Klarwasser der Rückspülung mit etwa  $20$  bis  $25 \text{ m}^3/\text{h}$  wieder der Aufbereitung zugeleitet werden muß. Nach etwa fünf Wochen Beaufschlagung des Infiltrationsbrunnens ist festzustellen, daß sich bei einer Leistung von  $110 \text{ m}^3/\text{h}$  ein Aufstau von  $8,00$  m über dem ursprünglichen Grundwasser-Ruhepegel ( $- 10,95$  m unter Brunnendeckel) ergibt.

### 4.2. Pegelmessungen

Der Pegel 1614 am Infiltrationsbrunnen (ca.  $5,0$  m Abstand) verzeichnete vom 29. 4. bis 5. 6. 91 einen Anstieg um  $3,30$  m. Der Grundwasseranstieg in den übrigen Pegeln betrug max.  $1,02$  m (P 1615).

## 5. Vorausschau

Nach mehrwöchigem Betrieb der Testanlage liegt die Leistung des Infiltrationsbrunnens bei ca.  $110 \text{ m}^3/\text{h}$ . Momentan kann noch nicht abgeschätzt werden, für welchen Zeitraum sich die Infiltrationsleistung auf diesem Niveau hält. Bei Dauerbetrieb ist erfahrungsgemäß mit einem Rückgang zu rechnen. Diesem Leistungsabfall kann in der Regel durch Regenerierungsmaßnahmen begegnet werden.

Für endgültige Versickerungsanlagen ist daher eine Reserve an Brunnenkapazität vorzusehen. Ferner ist eine Möglichkeit zur Ableitung des Regenerierungswassers zu schaffen. Über Art, Umfang und Turnus der Regenerierung können nur die weiteren Infiltrationsversuche Aufschluß geben. Soviel kann allerdings schon gesagt werden, daß das Brunnensystem – kleinere Bohrdurchmesser, Wickeldrahtfilter, keine spezielle Kiesschüttung, Hochleistungsentsandung – bei den am Versuchsort gegebenen hydrogeologischen Verhältnissen als wirtschaftlich und zweckentsprechend zu bezeichnen ist. Dabei soll auch auf die positiven Aspekte einer möglichen Regenerierung verwiesen werden.

Für die laufenden Infiltrationsversuche mit quasi-freiem Überstau empfiehlt der Unterzeichnete eine Dauer von drei Monaten.

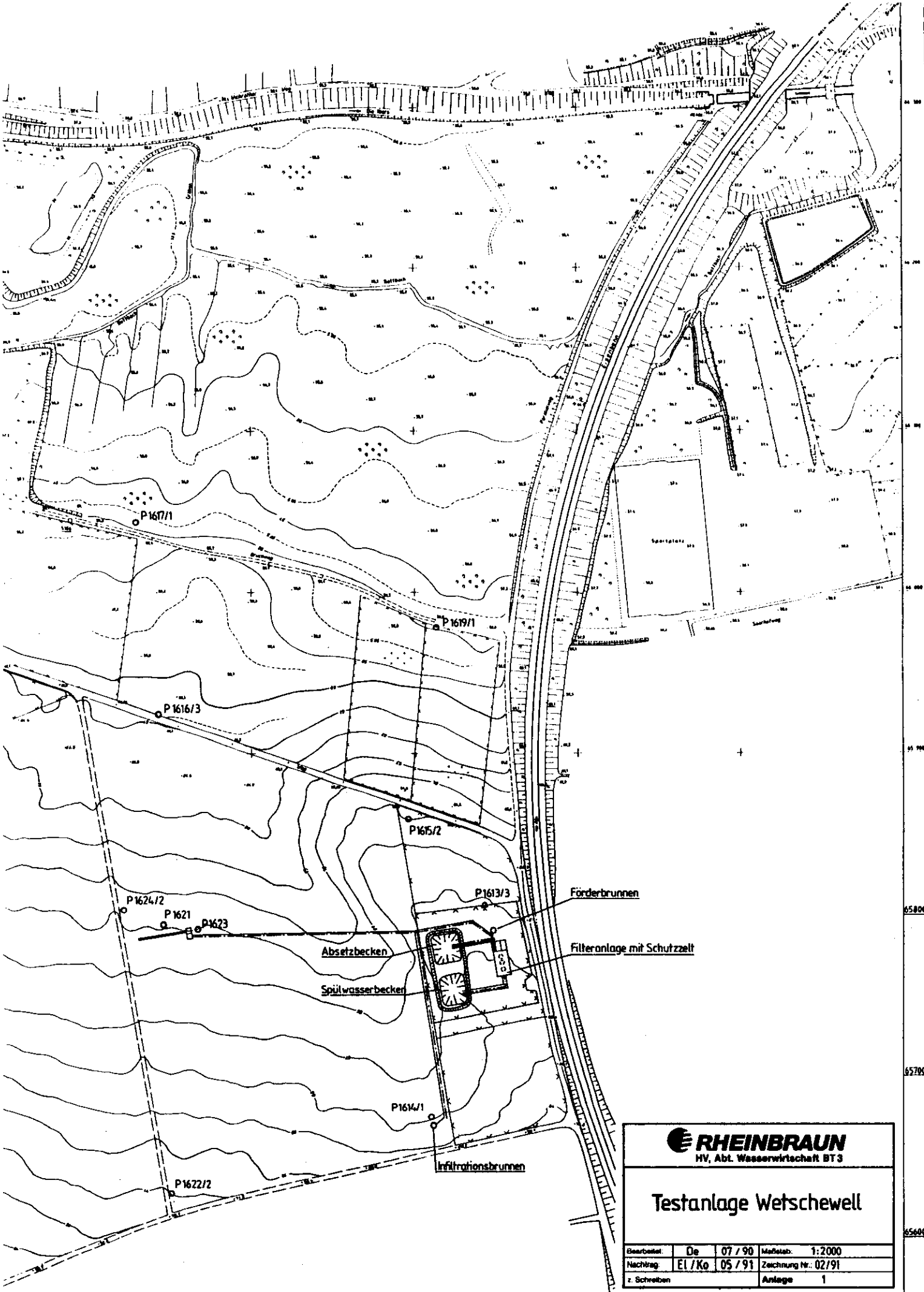
Neben der Kenntnis über die mögliche Infiltrationsrate, d. h. die Schluckfähigkeit des Brunnens, sind besonders die Erfahrungen bezüglich des Grundwasseranstiegs im Einwirkungsbereich der Infiltration von Bedeutung, da sie wertvolle Hinweise auf die Möglichkeiten des Erhalts bzw. der Optimierung von Feuchtbiosphären geben können.

In einer 2. Versuchsphase ist vorgesehen, die Infiltration von Wasser mit Überdruck zu testen. Darüber hinaus soll – soweit es im Rahmen der Versuche möglich ist – der Förderbrunnen zur Infiltration auch in tiefere Grundwasser-Stockwerke genutzt werden.

Parallel zu den derzeit laufenden Versuchen soll ab Juli d. J. die Infiltration über einen Sickerschlitz erfolgen.

Düsseldorf, den 5. 6. 1991

  
(Fritz Bühring)



**RHEINBRAUN**  
 HV, Abt. Wasserwirtschaft BT 3

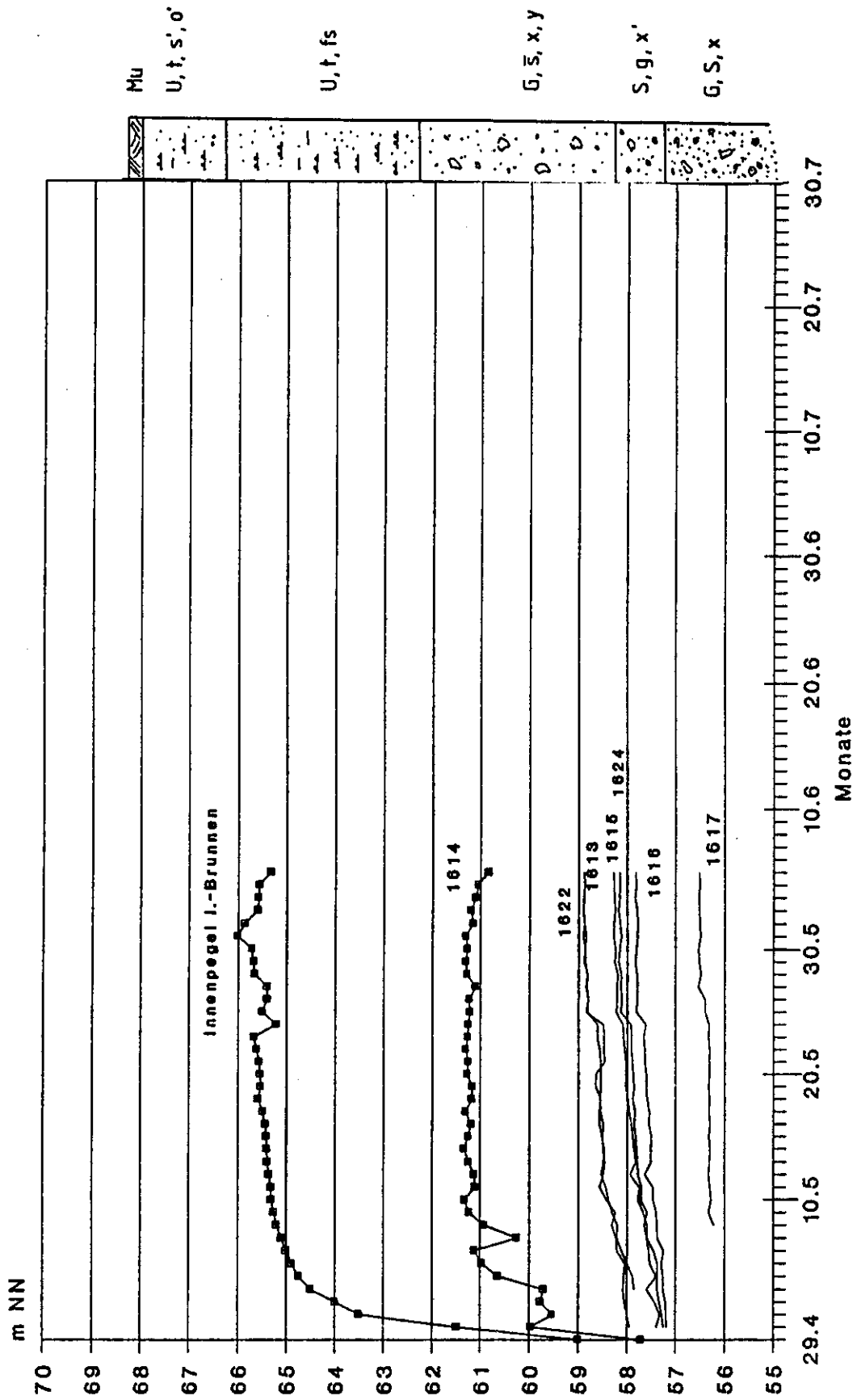
**Testanlage Wetschewell**

Bearbeitet:	Die	07 / 90	Maßstab:	1:2000
Nachtrag:	El / Ko	05 / 91	Zeichnung Nr.:	02/91
z. Schreiben			Anlage	1

65800  
65700  
65600  
65500

# Grundwasser-Aufstau

## Innenpegel I.-Brunnen und Außenpegel



# Stellungnahme des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen zu „Betriebs- und Feldversuche

## Infiltrationsschlitzte und -brunnen zur Grundwasseranreicherung im Nordraum“

### 1. Aufgabenstellung

Um Braunkohle im Tagebaubetrieb abbauen zu können, ist es erforderlich, den Grundwasserstand bis unterhalb der Tagebau-sole abzusenken. Die Auswirkungen dieser Sumpfungsmaßnahmen können sehr weitreichend sein und betreffen insbesondere im Nordraum des Braunkohlengebietes wertvolle Feuchtgebiete. Durch eine künstliche Grundwasseranreicherung soll verhindert werden, daß Grundwasserabsenkungen in den Feuchtgebieten entstehen. Mit Hilfe mathematischer Grundwassermodelle kann untersucht werden, wieviel Wasser an welchen Stellen infiltriert werden muß, um dieses Ziel zu erreichen. Die Frage der technischen Machbarkeit der Grundwasseranreicherung läßt sich mit Modellen jedoch nicht beantworten. Dazu sind praktische Versuche erforderlich, damit die generelle Leistungsfähigkeit, der Wartungsaufwand und die Störanfälligkeit der Maßnahmen im Dauerbetrieb ermittelt werden kann.

Deshalb wurde im Nordraum des Braunkohlengebietes im Jahre 1987 die erste Testanlage Hoppbruch in Betrieb genommen. Es folgten die Anlage Mühlenbach (1988), das Versuchsfeld Jüchen (1990) und der Schluckbrunnen bei Wetschewell (1991).

### 2. Ergebnisse

Die *Testanlage Hoppbruch*, ein Gemeinschaftsprojekt der Stadt Mönchengladbach, der Stadtwerke Mönchengladbach und der Rheinbraun AG, besteht aus einem Sickerbecken und einem Sickerschlitzgraben. Von Juni 1987 bis Juni 1989 wurden in zwei Versuchsphasen einerseits vor Ort aufbereitetes Tiefenwasser und andererseits Trinkwasser versickert.

Bei der Verwendung des Tiefenwassers ergab sich für das Becken eine Versickerungsleistung von  $1,6 \text{ m}^3$  je Quadratmeter und Tag, während für den Sickerschlitz eine ca. siebenmal höhere spezifische Leistung erzielt werden konnte ( $11,8 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{d}$ ).

Durch die Verwendung von Trinkwasser ließ sich die Leistung des Schlitzes um das vier- bis fünffache auf  $50$  bis  $60 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{d}$  (entsprechend ca.  $2 \text{ Mio m}^3/\text{a}$  pro  $100 \text{ m}$  Schlitzlänge) steigern.

Dies läßt sich darauf zurückzuführen, daß das Tiefenwasser unzureichend aufbereitet war und Eisenausfällungen zu einer Kolmation des Filterkörpers geführt haben.

Bei der *Testanlage Mühlenbach*, ebenfalls ein gemeinsames Projekt der Stadt Mönchengladbach und der Rheinbraun AG, kamen Tropfrohre, Sickermulden und Sickerschlitzte zur Anwendung. Die Anlage wurde im Mai 1988 in Betrieb genommen. Aufgrund von starkem Laubeintrag und damit verbundenen Reinigungsarbeiten wurde später ein Teil der Mulden mit Mutterboden abgedeckt. Die Versickerungsleistung der Mulden, bezogen auf einen Meter Länge, betrug  $2,7 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{d}$ .

Die Leistung der Sickerschlitzte blieb anfangs hinter den theoretischen Erwartungen zurück. Durch ein nachträgliches Aufbohren der Schlitzte konnte die Filterfläche vergrößert werden, so daß sich die Versickerungsleistung auf  $21$  bis  $36 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{d}$  (ca.  $1 \text{ Mio m}^3/\text{a}$  pro  $100 \text{ m}$  Schlitzlänge) verdoppelte. Anschließend ging die Versickerungsmenge wieder etwas zurück.

Für die anfangs geringen Versickerungswerte ist vermutlich ein Verschmieren der Schlitzwände während der Bauarbeiten verantwortlich. Durch das Aufbohren der Bauwerkssole konnte die Mantelfläche vergrößert werden. Die sich dadurch erhöhende Versickerungsmenge führte aber aufgrund von Manganausfällungen zu einem Verstopfen der Filterporen und damit zu einem Leistungsabfall, so daß eine regelmäßige Regeneration der oberen Filterschicht notwendig wurde.

Im Nordfeld des Tagebaus Garzweiler I wurden von der Rheinbraun AG bei Jüchen *Tiefschlitzte* mit einer speziellen Fräse errichtet. Die bis zu  $10 \text{ m}$  tiefen Schlitzte wurden mit verschiedenen Abdeckungen versehen und u. a. auch mit Mutterboden überdeckt. Im Gegensatz zu den anderen Testanlagen versickern sie in die ungesättigte Zone. Sie erzielen bei der Infiltration von Trinkwasser eine Leistung von  $46 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{d}$  (ca.  $1,7 \text{ Mio m}^3/\text{a}$  pro  $100 \text{ m}$  Schlitzlänge). Aufgrund von starken Sackungen der Filterkiesfüllungen und Setzungen des Oberbaus traten in der Anfangsphase Beschädigungen der Tiefschlitzte auf.

Der *Schluckbrunnen* bei Wetschewell wurde Ende April 1991 vom Bergbautreibenden in Betrieb genommen. Er wurde mit einem Wickeldrahtfilter, der von einem grobkörnigen Stützkies umgeben ist, ausgebaut. Diese Konstruktion erlaubt eine optimale Entsandung der angrenzenden Gesteinspartien und bietet gute Regenerationsmöglichkeiten. Das vor Ort aufbereitete Tiefenwasser wird in den 1. Grundwasserleiter infiltriert.

Die anfängliche Infiltrationsleistung von ca.  $170 \text{ m}^3/\text{h}$  nahm nach neunwöchigem Betrieb auf  $60 \text{ m}^3/\text{h}$  (ca.  $0,5 \text{ Mio m}^3/\text{a}$ ) ab. Möglicherweise ist dies auf einen Eintrag von Schluffpartikeln in den Brunnen-Ringraum zurückzuführen.

### 3. Schlußfolgerungen

Aus den bisherigen Versuchsergebnissen lassen sich folgende Schlußfolgerungen ziehen:

- Tropfrohre und Sickermulden, wie sie in der Testanlage Mühlenbach eingesetzt wurden, sind keine geeigneten Maßnahmen, um großräumig und langfristig das Grundwasser künstlich anzureichern. Sie besitzen eine zu geringe Leistungsfähigkeit und müssen direkt im Feuchtgebiet oder in dessen unmittelbarer Nähe angelegt werden. Damit ist eine ständige Betretung des Feuchtgebietes während des Baus und für Wartungsarbeiten verbunden. Dadurch, daß das Infiltrationswasser direkt ins Feuchtgebiet eingeleitet wird, wird die bestehende Grundwasserbeschaffenheit durch die andere chemische Zusammensetzung des Infiltrationswassers (Sümpfungswasser, Rheinwasser) verändert, so daß Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften nicht auszuschließen sind.
- Sickerschlitzzgräben sind dagegen grundsätzlich dazu geeignet, hohe Infiltrationsmengen in den oberen Grundwasserleiter einzuspeisen. Ihre spezifische Versickerungsleistung ist im Vergleich zu den Versickerungsbecken um ein mehrfaches höher, so daß sich die notwendigen Versickerungsflächen erheblich reduzieren. Nach den bisher vorliegenden Ergebnissen kann – bei ausreichender Aufbereitung des Infiltrationswassers – mit einer mittleren Leistungsfähigkeit von 1 Mio m<sup>3</sup>/a pro 100 m Schlitzlänge gerechnet werden. Mit dem Grundwassermodell Venloer Scholle wurde ein Maximalbedarf an Infiltrationswasser im Jahr 2030 von 75 Mio m<sup>3</sup>/a errechnet (Variante 7). Sieben bis acht Kilometer Sickerschlitzzgräben wären demnach notwendig, um die notwendige Versickerungsmenge in den Untergrund zu bringen.

Von Vorteil ist, daß sich Sickerschlitze durch den Austausch der oberen Filterschicht regenerieren lassen. Der Störung des Landschaftsbildes könnte dadurch begegnet werden, daß die Sickerschlitze ebenerdig, mit einer Bodenabdeckung versehen, gebaut werden.

- Beim Bau von Sickerschlitzzgräben ist bisher noch nicht die optimale Vorgehensweise gefunden worden. Bei der konventionellen Bauweise durch Abspunden und Ausheben des Bodenmaterials besteht die Gefahr, daß insbesondere bei ungünstigen Witterungs- und Bodenverhältnissen die Schlitzwände verschmieren. Bei den mit einer Fräse erstellten Schlitzgräben treten teilweise noch starke Bodensetzungen und in deren Folge Einbrüche der Bauwerke auf. Diese Probleme sind wohl grundsätzlich lösbar, doch müssen dazu weitere Untersuchungen über die genauen Ursachen durchgeführt werden.
- Der bisherige Betrieb des Schluckbrunnens läßt eine hohe Leistungsfähigkeit erkennen. Der geringe Flächenbedarf und die Möglichkeit, auch tiefere Grundwasserleiter erreichen zu können, sprechen für dieses Verfahren. Die kurze Versuchsdauer (bislang wenige Wochen) lassen Rückschlüsse auf die Leistungsfähigkeit im Dauerbetrieb noch nicht zu. Auch über die Wirksamkeit von Regenerierungsmaßnahmen liegen noch keine Erfahrungen vor.
- Die Beschaffenheit des Infiltrationswassers übt einen sehr bedeutenden Einfluß auf die Versickerungsleistung aus. Es fällt auf, daß bei den Versuchen mit Trinkwasser (Tiefenschlitze in Jüchen, zeitweise Testanlage Hoppbruch) hohe

Infiltrationsleistungen erreicht wurden und daß während der Versuchsdauer keine relevanten Kolmationserscheinungen auftraten. Dagegen ergaben sich bei den Versuchen mit dem vor Ort aufbereiteten Wasser erhebliche Leistungseinbußen durch Eisen- bzw. Manganausfällungen. Dies gilt für die Testanlage Mühlenbach und für die 1. Phase der Versuche in Hoppbruch. Im Hinblick auf einen langfristigen Dauerbetrieb muß die Enteisung und Entmanganung des Infiltrationswassers demnach deutlich wirkungsvoller gestaltet werden, als dies bei diesen Testanlagen geschehen ist. Es ist anzustreben, daß ein Eisengehalt von 0,1 mg/l und ein Mangangehalt von 0,05 mg/l deutlich unterschritten wird. Da bei einer Durchführung des Tagebauvorhabens Garzweiler II ab dem Jahr 2030 Rheinwasser zur Grundwasseranreicherung verwendet werden muß, sind dann auch Maßnahmen zur Verringerung der Schwebstoff- und unter Umständen auch der Nährstoffbelastung vorzusehen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß Sickerschlitzzgräben und wahrscheinlich auch Schluckbrunnen geeignete Methoden sind, um das mit dem Grundwassermodell Venloer Scholle entwickelte Versickerungskonzept zum geplanten Tagebau Garzweiler II in die Realität umzusetzen. Das Langzeitverhalten der Infiltrationsanlagen (Lebensdauer, Wartungsaufwand, Leistungsfähigkeit im Dauerbetrieb) konnte mit den Versuchen jedoch noch nicht abschließend geklärt werden. Durch den notwendigen Weiterbetrieb der Testanlagen und durch die Realisierung der im 1. Nachtrag zur wasserrechtlichen Erlaubnis für den Tagebau Garzweiler I festgelegten Ausgleichsmaßnahmen (MURL-Konzept) ist in den kommenden Jahren mit einem deutlichen Erkenntniszuwachs zu rechnen.



# **Hydrologisch-hydrochemisches Gutachten zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußgebiet der Schwalm**

**– Hydraulisch-hydrologischer Teil –**

**– Kurzfassung –**

**Auftraggeber:  
Rheinbraun AG**

**Bearbeiter:  
Prof. Mull und Partner**

**Datum: Oktober 1990**

# Inhaltsverzeichnis der Kurzfassung

	Seite
1 Anlaß und Aufgabenstellung	129
2 Ergebnisse der Modellberechnungen	
2.1 Wasserhaushalt im Feuchtgebiet	129
2.2 Berechnung der heutigen Grundwasserströmung	131
2.3 Prognoserechnungen mit Versickerungsmaßnahmen	132
3 Einflüsse der Dispersion und der Temperatur bei der Einleitung von Sumpfungs- oder Rheinwasser	134
4 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse	134

## Verzeichnis der Abbildungen

### Abbildung

	Seite
1: Darstellung der Bilanzkomponenten im Feuchtgebiet (Prinzipiskizze)	130
2: Wasserbilanz für das Modell (Bsp.: Buscher Bruch)	131
3: Grundwasserströmung im Ist-Zustand und für den Prognose-Zustand (Prinzipiskizze)	132
4. Wasservermischung infolge Dispersion	134

## Verzeichnis der Anlagen

### Anlage

1	Übersichtskarte
2	Zeitlicher Verlauf der Summe der Bilanzkomponenten aus klimatischer Wasserbilanz und Grundwasseraufstieg für den Buscher Bruch
3	Grundwasserströmung (Prognoserechnung „1500“, (d)) Buscher Bruch
4	Grundwasserströmung (Prognoserechnung „1500“, (e)) Rothbusch
5	Grundwasserströmung (Prognoserechnung „1500“, (b)) Piecksbruch
6	Grundwasserströmung (Prognoserechnung „1500“, (b)) Ausschnitt A Piecksbruch

# 1 Anlaß und Aufgabenstellung

Sümpfungen für den Anschlußtagebau Garzweiler II werden auch im Einzugsgebiet der Schwalm zu sinkenden Grundwasserständen führen. Einige Feuchtgebiete könnten trockenfallen und zerstört werden. Um diese Gefährdung zu vermeiden, ist der Bau von Versickerungsanlagen geplant. Dabei soll Wasser außerhalb der Feuchtgebiete in den Untergrund eingeleitet werden, um die Grundwasserstände in den Feuchtgebieten auf einer Höhe zu halten, die der im unbeeinflussten Zustand entspricht.

Es ist vorgesehen, Sumpfungswasser, das aus größeren Tiefen gefördert wird, und nach Ende der Sumpfung Rheinwasser zu versickern. In dem hydraulisch-hydrologischen Teil des Gutachtens ist die Wechselwirkung zwischen Versickerung und Grundwasserstand in den Feuchtgebieten zu untersuchen.

Eine weitere Aufgabe besteht in der Ermittlung der Wasserqualität, die in der Wurzelzone der Pflanzen zu erwarten ist. Diese Aufgabe ist im chemischen Teil des Untersuchungsprogrammes zu beantworten. Der dritte Teil der Untersuchungen befaßt sich mit der Frage, ob die Wasserqualität für die Pflanzengesellschaften verträglich ist.

Die hydraulischen Untersuchungen sind exemplarische Modellbetrachtungen und beziehen sich auf drei Feuchtgebiete (Anl. 1):

- Buscher Bruch mit dem Mühlbach,
- Rothbusch mit dem Knippertzbach,
- Piecksbruch mit der Schwalm.

Diese Gebiete sind so ausgewählt, daß sie hinsichtlich der geologischen und hydrologischen sowie der ökologischen Situation exemplarisch für den Schwalmbereich sind.

In jeweils einer Schnittdarstellung ist die Strömung des Grundwassers über die Mächtigkeit des zugehörigen Grundwasserleiters zu untersuchen und folgende Einflußgrößen und Bilanzen zu quantifizieren:

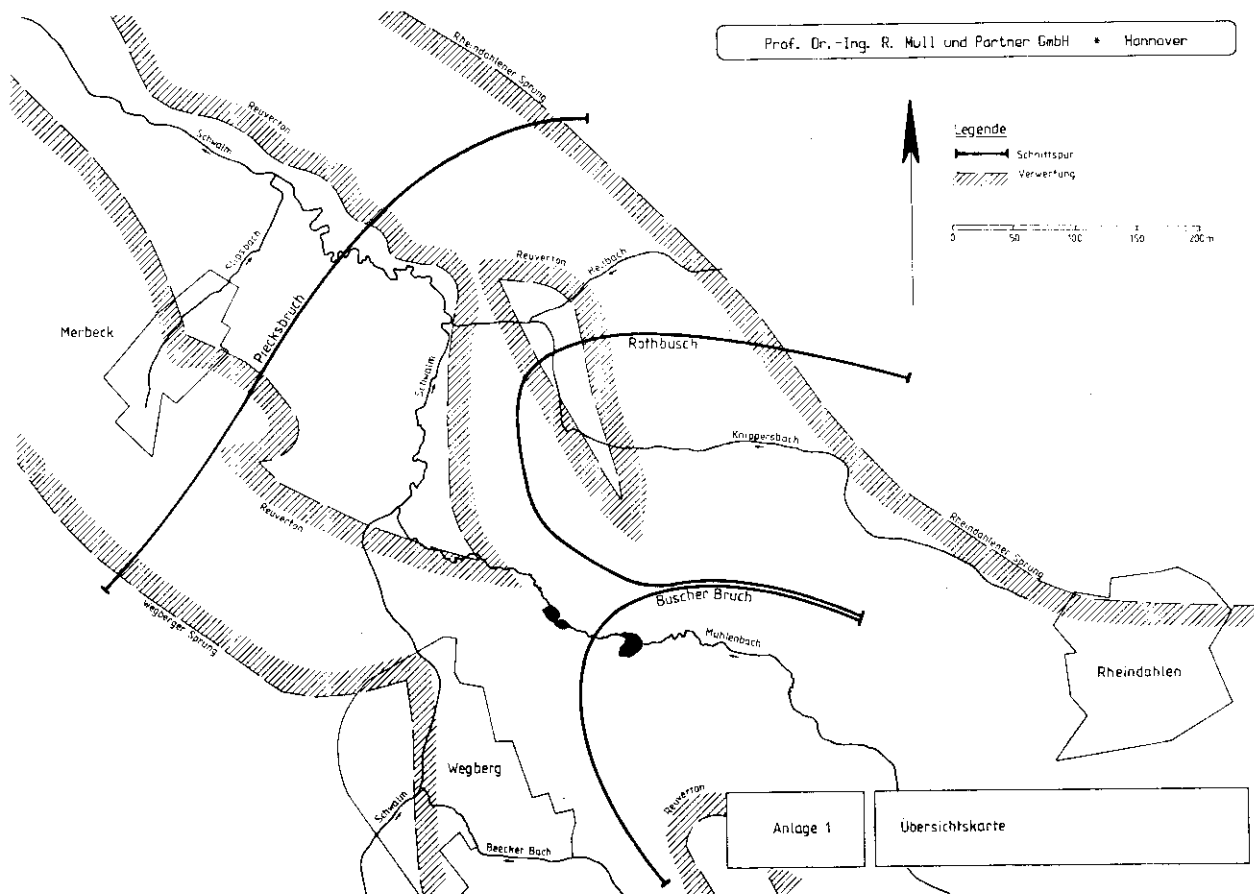
- Zuströmung zum Feuchtgebiet im Ausgangszustand,
- Wasserhaushalt im Feuchtgebiet im Ausgangszustand,
- Lage der Sickerschlitze und Strömung des aus Niederschlag neugebildeten und des in den Versickerungsanlagen zugeführten Wassers in den betrachteten Schnitten nach Wirkung der Sumpfungsmaßnahmen,
- Wasserhaushalt zu diesem Zeitpunkt,
- Vermischung von neugebildetem und versickertem Wasser infolge Dispersion auf dem Fließweg von den Versickerungsanlagen zum Feuchtgebiet,
- Veränderung der Grundwassertemperatur im Feuchtgebiet.

## 2 Ergebnisse der Modellberechnungen

### 2.1 Wasserhaushalt im Feuchtgebiet

In den Feuchtgebieten der Talauen vom Mühlbach (Buscher Bruch), vom Knippertzbach (Rothbusch) und der Schwalm (Piecksbruch) sind zahlreiche Pegel installiert worden, an denen der Grundwasserstand sowohl im oberflächennahen Bereich (Bodenpegel) als auch unterhalb der bindigen Bodenschichten (Flachpegel) gemessen wurde. Diese Messungen dienen zur Bestimmung der Grundwasserstände im Ausgangszustand. Die Beobachtungen der Grundwasserpotentialhöhen an diesen Boden- und Flachpegeln begannen im Januar 1989.

Zur Erfassung des Bodenwasserhaushaltes in den Feuchtgebieten sind die einzelnen Komponenten der Wasserzu- und -abströme quantitativ unter Berücksichtigung der meteorologi-



Anlage 1: Übersichtskarte

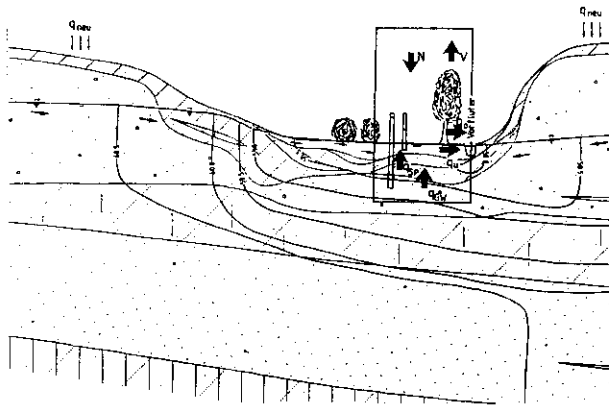


Abbildung 1: Darstellung der Bilanzkomponenten im Feuchtgebiet (Prinzipiskizze)

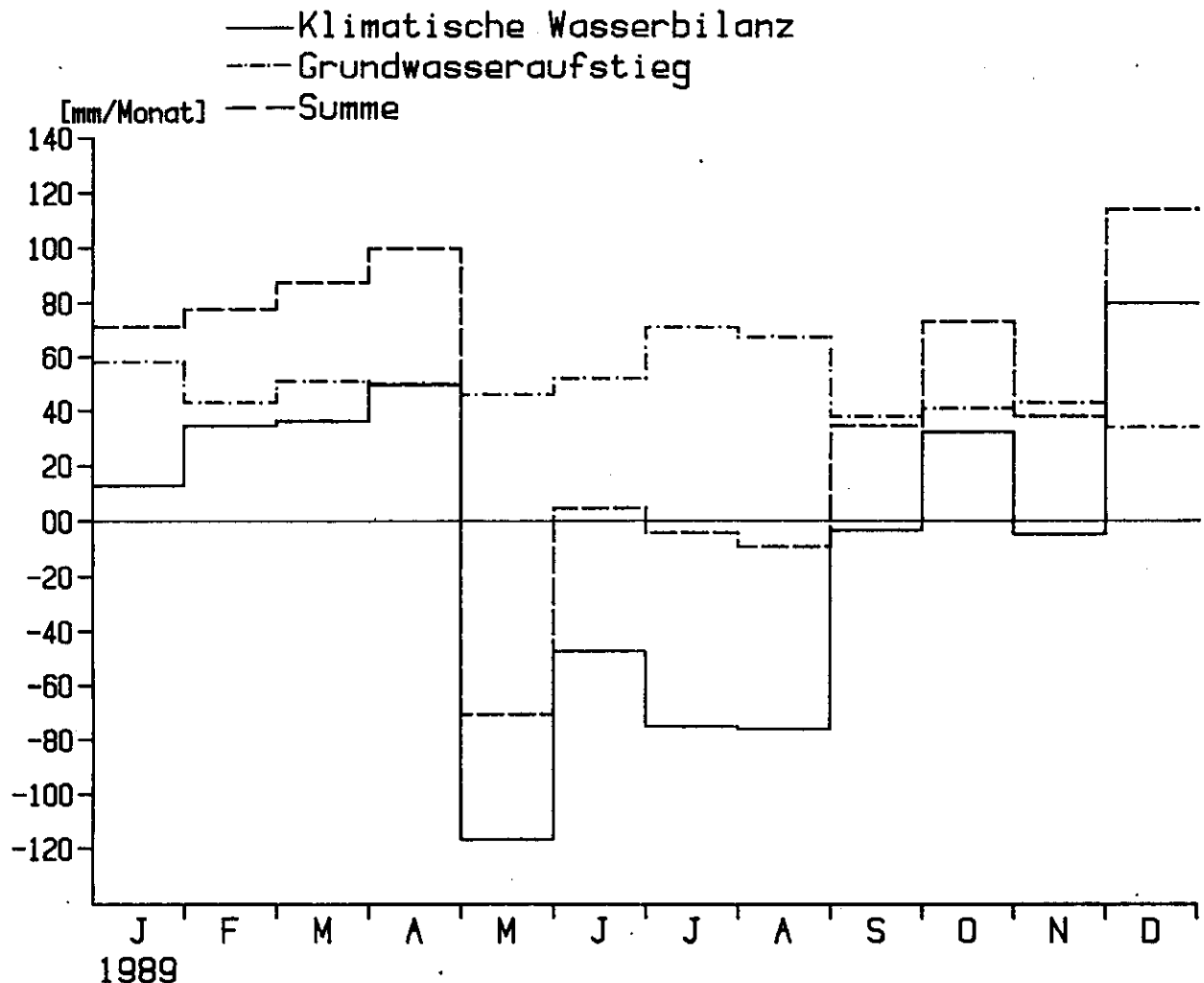
schen Einflußfaktoren (Abb. 1) zu bestimmen gewesen. Unter Vernachlässigung des oberflächennahen Abflusses kann aus den in Abb. 1 dargestellten Bilanzkomponenten ein vereinfachtes Wasserhaushaltsmodell aufgestellt werden, das nach Abschluß der Eichung sowohl zur Überprüfung der im Vertikalschnitt verwendeten Durchlässigkeiten als auch zur Verifikation der Labormessungen zur Bestimmung des speichernutzbaren Porenvolumens dient. Darüber hinaus ermöglicht diese Modellbetrachtung, die Auswirkung eines verminderten Grundwasseraufstiegs auf die Grundwasserstände im Feuchtgebiet zu berechnen.

Die Bestimmung des vertikalen Grundwasseraufstiegs  $q_{gw}$  durch die in alolen Feuchtgebieten vorhandenen bindigen und torfigen Schichten erfolgt einmal über die Messung des Potentialabfalls an der schlecht durchlässigen Trennschicht. Dafür werden die Aufzeichnungen der Pegel, die an einem Ort sowohl einen Bodenpegel als auch einen Flachpegel aufweisen, ausgewertet. Zum anderen ergibt sich der gesuchte Wert aus einer Wasserhaushaltsbetrachtung mit Berücksichtigung der klimatischen Wasserbilanz, in die der Niederschlag und die potentielle Verdunstung eingehen, und der Speicherentleerung  $q_{sp}$  in der oberen Bodenschicht.

Der horizontale Abfluß  $q_h$  in der Torfschicht wird vernachlässigt, da diese Schicht aufgrund ihrer Mächtigkeit und Durchlässigkeit und des sich einstellenden geringen Gradienten nur einen im Verhältnis zu den anderen Bilanzkomponenten geringen horizontalen Durchfluß zuläßt.

Zur Nachrechnung der zeitlichen Entwicklung der oberflächennahen Grundwasserpotentialhöhen ist ein eindimensionales Bodenwasserhaushaltsmodell aufgebaut worden, in dem die Bilanzkomponenten berücksichtigt sind.

Eine Eichung des Modells erfolgte über Variation der Parameter speichernutzbares Porenvolumen und vertikale Durchlässigkeit der Trennschicht. In den Monaten, in denen die Summe aus klimatischer Wasserbilanz und Grundwasseraufstieg negativ wird, fällt der Grundwasserstand. Das rasche Absinken der Grundwasserpotentialhöhen im Sommerhalbjahr 1989 ist auf das hohe Defizit in der klimatischen Wasserbilanz (Anl. 2) im Mai zurückzuführen.



Anlage 2: Zeitlicher Verlauf der Summe der Bilanzkomponenten aus klimatischer Wasserbilanz und Grundwasseraufstieg für den Buscher Bruch

Steht der Grundwasserstand an der Geländeoberkante, erfolgt der Abfluß des aufsteigenden Grundwassers vorwiegend als oberflächiger Abfluß  $q_0$  in den Vorfluter.

## 2.2 Berechnung der heutigen Grundwasserströmung

Zur Erfassung der großräumigen Grundwasserströmung zum derzeitigen Zeitpunkt und Berechnung der Auswirkungen der Sumpfungs- und Versickerungsmaßnahmen auf den Bodenwasserhaushalt im Feuchtgebiet sind entlang von Schnittspuren für den Buscher Bruch, Rothbusch und Piecksbruch drei Vertikalschnittmodelle aufgebaut worden. Die Schnitte verlaufen, von beiden Seiten aus den Zustrombereichen kommend, entlang von Stromlinien zum Vorfluter und sind in der Regel 100 m breit.

Der Modellaufbau und die Wahl der Rasterweiten richtet sich nach den hydrogeologischen Gegebenheiten. Die Grundwasserneubildung an der freien Grundwasseroberfläche und der Grundwasserzu- bzw. Grundwasserabstrom am unteren Modellrand werden entsprechend den Vorgaben berücksichtigt. An den seitlichen Modellrändern sind konstante Grundwasserpotentiale festgehalten. In den Feuchtgebieten wird anhand der Grundwasserstandsmessung in den Bodenpegeln eine Grundwasserpotentialverteilung ermittelt, die ebenso wie der Flußwasserstand als Potentialrand während der Eichung festgehalten wird.

Die durchgeführte Modelleichung erfolgt für den stationären Fall. Die Eichung der Modelle orientiert sich an den in den Flachpegeln gemessenen Grundwasserpotentialhöhen. Gleichzeitig dient der im Bodenwasserhaushaltsmodell errechnete vertikale Grundwasseraufstieg bzw. die dort ermittelte vertikale Durchlässigkeit der Trennschicht als Kontrolle der modellwirksamen Durchlässigkeit. Zum Vergleich dienen die Mittelwerte für den Zeitraum Januar–April 1989.

Im Untersuchungsgebiet Buscher Bruch bildet sich im östlichen Teil des Vertikalschnittes oberflächennah ein zweiter Grundwasserleiter aus. Die berechneten Grundwasserpotentialhöhen liegen im Schwankungsbereich der Meßergebnisse in diesem Bereich.

Im Untersuchungsgebiet Rothbusch sind auf beiden Seiten des Feuchtgebietes jeweils zwei Grundwasserstockwerke zu betrachten. Rechtsseitig fließt das aus dem Niederschlag neugebildete Wasser im oberen Grundwasserleiter auf das Feuchtgebiet zu und speist neben dem Feuchtgebiet auch die Hangquelle, die im rechten Randbereich des Feuchtgebietes liegt. Beide Grundwasserstockwerke stehen am Rheindahlener Sprung in Verbindung, so daß ein Randzustrom sowohl in den oberen als auch unteren Grundwasserleiter erfolgt. Da der linksseitige Randzustrom vernachlässigbar gering ist, wird der Feuchtgebietenbereich links des Knippertzbaches von der Grundwasserneubildung gestützt, die zwischen Modellrand und Vorfluter wirksam ist. Hier bildet sich ein oberflächennaher Grundwasserleiter aus, der ein sehr geringes Gefälle aufweist, was durch Grundwasserstandsmessungen in diesem Bereich bestätigt wird.

Im Untersuchungsgebiet Piecksbruch ist an beiden Modellrändern der Grundwasserleiter aufgrund des Wegberger Sprungs Ost und des Rheindahlener Sprungs als ein Grundwasserleiter zu betrachten. Es bilden sich infolge der Zwischenschichten auf beiden Seiten oberflächennahe Grundwasserleiter aus. Dies führt dazu, daß im Nahbereich des Feuchtgebietes zwischen oberem und unterem Grundwasserleiter die Verbindung beider Grundwasserleiter abreißt und sich eine ungesättigte Zone ausbildet. Es fließt aber Grundwasser aus dem oberen Grundwasserleiter über die Ränder der schlecht durchlässigen Schicht in den unmittelbaren Randbereich des Feuchtgebietes ab. Auf der östlichen Seite des Modells läßt die Zwischenschicht in Teilbereichen keinen größeren Durchfluß zu.

Aus den Wasserbilanzen in den jeweiligen Feuchtgebieten ergibt sich für den Zustrom in das Feuchtgebiet und den Vorfluter für den Buscher Bruch ein Wert von 2,044 l/s (siehe Abb. 2), für den Rothbusch einer von 1,930 l/s und für den Piecksbruch einer von 5,770 l/s.

Zur weiteren Überprüfung der Modellparameter und zur Erfassung des zeitlichen Verlaufs des Grundwasserzustroms in die Feuchtgebiete sind für Teilgebiete des Buscher Bruch, Rothbusch und des Piecksbruch instationäre Rechnungen durchgeführt worden. Gegenüber den stationären Modellrechnungen

### BUSCHER BRUCH

Eichung	Rand, links	GW-Neubildung	Feuchtgebiet	GW-Neubildung	Rand, rechts
	1	2	3	4	5
	0,026	1,170	2,044	0,714	0,079

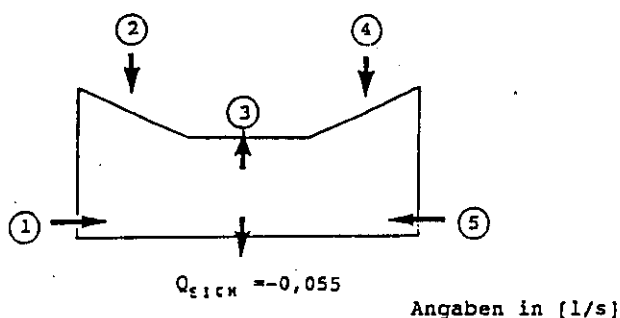


Abbildung 2: Wasserbilanz für das Modell (Bsp.: Buscher Bruch)

sind hier die Randbedingungen als Funktion des Ortes und der Zeit anzugeben. Im Bereich der Feuchtgebiete und des Vorfluters werden die Grundwasserpotentialhöhen bzw. der Flußwasserstand für die monatlichen Zeitschritte den Meßwerten entsprechend eingesetzt und während des monatlichen Zeitschritts als Randpotential festgehalten. Die Grundwasserneubildung außerhalb der Feuchtgebiete entspricht den Messungen an den Lysimeteranlagen in Mönchengladbach. Für die seitlichen Randpotentiale wird eine Amplitude von 0,50 m vorgegeben, die den jeweiligen Grundwasserpotentialen des Eichzustandes überlagert wird. Der Durchfluß durch den Reuver wird entsprechend den Vorgaben zeitlich konstant gehalten.

Die Überprüfung dieser Modellergebnisse erfolgt anhand der Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen an den Flachpegeln. Anhand der Wasserbilanzen ist nach Abschluß der instationären Eichung der Grundwasseraufstieg ins Feuchtgebiet einschließlich des Vorfluters für jeden Zeitschritt ermittelt worden.

Bezogen auf den jeweiligen Eichzustand (stationärer Zustand) ergibt sich aus den Berechnungen für den instationären Zustand ein Grundwasseraufstieg, der für den Buscher Bruch zwischen 64% und 122%, für den Rothbusch zwischen 78% und 124% und für den Piecksbruch zwischen 65% und 116% variiert. Im Sommerhalbjahr 1989 liegt der Mittelwert für den Buscher Bruch und den Rothbusch bei 91%, für den Piecksbruch bei 85%.

### 2.3 Prognoserechnungen mit Versickerungsmaßnahmen

Die Prognoserechnungen dienen zur Ermittlung der Versickerungswassermengen, die notwendig sind, den Wasserhaushalt der Feuchtgebiete aufrecht zu erhalten, sobald die für das Jahr 2030 geplanten Sumpfungmaßnahmen voll wirksam sind.

Alle Berechnungen und Bewertungen werden zunächst ohne Berücksichtigung der Dispersion, d. h. ohne die Durchmischung der unterschiedlichen Wässer im Untergrund, durchgeführt.

Eine Gegenüberstellung der Beeinflussung der Grundwasserströmung infolge von Infiltrationsmaßnahmen und erhöhtem Abstrom in tiefere Grundwasserleiter ist prinzipiell in der Abb. 3 gezeigt. Es wird deutlich, daß im Ist-Zustand sowohl

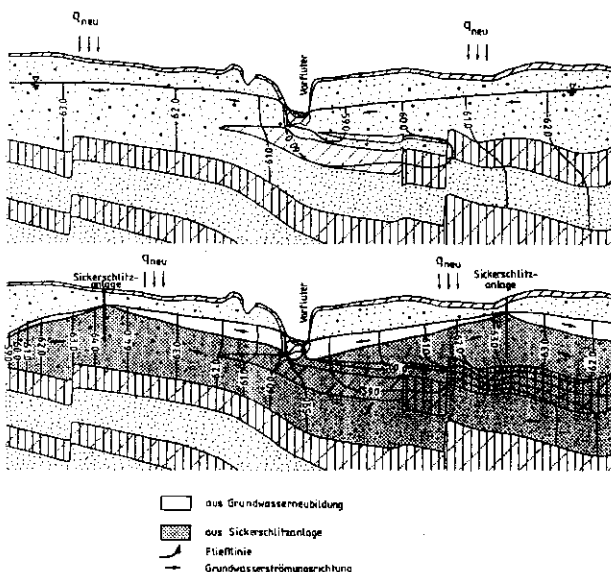


Abbildung 3: Grundwasserströmung im Ist-Zustand und für den Prognose-Zustand (Prinzipiskizze)

das Feuchtgebiet als auch der Vorfluter Grundwasser erhält, das ausschließlich aus der Grundwasserneubildung stammt. Sobald die Sumpfungmaßnahmen greifen und die nach unten abströmende Wassermenge durch Infiltrationen in den Sickerschlitzanlagen ausgeglichen wird, gelangt dieses infiltrierte Wasser auch teilweise in den Bereich der Vorfluter; die Feuchtgebietsbereiche beiderseits des Vorfluters werden weiterhin durch Grundwasser aus der Grundwasserneubildung gestützt.

Unter Berücksichtigung der hydrogeologischen Gegebenheiten ist jeweils ein feuchtgebietsnaher (Entfernung zum Vorfluter: ca. 600 m) als auch feuchtgebietsferner (Entfernung zum Vorfluter: ca. 1500 m) Standort für die Sickerschlitzanlagen vorgegeben. Infolge der Sumpfungmaßnahmen ändern sich auch die Grundwasserpotentialhöhen im Randbereich der Vertikalschnittmodelle. Diese Grundwasserpotentialhöhen an den Modellrändern werden als Randpotentiale in die Vertikalschnittmodelle übernommen.

Die bautechnische Ausführung der Sickerschlitzanlagen sieht ab Geländeoberkante eine Einbindetiefe von 10 m vor. Im Modell werden die Grundwasserpotentialhöhen bis in diese Tiefe festgehalten und anschließend die entsprechenden Infiltrationswassermengen ermittelt. Sobald eine Stützung des unteren Grundwasserleiters notwendig wird, sind Infiltrationsbrunnen vorgesehen, die unterhalb der Trennschicht liegen.

Ziel der Prognoserechnungen mit stationären Randbedingungen ist die Ermittlung der notwendigen Mindesteinspeisungsmengen bzw. der dazu notwendigen Grundwasserpotentialhöhen in den Versickerungsanlagen, um die Zustromverhältnisse des Eichzustandes in den Feuchtgebieten aufrecht zu erhalten. Dabei sind die Grundwasserpotentialhöhen solange variiert worden, bis der Grundwasserzustrom in das Feuchtgebiet nahezu mit dem des Eichzustandes übereinstimmt.

Bei diesen Berechnungen werden die Grundwasserneubildungsraten an der Grundwasseroberfläche und die vorgegebenen Abstromraten für das Jahr 2030 am unteren Modellrand zeitlich konstant gehalten. Im Feuchtgebiet sind die Grundwasserpotentiale des Eichzustandes maßgebend.

Sobald die erforderlichen Versickerungswassermengen ermittelt sind, können mit Hilfe von Grundwasserfließlinien die Anteile ermittelt werden, die dem Feuchtgebiet aus Grundwasserneubildung bzw. aus den Versickerungsanlagen zuströmen.

Für den Buscher Bruch ergibt sich aus der Prognoserechnung für den feuchtgebietsfernen Standort, daß eine Aufhöhung der Grundwasserpotentialhöhen linksseitig auf 64,5 mNN und rechtsseitig auf 63,5 mNN dazu führt, daß der Grundwasserzustrom ins Feuchtgebiet dem des Eichzustandes entspricht (Anl. 3). Infolge der Versickerung bilden sich jeweils im Bereich der Sickerschlitzanlagen Wasserscheiden aus, so daß das Versickerungswasser nicht nur das Feuchtgebiet stützt, sondern auch über die seitlichen Modellränder abfließt. Anhand der Grundwasserströmung wird deutlich, daß ohne Berücksichtigung der Dispersion die Feuchtgebiete beiderseits des Mühlenbaches ausschließlich von der Grundwasserneubildung aus Niederschlagswasser gestützt werden, das Wasser aus den Sickerschlitzanlagen fließt direkt in den Mühlenbach. Die Gesamtwassermenge von 2,041 l/s setzt sich aus 79% Niederschlagswasser und 21% Versickerungswasser zusammen. Für die Laufzeit von den Sickerschlitzanlagen zum Mühlenbach ist ein Zeitraum von sechs Jahren zu veranschlagen.

Für den feuchtgebietsnahen Standort führt eine Aufhöhung linksseitig auf 61,5 mNN und rechtsseitig auf 60,5 mNN dazu,

daß unter diesen Voraussetzungen 96% der maßgeblichen Zu-  
stromwassermenge für das Feuchtgebiet Buscher Bruch er-  
reicht werden. In diesem Fall ist die beiderseits des Feuchtge-  
bietes auftretende Grundwasserneubildung zur Stützung der  
Feuchtgebiete ausschließlich des Mühlenbaches ausreichend.  
Das gesamte Versickerungswasser der rechtsseitig gelegenen  
Sickerschlitzanlage dient zur Speisung des Mühlenbaches, zu-  
sätzlich gelangt noch Niederschlagswasser aus Gebieten östlich  
des Sickerschlitzes in den Vorfluter. Somit fließt nur ein Teil  
der linksseitig versickernden Wassermenge in den Mühlen-  
bach. Die Gesamtwassermenge von 1,962 l/s setzt sich aus 51%  
Versickerungswasser und 49% Grundwasserneubildung aus  
Niederschlag zusammen. Die Laufzeit beträgt nur noch zwei-  
einhalb Jahre.

Für das Untersuchungsgebiet Rothbusch sind die zur Stützung  
des Feuchtgebietes notwendigen Wassermengen sowohl durch  
Sickerschlitzanlagen als auch infolge der hydrogeologischen  
Gegebenheiten durch Infiltrationsbrunnen in den Grundwasser-  
leiter einzuleiten (Anl. 4). Für den rechtsseitigen Infiltrations-  
brunnen wird ein Druckpotential von 67,0 mNN vorgegeben,  
das entspricht der Geländehöhe. Zusätzlich wird linksseitig ein  
Infiltrationsbrunnen vorgesehen, dessen Infiltrationshöhe eben-  
falls auf dem dortigen Geländeniveau von 64,0 mNN liegt.  
Infolge der Tatsache, daß der linke Randbereich des Untersu-  
chungsgebiets Rothbusch nahezu mit der feuchtgebietsfernen  
Infiltrationsmaßnahme im Gebiet Buscher Bruch zusammen-  
fällt, werden die dortigen Infiltrationshöhen übernommen. Die-  
se Randbedingungen führen dazu, daß mit 2,032 l/s das Feucht-  
gebiet ausreichend gestützt wird. Im Bereich der rechtsseitigen  
Sickerschlitzanlage baut sich im oberen Grundwasserleiter eine  
Wasserscheide auf, so daß ein großer Teil des Infiltrationswas-  
sers aus dem Sickerschlitze und dem Infiltrationsbrunnen über  
den Modellrand abfließt. Auf der linken Seite führt die Anhe-  
bung des Grundwasserpotentials auf 63,5 mNN in der feucht-  
gebietsfernen Sickerschlitzanlage des Buscher Bruch dazu, daß  
die gesamte Grundwasserneubildung zwischen Modellrand und  
Knippertzbach zur Stützung des Feuchtgebietes beiträgt. Da  
auch rechtsseitig die Grundwasserneubildung zur Stützung des  
Feuchtgebietes ausreicht, ist in diesem Fall kein Infiltrations-  
wasser im Feuchtgebiet zu erwarten.

Für den feuchtgebietsnahen Standort, bei dem auf beiden Seiten  
Sickerschlitzanlagen im oberen Grundwasserleiter mit einer  
Grundwasserpotentialhöhe von links 60,0 mNN und rechts  
61,0 mNN vorhanden sind, ergibt sich ein Zustrom ins Feucht-  
gebiet Rothbusch von 2,182 l/s. Im Bereich der rechtsseitigen  
Sickerschlitzanlage bildet sich infolge der Versickerung eine  
Wasserscheide aus, so daß Infiltrationswasser sowohl nach  
links in den Knippertzbach abfließt als auch den Abstrom nach  
unten bis in die Nähe des Rheindahlener Sprungs speist. Links-  
seitig entsteht zwischen dem Modellrand und der Sickerschlit-  
zanlage, an der das Grundwasserpotential auf 60,0 mNN erhöht  
wird, eine Wasserscheide, so daß ein Teil der Grundwasserne-  
ubildung über den linken Modellrand abfließt. Die Feuchtge-  
bietsbereiche beiderseits des Knippertzbaches werden durch  
die Grundwasserneubildung gestützt, das Infiltrationswasser  
gelangt vorrangig in den Knippertzbach. Die Zustrommenge  
von 2,289 l/s in das Feuchtgebiet Rothbusch setzt sich aus 39%  
Versickerungswasser und 61% Grundwasserneubildung zu-  
sammen. Die Laufzeiten von den Sickerschlitzanlagen zum  
Feuchtgebiet betragen etwa eineinhalb Jahre.

Im Untersuchungsgebiet Piecksbruch erfolgt der Zustrom vom  
östlichen Modellrand zum Feuchtgebiet und zum Vorfluter  
Schwalm vorrangig durch den unteren Grundwasserleiter (Anl.  
5 und Anl. 6). Der obere Grundwasserleiter bzw. die Grund-  
wasserneubildung kann infolge der sehr schlecht durchlässigen  
Schichten nur partiell zur Stützung des Feuchtgebietes beitra-

gen. Beide Grundwasserleiter stehen nordöstlich des Rheindah-  
lener Sprungs in Verbindung, so daß eine Infiltration an dieser  
Stelle wirksamer ist, als eine weiter westlich gelegene Stützung  
des oberen Grundwasserleiters. Links vom Feuchtgebiet ist  
eine Sickerschlitzanlage geplant, an der eine Grundwasserpo-  
tentialhöhe von mindestens 59,5 m zu halten ist. Zur Berech-  
nung der erforderlichen Grundwasserpotentialhöhen in den Sik-  
kerschlitzanlagen am Rheindahlener Sprung zeigt es sich, daß  
am rechten Rand eine Aufhöhung des Grundwasserpotentials  
auf 57,2 mNN notwendig ist, damit die Zustrommenge zum  
Feuchtgebiet mit 5,710 l/s nahezu der des Eichzustandes ent-  
spricht. Anhand der Grundwasserströmung wird deutlich, daß  
eine Stützung des rechts von der Schwalm liegenden Feuchtge-  
bietes nicht ausschließlich durch Grundwasserneubildung er-  
folgt, sondern ein Teil des Versickerungswassers im Nahbe-  
reich der Schwalm aufsteigt. Die Gesamtwassermenge setzt  
sich aus 76% Niederschlagswasser und 24% Versickerungs-  
wasser zusammen. Die Laufzeit zwischen rechtem Modellrand  
(Sickerschlitzanlage) und Feuchtgebiet beträgt 75 Jahre, wäh-  
rend das in der linken Sickerschlitzanlage infiltrierte Wasser  
infolge der kürzeren Entfernung nach ca. 22 Jahren das Feucht-  
gebiet bzw. die Schwalm erreicht.

Die hydrogeologischen Gegebenheiten erfordern, daß im Un-  
tersuchungsgebiet Piecksbruch die feuchtgebietsnahen Versi-  
kerungsanlagen in einer Entfernung von 1000 m von der  
Schwalm anzulegen sind, damit der Anteil des Versickerungs-  
wassers im Feuchtgebiet gering gehalten wird. Für die rechts-  
seitig gelegene Versickerungsanlage ist ein Infiltrationsbrun-  
nen im unteren Grundwasserleiter geplant. Wenn dort eine  
Infiltrationshöhe von 53,0 mNN und linksseitig in der Sicker-  
schlitzanlage eine Grundwasserpotentialhöhe von 57,0 mNN  
aufrecht erhalten wird, ist die Versickerungswassermenge zur  
Stützung des Feuchtgebietes ausreichend. Bei dieser Kombina-  
tion bildet sich im rechtsseitigen Randbereich eine Wasser-  
scheide aus, die dazu führt, daß versickerndes Niederschlags-  
wasser nach rechts über den Rheindahlener Sprung in den  
unteren Grundwasserleiter abfließt. Dadurch verringert sich die  
Wassermenge aus Grundwasserneubildung, die direkt in das  
Feuchtgebiet abströmt und der Zustrombereich rechts von der  
Schwalm, in dem Versickerungswasser auftritt, wird breiter. Die  
Laufzeiten zwischen Versickerungsanlage und Feuchtgebiet  
betragen zehn Jahre.

Die Prognoserechnungen mit instationären Randbedingungen  
dienen hauptsächlich der Ermittlung des zeitlichen Verlaufs des  
Grundwasseraufstiegs in das Feuchtgebiet, wenn im jeweiligen  
Untersuchungsgebiet eine Folge von zwei Trockenjahren, ge-  
folgt von einem Normaljahr auftritt. Bei diesen instationären  
Prognoserechnungen werden an den Sickerschlitzanlagen die  
Infiltrationswassermengen zeitlich konstant gehalten, die sich  
aus den stationären Prognoserechnungen ergeben. Der Durch-  
fluß durch den Reuerton verbleibt ebenfalls zeitlich konstant.  
Die Grundwasserneubildung im Feuchtgebiet soll über das Jahr  
hinweg ausgeglichen sein. Für die Trockenjahre ist sie außer-  
halb des Feuchtgebietes während der Sommerhalbjahre auf Null  
zu setzen, im Winterhalbjahr beträgt sie dann 65% der jährli-  
chen Grundwasserneubildung. Für das sich anschließende Nor-  
maljahr fallen 20% der Grundwasserneubildung auf das Som-  
merhalbjahr und 80% auf das Winterhalbjahr.

Den Ausgangszustand für die instationären Berechnungen bil-  
den die stationären Prognoserechnungen für die feuchtgebiets-  
fernen Standorte der Sickerschlitzanlagen, bei dem ein Grund-  
wasseraufstieg ins Feuchtgebiet von nahezu 100% erreicht ist.

Die Ergebnisse der instationären Prognoseberechnungen zei-  
gen, daß der Grundwasseraufstieg in den Sommerhalbjahren

immer unter den Mittelwerten der Ergebnisse aus der instationären Eichung liegt. Nach Ablauf des zweiten Trockenjahres liegt der Mittelwert des Buscher Bruch nur noch bei 72% im Vergleich zu 91% im Sommerhalbjahr 1989. Für das Untersuchungsgebiet Rothbusch reduziert sich der Grundwasseraufstieg der instationären Hochrechnung auf 64%, im Sommerhalbjahr 1989 betrug er 91%. Im Piecksbruch geht der durchschnittliche Grundwasseraufstieg bis auf 65% im Vergleich zu 85% zurück. In den Winterhalbjahren liegen die Werte in allen Untersuchungsgebieten über 100%. Inwieweit dieser Grundwasseraufstieg ausreicht, den Torfspeicher im Winter wieder aufzufüllen, hängt grundsätzlich von den Schwankungen der klimatischen Wasserbilanz und der zeitlichen Verteilung der Bilanzdefizite ab.

### 3 Einflüsse der Dispersion und der Temperatur bei der Einleitung von Sumpfung- oder Rheinwasser

Durch die Ausbildung einer Übergangszone zwischen dem in den Versickerungsschlitzen eingeleiteten und dem aus dem Niederschlag neugebildeten Wasser werden Wasserinhaltsstoffe und Wärmemengen zwischen den entsprechenden Fließbereichen ausgetauscht.

Infolge Dispersion treten Konzentrationsänderungen der gelösten Wasserinhaltsstoffe bei ihrer Ausbreitung auf. Dieser Effekt bewirkt gemeinsam mit der Diffusion, daß die anfangs scharfe Trennung zwischen dem aus dem Niederschlag stammenden und dem infiltrierten Wasser auf dem Weg zum Feuchtgebiet und damit im Laufe der Zeit verschwindet. Es entsteht eine Übergangszone, deren Breite mit wachsender Zeitdauer zunimmt (Abb. 4).

Weiter ist zu berücksichtigen, daß die Temperatur des infiltrierten Wassers höher ist als die des durch Neubildung zusickernden Niederschlagswassers. Das oben liegende kältere Wasser wird durch den sogenannten Fingering-Effekt in das wärmere Wasser eindringen und so zu einer Verstärkung der Vermischung beitragen.

Tendenziell wird sich Folgendes einstellen. Im Übergangsbereich zwischen Feuchtgebiet und „Geest“ wird ein vorwiegend aus der Neubildung stammendes Grundwasser aufsteigen. Zur Mitte des Feuchtgebiets wird der Anteil an versickertem Sumpfung- bzw. Rheinwasser größer, das sich mit dem Wasser aus der Neubildung vermischt hat.

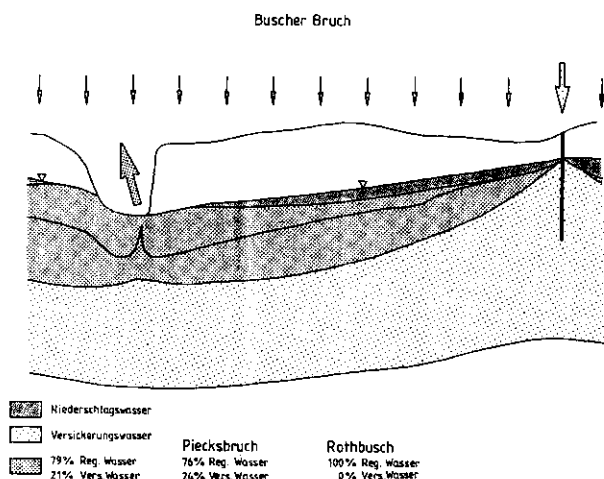


Abbildung 4: Wasservermischung infolge Dispersion

Beispielrechnungen zeigen, daß nicht wie zunächst ohne Berücksichtigung der Dispersion berechnet, in Vorfluternähe nur Versickerungswasser und im weiteren Feuchtgebiet nur Grundwasser aus Neubildung ankommt, sondern daß aufgrund der Dispersion im wesentlichen Mischwasser im gesamten Feuchtgebiet auftritt. Wenn die Sickerschlitzanlagen an den feuchtgebietsfernen Standorten angelegt werden, beträgt das Mischungsverhältnis für den Buscher Bruch und den Piecksbruch etwa ein Viertel Versickerungswasser zu drei Vierteln Neubildungswasser. Im Rothbusch dagegen steigt nur Neubildungswasser in das Feuchtgebiet und den Knippertzbach auf.

Da das in die Schlitzanlagen einzuspeisende Wasser mit im Mittel von 15 °C eine höhere Temperatur aufweist als das anstehende Grundwasser, kann es zu einer Erwärmung der Bodenzone in den Feuchtgebieten kommen, sobald das Infiltrationswasser in den Bereich der Feuchtgebiete gelangt. Eine Temperaturveränderung erfolgt sowohl durch Wärmetransport mit dem in das Feuchtgebiet aufsteigende Wasser als auch durch Wärmeleitung. Beispielrechnungen zeigen, daß der Einfluß der Wärmeströmung gegenüber der Wärmeleitung vernachlässigbar gering ist.

Mit einem eindimensionalen Simulationsmodell, das den Wärmetransport infolge Wärmeleitung beschreibt, wird der Temperaturverlauf in einer Bodentiefe von 1 m berechnet. Temperaturmessungen in den Flachpegeln und die Klimateaufzeichnungen der Station Heinsberg-Schleiden dienen als Randbedingungen zur Eichung des Modells. Bei einer Gegenüberstellung der berechneten Temperaturkurven für den Fall ohne Zustrom von Versickerungswasser und mit Zustrom erwärmten Wassers ergibt sich in einer Tiefe von 1 m eine durchschnittliche Erwärmung von 1,2 °C.

Es ist aber damit zu rechnen, daß der tatsächliche Temperaturanstieg geringer sein wird. Auf dem Weg von der Versickerungsstelle bis zum Feuchtgebiet wird sich eine Temperaturabminderung ergeben. Das Wasser, das zwischen den Versickerungsanlagen und dem Feuchtgebiet durch den Niederschlag neugebildet wird, vermischt sich mit dem Wasser, das ausgehend von den Versickerungsanlagen in den Untergrund gelangt. Diese dichtebedingte Mischung, unterstützt durch die Dispersion, ist neben dem Wärmeaustausch durch die Wärmeleitung der wesentliche Einfluß, der eine Reduzierung der Wassertemperatur beim Feuchtgebiet um mindestens 3 °C bewirkt, so daß die Temperatur in 5 m Tiefe unterhalb des Feuchtgebiets nicht mehr als 12 °C betragen wird.

Es ist daher in 1 m Bodentiefe im Feuchtgebiet eine Temperaturerhöhung zu erwarten, die unter 1 °C liegt. Zwischen dieser Tiefe von 1 m und der Geländeoberfläche nimmt der Temperaturunterschied zwischen unbeeinflusstem und beeinflusstem Zustand weiter ab.

### 4 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

Als Folge von großräumigen Sumpfungmaßnahmen des geplanten Tagebaus Garzweiler II sind ohne Gegenmaßnahmen Absenkungen des Grundwasserstandes in mehreren Feuchtgebieten im Einzugsgebiet der Schwalm zu erwarten. Diesen Absenkungen soll mit gezielten Infiltrationen von Sumpfung- oder Rheinwasser begegnet werden, so daß die gegenwärtig vorhandenen Grundwasserstände in den Feuchtgebieten gehalten werden.



Ziel dieser Untersuchung war die Ermittlung des Wasserhaushaltes in drei exemplarisch ausgewählten Feuchtgebieten, und zwar im Buscher Bruch am Mühlenbach, im Rothbusch am Knipperzbach und im Piecksbruch an der Schwalm. Mit dem Einsatz von numerischen Modellen galt es, sowohl den gegenwärtigen Zustand als auch zukünftige Verhältnisse zu beschreiben, sobald die Sumpfungmaßnahmen als Folge des erweiterten Braunkohlentagebaus wirksam werden.

Zur Erkundung der hydraulischen Gegebenheiten in den Feuchtgebieten bis zu fünf Meter unter Geländeoberfläche ist eine Vielzahl von Meßpegeln eingerichtet worden. Bei den Meßstellen ist infolge ihres Ausbaus zwischen Boden- und Flachpegeln zu unterscheiden. In den Bodenpegeln wird der oberflächennahe Grundwasserstand gemessen, in den Flachpegeln die Grundwasserpotentialhöhe, die in geringen Tiefen (Meterbereich) unterhalb der Geländeoberkante auftritt. Die gemessenen Grundwasserpotentialhöhen geben u. a. Aufschluß über die Richtung der Grundwasserbewegung.

Für den Bodenwasserhaushalt in den oberen Schichten des Feuchtgebietes ist ein eindimensionales Modell aufgebaut worden, das nach der Eichung anhand von Meßdaten die Bewegung der Grundwasserpotentialhöhe im Bodenpegel nachvollzieht. Dabei finden die Wasserhaushaltskomponenten Niederschlag, Verdunstung, vertikaler Grundwasseraufstieg und Zubzw. Abstrom aus dem Speicher Berücksichtigung. Dieses Modell gibt anschließend Auskunft, welche Auswirkungen eine Verringerung des Grundwasseraufstiegs oder eine Veränderung der klimatischen Wasserbilanz auf die Grundwasserstände haben kann.

Diese Modelluntersuchungen haben gezeigt, daß eine drastische Verringerung des Grundwasseraufstiegs auf 50% unter Beibehaltung der Klimadaten für das Jahr 1989 zu einem Absinken des Grundwasserstandes im Sommerhalbjahr um Dezimeter führen kann. Der Ausgangswasserstand wird Mitte des Winterhalbjahres 1990 wieder erreicht. Eine andere Verteilung der Wasserbilanzdefizite kann sogar dazu führen, daß der Grundwasserspiegel erst zum Ende des Winterhalbjahres wieder auf das Niveau des Ausgangswasserstandes ansteigt. Es wird deutlich, daß sobald ein ausreichender Grundwasseraufstieg gewährleistet ist, der oberflächennahe Grundwasserstand im Feuchtgebiet im wesentlichen durch die nicht vorhersehbaren Schwankungen der Klimafaktoren beeinflusst wird. An diese Veränderung des Grundwasserstandes ist die Vegetation angepaßt.

Der Grundwasseraufstieg in die Feuchtgebiete einschließlich der Vorfluter wird durch den großräumigen Grundwasserhaushalt im Einzugsgebiet bestimmt. Zur Ermittlung der Grundwasserströmung über die Tiefe der maßgeblichen Grundwasserleiter sind an drei ausgewählten Vertikalschnitten Berechnungen mit einem numerischen Grundwasserströmungsmodell durchgeführt worden. Nach Abschluß der Modelleichung wird anhand der Wasserbilanz die Zustrommenge in das jeweilige Feuchtgebiet ermittelt. Sie stellt im Eichprozeß einen Mittelwert für den Zeitraum Januar–April 1989 dar. Neben dem Grundwasseraufstieg in die Feuchtgebiete fließt Grundwasser über tiefere Bereiche des Grundwasserleiters ab.

Infolge der Sumpfungmaßnahmen ändern sich die gegenwärtigen Randbedingungen, insbesondere die Abstrommengen in die tiefer liegenden Grundwasserleiter. Die mit dem Modell durchgeführten Prognoserechnungen dienen zur Ermittlung der Wassermengen, die zusätzlich zu der natürlichen Grundwasserneubildung über Sickerschlitzanlagen oder Infiltrationsbrunnen künstlich in den Grundwasserleiter eingeleitet werden müssen,

damit der Grundwasserhaushalt in den Feuchtgebieten gestützt wird und die Grundwasserstände denen entsprechen, die gegenwärtig erkennbar sind.

Für jedes Gebiet ist jeweils ein feuchtgebietsnaher und ein feuchtgebietsferner Standort für die Versickerungsanlagen untersucht worden. Gegenüber den feuchtgebietsfernen Standorten bieten die feuchtgebietsnahen Standorte zwar den Vorteil, daß die notwendigen Versickerungswassermengen geringer sind, jedoch sind die Anteile an Wasser aus der Grundwasserneubildung geringer. Zusätzlich verringern sich die Laufzeiten zwischen Versickerungsanlage und Feuchtgebiet. Weiterhin haben die Prognoserechnungen ergeben, daß bis auf das Untersuchungsgebiet Piecksbruch, das Versickerungswasser sowohl aus den feuchtgebietsnahen als auch feuchtgebietsfernen Anlagen hauptsächlich in den jeweiligen Vorfluter abfließt und das Wasser aus der Grundwasserneubildung, das zwischen den Feuchtgebieten und den Sickerschlitzanlagen in den Untergrund gerät, in den Talauen beiderseits des Vorfluters aufsteigt.

Die feuchtgebietsfernen Standorte der Versickerungsanlagen mit einem Abstand von etwa 1500 m vom Feuchtgebiet haben den Vorteil, daß der Anteil des Versickerungswassers an dem insgesamt ins Feuchtgebiet und Vorfluter einströmenden Wasser niedrig ist. Es ergeben sich Versickerungswasseranteile von 21% für den Buscher Bruch, von 24% für den Piecksbruch und von 0% für den Rothbusch. Das bedeutet, daß in den Rothbusch nur Neubildungswasser in das Feuchtgebiet eintritt und das gesamte Versickerungswasser vom Feuchtgebiet weg bzw. in tiefere Schichten strömt.

Zur Überprüfung der Auswirkung von jahreszeitlichen Schwankungen unter Trockenjahrbedingungen ist für jeden feuchtgebietsfernen Standort eine instationäre Prognoserechnung für einen Zeitraum von drei Jahren durchgeführt worden. Dabei galt es aufzuzeigen, in welchem Schwankungsbereich der Grundwasseraufstieg variiert. Ein Vergleich zwischen den Ergebnissen dieser Berechnung mit den Werten für den Grundwasseraufstieg aus der instationären Eichung ergibt, daß nach Ablauf der Sommerhalbjahre die Verhältnisse für das Jahr 1989 unterschritten werden. Die Überlagerung eines reduzierten Grundwasseraufstiegs mit einer ungünstigen Verteilung der Klimafaktoren kann zu einem Absinken des Grundwasserspiegels im Feuchtgebiet führen. Bei einer Betrachtung des gesamten Einzugsgebietes einschließlich der Vorfluter kann eine Folge von Trockenjahren auch dazu führen, daß die Wasserführung in den Vorflutern abnimmt und folglich der reduzierte Wasserstand im Vorfluter dazu beiträgt, den Grundwasserspiegel im Feuchtgebiet sinken zu lassen. Zu starke Auswirkungen auf den Grundwasseraufstieg sind durch Erhöhung der Infiltrationsmengen auszugleichen.

Neben diesen quantitativen Betrachtungen war es auch Ziel der Untersuchung, Aussagen über die Zusammensetzung des aufsteigenden Grundwassers hinsichtlich der Anteile aus Grundwasserneubildung und Versickerungswasser zu treffen. Bei einer ausschließlichen Berücksichtigung des konvektiven Transports können Aussagen über diese Anteile gemacht werden, die in verschiedenen Bereichen des Feuchtgebietes aufsteigen. Bis auf den Piecksbruch sind es im wesentlichen Wasser aus der Grundwasserneubildung, die im Feuchtgebiet aufsteigen, während die Infiltrationswässer den Vorflutern zufließen. Je weiter die Versickerungsanlagen vom Feuchtgebiet entfernt sind, desto größer wird der Anteil an neugebildetem Grundwasser, der in das Feuchtgebiet aufsteigt.

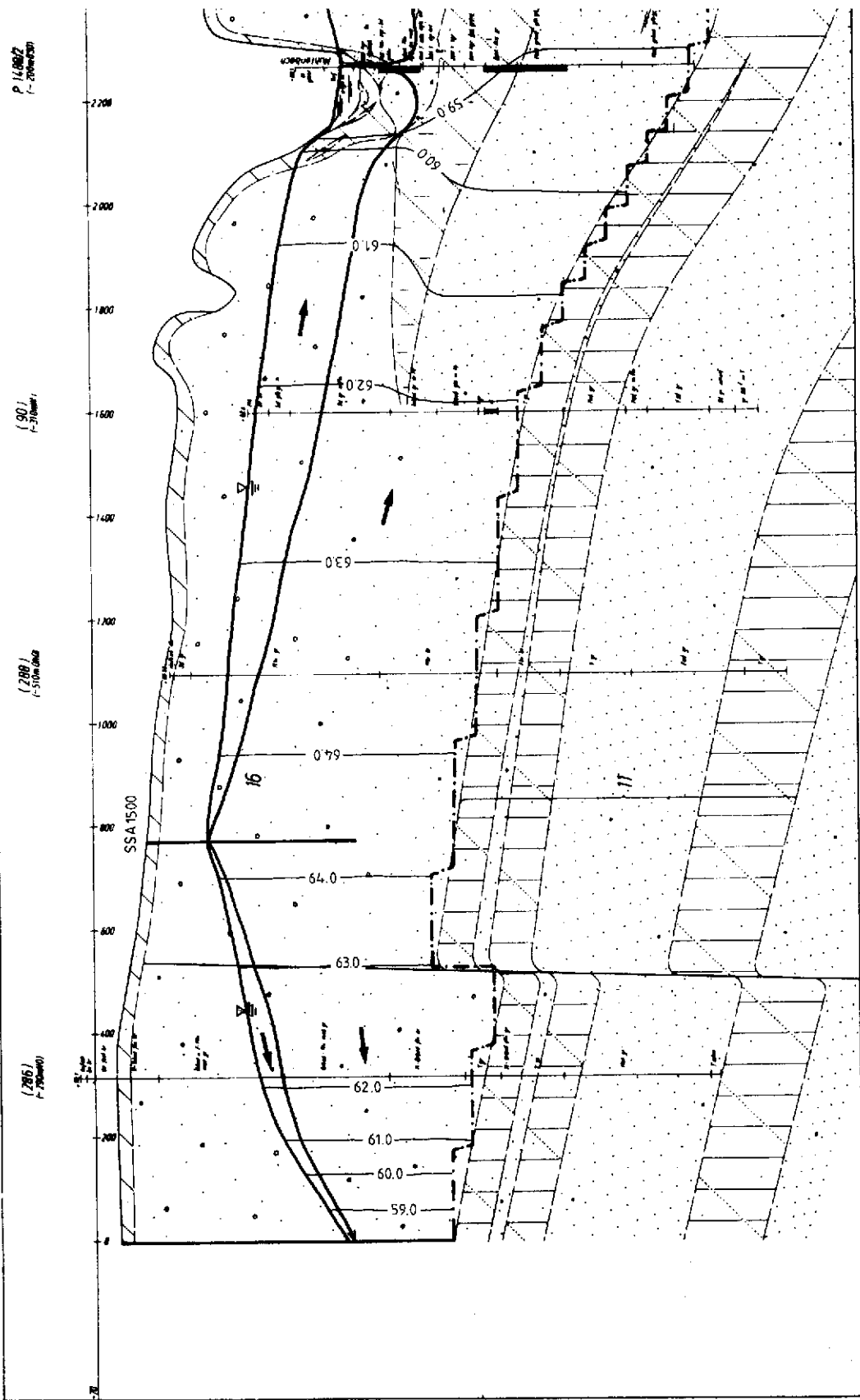
Neben dem konvektiven Transport sind jedoch auch die Auswirkungen der Dispersion zu berücksichtigen. Prinzipielle Be-

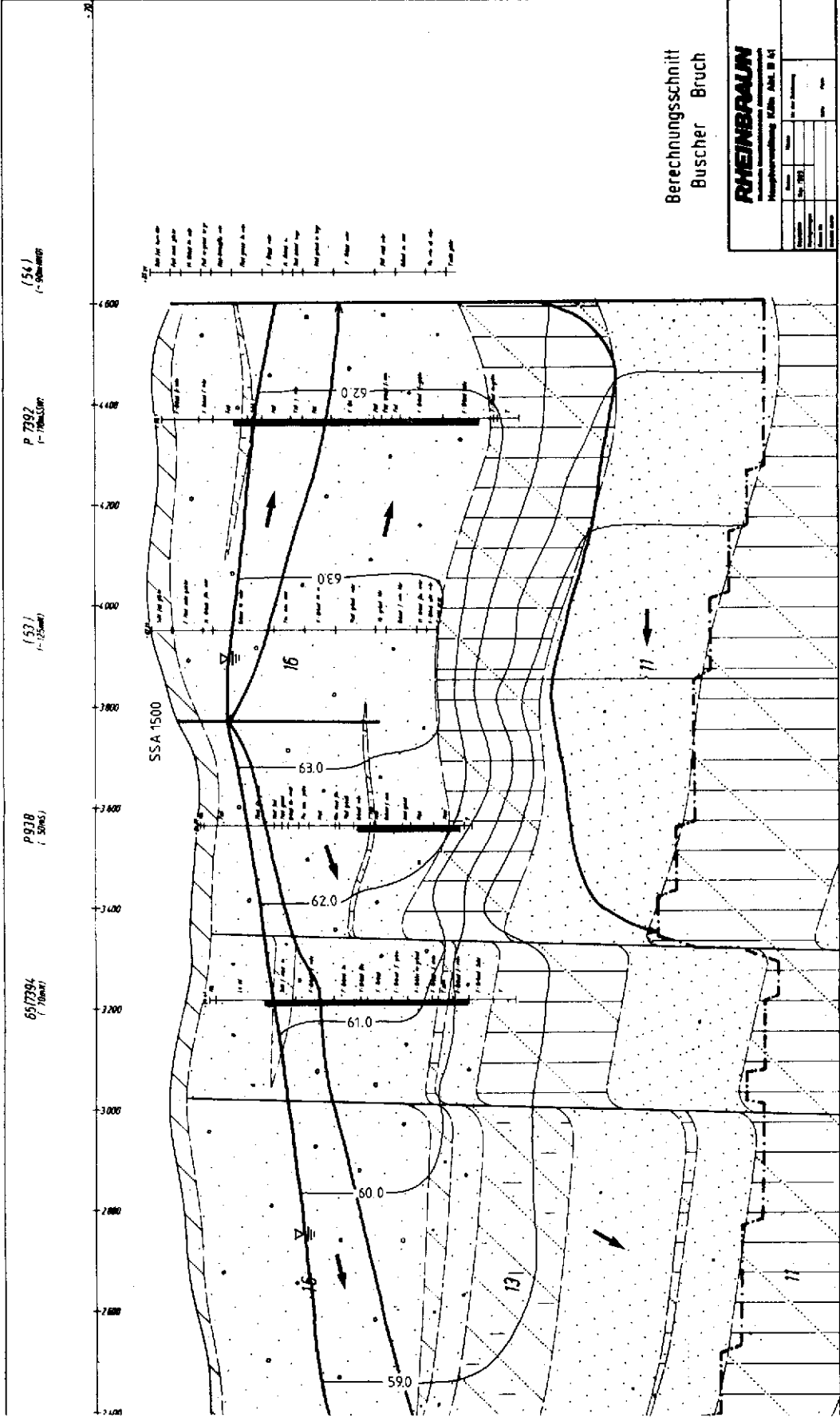
rechnungen der Stoffausbreitung zeigen, daß Konvektion und Dispersion auf verhältnismäßig kurzen Fließwegen zu einer Vermischung beider Wässer führen. Die Dispersion führt dazu, daß Wasserinhaltsstoffe des Versickerungswassers nicht nur im Vorfluter anzutreffen sind, sondern auch in die Torfe des Feuchtgebiets gelangen können. Der Vermischungsprozeß wird zusätzlich dadurch unterstützt, daß das Infiltrationswasser eine höhere Temperatur hat als das anstehende Grundwasser, das aus der Neubildung stammt und sich dem Sickerwasser im Grundwasserleiter überlagert.

Insgesamt bedeutet dies, daß nicht wie zunächst ohne Berücksichtigung der Dispersion berechnet, in Vorfluternähe nur Versickerungswasser und im weiteren Feuchtgebiet nur Neubildungswasser ankommt, sondern daß aufgrund der Dispersion im wesentlichen Mischwasser im gesamten Feuchtgebiet auftritt. Das Mischungsverhältnis beträgt für den Buscher Bruch und Piecksbruch etwa ein Viertel Versickerungswasser zu drei Viertel Neubildungswasser. Im Rothbusch dagegen steigt nur Neubildungswasser in das Feuchtgebiet und den Knippertzbach auf.

Neben der Beeinflussung der Wasserqualität im Feuchtgebiet durch Zuführung von Versickerungswasser anderer chemischer Zusammensetzung als das neugebildete Wasser, galt es aber abzuschätzen, inwieweit sich die Wassertemperatur im Bereich der Wurzelzone durch die erhöhte Temperatur des Versickerungswassers verändert. Unter der Voraussetzung, daß sich das Versickerungswasser auf dem Fließweg nicht abkühlt, sind prinzipielle Berechnungen mit einem eindimensionalen Wärmetransportmodell durchgeführt worden. Da sich die Temperatur sowohl infolge der Laufzeit von der Versickerungsanlage bis zum Feuchtgebiet als auch durch die Effekte der Dispersion verringert, kann davon ausgegangen werden, daß der Temperaturanstieg in der Wurzelzone weniger als 1,0 °C beträgt.

Es ist zu berücksichtigen, daß die vorliegenden Berechnungen für exemplarisch ausgewählte Gebiete anhand von Vertikalschnitten durchgeführt wurden. Dabei werden trotz der intensiven geologischen und hydrologischen Erkundung einige Annahmen über die geologischen Parameter und die Geometrie der Grundwasserleiter getroffen. Die ermittelten Zusammenhänge können nur unter Berücksichtigung der insgesamt zwar ähnlichen, aber örtlich variierenden Gegebenheiten in den übrigen Teilgebieten auf das gesamte Einzugsgebiet der Schwalm übertragen werden. Insgesamt zeigt diese Studie, daß der Bodenwasserhaushalt im Feuchtgebiet quantitativ aufrecht erhalten werden kann, wenn ausreichende Wassermengen in den Versickerungsanlagen eingeleitet werden.





Grundwasserströmung (Prognoserechnung "1500"; ⊕)  
 Buscher Bruch

Anlage 3

Maßstab der Länge 1:8000  
 Maßstab der Höhe 1:200

Die gleicher Grundwasserpotentialhöhe in mNN  
 gleichmäßig

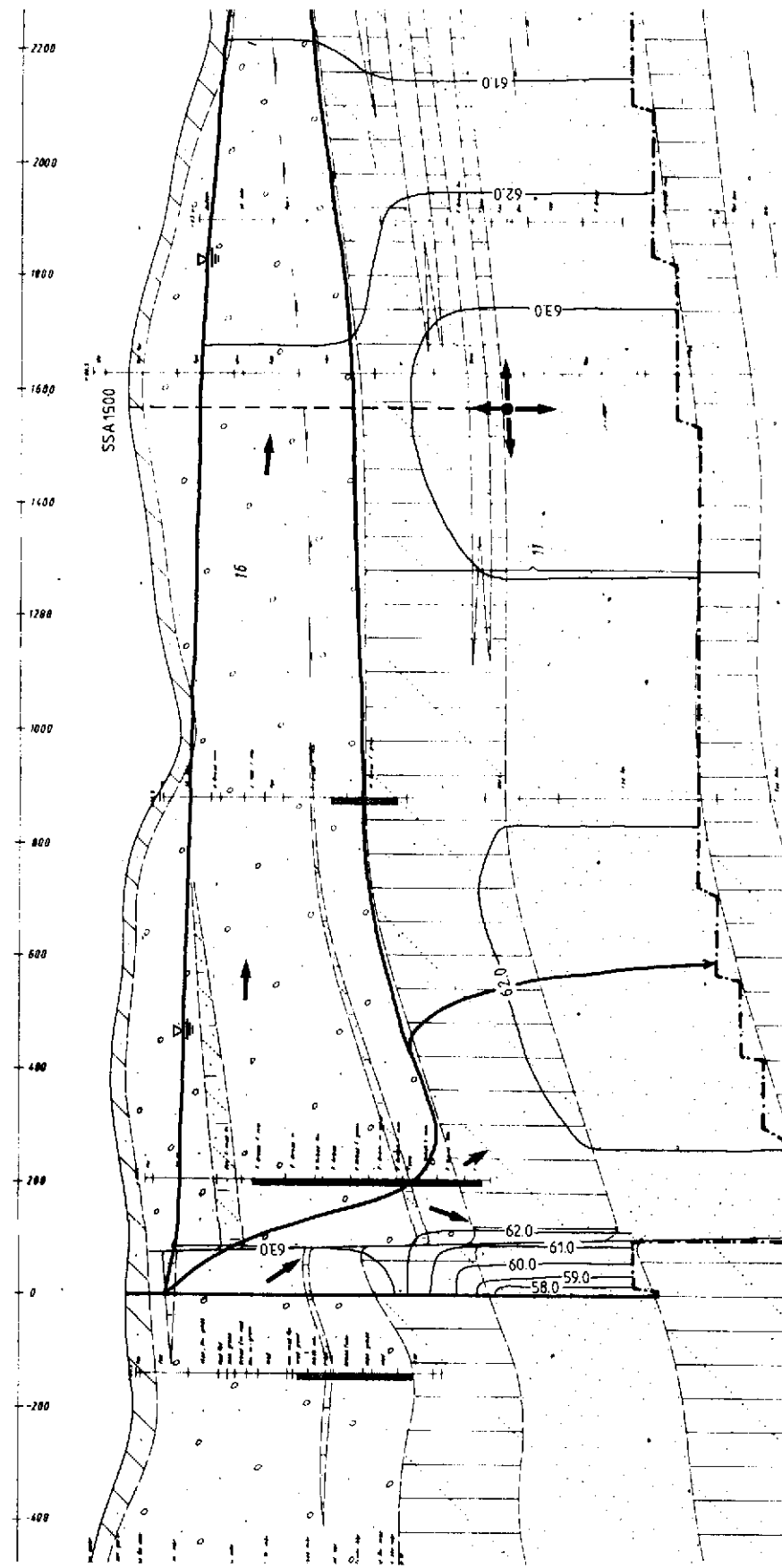
P 938  
(-50 m SW)

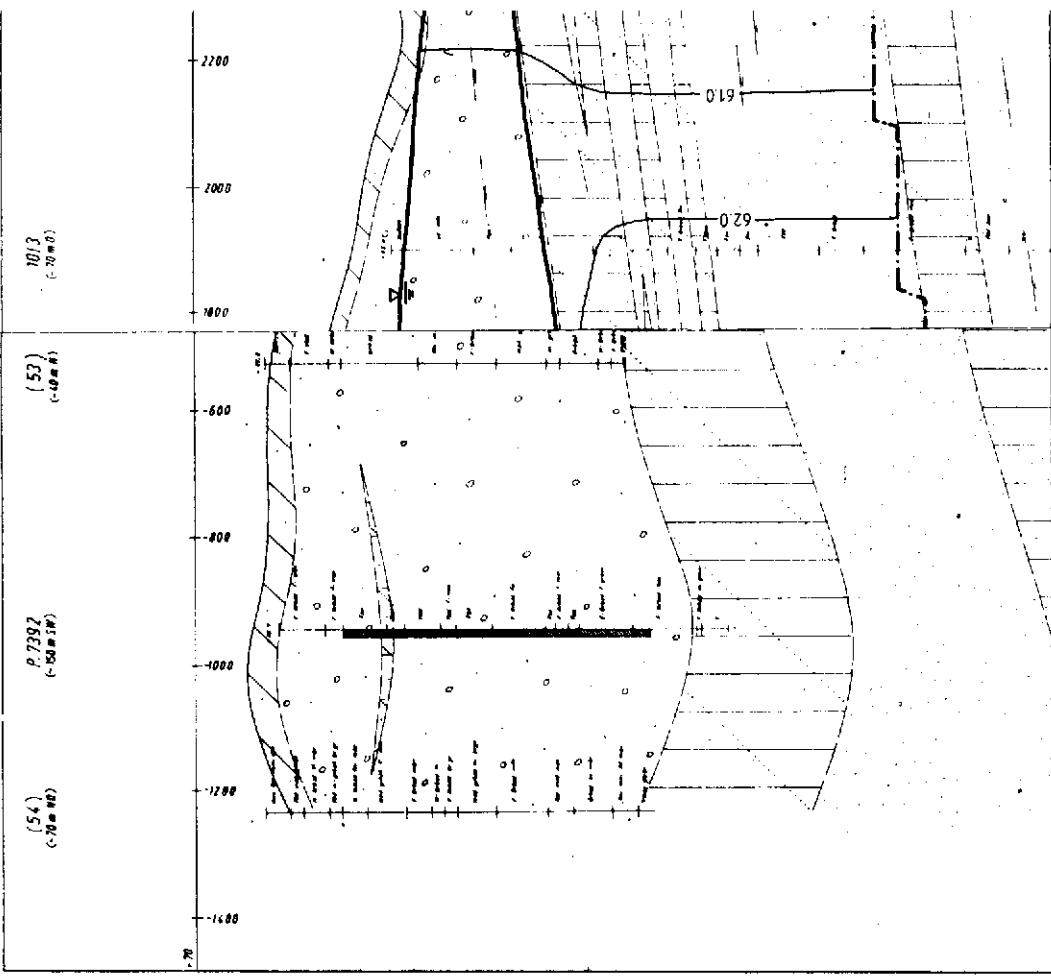
P 7394  
(-40 m N)

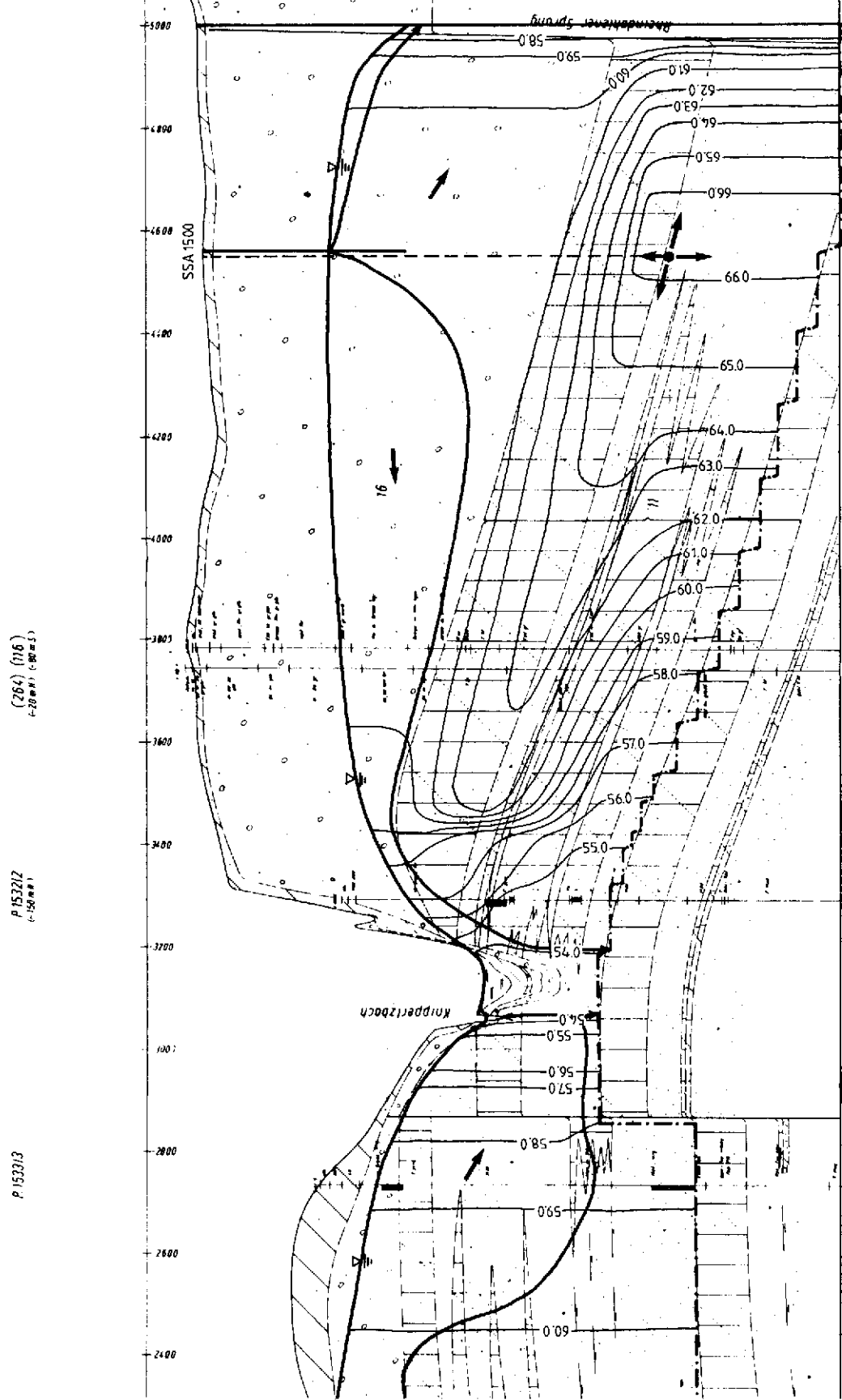
P 7387  
(-400 m SW)

1012  
(-150 m SW)

1013  
(-10 m SW)







(264) (116)  
(-150 m) (-80 m)

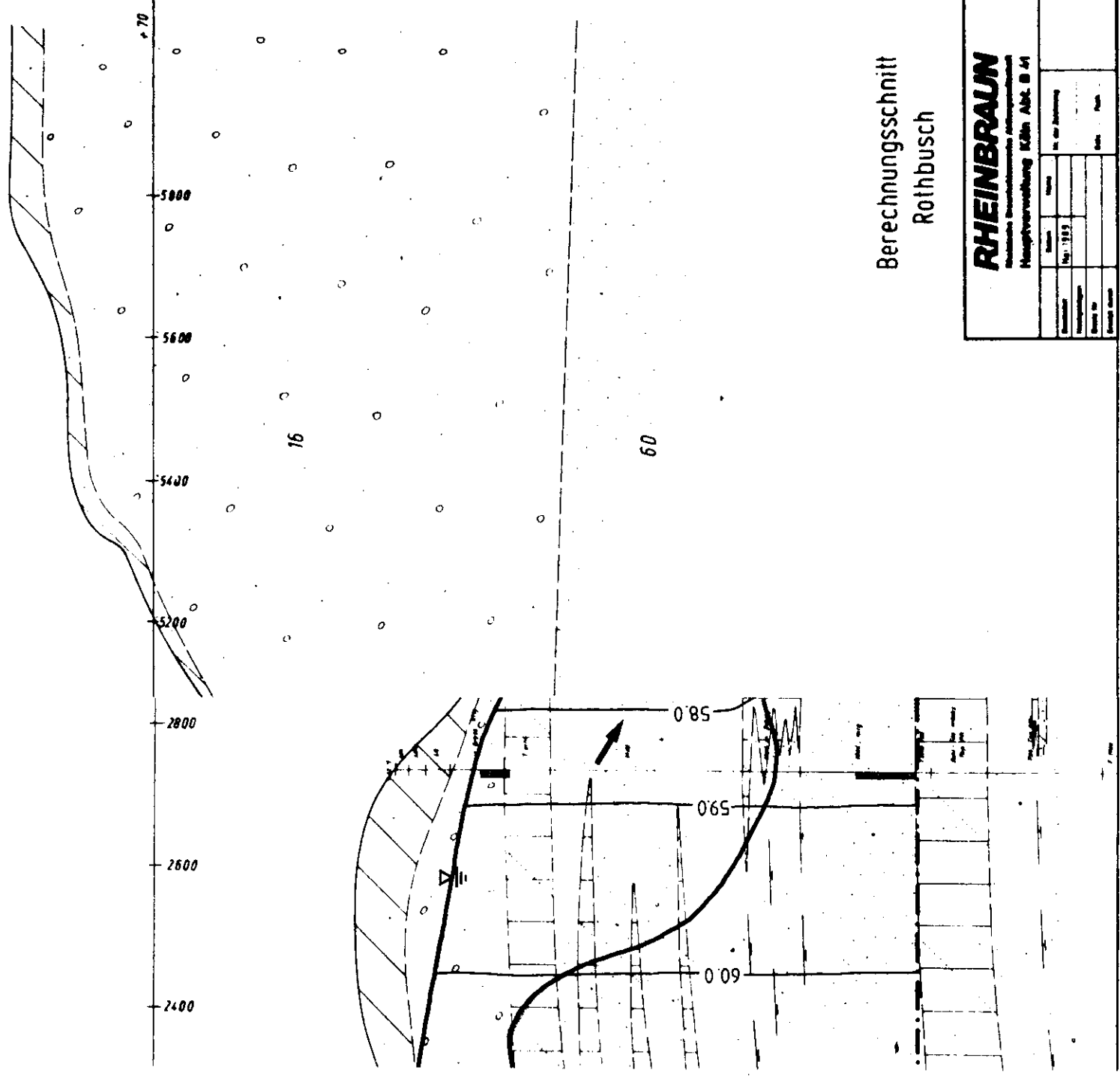
P 153212  
(-150 m)

P 153313

Legende

- 600 — Linie gleicher Grundwasserpotentiale in mNN
- Randstrom
- Fließlinie
- Maßstab der Länge 1:8000
- Maßstab der Höhe 1:200

P. 153313



Berechnungsschnitt  
Rothbusch

**RHEINBRAUN**  
 Technische Zeichnungen, Abmessungen  
 Hauptverwaltung Köln Abt. B 41

Zeichnung	Blatt	von der Abteilung	Blatt	von
153313				
Gezeichnet	Geprüft	Abgezeichnet	Abgezeichnet	Abgezeichnet
Gezeichnet	Geprüft	Abgezeichnet	Abgezeichnet	Abgezeichnet



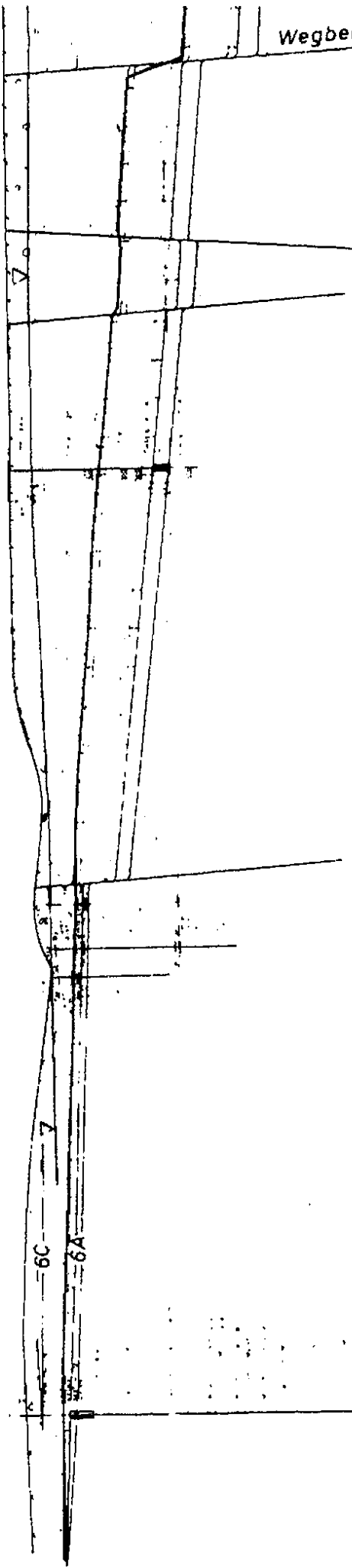
MMVII/787  
161

Wegberger Spr West

1018/3  
(-760m SO)  
P ⊕

96 139 82  
⊕ - 570m NW ⊕ - 400m SO  
⊕ - 440m NW ●

297  
○ - 270m SO



SW

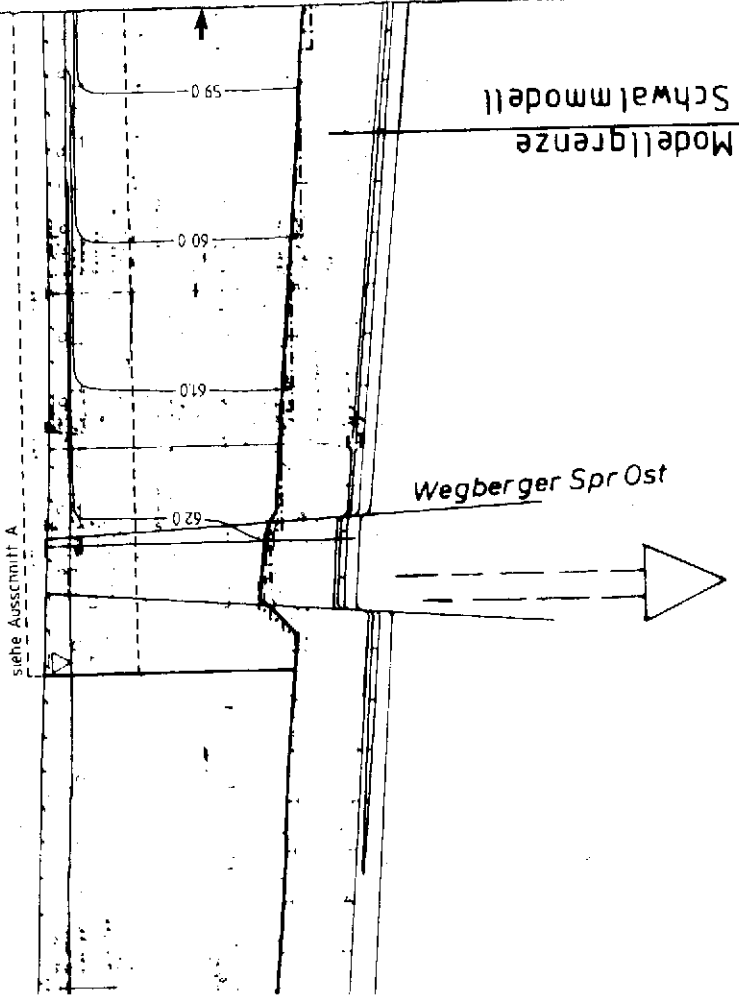
GW-Neubildung in l/(s x km<sup>2</sup>)

Aussickerung aus Hangendstockwerken 1983  $\frac{l}{s \times km^2}$

Aussickerung aus Hangendstockwerken 2030  $\frac{l}{s \times km^2}$

35 Ritzerode 10 Ritzerode 5

(~ 30m NW) (~ 50m NW) (~ 130m SO)



1983 ———  
2030 0,365 (/(s×100m))

8,250
0,550
2,000

NO

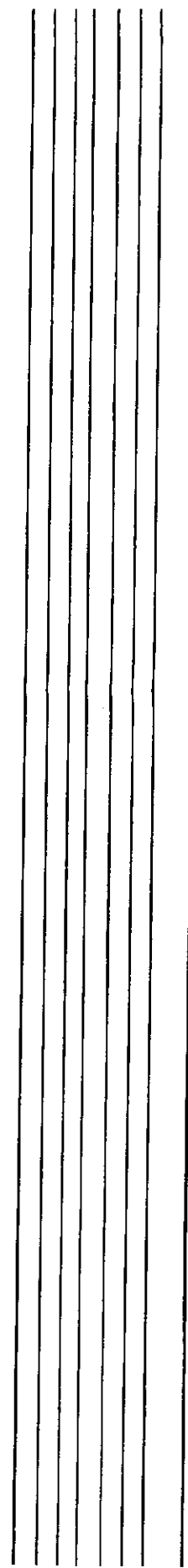
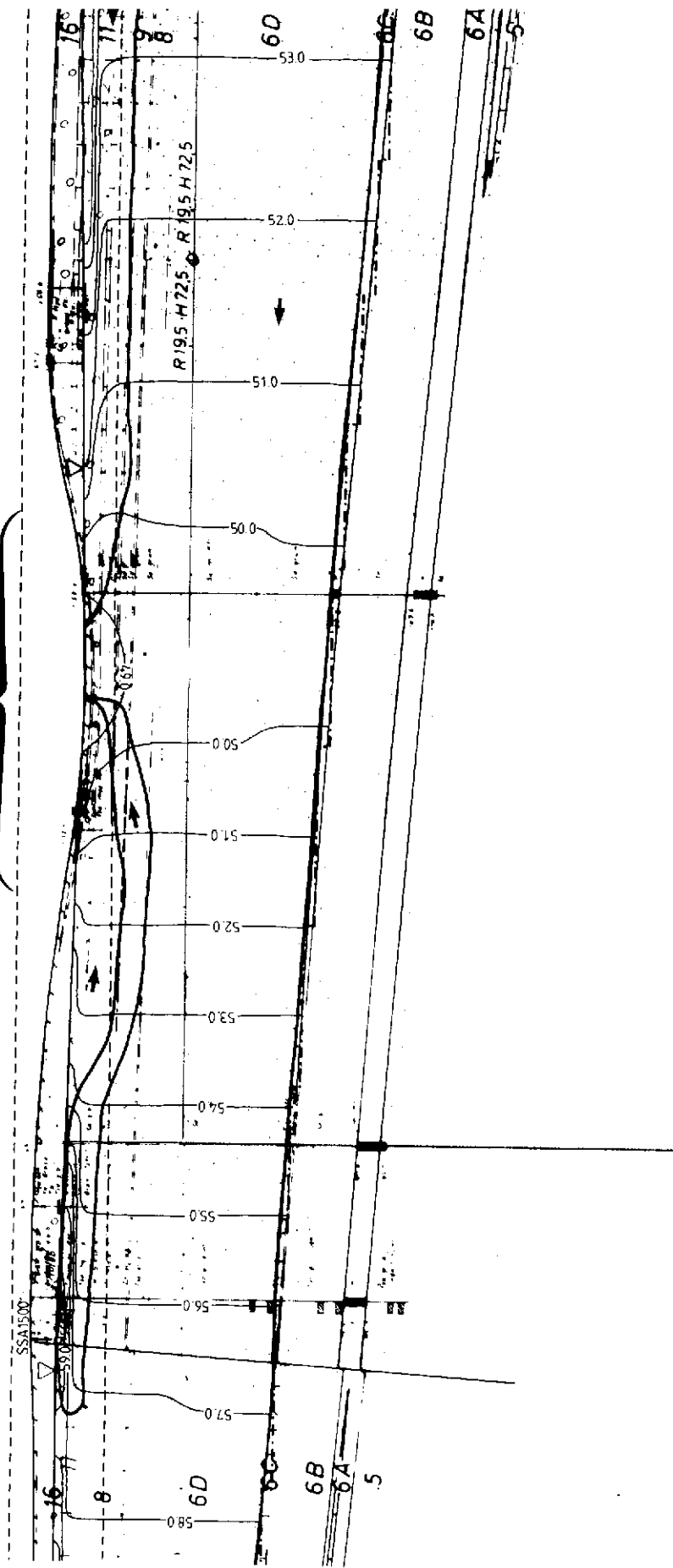
1020/4 268 U209  
(~210m SO) (~210m NW) (~340m SO)  
p ⊕

02/0176  
(~20m SO) ⊕

U 195  
(~290m SO) ○

305 8  
(~110m NW) (~20m NW) ⊕

Piecksbruch



Legende

- Randpotential
- - - - - Randstrom
- 60.0 — Linie gleicher Grundwasserpotentiale in mNN
- Fließlinie

Anlage 5

Grundwasserströmung  
(Prognoserechnung "1500" (6))  
Piecksbruch

Zeichenerklärung:

- Bohrzweck**
- Untersuch.-Bohrloch
  - Pegel.-Bohrloch
  - Brunnen.-Bohrloch
  - Auswertung
  - geologisch geklärt
  - mikropaläontolog.
  - chemisch-technolog.
  - bedinghydraulisch
  - geophysikalisch
- Bohrverfahren**
- Trackenbohrung
  - Spülbohrung
  - Spülbohrung mit Schußkornen
  - Saug-Streih- oder Luftbohrbohrung
  - Bohrverfahren unbetont
  - Bohrloch unweicher (Lage, Bohrergebnis)
  - Besondere Vorkommnisse beim Bohren

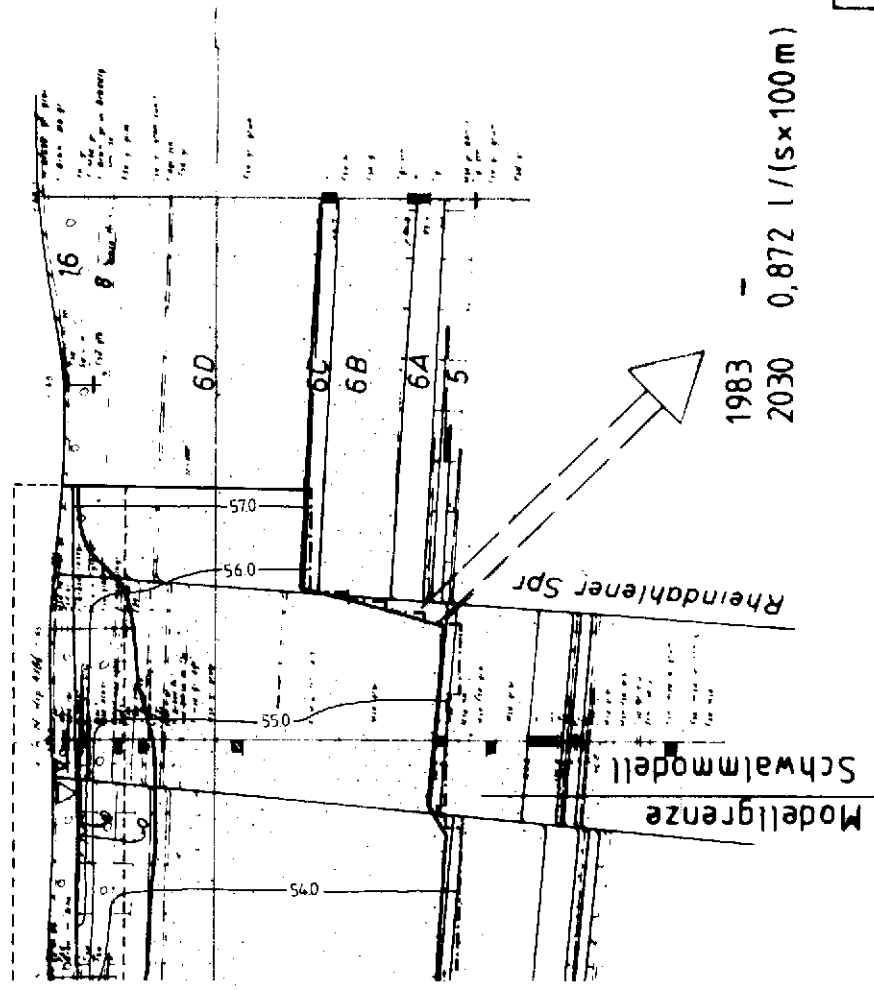
- Loß u. Loßlehm
- Kies u. Sand
- Sand r/w Kies
- Sand
- Sand tonig schluffig
- Ton
- Ton sandig
- Ten schluffig
- Schluff
- Braunkohle
- Tonstreifen
- Kohlestreifen
- Sandstreifen
- abgebaut
- verkippt

Separaturen für den Aschegehalt der Kohle

- Kohle bis 4%
- Kohle schwach sandig 4% - 8%
- Kohle sandig 8% - 12%
- Kohle stark sandig 12% - 18%
- Kohle mit Sand 18% - 20%
- Kohle und Sand 20% - 24%
- Sand mit Kohle über 24%
- Sand kohlig

Bei Verunreinigung durch Ton oder Schluff  
Kohle schwach tonig 4% - 8%  
bzw. schluffig usw.

59 1432/7 150 (-450 m NW) (-280 m SO) P ⊕  
272 (-200 m SO) ● P ⊕  
0683/3 (-330 m SO) P ⊕

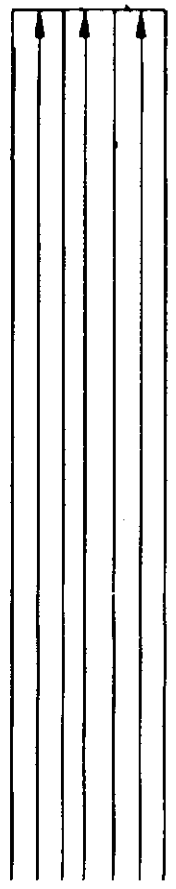


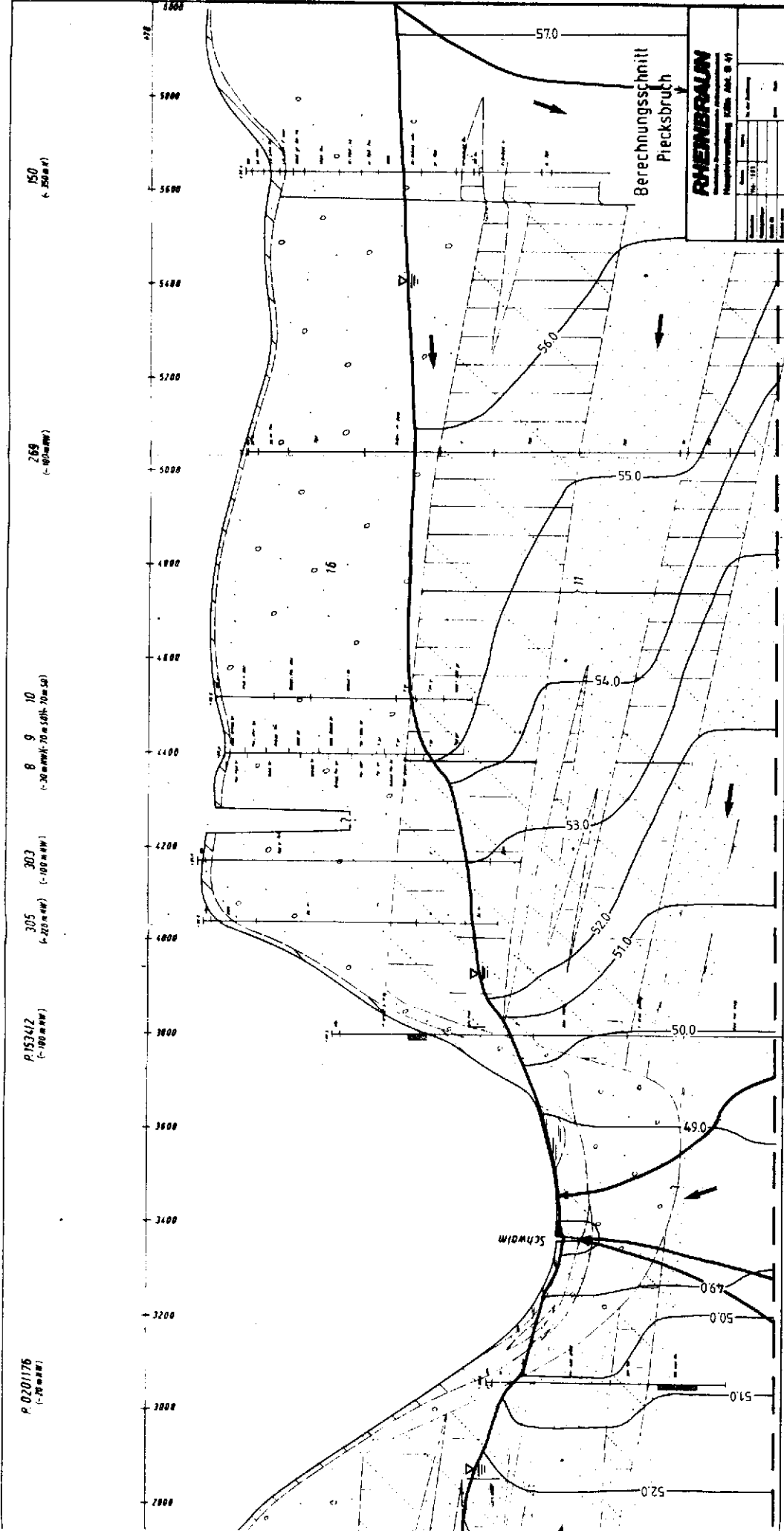
Nördliches Braunkohlengebiet

Schnitt 485

Maßstab l/d Längen 1:10000  
Maßstab l/d Höhen 1:2000

Bohrer	Rheinische Braunkohlenwerke AG Köln	Zeichn. Nr.	
Gezeichnet	B. J. m. Sept. 1988	Merkscheider	



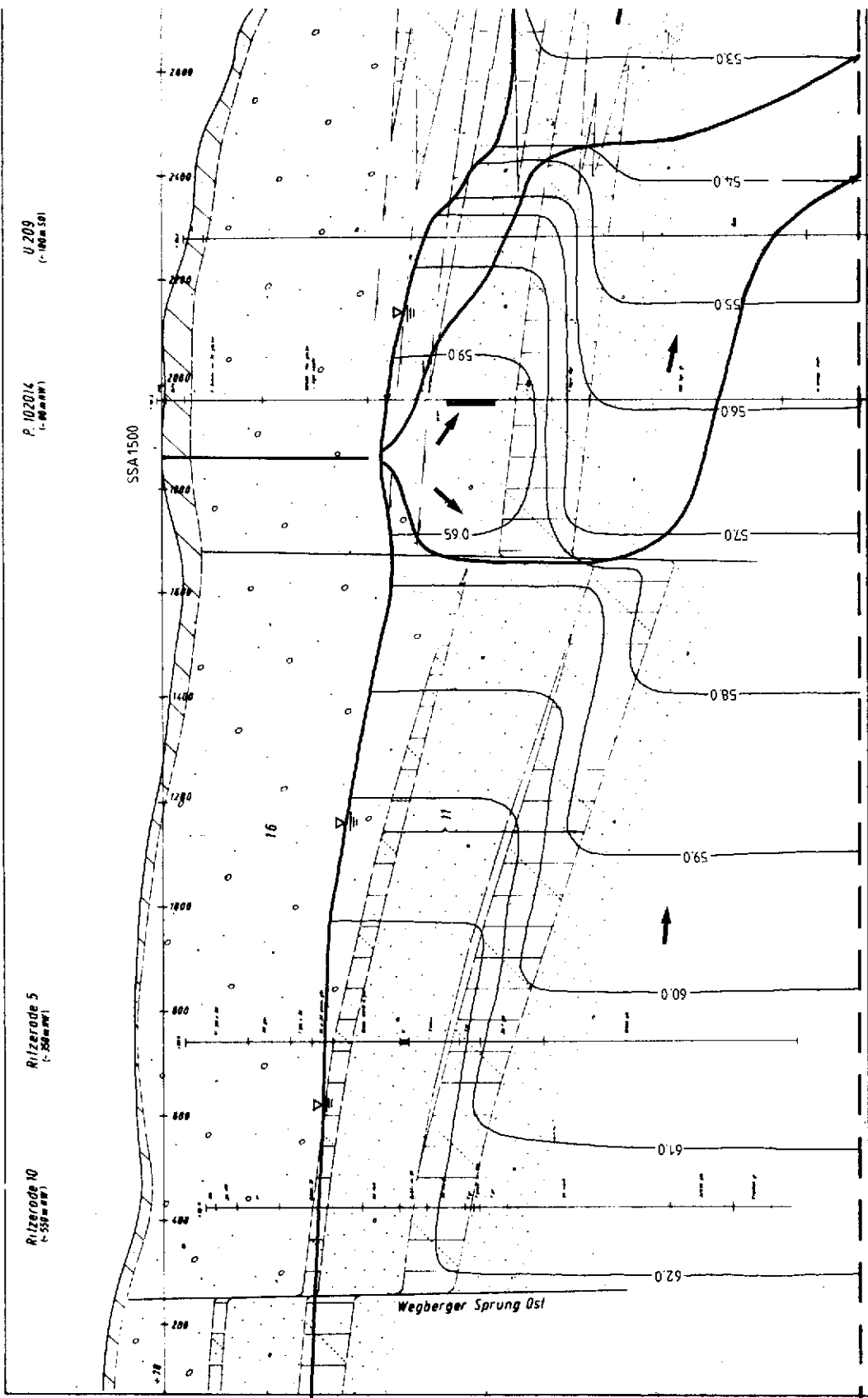


Grundwasserströmung  
 (Prognoserechnung "1500" (D))  
 Ausschnitt A Piecksbruch

Anlage 6

Maßstab der Länge 1:8000  
 Maßstab der Höhe 1:200

ie Randpotential — 60.0 — Linie gleicher Grundwasserpotalhöhe in mNN  
 ↳ Fließlinie



# **Hydrologisch-hydrochemisches Gutachten zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußgebiet der Schwalm**

**– Hydraulisch-hydrologischer Teil –**

**Ergänzungsuntersuchung zur Einordnung der  
Klimasituation im Untersuchungszeitraum**

**Auftraggeber:  
Rheinbraun AG**

**Bearbeiter:  
Prof. Mull und Partner**

**Datum: Juli 1991**

## Inhaltsverzeichnis

1	Anlaß und Aufgabenstellung	147
2	Statistische Auswertung der Klimadaten	147
3	Auswertung der Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen	148
4	Auswertung der Ganglinien der Chlorid-Konzentration	149
5	Auswirkung auf die Modellaussagen im hydraulisch-hydrologischen Teil	150

## Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1:	Bilanzkomponenten für das Wasserhaushaltsmodell im Feuchtgebiet
Abbildung 2:	Häufigkeitsdiagramm für die klimatische Wasserbilanz in den WWJ 1963-1990
Abbildung 3:	Häufigkeitsdiagramm für die klimatische Wasserbilanz in den Vegetationsperioden (April-Oktober) 1963-1990
Abbildung 4:	Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen am Bodenpegel PB23B und Flachpegel PB23F (Fall 1)
Abbildung 5:	Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen am Bodenpegel PB22B und Flachpegel PB22F (Fall 2)
Abbildung 6:	Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen am Bodenpegel BB2B und Flachpegel BB2F (Fall 3)
Abbildung 7:	Auswirkung der klimatischen Wasserbilanz 1989/1990 auf Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen bei verschiedenen Grundwasseranstiegsraten
Abbildung 8:	Auswirkung der klimatischen Wasserbilanz 1978/1982 auf Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen bei verschiedenen Grundwasseranstiegsraten
Abbildung 9:	Klimatische Wasserbilanz mit Darstellung der Trockenzeiten
Abbildung 10:	Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen und der Chlorid-Konzentration am Bodenpegel PB23B und Flachpegel PB23F (Fall 1)
Abbildung 11:	Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen und der Chlorid-Konzentration am Bodenpegel PB22B und Flachpegel PB22F (Fall 2)
Abbildung 12:	Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen und der Chlorid-Konzentration am Bodenpegel BB2B und Flachpegel BB2F (Fall 3)



# 1 Anlaß und Aufgabenstellung

Der Wasserhaushalt in den Feuchtgebieten wird vorwiegend von dem Grundwasseraufstieg in den Talauen und den Klimafaktoren Niederschlag sowie Verdunstung bestimmt (Abb. 1). Das Untersuchungsprogramm zur Ermittlung der hydrologischen, hydraulischen und chemischen Parameter ist in den Jahren 1989 und 1990 durchgeführt worden. Nach Vorlage der Gutachten von Prof. Mull (Hannover), Prof. Schulz (Bremen) und Prof. Kunze (Giessen) wurde im Behördenkreis die Frage gestellt, ob die Bezugsdaten aus dem Jahr 1989 trockenere oder mittleren Verhältnissen entsprechen und ob sich Konsequenzen daraus ergeben, da die Meßergebnisse die Datenbasis für die Modellrechnungen sowohl für den hydraulisch-hydrologischen als auch chemischen Bereich bilden. Im Hinblick auf die Einordnung der Modellergebnisse gilt es zu überprüfen, wie die klimatischen Randbedingungen statistisch einzuordnen sind.

# 2 Statistische Auswertung der Klimadaten

Für die Jahre 1963 – 1990 sind sowohl die Niederschläge, die Verdunstung nach Haude/Bätjer sowie die daraus resultierende klimatische Wasserbilanz statistisch ausgewertet worden. Diesen statistischen Betrachtungen liegt die Häufigkeitsverteilung nach Gumbel zugrunde. Die Werte sind zum einen in Wasserwirtschaftsjahre (November-Oktober), zum anderen in Vegetationsperioden (April-Oktober) zusammengefaßt.

Abbildung 1: Bilanzkomponenten für das Wasserhaushaltsmodell im Feuchtgebiet

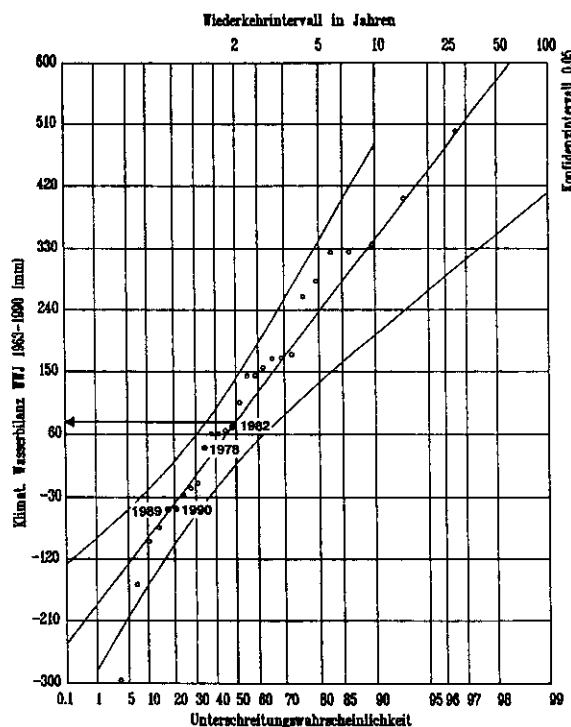
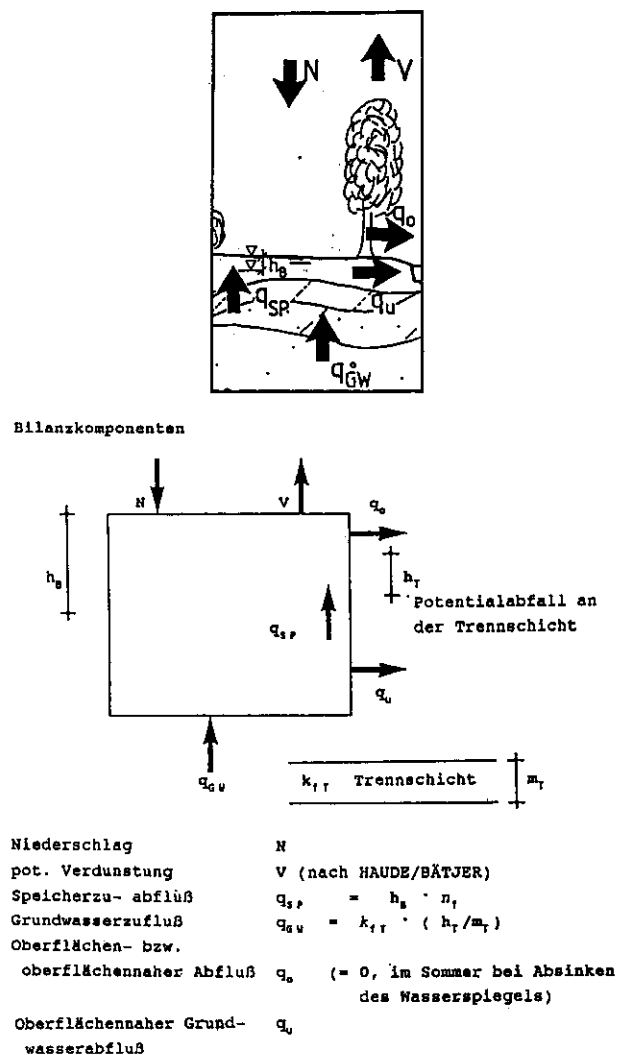
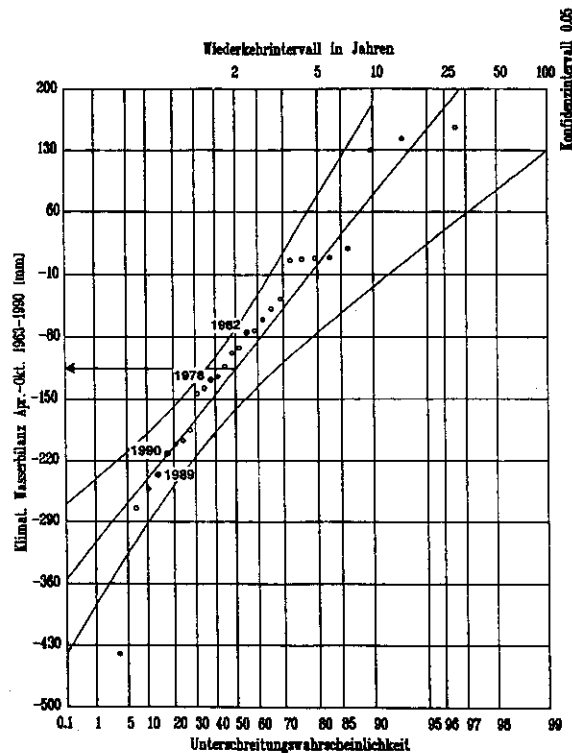


Abbildung 2: Häufigkeitsdiagramm für die klimatische Wasserbilanz in den WWJ 1963 - 1990

Ausschlaggebend für das Verhalten der Grundwasserpotentialhöhen, sofern sie auf die klimatischen Randbedingungen umgehend reagieren, ist die klimatische Wasserbilanz, die Summe aus Niederschlag und Verdunstung.

Die statistische Auswertung zeigt, daß die klimatischen Wasserbilanzen für die Jahre 1989 und 1990 sehr geringe Unterschreitungswahrscheinlichkeiten aufweisen (Abb. 2-3), so daß diese Jahre zu den trockeneren Jahren zu rechnen sind.

Abbildung 3: Häufigkeitsdiagramm für die klimatische Wasserbilanz in den Vegetationsperioden (April-Oktober) 1963 - 1990



Im Vergleich zu diesen Jahren sind die Jahre 1978 und 1982 als mittlere Jahre zu betrachten.

### 3 Auswertung der Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen

Bei der Auswertung der Grundwasserpotentialhöhen an den Meßstellen, die sowohl als Boden- als auch als Flachpegel ausgebaut sind, sind drei Fälle zu unterscheiden:

- (1) Ein Grundwasseraufstieg ist durch eine Potentialhöhendifferenz zwischen beiden Pegeln zu belegen; es zeigt sich keine wesentliche Reaktion auf die Schwankungen in der klimatischen Wasserbilanz (Abb. 4);
- (2) Es ist kein nennenswerter Grundwasseraufstieg zu verzeichnen, beide Pegel reagieren auf die klimatische Wasserbilanz (Abb. 5);
- (3) Ein Grundwasseraufstieg ist durch eine Potentialhöhendifferenz zwischen beiden Pegeln zu belegen; beide Pegel reagieren auf die klimatische Wasserbilanz (Abb. 6).

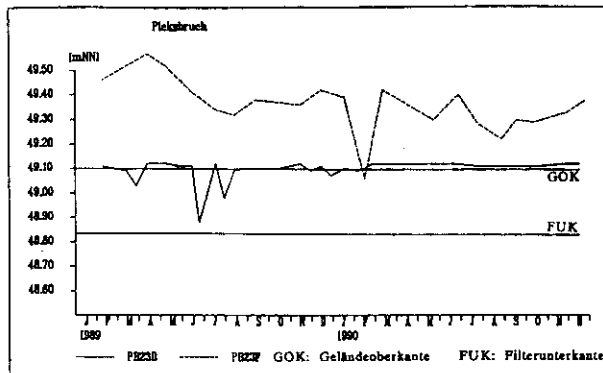


Abbildung 4: Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen am Bodenpegel PB23B und Flachpegel PB23F (Fall 1)

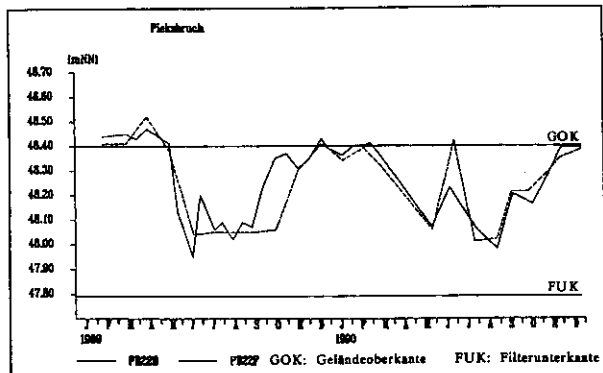


Abbildung 5: Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen am Bodenpegel PB22B und Flachpegel PB22F (Fall 2)

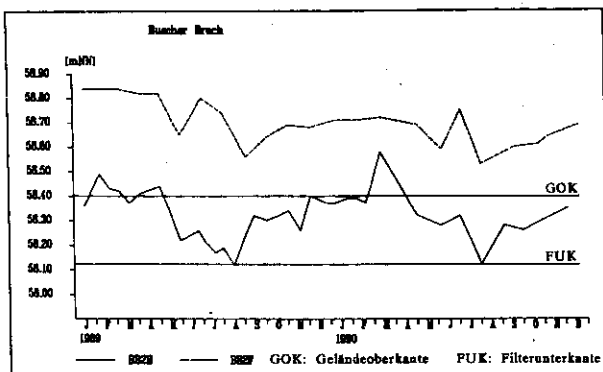


Abbildung 6: Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen am Bodenpegel BB2B und Flachpegel BB2F (Fall 3)

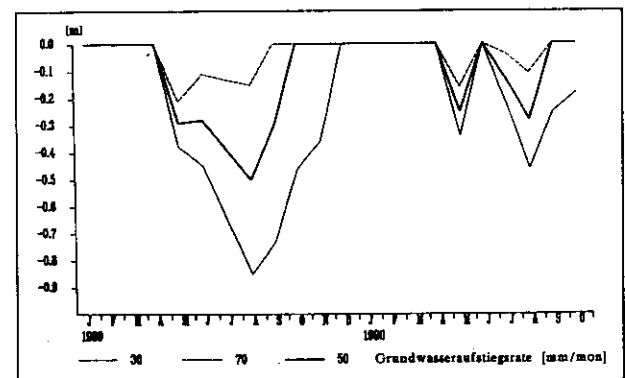
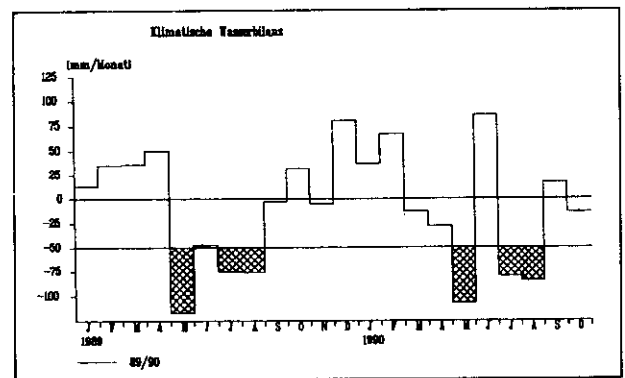
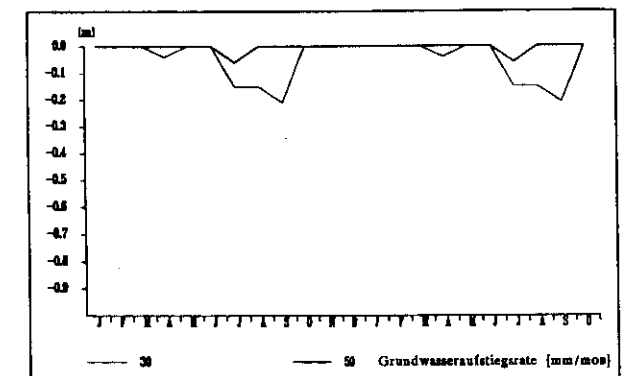
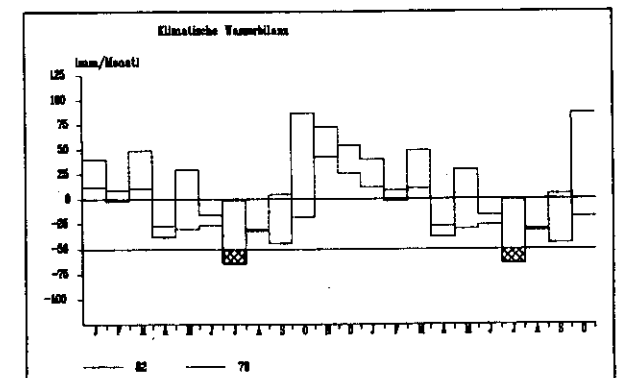


Abbildung 7: Auswirkung der klimatischen Wasserbilanz 1989/1990 auf Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen bei verschiedenen Grundwasseraufstiegsraten

Sofern das Grundwasserpotential im Bodenpegel auf die klimatische Wasserbilanz reagiert, ist in Abb. 7 dargestellt, in welchem Maß es unter Berücksichtigung verschiedener Grundwasseraufstiegsraten sowie der klimatischen Wasserbilanz der Jahre 1989 und 1990 absinken kann. Im Diagramm der klimati-

Abbildung 8: Auswirkung der klimatischen Wasserbilanz 1978/1982 auf Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen bei verschiedenen Grundwasseraufstiegsraten



schen Wasserbilanz sind die Bereiche gekennzeichnet, die 1989 und 1990 zum Absinken der Grundwasserstände in den Bodenpegeln geführt haben, wenn ein Grundwasseraufstieg von im Mittel 50 [mm/mon] zugrunde gelegt wird. Dieser Wert ergab sich aufgrund der Nachrechnung der gemessenen Verhältnisse in den Feuchtgebieten. Daneben wurde festgestellt, daß mit einer durchschnittlichen Aufstiegsrate von 30 [mm/mon] der Zufluß zum Feuchtgebiet zu gering sowie bei 70 [mm/mon] zu groß ist. Die berechneten Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen zeigen, daß das gegenüber 1989 geringere Absinken im Jahr 1990 auf den hohen Bilanzüberschuß der Wasserbilanz im Juni 1990 zurückzuführen ist.

Sobald klimatische Witterungsverhältnisse wie im Jahr 1982 herrschen, sinkt bei gleichen Voraussetzungen der Grundwasserspiegel nur im Monat Juli ab (Abb. 8). Unter Berücksichtigung der Klimadaten des Jahres 1978 ist kein Absinken des Grundwasserpotentials zu verzeichnen.

Diese Auswertungen führten dazu, die Zeitreihe der klimatischen Wasserbilanz hinsichtlich der Unterschreitung eines Bilanzdefizites von 50 [mm/mon] zu untersuchen (Abb. 9). Die Zahlen über der Zeitachse geben die Anzahl der Monate wieder, in denen das Bilanzdefizit zu einem Absinken führt, die Zahlen in Klammern entsprechen der Anzahl der Monate, in denen das Grundwasserpotential abgesunken bleibt, da keine ausreichende Speicherauffüllung erfolgte. Es wird deutlich, daß nicht nur die Größe des Bilanzdefizites in der Vegetationsperiode sondern wesentlich die Verteilung dieser Größe in der Vegetationsperiode maßgebend ist.

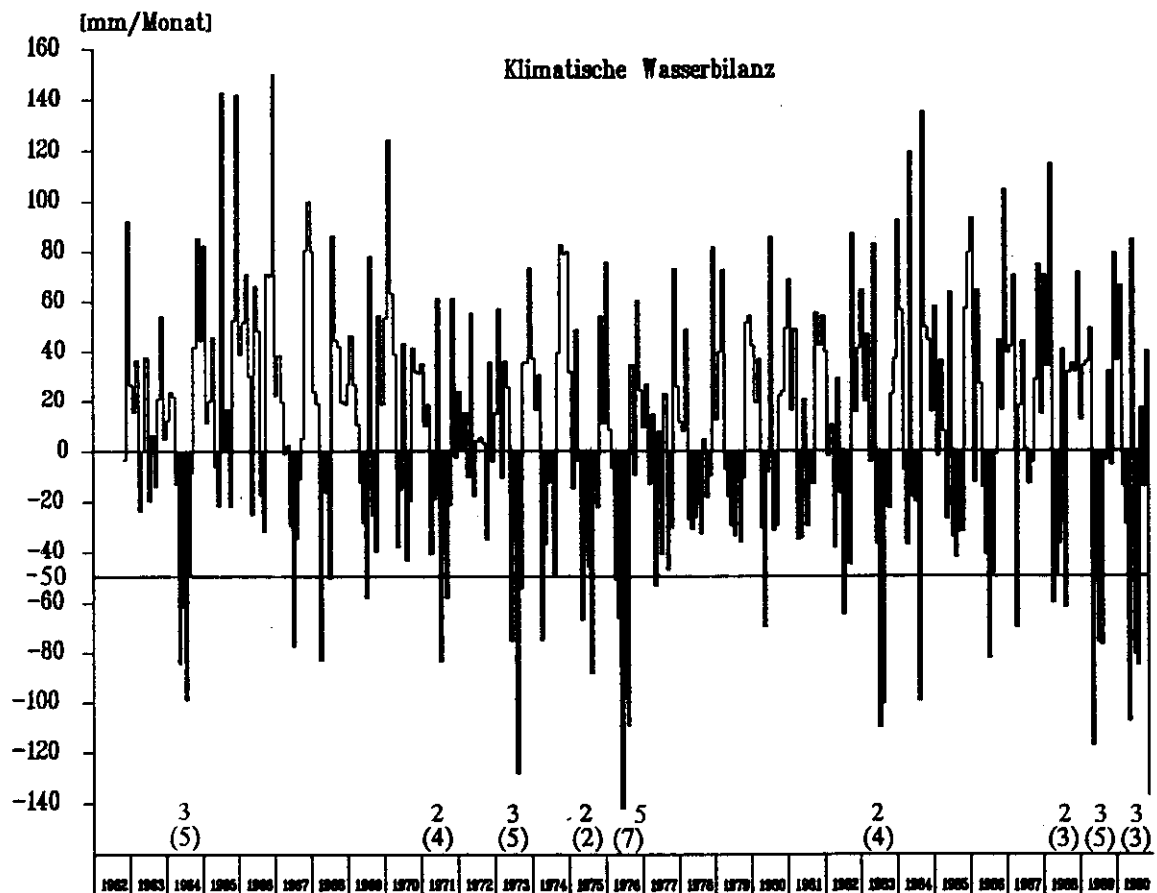
#### 4 Auswertung der Ganglinien der Chlorid-Konzentration

Es gilt nun zu klären, inwieweit die Konzentration der Wasserinhaltsstoffe von den klimatischen Witterungsverhältnissen beeinflusst sind. Für die anfangs aufgeführten Fälle (1), (2) und (3) sind die Ganglinien der Grundwasserstände in den Boden- und Flachpegeln den Chlorid-Ganglinien gegenübergestellt (Abb. 10-12).

Im Fall (1) muß der vorhandene Zustrom von unten so groß sein, daß die klimatische Wasserbilanz keine Auswirkung auf das Grundwasserpotential im Bodenpegel hat; das führt auch dazu, daß die Chlorid-Konzentrationen sowohl im Flach- als auch im Bodenpegel nahezu gleich sind (Abb. 10). Im Fall (2) reagieren beide Pegel auf die klimatische Wasserbilanz, die chemische Zusammensetzung bzgl. Chlorid ist jedoch unterschiedlich (Abb. 11).

Für den Fall (3) ergeben sich folgende Überlegungen zur Interpretation der Aufteilung zwischen Grundwasseraufstieg und Niederschlagswasser beim Auffüllen des Bodenspeichers. Sobald sich der Speicher mit Niederschlagswasser auffüllt, wird die vorhergehende Aufkonzentration infolge Verdunstung durch Verdünnung mit Niederschlagswasser abgebaut, bis das Konzentrationsniveau des Wassers aus Grundwasseraufstieg erreicht ist. Im Winter bei vollem Speicher kommt alles Wasser aus dem Grundwasseraufstieg, folglich weist die Chlorid-Konzentration im Bodenpegel die gleiche Konzentration wie im Flachpegel auf (Abb. 12).

Abbildung 9: Klimatische Wasserbilanz mit Darstellung der Trockenzeiten



2 Anzahl der Monate mit  $h_N - h_V + h_{GW} < 0$  mit  $h_{GW} = 50$  [mm/mon]  
 (4) Anzahl der Monate mit abgesunkener Grundwasserpotentialhöhe

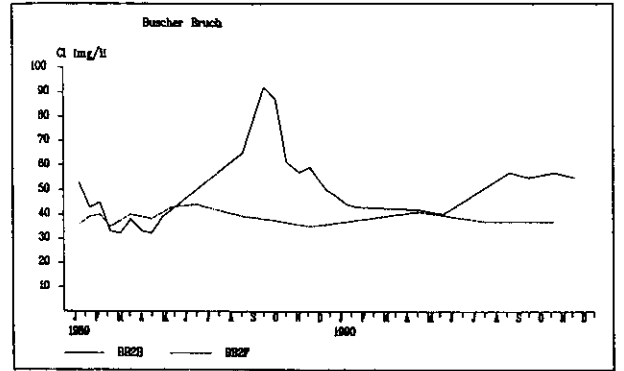
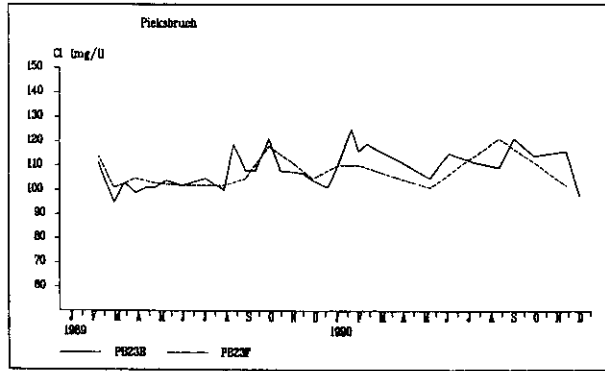
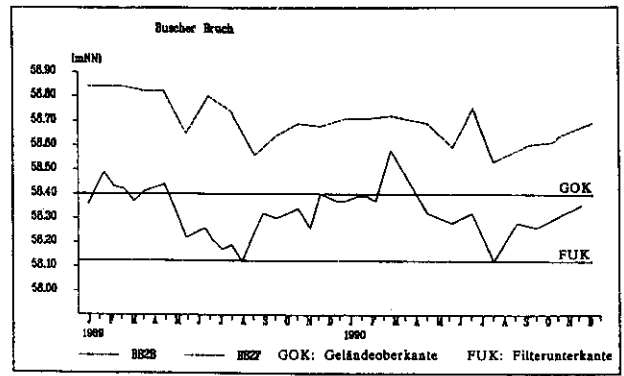
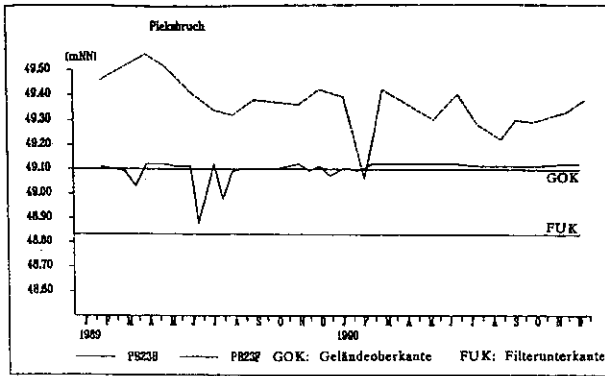
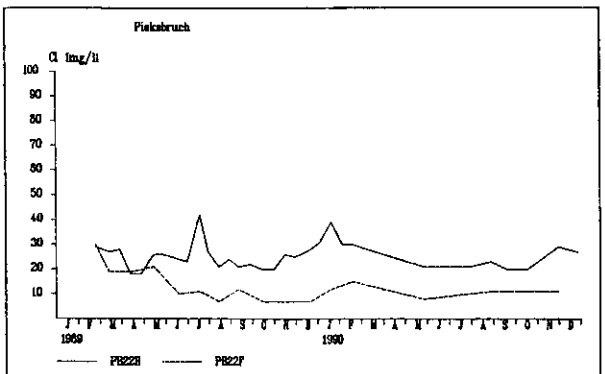
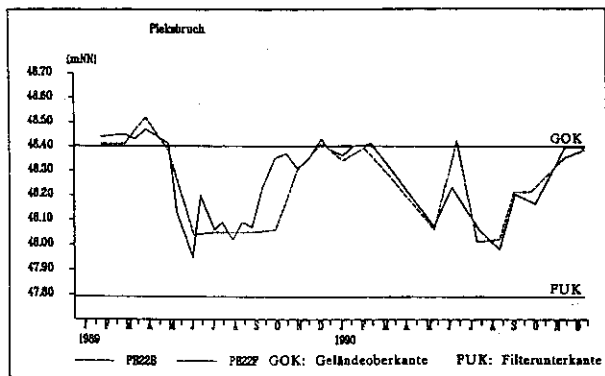


Abbildung 10: Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen und der Chlorid-Konzentrationen am Bodenpegel PB23B und Flachpegel PB23F (Fall 1)

Abbildung 12: Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen und Chlorid-Konzentrationen am Bodenpegel BB2B und Flachpegel BB2F

Abbildung 11: Ganglinien der Grundwasserpotentialhöhen und Chlorid-Konzentrationen am Bodenpegel PB22B und Flachpegel PB22F (Fall 2)



## 5 Auswirkung auf die Modellaussagen im hydraulisch-hydrologischen Teil

Als Randbedingungen zur Eichung der Grundwasserströmungsmodelle für den stationären Zustand dienen im Bereich der Feuchtgebiete die Mittelwerte der Grundwasserpotentialhöhen für den Zeitraum Januar – April 1989. Sie spiegeln weitgehend die höchsten Grundwasserstände wider, da das Grundwasser zu diesen Zeitpunkten bis zur Geländeoberkante bzw. in Mulden auch über der Geländeoberkante steht (Abb. 4-6). Aus der Modelleichung ergibt sich eine in die Talau und den Fluß einströmende Wassermenge, die auch während der Sumpfungsmaßnahmen zu gewährleisten ist. Ziel der Prognoserechnung für den stationären Zustand ist, die Wassermengen zu ermitteln, die versickert werden müssen, um den Wasserhaushalt in den Feuchtgebieten entsprechend der Eichung zu stützen. Da die Eichung anhand von Wasserständen des Winterhalbjahres erfolgt, ist davon auszugehen, daß die ermittelten Versickerungswassermengen auch bei mittleren Witterungsbedingungen ausreichend sind.

Hinsichtlich der Konzentration inerter Wasserinhaltsstoffe, die sich infolge der Verdunstung im oberflächennahen Grundwasser aufkonzentrieren (Abb. 12), stellt sich nun die Frage, was geschieht unter mittleren klimatischen Bedingungen. Das Absinken des Grundwasserspiegels ist im Sommer wesentlich geringer (Abb. 8). Dadurch erfolgt keine so große Aufkonzentrierung, so daß das Konzentrationsniveau der Flachpegel größenordnungsmäßig im Bodenpegel erhalten bleibt. Es verringert sich aber auch der Effekt der Verdünnung durch Niederschlagswasser beim Auffüllen des Speichers. Eine Auswertung der Chlorid-Konzentrationen im Regenwasser der Station

Rheindahlen für den Zeitraum vom 1. 1. 1989 bis 26. 2. 1990 ergibt eine häufigste Konzentration von 3 [mg/l]. Die Extremwerte liegen bei 20 [mg/l] und unter 1 [mg/l].

Die etwas unterschiedlichen Effekte der Verdunstung in trockenen und durchschnittlichen Jahren wirken sich zwar auf das oberflächennahe Grundwasser aus. Sie haben aber keine Rückwirkung auf das aus den Einzugsgebieten von unten in die Feuchtgebiete gelangende Wasser. Die Ermittlung der Mischungsanteile aus Grundwasserneubildung und Versickerungswasser basiert auf den Prognoserechnungen für den stationären Zustand, dem die hohen Grundwasserstände (Januar bis April 1989) zugrunde liegen. Für den Zeitraum, in dem die Versicherungsmaßnahmen durchgeführt werden, bedeutet dies, daß die im Gutachten angegebenen Mischungsverhältnisse zwischen Versickerungswasser und Grundwasserneubildung weiterhin auch unter mittleren Witterungsbedingungen gültig sind.

# **Hydrologisch-hydrochemisches Gutachten zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußgebiet der Schwalm**

**– Hydraulisch-hydrologischer Teil –**

**Ergänzungsuntersuchung zur Ermittlung der  
Versickerungswasseranteile im Flußgebiet der Schwalm**

**Auftraggeber:  
Rheinbraun AG**

**Bearbeiter:  
Prof. Mull und Partner**

**Datum: August 1991**

## Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 Anlaß und Aufgabenstellung	155
2 Prinzipielle Überlegungen	155
3 Vorgehensweise	155
4 Ergebnis	156
5 Schlußbemerkung	156

### **Verzeichnis der Abbildungen**

Abbildung 1: Versickerungswasseranteile im Flußgebiet der Schwalm

## 1 Anlaß und Aufgabenstellung

Im hydraulisch-hydrologischen Teil des hydrologisch-hydrochemischen Gutachtens zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußgebiet der Schwalm sind für drei repräsentative Vertikalschnitte sowohl die notwendige Versickerungswassermenge als auch die Anteile von Versickerungswasser, die neben dem Wasser aus der Grundwasserneubildung zur Stützung des Vorflutersystems (Feuchtgebiet und Bach) beitragen, ermittelt worden.

Nach Vorlage dieser Berechnungen wurde im Behördenkreis die Frage gestellt, inwieweit diese Ergebnisse auf das gesamte Einzugsgebiet der Schwalm zu übertragen sind.

Der Untersuchung dieser Frage werden die mit dem mehrschichtigen Grundwassermodell "Venloer Scholle" der RWTH Aachen ermittelten Versickerungsstandorte und Grundwassergleichen im Jahr 2025 nach Variante 7 zugrunde gelegt. Ziel der vorliegenden Untersuchung ist es zu ermitteln, in welchem Verhältnis sich das zu dem Wurzelbereich der Feuchtgebietspflanzen gelangende Grundwasser aus Versickerungswasser und Wasser aus Grundwasserneubildung zusammensetzt. Hierbei werden keine Detailbetrachtungen durchgeführt, sondern das Flußgebiet der Schwalm abschnittsweise betrachtet.

## 2 Prinzipielle Überlegungen

Hinsichtlich der zu erwartenden Wasserqualität in den Feuchtgebieten während der Versickerungsmaßnahmen gilt es, die Aussagen aus den Vertikalschnittmodellen mit denen aus dem flächigen Grundwasserströmungsmodell zu verknüpfen.

Der Stofftransport von der Versickerungsanlage zum Feuchtgebiet wird maßgeblich von der Grundwasserströmung (Konvektion) bestimmt. In den Vertikalschnitten ist anhand der Stromlinien der Bereich, in dem das Wasser aus der Grundwasserneubildung fließt, von dem Bereich, in dem das Wasser aus der Versickerung stammt, abgegrenzt. Es zeigt sich, daß mit einer Ausnahme (Vertikalschnitt Piecksbruch) die Grundwasserneubildung ausreicht, den Wasserbedarf im Feuchtgebiet selbst zu decken. Das Versickerungswasser speist vorrangig den jeweiligen Vorfluter und die Aussickerung in tiefere Grundwasserleiter. An den Rändern der Feuchtgebiete wird hauptsächlich Wasser aus der Grundwasserneubildung aufsteigen; erst in Vorfluternähe kann es infolge von Zumischungsvorgängen dazu kommen, daß das aufsteigende Wasser mit Versickerungswasseranteilen versetzt ist.

Diese Zumischung von Versickerungswasser zum Wasser aus Grundwasserneubildung auf dem Fließweg von der Versickerungsanlage bis zum Feuchtgebiet wird durch Dispersion, schwankende Grundwasserstände und Austauschvorgänge infolge von Temperaturunterschieden hervorgerufen. Der Austausch von Wasserinhaltsstoffen zwischen Versickerungswasser und Wasser aus Grundwasserneubildung kann maximal bis zum Konzentrationsausgleich erfolgen. Aufgrund dieser Überlegungen sind für den ungünstigsten Fall die Anteile von Wasser aus Grundwasserneubildung und Versickerung an der Gesamtwassermenge, die im Feuchtgebiet aufsteigt, angegeben. Diese Anteile können sich gegebenenfalls vermischen.

Bei der Betrachtung der Versickerungsanteile mit dem flächigen Grundwasserströmungsmodell sind ähnliche Überlegungen anzustellen. Wiederum wird das Vorflutersystem (Feuchtgebiet und Bach) größtenteils von dem Wasser aus Grundwasserneubildung gespeist. Durch die Standorte der Versickerungsanlagen können sich die Flächen der Einzugsgebiete verringern, so

daß die zur Stützung notwendige Zustrommenge von der Grundwasserneubildung nicht gedeckt wird und folglich Versickerungswasser nicht nur in die tieferen Grundwasserleiter abfließt, sondern in das Vorflutersystem gelangt. Auch hier kann eine Vermischung beider Wässer auftreten.

Da mit zunehmender Entfernung der Versickerungsanlage vom Feuchtgebiet der prozentuale Anteil des Wassers aus Grundwasserneubildung zunimmt, sind bei der im Modell Venloer Scholle vorliegenden Anordnung der Versickerungsanlagen teilweise günstigere Verhältnisse zu erwarten als sich aus der Berechnung mit den Vertikalschnittmodellen ergeben, in denen mit Abständen von 600 [m] und 1500 [m] zwischen Vorfluter und Versickerungsanlage gerechnet wurde.

Zusätzlich ist darauf hinzuweisen, daß diese Betrachtungen davon ausgehen, daß das Versickerungswasser das Feuchtgebiet schon erreicht hat und folglich stationäre Zustände für den Stofftransport vorliegen. Unter Berücksichtigung der zeitlichen Entwicklung der Versickerungsmaßnahme und der teilweise sehr langen Fließzeiten von den Versickerungsanlagen zum Feuchtgebiet kann es unter Umständen dazu kommen, daß die Versickerungsmaßnahmen schon rückläufig bzw. abgeschlossen sind, bevor das Versickerungswasser das Feuchtgebiet erreicht. In diesem Fall strömt anstelle des Versickerungswassers Wasser aus Grundwasserneubildung nach, das sich wiederum mit dem im Grundwasserleiter vorhandenen Versickerungswasser partiell vermischen kann. Das bedeutet eine entsprechend zeitlich verzögerte Verringerung des Versickerungswasseranteils nach Reduzierung der maximal erforderlichen Versickerungswassermenge (etwa nach 2040).

## 3 Vorgehensweise

Aus den von uns durchgeführten Modellrechnungen liegen Erkenntnisse über die Strömungsverhältnisse in der Vertikalen vor. Für eine Übertragung dieser Ergebnisse in eine flächenhafte Betrachtung liegen Rechenergebnisse aus einem mehrschichtigen Grundwasserströmungsmodell, das im Auftrag des Landesamtes für Wasser und Abfall an der RWTH Aachen erstellt wurde, vor.

Folgende Daten und Rechenergebnisse bilden die Datenbasis für die Übertragung der Rechenergebnisse aus den Vertikalschnitten in die flächenhafte Betrachtung:

- Grundwassergleichen für den 1. und 3. Grundwasserleiter jeweils für die Zustände 1983 (Eichzustand) und 2025 (maximaler Betrieb der Versickerungsanlagen)
- Grundwasserzufluß zum Vorflutersystem (Feuchtgebiet und Bach) für die Zustände 1983 und 2025
- Leakage-Raten (Austauschwassermengen) zwischen 1. und 3. Grundwasserleiter durch den Reuverton für die Zustände 1983 und 2025
- Versickerungswassermengen (Zustand 2025)
- Abstromwassermengen in tiefere Grundwasserstockwerke
- Flächige Verteilung der Grundwasserneubildungsraten
- diverse geo- und hydrogeologische Unterlagen (Schnitte)

Für die flächige Betrachtung sind die Flußläufe im Untersuchungsgebiet in Abstimmung mit den Fachbehörden in einzelne Teilabschnitte eingeteilt worden, die jeweils getrennt betrachtet werden. Diese Aufteilung erfolgt nach mehreren Kriterien:

- Berücksichtigung von unterschiedlichen Vegetationstypen
- getrennte Erfassung von größeren Nebenbächen
- Berücksichtigung hydrogeologischer Randbedingungen



Für jeden dieser Teilabschnitte sind Grundwasserhaushaltsbetrachtungen unter Berücksichtigung der Einzugsgebiete im 1. und 3. Grundwasserstockwerk durchgeführt worden.

## 4 Ergebnis

Als Ergebnis dieser Betrachtungen ergibt sich der Anteil an Versickerungswasser am Gesamtzufluß zum Vorflutersystem (Bach und Feuchtgebiet).

Bei der Darstellung der Ergebnisse werden vier Kategorien unterschieden:

Bereich	Anteil von Versickerungswasser
0	kein Anteil
1	fast kein Anteil (bis 1/20)
2	geringer Anteil (bis 1/5)
3	deutlicher Anteil (ca. 1/3)

Wie in der Abb. 1 dargestellt, sieht das auf der oben genannten Grundlage erarbeitete Ergebnis wie folgt aus: Einen deutlichen Anteil von Versickerungswasser wird es nur im Bereich des Mühlenbaches geben. Im Bereich des Oberlaufes der Schwalm bis zum Knippertzbach sowie im mittleren östlichen Bereich der Schwalm und im Bereich des Oberlaufes des Knippertzbaches muß mit einem geringen Anteil von Versickerungswasser gerechnet werden. In dem übrigen Schwalm-Bereich, im südlichen Nette-Bereich und im Schaagbach-Bereich wird es fast keinen Versickerungswasseranteil geben. Im Feuchtgebiet Elmpter Bruch, Boschbeek und Rothenbach wird kein Zufluß aus Versickerungsanlagen zu verzeichnen sein.

## 5 Schlußbemerkung

Die Betrachtungen zum Stofftransport zwischen Versickerungsanlagen und Feuchtgebieten berücksichtigen sowohl die Konvektion (Grundwasserströmung) als auch näherungsweise die Dispersion (Vermischungsvorgänge). Ergebnis dieser Untersuchung ist, daß anhand von Grundwasserhaushaltsbetrachtungen Angaben über die Wasserqualität in den vorgegebenen Teilabschnitten der Feuchtgebiete einschließlich der Vorfluter ermittelt wurden. Zur Beschreibung der voraussichtlichen Wasserqualität sind vier Klassen festgelegt worden, die Aussagen über die jeweiligen Versickerungswasseranteile an der Gesamtwassermenge, die ins Feuchtgebiet einschließlich Vorfluter gelangen, enthalten.

Bei der Bewertung des vorliegenden Ergebnisses ist zu berücksichtigen, daß die ermittelten Versickerungsanteile den jeweiligen maximalen Zustand darstellen, der nur für einen begrenzten Zeitraum (ca. 15 Jahre) auftreten wird.

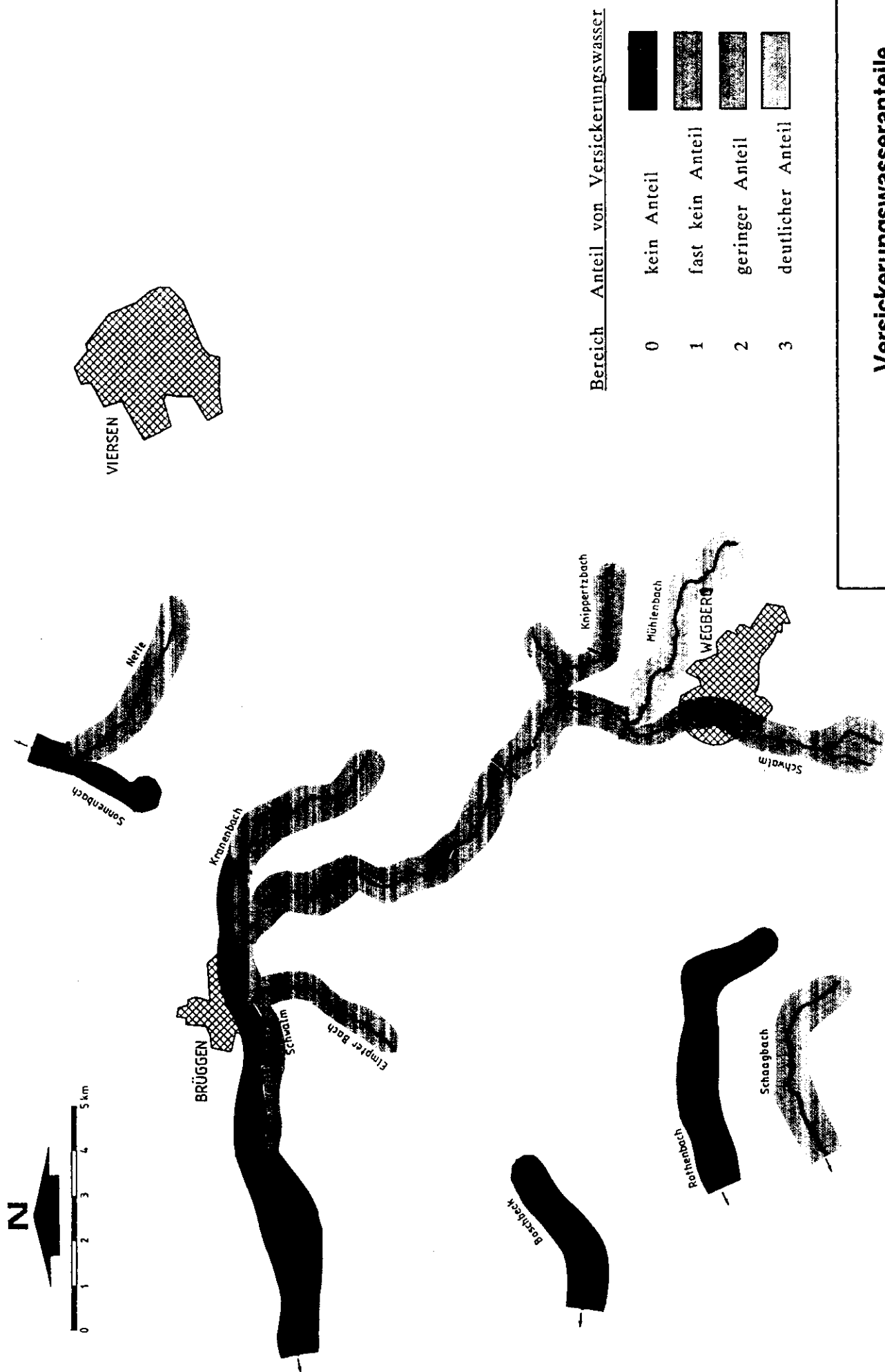


Abb. 1  
Versickerungswasseranteile  
im Flußgebiet der Schwaalm

# **Hydrologisch-hydrochemisches Gutachten zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußgebiet der Schwalm**

**– Geochemischer Teil –**

**– Kurzfassung –**

Auftraggeber:  
Rheinbraun AG

Bearbeiter:  
Prof. Dr. Schulz

Datum: 15. Dezember 1990

## 1. Bearbeitungsgang, Fragestellung und Methodik

Die geochemische Fragestellung, welche Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der Feuchtgebiete Buscher Bruch, Rothbusch und Piecksbruch (vgl. Abbildungen 1.1 bis 1.3) nach der Infiltration von Sumpfungswasser bzw. Rheinwasser zu erwarten sind, ist eingebunden in die hydraulische Modellierung der Gebiete durch das Ingenieurbüro Prof. Mull und Partner, Hannover sowie die ökologische Beurteilung durch Prof. Dr. Christian Kunze, Universität Gießen. Aus der hydraulischen Modellierung ergibt sich, auf welchen Wegen und mit welchen Fließgeschwindigkeiten welche Teile der Feuchtgebiete durch die jeweilige Infiltration erreicht werden. Aufgabe der geochemischen Bearbeitung wird es sein, für die durch die Infiltration erreichten Teile der Feuchtgebiete Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers vorherzusagen. Auf der Basis dieser Vorhersagen erfolgt dann die pflanzenökologische Beurteilung.

Die geochemische Bearbeitung gliedert sich in die folgenden Einzelschritte:

- Beschreibung des Ist-Zustandes im Grundwasser: Hierzu wurden über den Zeitlauf eines Jahres in engen Zeitabschnitten (14 Tage) durchgeführte chemische Analysen vom Grundwasser aus allen für die Feuchtgebiete relevanten Grundwasserleitern ausgewertet. Die Auswertung erfolgte für die hier schwerpunktmäßig bearbeiteten drei Feuchtgebiete jeweils über die Erfassung der aufgetretenen Konzentrationsbereiche, über die Untersuchung von Zeitreihen und über geochemische Modellrechnungen.
- Laborversuche: Hierbei wurden Proben aus den relevanten Grundwasserleitern der Feuchtgebiete in Säulenversuchen über ein halbes Jahr unter natürlichen Randbedingungen jeweils mit den vorgesehenen Infiltrationswässern durchströmt. Aus diesen Versuchen sollte sich ergeben, welche geochemischen Reaktionen mit welcher Reaktionskinetik in den unterschiedlichen Materialien der Grundwasserleiter ablaufen. Die Ergebnisse der Säulenversuche sind die Basis für die Entscheidung, welche geochemischen Prozesse im folgenden Schritt der Transport/Reaktions-Modellierung berücksichtigt werden müssen.
- Aufbau eines Transport-Reaktions-Modells: In einem eindimensionalen Modell werden die in den Laborversuchen gefundenen geochemischen Reaktionsmuster mit dem Stofftransport durch Advektion und Dispersion gekoppelt.
- Eichung des Modells: Eine erste Eichung des Modells im Hinblick auf die Reaktionskinetik und die daraus resultierenden Umsatzraten erfolgt in der quantitativen Anpassung des Modells an die Ergebnisse der Laborversuche. Eine geringfügige Nacheichung ergibt sich dann bei der Anpassung des Modells an den Ist-Zustand in den Feuchtgebieten unter Anwendung von Fließwegen und Fließgeschwindigkeiten wie sie aus der hydraulischen Modellierung gegeben sind.
- Anwendung des Modells und Prognose: Mit den Umsatzraten, die sich aus der Anpassung auf den heutigen Zustand ergeben, wird das Modell angewendet auf die vom heutigen Zustand abweichende Zusammensetzung der jeweiligen Infiltrationswässer. Dabei ergibt sich als Prognose am Ende des Fließweges durch den Grundwasserleiter die Beschaffenheit im oberflächennahen Grundwasser der Feuchtgebiete.

te. Konzentrationsbereiche mit streuenden Einzelwerten, wie sie heute gefunden werden, werden dann abgeleitet, wobei die Modellrechnung als geochemische Interpolations- bzw. Extrapolationshilfe dient.

## 2. Geochemische Zustandsbeschreibung des heutigen Grundwassers in den Feuchtgebieten

Zur Beschreibung des geochemischen Ist-Zustandes im Grundwasser der Feuchtgebiete wurden vom Auftraggeber eine Reihe von Grundwassermeßstellen eingerichtet, die auch die Beprobung des Grundwassers gestatten. Das ganz oberflächennahe Grundwasser der Talauen wird dabei durch Pegel erfaßt, die nur 50 cm unter die Erdoberfläche herabreichen. Diese Pegel werden im folgenden als „Bodenpegel“ bezeichnet. Das Grundwasser im meist sandigen Grundwasserleiter im Liegenden der Talauen-Sedimente wird durch Pegel erfaßt, die meist 2 bis 3 m unterhalb der Geländeroberfläche verfiltert sind. Diese Pegel werden im folgenden als „Flachpegel“ bezeichnet.

Insgesamt liegen 572 Analysen aus dem Grundwasser der Feuchtgebiete zur Auswertung vor, von denen allerdings 63 aus Beprobungen der jeweiligen Bäche stammen. Die Beprobung und Analytik erfolgte für alle Analysen auf Veranlassung des Auftraggebers. Die Analyseergebnisse wurden uns vom Auftraggeber auf Datenträgern zur Auswertung übergeben.

Die Auswertung der vorliegenden Grundwasser-Analysen aus den Feuchtgebieten orientiert sich im wesentlichen an drei Fragenkomplexen:

- Welche Konzentrationen oder besser Konzentrationsbereiche für die einzelnen gelösten Stoffe sind heute kennzeichnend für die geochemische Situation im Grundwasser?
- Welchen Schwankungen sind die Konzentrationen über der Zeit, und dabei besonders für die einzelnen Jahreszeiten unterworfen? Dabei wird insbesondere für die Bodenpegel auch die Frage eine Rolle spielen, wie weit durch die vorliegenden Analysen die natürliche Varianz der Konzentrationen von gelösten Stoffen erfaßt ist.
- Welche Prozesse, welche geochemischen Reaktionen steuern die Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der Feuchtgebiete? Diese Frage wird insbesondere im Hinblick auf die Modellierung und die Prognose bei einer zukünftigen Infiltration von Bedeutung sein.

In Abbildung 2.1 ist das Prinzip der Ableitung von Konzentrationsbereichen am Beispiel der Bodenpegel aus dem Piecksbruch für das gelöste Sulfat dargestellt. Bei weitem die Mehrzahl aller Werte befindet sich im Konzentrationsbereich zwischen 30 und 140 mg/l mit einem Häufigkeitsmaximum bei 70 mg/l. Deutlich seltener treten auch geringere Konzentrationen bis 15 mg/l und höhere Konzentrationen bis 350 mg/l auf, die jedoch nicht sehr charakteristisch sind für die generelle Situation der Sulfat-Konzentrationen in diesen Pegeln. Für alle drei Feuchtgebiete sind nach diesem Schema die wesentlichen Konzentrationen getrennt für die Bodenpegel und die Flachpegel jeweils in Tabellenform zusammengestellt. Auch bei den Prognosen, welche Konzentrationen nach der Infiltration im oberflächennahen Grundwasser zu erwarten sind, wird diese Darstellungsform verwendet. Es wird dadurch ein direkter Vergleich zwischen der heutigen Situation und der Prognose möglich.

In den Tabellen 2.1 und 2.2. sind für wesentliche gelöste Stoffe die Konzentrationsbereiche im Grundwasser des Buscher Bruches zusammengestellt. Entsprechende Zusammenstellungen geben die Tabellen 2.3 und 2.4 für den Piecksbruch und 2.5 und 2.6 für den Rothbusch.

Abbildung 2.2 zeigt Zeitreihen für die Hauptinhaltsstoffe in einem Flachpegel aus dem Buscher Bruch. Es ist eine bemerkenswerte Konstanz der Konzentrationen über dem Jahresablauf festzustellen. Eventuelle Schwankungen der Konzentrationen aus dem Neubildungsgebiet dieses Grundwassers erreichen also offensichtlich nicht mehr das Grundwasser im Liegenden der Talauen-Sedimente. Verdunstungs-Einflüsse aus der Talau wirken in die Tiefe der Flachpegel noch nicht herab.

In Abbildung 2.3 sind dieselben Hauptinhaltsstoffe wie in Abbildung 2.2 im selben Maßstab für einen Bodenpegel aus dem Buscher Bruch als Zeitreihe aufgetragen. Im Vergleich dieser Abbildung mit der vorausgegangenen wird das Ausmaß und die Richtung der geochemischen Prozesse in den Talauen-Sedimenten besonders deutlich. Die jeweils höchsten Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser werden in einer Anreicherung durch Verdunstung in den Monaten August/September erreicht. Diese Anreicherung zu den höchsten Konzentrationen betrifft praktisch alle gelösten Bestandteile des Grundwassers. Besonders ausgeprägt sind die jahreszeitlichen Konzentrationsschwankungen beim Sulfat, weil hier durch Redox-Prozesse beim Durchströmen der Talau im Abbau mit organischer Substanz in den Monaten März/April/Mai ein zusätzliches Minimum erreicht wird.

Für das Verständnis der wirkenden Prozesse und damit für die spätere Modellierung und die Prognose sind im wesentlichen drei Punkte festzuhalten:

- Für die nicht an Redox-Prozessen beteiligten gelösten Stoffe werden Maxima und Minima der Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der Talauen im wesentlichen durch Verdunstungsprozesse gesteuert.
- Die Maxima und Minima der an Redox-Prozessen beteiligten gelösten Stoffe werden im wesentlichen durch diese Prozesse bestimmt. Dabei werden die Oxidationsmittel (freier Sauerstoff, Nitrat, Sulfat) abgebaut und aus der organischen Substanz Hydrogencarbonat, Ammonium, Phosphat freigesetzt. Als Oxidationsmittel aus der Festsubstanz sind auch Eisenoxide und -hydroxide zu bedenken, bei deren Reduktion zweiwertiges Eisen in die Lösung übertritt. Während der Nitrat-Stickstoff bei der Reduktion im allgemeinen zum elementaren Stickstoff-Gas überführt wird, bleibt von der Reduktion der Sulfate das Sulfid-Ion übrig. Dieses steht wieder mit den zweiwertigen Eisen-Ionen in Mineral-Fällungsreaktionen, die bei der Modellierung und bei der Prognose zu berücksichtigen sein werden.
- Obwohl der Weg des Grundwassers vom Neubildungsgebiet bis unter die Talauen-Sedimente in Zeit und Entfernung ganz wesentlich länger ist als der Weg durch die Talauen-Sedimente, sind doch die dabei ablaufenden geochemischen Prozesse für die Zusammensetzung des oberflächennahen Wassers in den Talauen so entscheidend, daß alle anderen geochemischen Reaktionen auf dem Wege vorher damit verglichen praktisch bedeutungslos werden.

Entsprechend dem Auftrag wurden zur Erkundung von Mineral/Lösungs-Gleichgewichten auch Modellrechnungen mit dem geochemisch-thermodynamischen Modell-Programm WATEQ2 durchgeführt. Da solche Modell-Rechnungen wegen ih-

res erheblichen Umfanges für alle vorliegenden 572 Analysen nicht machbar und auch nicht sinnvoll sind, wurden hierfür aus den jeweiligen Analysengruppen einzelne Analysen ausgewählt. Die Auswahl dieser Analysen erfolgte so, daß sie mit ihren Einzelwerten jeweils möglichst nahe an den häufigsten Konzentrationen der Spalte A aus der jeweiligen Tabelle lagen.

Die WATEQ2-Modellrechnungen für Analysen aus den Bodenpegeln weisen für die meisten Minerale hohe Untersättigungen auf. Die Löslichkeits-Gleichgewichte dieser Minerale sind im folgenden also nicht weiter zu betrachten. Interessant wird lediglich sein, daß auch alle Carbonat-Minerale deutlich untersättigt sind. Hohe positive Sättigungs-Indizes, d. h. hohe Übersättigungen für z. B. die Minerale Hämatit und Pyrit dürfen ebenfalls nicht weiter betrachtet werden, da hier energetische Barrieren die Einstellung von Löslichkeits-Gleichgewichten verhindern. Zur Frage nach Löslichkeits-Gleichgewichten dürfen somit nur die Minerale betrachtet werden, für die in der Berechnung Sättigungs-Indizes ausgewiesen werden, die nahe an Null liegen. Dies sind für die Analysen aus den Bodenpegeln stets Minerale aus der Gruppe der Tonminerale/Aluminiumhydroxide/Siliziumoxide. Die Konzentrationen von Silizium und Aluminium in Lösung werden also über diese allerdings meist kinetisch beeinflussten Löslichkeits-Gleichgewichte bestimmt, wobei ein wesentlicher Einflußparameter der pH-Wert ist. Auch für die Minerale Siderit und  $\text{FeS}_{\text{amorph}}$  werden in Analysen aus Bodenpegeln häufig Sättigungsindizes in der Nähe von Null berechnet, so daß auch diese Minerale als begrenzend für Konzentrationen in Lösung berücksichtigt werden müssen.

In den Berechnungen für die Analysen aus den Flachpegeln ergibt sich ein grundsätzlich ähnliches Bild. Auch hier sind die Carbonate deutlich untersättigt. Wieder sind für die Konzentrationen von Silizium und Aluminium in Lösung die kinetischen Gleichgewichte zu Mineralen aus der Gruppe der Tonminerale/Aluminiumhydroxide/Siliziumoxide mit der Abhängigkeit vom pH-Wert bestimmend. Es darf nicht überraschen, daß sich die Analysen aus Bodenpegeln und Flachpegeln in ähnlichen Mineral-Gleichgewichtszuständen befinden, denn die Unterschiede zwischen beiden sind nicht durch Mineral/Lösungs-Reaktionen, sondern durch Redox-Prozesse gegeben. Dies wird auch darin deutlich, daß der berechnete  $\text{CO}_2$ -Partialdruck für die Analysen aus den Bodenpegeln stets sehr viel höher ist als für die Analysen aus den Flachpegeln.

### 3. Laborversuche

Geochemische Reaktions-Systeme sind immer multivariate Systeme, bei denen die einzelnen Konzentrationen untereinander und die Randbedingungen in ihrer Wirkung auf die Konzentrationen in nichtlinearen Abhängigkeiten stehen. Daraus folgt die bedauerliche Tatsache, daß es unmöglich ist, für ein bestimmtes geochemisches System nur auf der Basis geochemischer Grundgleichungen vorherzusagen, in welche Richtung es sich bei bestimmten Randbedingungen entwickeln wird. Um diese Richtung und die dabei auftretenden Umsatzraten der Reaktionen zu erkunden, hat es sich bewährt, dazu Laborversuche unter kontrollierten und möglichst naturnahen Bedingungen durchzuführen. Aus solchen Laborversuchen ergibt sich dann, welche Einzelreaktionen mit welchen Umsatzraten für die geochemische Entwicklung des Systems bestimmend sind.

Im Zusammenhang der hier verfolgten Fragestellung bedeutet „geochemisches System“ ein Grundwasser, das mit einem bestimmten Lösungsinhalt mit einer bestimmten Geschwindigkeit

durch einen Grundwasserleiter mit einer bestimmten geochemischen, mineralogischen und sedimentologischen Zusammensetzung auf einer bestimmten Weglänge fließt. In den Laborversuchen wird dies mit sogenannten Säulen-Versuchen nachgeahmt. Generell gilt für die Laborversuche, daß dabei in einem Rohr unter wassergesättigten Bedingungen das Material des infrage stehenden Grundwasserleiters mit einer möglichst realistischen Geschwindigkeit von Wasser durchströmt wird, das die Zusammensetzung hat, wie es durch die konkrete Fragestellung gefordert ist. In diesem Fall sind dies die vorgegebenen Konzentrationen im Sumpfungswasser bzw. Rheinwasser.

Die Laborversuche bilden somit die Basis, auf der es möglich wird, das geochemische System quantitativ zu modellieren, so daß aus der Modellierung eine verlässliche Prognose über zu erwartende Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser des Feuchtgebietes bei bestimmten Infiltrations-Situationen abzuleiten ist.

Bei den Säulenversuchen wurden Plexiglasrohre mit einem Durchmesser von 5 cm (entsprechend einer Querschnittsfläche von ca. 20 cm<sup>2</sup>) und einer Länge von 80 cm verwendet. Der unter wassergesättigten Bedingungen ablaufende Durchfluß ist aus einem Infiltrationswasser-Vorrat durch eine Schlauchpumpe am Einlauf kontrolliert. Am Auslauf der Säule wird die gesamte Wassermenge in Meßzylindern aufgefangen, so daß über den genauen Durchfluß stets eine zweite Kontrollmöglichkeit besteht. In Abbildung 3.1 ist der gesamte Versuchsaufbau in einer Prinzipskizze dargestellt.

Der Durchfluß wurde über die Schlauchpumpe am Einstrom dabei so eingestellt, daß sich ein Wasserdurchsatz von etwa 18 ml/Tag ergab. Beim Querschnitt der Säule von 20 cm<sup>2</sup> folgt daraus eine Filtergeschwindigkeit von etwa 1 cm/Tag und bei einer Porosität des Materials von etwa 20% eine Abstandsgeschwindigkeit des Wassers von etwa 5 cm/Tag. Dies entspricht einer Abstandsgeschwindigkeit des fließenden Wassers von 6 · 10<sup>-7</sup> m/sec. Diese Geschwindigkeit liegt im Bereich der Geschwindigkeiten, die bei der hydraulischen Modellierung für das Durchströmen der Talauen-Sedimente ermittelt wurden.

Die Zusammensetzung der beiden zu verwendenden Infiltrationswässer war vom Auftraggeber vorgegeben. Es sollte ein charakteristisches Sumpfungswasser und ein Rheinwasser verwendet werden, wie es in seiner Zusammensetzung im Jahre 2030 zu erwarten ist. Vom Sumpfungswasser wurde für die Durchführung der Laborversuche eine größere Menge von der Firma Rheinbraun zur Verfügung gestellt. Das Rheinwasser wurde künstlich hergestellt, indem Bremer Leitungswasser dertart aufgestockt wurde, bis die vorgegebene Zusammensetzung erreicht war. Die so für die Laborversuche vorliegenden Infiltrationswässer wurden bei der Analytik der Säulenabläufe jeweils mit untersucht. Es ergaben sich dabei die Zusammensetzungen, die in Tabelle 3.1 zusammen mit den vom Auftraggeber vorgegebenen Bereichen aufgeführt sind.

Das aus den insgesamt betriebenen 20 Säulen auslaufende Wasser wurde viermal analysiert. Die erste Analysenserie erfolgte dabei 21 Tage nach der Inbetriebnahme, d. h. zu einem Zeitpunkt, als der Wassergehalt einer jeden Säule gerade etwa einmal ausgetauscht war. Die zweite Probenserie erfolgte nach 54 Tagen (entsprechend 3,3 Wasser-Durchläufen), die dritte Probenserie nach 130 Tagen (entsprechend 8,1 Wasser-Durchläufen) und die vierte und letzte Probenserie nach 181 Tagen (entsprechend 11,3 Wasser-Durchläufen).

Es wurde jeweils analysiert auf folgende Parameter: pH-Wert, Eh-Wert, Hydrogencarbonat, Calcium, Magnesium, Natrium,

Kalium, Eisen, Mangan, Aluminium, Silizium, Ammonium, Sulfat, Chlorid, Nitrat, Phosphat und Sulfid.

Als Festphasen der Säulenfüllung wurden bei den Laborversuchen die folgenden Proben bearbeitet:

1. Stark humoser Sand bis Schluff aus dem Piecksbruch, Bohrung PBW 11.
2. Sandiger Torf aus dem Piecksbruch, Bohrung PB15b.
3. Entkalkter Löß aus dem Rothbusch, Bohrung 76/19 L.
4. Stark humoser Sand bis Schluff aus dem Rothbusch, Bohrung RBS12.
5. Fast reiner Quarzsand aus dem Piecksbruch, Bohrung PBF17.
6. Fast reiner Quarzsand aus dem Buscher Bruch, Bohrung BB6F.
7. Stark humoser Sand aus dem Piecksbruch, Bohrung PBW13 To.
8. Schwach humoser Sand aus dem Piecksbruch, Bohrung PBW13 Sa.
9. Untere, schwach humose Sandlage aus dem Rothbusch, Bohrung 76/19 u.
10. Obere, reine Sandlage aus dem Rothbusch, Bohrung 76/19o.

Die hier gegebene Numerierung der Proben wird in den folgenden Abschnitten bei der Beschreibung der Einzelergebnisse durchgehend verwendet.

Die mineralische Festphase aller untersuchten Proben ist ausgesprochen arm an geochemisch reaktiven Mineralen. Bei weitem dominierendes Mineral ist in allen Fällen der Quarz. Aus dieser mineralischen Substanz, die schon viele Schritte geochemischer Verwitterung hinter sich hat, darf keine nachhaltige Einwirkung auf ein durchfließendes Grundwasser oder Infiltrationswasser erwartet werden. Auffallend sind lediglich nicht zu vernachlässigende Eisen-Gehalte, auch in den Proben mit hohem organischen Anteil.

Die Untersuchung der Austauschkapazitäten und vor allem der Belegung der Austauschplätze zeigte, daß hier ganz überwiegend die Erdalkali-Metalle dominieren. Dieser Zustand ist charakteristisch für ein geochemisches Milieu, in dem das Material seit langer Zeit von einem Grundwasser durchströmt wird, das sich im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht befindet. Solange an diesem Zustand nichts geändert wird, d. h. ein Wasser infiltriert wird, das sich ebenfalls im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht befindet, darf eine wesentliche Veränderung der Austauscherbelegung nicht erwartet werden.

Bei den Proben mit hohem C<sub>org</sub>-Gehalt (Proben 1, 2, 4, 7) repräsentiert diese organische Substanz ein hohes bis sehr hohes Reaktions-Potential. Bei der Passage von Grundwasser aus einem oxidischen Milieu sind also alle Abfolgen der Redox-Prozesse, angefangen vom Abbau organischer Substanz mit freiem Sauerstoff, mit Sauerstoff aus Nitraten, aus Manganoxiden, aus Eisenoxiden, aus Sulfaten, bis letztlich hin zur Methan-Fermentation zu erwarten. Das Hauptaugenmerk wird bei den Laborversuchen und bei der späteren Modellierung somit auf diese Prozesse zu lenken sein.

Bei den Ergebnissen der Laborversuche kommt besondere Bedeutung den Redox-Prozessen beim Abbau organischer Substanz zu, so daß hier in der Kurzfassung nur die darauf bezogenen Ergebnisse geschildert werden sollen. Dabei wird die organische Substanz bis zum  $\text{CO}_2$  aufoxidiert und es werden Hydrogencarbonat-Konzentrationen erzeugt, die z. T. ganz wesentlich höher sind als die des Infiltrationswassers. Dies betrifft in erster Linie die Proben 1, 2, 4 und 7, teilweise auch die Probe 3. Die höchsten Hydrogencarbonat-Konzentrationen wurden mit mehr als 700 mg/l zeitweilig in Probe 1 gefunden. Nach dem Abbau des freien Sauerstoffes im Infiltrationswasser (Sauerstoff-Konzentrationen konnten bei diesen Versuchen mit der geringen Durchflußmenge an den Säulen-Ausläufen selbstverständlich nicht gemessen werden), erfolgt ein Abbau der Nitrate bis zu Konzentrationen nahe der Nachweisgrenze und anschließend auch ein Abbau der Sulfate im Infiltrationswasser. Besonders deutlich ist dies in Abbildung 3.2 zu erkennen, wo die ursprünglich im Infiltrationswasser vorhandenen Sulfat-Konzentrationen in den Säulen 1, 2, 4 und 7 bis nahe an die Nachweisgrenze herab abgebaut sind.

Aus der organischen Substanz wird nicht nur  $\text{CO}_2$  freigesetzt, sondern die darin enthaltenen Stickstoff- und Phosphor-Anteile führen auch zu einer Freisetzung von Ammonium und Phosphat. Auch hier zeigt sich, daß wieder die Säulen mit einem hohen Anteil organischer Festsubstanz deutlich bis kräftig erhöhte Ammonium-Gehalte aufweisen. Ganz ähnlich verhalten sich die Phosphat-Konzentrationen der Säulenversuche mit hohem organischem Feststoff-Inhalt.

Aus dem Abbau von Sulfaten bei der Oxidation anorganischer Substanz resultiert das Sulfid (in Lösung meist als  $\text{HS}^-$  Ion). Nachweisbare Sulfid-Konzentrationen konnten jedoch mit Ausnahme einer einzigen Analyse nicht gefunden werden. Dies kann nur verstanden werden vor dem Hintergrund der gleichzeitig auftretenden hohen Eisen-Konzentrationen. Als begrenzend Phase für die Sulfid-Konzentration in Lösung wird hier offensichtlich die Fällung von amorphem Eisensulfid ( $\text{FeS}$ ) wirksam. Bei allen Säulen-Versuchen mit einem hohen Anteil von organischer Substanz in der Festphase wurden hohe bis sehr hohe Eisen-Konzentrationen in den Säulen-Abläufen gefunden. Dieses zweiwertige Eisen wird freigesetzt, wenn Eisenoxide organische Substanz oxidieren. Ob bei einer begrenzenden Festphase von amorphem Eisensulfid dann letztlich in Lösung ein Überschuß von zweiwertigem Eisen oder von gelöstem Sulfid dominiert, hängt von den jeweiligen Umsatzraten mit der organischen Substanz ab. Bei höherer Freisetzung von zweiwertigem Eisen in Lösung überwiegt dieses und führt bei einem sehr niedrigen Löslichkeitsprodukt für amorphes Eisensulfid zu einer nahezu vollkommenen Ausfällung des freigesetzten Sulfides. Dieser Fall ist in den Laborversuchen gegeben. Bei höheren Sulfat-Konzentrationen im durchströmenden Wasser ist jedoch bei einer konstanten Freisetzung von zweiwertigem Eisen in Lösung auch der umgekehrte Fall eines Sulfid-dominierten Systems denkbar. Beide Möglichkeiten werden bei der Modellierung des natürlichen Falles zu berücksichtigen sein.

#### 4. Modellierung

Den prinzipiellen Aufbau des Transport/Reaktions-Modells zeigt Abbildung 4.1. In einem Zweischritt-Verfahren wird hier streng unterschieden zwischen dem physikalischen Transport aller in Lösung betrachteten Stoffe (obere Bildhälfte) und den gleichzeitig ablaufenden sehr verschiedenen geochemischen Reaktionen (untere Bildhälfte). Entlang einem Fließweg, der aus der hydraulischen Modellierung (Prof. Mull) vorgegeben

ist, wird eine eindimensionale Reihe von 80 Zellen betrachtet. Innerhalb eines Zeitschrittes werden die Lösungsinhalte einer jeden Zelle gerade um eine Position weiterbewegt. Dabei wird zusätzlich entsprechend den in Abbildung 4.1 gegebenen Gleichungen die hydrodynamische Dispersion für jeden Stoff berücksichtigt. Nach Ende eines jeden Zeitschrittes kann zur jeweiligen Konfiguration der Konzentrationen in einer jeden Zelle zugegriffen werden, so daß die Simulation beliebiger geochemischer Reaktionen möglich ist. Hierbei wird zuerst mit dem geochemisch-thermodynamischen Modellprogramm WATEQ2 in allen Zellen die jeweilige Komplex-Speziesverteilung berechnet. Anschließend werden auf der Basis dieser Speziesverteilung alle bekannten Redox-Reaktionen (Abbau organischer Substanz durch Sauerstoff, Nitrat, Eisenoxide, Sulfat, Methan-Fermentation einschließlich Freisetzung von Nitrat, Ammonium und Phosphat) und alle Mineral-Lösungs-/Fällungs-Reaktionen (Calcit, Siderit,  $\text{FeS}_{\text{am}}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_{3,\text{am}}$ ) simuliert. Es folgt dann im nächsten Zeitschritt wieder zuerst die Berechnung des physikalischen Stofftransportes, dann wieder die Berechnung der geochemischen Reaktionen usw. Nach einer Vielzahl von Zeitschritten stellen sich in den einzelnen Zellen Konzentrations-Konfigurationen ein, die stationären Zuständen entsprechen und in ihrer Höhe durch die Bedingungen des Stofftransportes und der Umsätze bei den geochemischen Reaktionen gegeben sind.

Da sich die Ergebnisse der Laborversuche für die Säulen mit hohem organischem Anteil (Talauen-Sedimente, Torfe) prinzipiell nicht unterschieden, konnte hier eine geschlossene Modellierung für alle diese Säulen gleichzeitig erfolgen. Es war dabei das Ziel, bei bekannten, vorgegebenen Fließgeschwindigkeiten durch die Eichung im Modell einen stationären Zustand zu erzeugen, der möglichst genau die an den Laborversuchen analysierten Abläufe darstellte. Bei der Eichung zeigte sich, daß die an den Säulenabläufen gemessenen Konfigurationen von Konzentrationen sehr eng die als Eichgrößen zu verwendenden Umsatzraten beschreiben. Die Konzentrationsverläufe der stationären Zustände nach der Eichung sind in Abbildung 4.2 dargestellt. Deutlich wird in Abbildung 4.2a der Anstieg der Hydrogencarbonat-Konzentration entlang dem Fließ- und Reaktionsweg. Das zusätzliche Hydrogencarbonat stammt aus dem oxidativen Abbau von organischer Substanz. Als einer der wesentlichen Sauerstofflieferanten für diesen Prozeß dienen Sulfate, so daß ihr Verbrauch entlang dem Reaktionsweg denselben Prozeß abbildet. Verbunden mit dem Anstieg der Hydrogencarbonat-Konzentration ist in dieser Modellrechnung auch der Weg in eine geringfügige Übersättigung des Wassers für das Mineral Calcit, so daß in den leicht abfallenden Calcium-Konzentrationen sich eine Fällung dieses Minerals abbildet. Dies wurde nur in den Laborversuchen beobachtet; weder in der Beschreibung des Ist-Zustandes im oberflächennahen Grundwasser der drei Feuchtgebiete noch in deren Modellierung trat dieser Effekt auf, da dafür die pH-Werte etwas zu niedrig lagen. In Abbildung 4.2b sind die geringer konzentrierten Stoffe dargestellt. Ammonium und Phosphat resultieren dabei aus dem Abbau organischer Substanz, besonders unter den anoxischen Bedingungen der Sulfat-Reduktion. Freier Sauerstoff und Nitrat werden bereits sehr früh im noch oxischen bzw. suboxischen Milieu abgebaut. Dabei erfolgt im oxischen Milieu noch eine Freisetzung von Nitrat, so daß zuerst bei diesem Parameter noch ein Anstieg zu verzeichnen ist. Das bei der Reduktion von festen Eisenoxiden des Sediments freigesetzte zweiwertige gelöste Eisen wird in seiner Konzentration durch zwei Festphasen-Fällungen begrenzt. Solange aus dem Abbau der Sulfate hinreichend Sulfid in Lösung ist, begrenzt das Löslichkeitsprodukt von amorphem Eisensulfid, danach bei deutlich höheren Eisen-Konzentrationen das Löslichkeitsprodukt von Siderit.

Die Modellierung der Laborversuche zeigt, daß die in das Modell eingebrachten geochemischen Reaktionen, zusammen mit dem advektiven Stofftransport, die gemessene Konzentrations-Konfiguration vollkommen beschreiben. Es wird auf der Basis dieser Eichung somit eine Prognose auch für den Fall etwas geänderter Randbedingungen möglich.

Es war bei der Durchführung der Laborversuche vorgesehen, die Fließgeschwindigkeiten möglichst ähnlich wie in der Natur anzusetzen. Beim Buscher Bruch ergab sich aus der hydraulischen Modellierung gerade genau der Wert für die Fließgeschwindigkeit, der bei den Laborversuchen verwendet worden war. Diese Umstand erleichtert sehr die Übertragung der Laborversuche auf den natürlichen Fall. Bei der Modellierung des Ist-Zustandes im Buscher Bruch mußten also nur die Konzentrations-Randbedingungen entsprechend angepaßt werden. Das bedeutet, daß am Einlauf der Modellierungs-Säule die mittlere Konzentrationsverteilung der Flachpegel aus dem Buscher Bruch angesetzt wurde. Zur weiteren Anpassung an die gemessenen Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser des Buscher Bruches (Bodenpegel) war nun nur noch eine leichte Nachkorrektur der Eichparameter (Umsatzraten) notwendig. Fast durchgängig mußten die Umsatzraten bei der Modellierung des Ist-Zustandes um etwa 10 bis 20% geringer gewählt werden als bei den Laborversuchen. Dies wird verständlich, wenn man bedenkt, daß die Laborversuche bei 20 °C durchgeführt wurden, während in der Natur die mittleren Temperaturen deutlich niedriger liegen. Auch die Richtung dieser Nacheichung ist also aus den gegebenen Randbedingungen verständlich. Bei der Modellierung für den Ist-Zustand im Piecksbruch und im Rothbusch konnten dieselben Umsatzraten wie im Buscher Bruch verwendet werden. Hier war nur eine der hydraulischen Modellierung entsprechende Anpassung der Fließgeschwindigkeiten notwendig.

Die erreichten Modellierungen repräsentieren in ihrem Endzustand (Zelle 80) jeweils den vollkommenen Reaktionsweg durch die Talauen-Sedimente. In den Laborversuchen wurden diese Sedimente in den Säulen auch so durchflossen, daß das Wasser jederzeit zwangsweise Kontakt mit der organischen Festphase hatte. Eine natürliche Talau ist jedoch gekennzeichnet durch eine Vielzahl von Inhomogenitäten (einzelne größere Wurzeln, alte Aststücke im Torf, Grabgänge von Tieren u. a. m.). Alle diese Inhomogenitäten führen letztlich dazu, daß Teile des strömenden Wassers schnellere Wege mit geringeren Kontaktzeiten zur organischen Festphase finden. Die Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers muß also als Abbild der Inhomogenitäten in den Talauen-Sedimenten verstanden werden, als ein Mosaikmuster von unterschiedlich weit geochemisch entwickelten Wässern:

Die Begrenzung der Konzentrationen von zweiwertigem Eisen in Lösung und gelöstem Sulfid durch die Fällung von amorphem FeS mit seinem niedrigen Löslichkeitsprodukt ist dabei auch entscheidend für das im oberflächennahen Grundwasser entstehende geochemische Milieu. Die Freisetzung von zweiwertigem Eisen ist weitgehend durch die Menge und die Qualität des im Sediment vorhandenen Eisenoxids bzw. -hydroxids vorgegeben und damit von der Infiltration unabhängig. Die Menge des freigesetzten Sulfids ist jedoch abhängig vom Sulfat-Gehalt des die Talau durchströmenden Grundwassers. Bei geringen Sulfat-Gehalten dominiert anschließend im oberflächennahen Grundwasser das Eisen, bei hohen Sulfat-Gehalten dominiert das Sulfid. Abbildung 4.3 zeigt in Abhängigkeit vom Sulfat-Gehalt des in die Talau einströmenden Grundwassers die im oberflächennahen Grundwasser resultierenden Eisen- bzw. Sulfid-Konzentrationen. Es wird deutlich, daß bei einem Sulfat-Gehalt von hier etwa 120 mg/l der Umschlag in ein

Sulfid-dominiertes System zu erwarten ist. Mit 110 mg/l Sulfat im Grundwasser unterhalb der Talau im Buscher Bruch (Flachpegel, Tabelle 2.2) ist heute das System bereits nahe an dieser Grenze.

## 5. Prognose

Ebenso wie heute nicht eine bestimmte Konzentrations-Konfiguration für das oberflächennahe Grundwasser der Talauen-Gebiete kennzeichnend ist (vgl. Tab. 2.1 bis 2.6), muß auch die Prognose bestimmte Konzentrationsbereiche in Raum und Zeit darstellen. Dabei muß untersucht werden, wie weit die vom tieferen Grundwasser der Talauen-Gebiete (Flachpegel) abweichende Zusammensetzung der Infiltrationswässer in das oberflächennahe Grundwasser hineinwirkt. Für die Prognose wurden die Wirkungsmechanismen auf dem Wege vom tieferen Grundwasser bis zum oberflächennahen Grundwasser quantitativ untersucht; die Ergebnisse werden nun auf die Zusammensetzung der Infiltrationswässer angewendet. Dabei sind im wesentlichen die folgenden Prozesse zu berücksichtigen:

- Die auf dem Wege sich hier chemisch inert verhaltenen Stoffe werden im oberflächennahen Grundwasser lediglich durch Verdunstung angereichert.
- Die an Redox-Reaktionen beteiligten Stoffe werden in ihrem Verhalten durch die Modellierung nachvollzogen.
- Durch landwirtschaftliche Düngung durch die Oberfläche hier eingetragene Stoffe werden aus dem Ist-Zustand unverändert in die Prognose übernommen.

Es muß betont werden, daß im ersten Schritt die Prognosen jeweils von einem zu 100 Prozent unter die Talau gelangenden Infiltrationswasser ausgehen. Dieser erste Schritt stellt also stets einen theoretischen, ungünstigsten Fall dar. In Abhängigkeit von der Lage des Infiltrationsortes zum Feuchtgebiet ergibt sich jedoch aus der hydraulischen Modellierung ein bestimmtes Mischungsverhältnis von Infiltrationswasser und vorhandenem, natürlichem Grundwasser unterhalb der Talau. Die im ersten Schritt erstellten Prognose-Ergebnisse mit der Annahme von 100 Prozent Infiltrationswasser unterhalb der Talau in der Auswirkung auf die dabei entstehenden Konzentrationsverteilungen im oberflächennahen Grundwasser sind für den Buscher Bruch in den Tabellen 5.1 und 5.2, für den Piecksbruch in den Tabellen 5.3 und 5.4 sowie für den Rothbusch in den Tabellen 5.5 und 5.6 zusammengestellt. Dabei stellen die Tabellen in dieser Kurzfassung eine stellvertretende Auswahl aus der Berechnung auch für verschiedene Teilbereiche der untersuchten Feuchtgebiete dar.

Für die Laborversuche (Abschnitt 3.) und für die Prognosen in diesem Abschnitt waren für das Sumpfungswasser und für das Rheinwasser des Jahres 2030 jeweils die Zusammensetzungen vorgegeben. Dabei waren manche Parameter durch einen einfachen Wert beschrieben und andere durch einen Konzentrationsbereich mit einem oberen und einem unteren Wert (vgl. Tabelle 3.1). Für die Versuche und für die Prognosen wurden nach Möglichkeit Wässer verwendet, bei denen die jeweiligen Konzentrationen möglichst gut im vorgegebenen Bereich lagen. Es muß jedoch auch diskutiert werden, wieweit Abweichungen von den in dieser Studie verwendeten Werten – im Rahmen der vorgegebenen Bandbreiten – eine Rückwirkung auf die zu erwartenden Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der Feuchtgebiete haben.



Für die Prognosen bringt insgesamt das Einbeziehen von Konzentrations-Schwankungsbereichen bei den Infiltrationswässern in die Betrachtung selbstverständlich eine Verbreiterung der möglichen Konzentrations-Häufigkeitsverteilungen im oberflächennahen Grundwasser der Feuchtgebiete. Es darf jedoch nicht übersehen werden, daß die in den Prognose-Tabellen gegebenen Verteilungen bereits durch das Einbeziehen der bestehenden Inhomogenitäten in den Feuchtgebieten recht breit sind, so daß die damit verglichen recht engen Bandbreiten der Konzentrationen bei den Infiltrationswässern von nur untergeordneter Bedeutung sein können.

In allen Prognosen des ersten Schrittes wurde davon ausgegangen, daß das Infiltrationswasser praktisch unverdünnt durch im Gebiet vorhandenes Grundwasser bis unter die Talauen-Sedimente gelangen kann (Tabellen 5.1 bis 5.6). Alle Prognosen stellen somit jeweils den ungünstigsten Fall dar. Aus der hydraulischen Bearbeitung (Prof. Mull) folgt jedoch, daß je nach Lage des Infiltrationsortes in Bezug auf das Feuchtgebiet unterschiedliche Anteile von Infiltrationswasser und im Gebiet vorhandenem natürlichem Grundwasser das Feuchtgebiet erreichen. Durch die Wirkung der transversalen Dispersion während des Fließens vom Infiltrationsort bis unter die Talauen-Sedimente erfolgt jedoch in jedem Fall eine vollkommene Durchmischung von natürlichem Grundwasser und Infiltrationswasser.

Wenn unterhalb der Talau – also zu Beginn der geochemisch relevanten Prozesse – ein Grundwasser ansteht, das sich als Ergebnis einer Mischung in seinen Konzentrationen irgendwo zwischen dem natürlichen Grundwasser und dem Infiltrationswasser befindet, so ist nach Abschluß der geochemischen Prozesse in den Talauen-Sedimenten ein oberflächennahes Grundwasser zu erwarten, das sich in seinen Konzentrationen irgendwo zwischen dem heutigen Ist-Zustand im oberflächennahen Grundwasser und dem für den ungünstigsten Fall in den Tabellen prognostizierten Grundwasser befindet. Für die sich konservativ verhaltenden Parameter, die nur durch oberflächennahe Verdunstung angereichert werden, kann dabei entsprechend dem Mischungsverhältnis linear zwischen dem Ist-Zustand im oberflächennahen Grundwasser und der Prognose für den ungünstigsten Fall interpoliert werden. Für alle Parameter, die jedoch direkt oder indirekt durch Redox-Prozesse gesteuert sind, ist diese lineare Interpolation nicht möglich, denn die hier wirksamen Reaktionen können nur das nichtlineare Gleichungssystem des Modells „Geochemische Prozesse“ beschrieben werden.

Um für alle Parameter trotzdem eine Prognose für bestimmte Mischungsverhältnisse von Infiltrationswasser und vorhandenem natürlichem Grundwasser zu ermöglichen, wurden für alle drei Feuchtgebiete mit jeweils unterschiedlichen Mischungsverhältnissen des Ausgangswassers eine Reihe von Modell-Rechnungen durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Modell-Rechnungen fanden Eingang in die Abbildung 5.1. Sie ermöglicht für ein bestimmtes variables Mischungsverhältnis von Infiltrationswasser und vorhandenem natürlichem Grundwasser auch die nichtlineare Interpolation zwischen dem Ist-Zustand im oberflächennahen Grundwasser und der Prognose für den jeweils ungünstigsten Fall. Bei den Modell-Rechnungen für verschiedene Mischungsverhältnisse in den verschiedenen Feuchtgebieten mit verschiedenen Infiltrationswässern, die der Abbildung 5.1 zugrunde liegen, ergab sich, daß genau genommen jeweils etwas unterschiedliche Kurvenverläufe notwendig wären. Insgesamt sind diese verschiedenen Kurvenverläufe jedoch in ihren wesentlichen Teilen und für die hier in Frage stehenden Konzentrationsbereiche so ähnlich, daß sie in der Abbildung 5.1 zu einem generellen Nomogramm zusammengefaßt werden konnten.

Bei der Interpolation wird so vorgegangen, daß auf der waagerechten Achse des Nomogramms von Abbildung 5.1 ein bestimmtes, aus der hydraulischen Modellierung folgendes Mischungsverhältnis gewählt wird. Dieses Mischungsverhältnis führt auf den Kurvenverlauf für einen bestimmten Parameter zu einem Wert  $f$  auf der senkrechten Achse. Mit diesem Wert wird aus der unter der Abbildung stehenden Gleichung dann die gesuchte Konzentration im oberflächennahen Grundwasser bei einem bestimmten Mischungsverhältnis von Infiltration und vorhandenem Grundwasser berechnet. Beachtet werden muß dabei, daß die Maximal-Konzentrationen von Sulfat und die Minimal-Konzentrationen von Sulfat über unterschiedliche Kurvenzüge zu berechnen sind.

Zur Zeit wird für die Feuchtgebiete eine Lage der Infiltrationsorte favorisiert, die zu den Seiten etwa 1500 m vom Zentrum der Gebiete entfernt ist. Diese Lage stellt das Ergebnis einer Optimierung dar, wobei mit steigender Entfernung die zu infiltrierende Wassermenge zunimmt, jedoch im Feuchtgebiet ein höherer Anteil von natürlichem Grundwasser unterhalb der Talau ankommt. Bei einer solchen Lage der Infiltrationsorte ergeben sich nach der hydraulischen Modellierung die folgenden Mischungsverhältnisse:

- Buscher Bruch: 79% aus Grundwasserneubildung, 21% aus Infiltration
- Piecksbruch: 76% aus Grundwasserneubildung, 24% aus Infiltration
- Rothbusch: 100% aus Grundwasserneubildung, 0% aus Infiltration.

Mit diesen Prozentzahlen wurden unter Verwendung des oben näher erläuterten Nomogramms die Prognosen nach Mischung in den Tabellen 5.7 und 5.8 für den Buscher Bruch sowie 5.9 und 5.10 für den Piecksbruch berechnet. Für den Rothbusch wurden entsprechende Tabellen nicht erstellt, denn wenn kein Infiltrationswasser dort das Feuchtgebiet erreicht, ist jede Prognose gleich der Beschreibung des Ist-Zustandes.

## 6. Zusammenfassung der Ergebnisse

Die im geochemischen Teil des hydrologisch-hydrochemischen Gutachtens zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußgebiet der Schwalm erzielten Ergebnisse können wie folgt zusammengefaßt werden:

- Anhand von 572 Grundwasser-Vollanalysen aus den relevanten Grundwasserleitern der bearbeiteten drei Feuchtgebiete Buscher Bruch, Piecksbruch und Rothbusch konnte der Ist-Zustand im Grundwasser erfaßt und beschrieben werden.
- Die jahreszeitliche Veränderung in der Grundwasserbeschaffenheit wurde durch Untersuchung von Zeitreihen der Konzentrationen ermittelt. Mit geochemischen Gleichgewichts-Modellen wurden die Beziehungen zwischen der mineralischen Festphase, der Grundwasserleiter und dem Grundwasser berechnet. Es zeigte sich, daß sich eine Gruppe von Parametern bei der Bodenpassage in den Feuchtgebieten konservativ verhält und im wesentlichen nur durch Verdunstungsprozesse angereichert wird. Eine andere Gruppe von Parametern ist direkt oder indirekt wesentlich durch Redox-Prozesse zwischen dem Grundwasser und der organischen Substanz in den Sedimenten der Talauen beeinflusst.
- In Laborversuchen wurden unter naturnahen Bedingungen (natürliches Material der Grundwasserleiter, natürliche Fließgeschwindigkeiten) die Reaktionen zwischen den In-

filtrationswässern und dem Material der Grundwasserleiter untersucht. Es zeigte sich dabei, daß die Redox-Prozesse zwischen dem Grundwasser und der organischen Substanz der Talauen-Sedimente sowie die angekoppelten Reaktionen so dominant sind, daß alle anderen Prozesse zwischen dem Grundwasser und den sandigen und kiesigen Grundwasserleitern praktisch unbedeutend bleiben.

- Die quantitative Erfassung der Redox-Prozesse und ihrer Folgereaktionen erfolgte in einem Computer-Modell, in dem der advective und dispersive Stofftransport mit den geochemischen Reaktionen gekoppelt wurde. Die Eichung des Modells erfolgte im ersten Schritt anhand der Laborversuche und im zweiten Schritt an der heutigen Situation in den bearbeiteten Feuchtgebieten.
- Ausgehend von der Gesamtbearbeitung und basierend auf der oben genannten Computer-Modellierung wurde für die Gesamtfeuchtgebiete und für bestimmte Teilbereiche daraus die Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers für den Fall der Infiltration von Sumpfungswasser bzw. Rheinwasser prognostiziert. Diese Prognosen sind in Tabellen zusammengestellt, die vollkommen denen der Erfassung des Ist-Zustandes im Grundwasser entsprechen. Bei diesen Tabellen 5.1. bis 5.6 wurde jeweils vom theoretischen Zustand ausgegangen, daß das Infiltrationswasser zu 100 Prozent unter die Talauenbereiche der Feuchtgebiete gelangt.
- Je nach Entfernung des Infiltrationsortes zum Feuchtgebiet und je nach infiltrierter Menge kommt es zu bestimmten Mischungsverhältnissen von infiltriertem Wasser und vorhandenem natürlichem Grundwasser vor der Passage durch die Talauen-Sedimente, in denen sich die Redox-Prozesse abspielen. Diese jeweiligen Mischungsverhältnisse ergeben sich für bestimmte Randbedingungen aus der hydraulischen Modellierung (Prof. Mull). Die Prognose für die Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers in den Feuchtgebieten, bei einem bestimmten Mischungsverhältnis von Infiltrationswasser und vorhandenem natürlichem Grundwasser, wird über ein eigens dafür hergestelltes Nogramm aus den Prognose-Tabellen für den ungünstigsten Fall und aus den Tabellen zur Beschreibung der heutigen Situation abgeleitet. In den Tabellen 5.7 bis 5.10 wurden für den Buscher Bruch und für den Piecksbruch Prognosen berechnet, bei denen Mischungsverhältnisse zugrunde gelegt wurden, wie sie sich bei einer Entfernung der Infiltrationsorte zum Zentrum der Feuchtgebiete von etwa 1500 m ergeben. Für den Rothbusch erreicht bei einer solchen Entfernung kein Infiltrationswasser das Feuchtgebiet.
- Bereits aus der geochemischen Auswertung des Infiltrationsversuches im Bereich der Versickerungsanlagen Hoppbruch ergab sich, daß für die Infiltrationswässer vor der Infiltration eine sehr sorgfältige Enteisenung und Entmanganung notwendig ist. Fällungen von Eisenhydroxiden können sonst nicht nur den Porenraum in den Kiesen der Infiltrationsanlage, sondern auch den Porenraum im tieferen Grundwasserleiter beeinflussen.
- Wesentlicher kritischer Parameter im Infiltrationswasser für das geochemische Milieu im oberflächennahen Grundwasser der Feuchtgebiete ist das Sulfat. Bei niedrigen Sulfatgehalten der Infiltrationswässer ist das oberflächennahe Grundwasser der Feuchtgebiete durch gelöstes Eisen dominiert, bei höheren Sulfatgehalten in den Infiltrationswässern ist das oberflächennahe Grundwasser der Feuchtgebiete

durch gelöstes Sulfid dominiert. Ein Sulfatgehalt der Infiltrationswässer von 100 mg/l darf somit in keinem Fall überschritten werden.

## 7. Verwendete Literatur

- Ball, J. W.; Nordstrom, D. K. & Jenne, E. A. (1980): Additional and revised thermochemical data and computer code for WATEQ2. – A computerized chemical model for trace and major element speciation and mineral equilibria of natural waters. – U. S. Geol. Survey, Water Res. Invest. WRI 78–116, S. 1–109.
- Ball, J. W. & Nordstrom, D. K. (1987): WATEQ4F – A personal computer FORTRAN translation of the geochemical model WATEQ2 with revised data base. – U. S. Geol. Survey, Open-File Report 87–50, S. 1–108.
- Hesse, R. (1986): Early diagenetic pore water/sediment interaction: Modern offshore basins. – Geoscience Canada Vol. 13, Nr. 3, S. 165–196.
- Leuchs, W. (1988): Vorkommen, Abfolge und Auswirkungen anoxischer Redoxreaktionen in einem pleistozänen Porengrundwasserleiter. – Bes. Mitt. z. Dt. Gewkndl. Jb., Nr. 52, S. 1–106.
- Schöttler, U. und andere (1986): Machbarkeitsstudie „Künstliche Grundwasseranreicherung“. – Untersuchung im Auftrag des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, S. 1–383.
- Schulz, H. D. & Reardon, E. J. (1983): A combined mixing cell/analytical model to describe two-dimensional reactive solute transport for unidirectional groundwater flow. – Water Res. Research, Vol. 19, No. 2, S. 493–502.
- Schulz, H. D. & Dahmke, A. (1988): Geochemische Auswertung des Infiltrationsversuches im Bereich der Versickerungsanlagen Hoppbruch. – Geochemisches Gutachten im Auftrag der Rheinischen Braunkohlenwerke AG., Köln, S. 1–93.

## 8. Anhang

### 8.1 Abbildungen

Abbildung 1.1:  
Untersuchungsgebiet Buscher Bruch

Abbildung 1.2:  
Untersuchungsgebiet Piecksbruch

Abbildung 1.3:  
Untersuchungsgebiet Rothbusch

Abbildung 2.1:  
Konzentrationsbereiche, dargestellt am Beispiel aller Sulfat-Gehalte aus den Bodenpegeln des Piecksbruch (201 Einzelwerte). Die durchgezogene Linie ist die häufigste Konzentration (Spalte A in Tab. 2.3). Die lang-gestrichelten Linien umfassen den Bereich häufig vorkommender Konzentrationen (Spalte B und C in Tab. 2.3). Die kurz-gestrichelten Linien umfassen auch den Bereich vereinzelt vorkommender Konzentrationen (Spalten D und E in Tab. 2.3).

Abbildung 2.2:  
Konzentrations-Zeitreihen der Hauptinhaltsstoffe in einem Flachpegel aus dem Buscher Bruch.

Abbildung 2.3:  
Konzentrations-Zeitreihen der Hauptinhaltsstoffe eines Bodenpegels aus dem Buscher Bruch.

Abbildung 3.1:  
Versuchsaufbau zur Durchführung der geochemischen Laborversuche. Aus einem Wasservorrat (Sümpfungswasser bzw. Rheinwasser) wird dosiert mit einer Schlauchpumpe die vorgegebene Probe von unten nach oben durchströmt. Am Ende der Probe wird der Durchlauf in einem Meßzylinder kontrolliert. Die Durchlaufgeschwindigkeiten wurden so eingestellt, daß sie möglichst nahe an den natürlichen Geschwindigkeiten lagen.

Abbildung 3.2:  
Sulfat-Konzentrationen der Analysen aus den Laborversuchen. Oberes Bild nach Durchströmung mit Sümpfungswasser, unteres Bild nach Durchströmung mit Rheinwasser. Es wurden insgesamt 10 Proben untersucht. Je Probe wurde 4mal analysiert; die einzelnen Analyseergebnisse sind durch die Einzelsäulen dargestellt. Die jeweils linke Säule repräsentiert die erste Analyse, die jeweils rechte Säule die letzte Analyse.

Abbildung 4.1:  
Prinzipieller Aufbau des Modells zur Simulation der geochemischen Prozesse beim Durchströmen der Talauen-Sedimente. Es wird ein Zweischritt-Verfahren angewendet, bei dem im ersten Schritt (obere Bildhälfte) der physikalische Stofftransport mit Advektion und Dispersion durchgeführt werden und im zweiten Schritt (untere Bildhälfte) alle geochemischen Reaktionen eingebracht werden.

Abbildung 4.2:  
Modell-Rechnenergebnisse bei der Simulation der Laborversuche. Dargestellt sind die stationären Konzentrationsverteilungen im Grundwasser der Talauen-Sedimente. In der oberen Bildhälfte sind die Konzentrationen der Hauptinhaltsstoffe, in der unteren Bildhälfte die geringer konzentrierten Inhaltsstoffe dargestellt.

Abbildung 4.3:  
Prinzipielles Ergebnis der Modellierung: In Abhängigkeit von der Sulfat-Konzentration des tieferen Grundwassers entsteht im oberflächennahen Grundwasser entweder ein Sulfid-dominiertes Grundwasser oder ein Eisen-dominiertes Grundwasser.

Abbildung 5.1  
Nomogramm zur Prognose von Konzentrationen bei Mischung von Infiltration und vorhandenem Grundwasser.

## 8.2 Tabellen

Tabelle 2.1:  
Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Buscher Bruch (Bodenpegel).

Tabelle 2.2:  
Konzentrationsbereiche im tieferen Grundwasser des Buscher Bruch (Flachpegel).

Tabelle 2.3:  
Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Piecksbruch (Bodenpegel).

Tabelle 2.4:  
Konzentrationsbereiche im tieferen Grundwasser des Piecksbruch (Flachpegel).

Tabelle 2.5:  
Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Rothbusch (Bodenpegel).

Tabelle 2.6:  
Konzentrationsbereiche im tieferen Grundwasser des Rothbusch (Flachpegel).

Tabelle 3.1:  
Zusammensetzung der bei den Laborversuchen verwendeten Infiltrationswässer und vom Auftraggeber vorgegebene Konzentrationsbereiche.

Tabelle 5.1:  
Prognose der Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Buscher Bruch nach Infiltration von Sümpfungswasser.

Tabelle 5.2:  
Prognose der Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Buscher Bruch nach Infiltration von Rheinwasser.

Tabelle 5.3:  
Prognose der Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Piecksbruch (rechtsseitig, Pegel PB7 und PB8) nach Infiltration von Sümpfungswasser.

Tabelle 5.4:  
Prognose der Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Piecksbruch (rechtsseitig, Pegel PB7 und PB8) nach Infiltration von Rheinwasser.

Tabelle 5.5:  
Prognose der Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Rothbusch nach Infiltration von Sümpfungswasser.

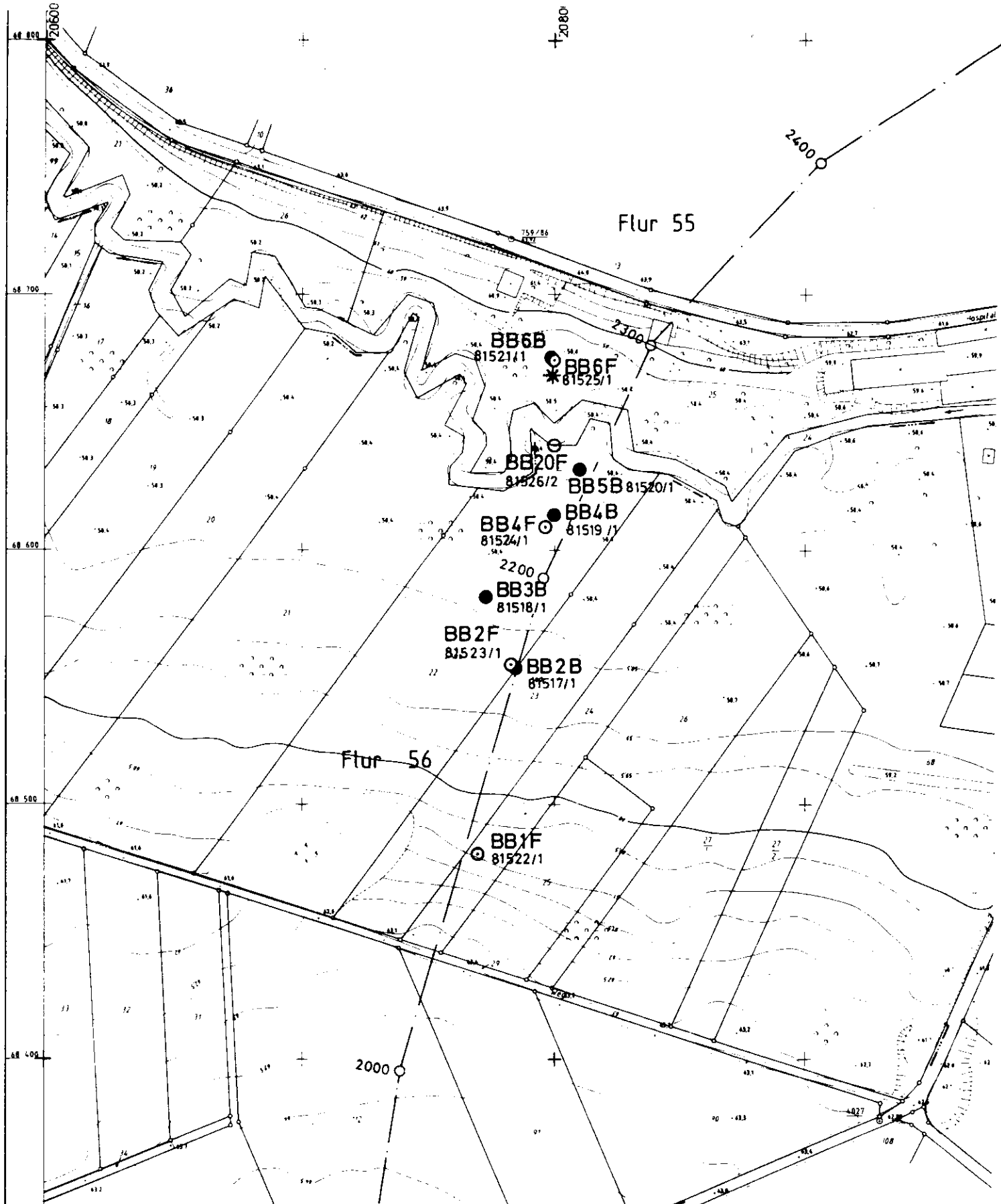
Tabelle 5.6:  
Prognose der Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Rothbusch nach Infiltration von Rheinwasser.

Tabelle 5.7:  
Prognose der Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Buscher Bruch nach Infiltration von Sümpfungswasser und bei Annahme eines Mischungsverhältnisses von 79% natürlichem Grundwasser und 21% Infiltrationswasser unterhalb der Talauensedimente.

Tabelle 5.8:  
Prognose der Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Buscher Bruch nach Infiltration von Rheinwasser und bei Annahme eines Mischungsverhältnisses von 79% natürlichem Grundwasser und 21% Infiltrationswasser unterhalb der Talauensedimente.

Tabelle 5.9:  
Prognose der Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Piecksbruch nach Infiltration von Sümpfungswasser und bei Annahme eines Mischungsverhältnisses von 76% natürlichem Grundwasser und 24% Infiltrationswasser unterhalb der Talauensedimente.

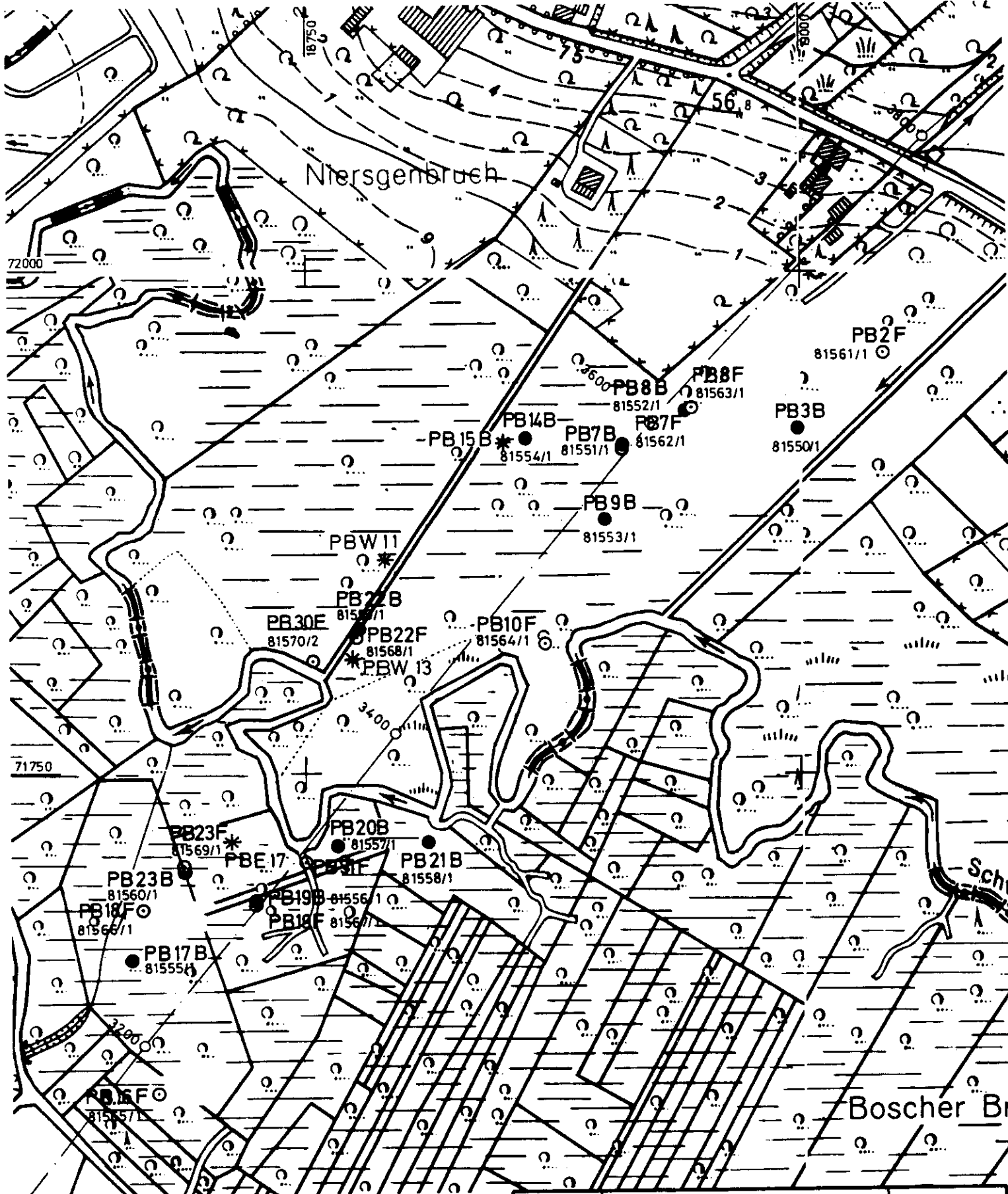
Tabelle 5.10:  
Prognose der Konzentrationsbereiche im oberflächennahen Grundwasser des Piecksbruch nach Infiltration von Rheinwasser und bei Annahme eines Mischungsverhältnisses von 76% natürlichem Grundwasser und 24% Infiltrationswasser unterhalb der Talauensedimente.



**Legende:**

- Bodenpegel mit Pegel Nr.
- Flachpegel mit Pegel Nr.
- \* Bodenprobe
- - - Schnittspur

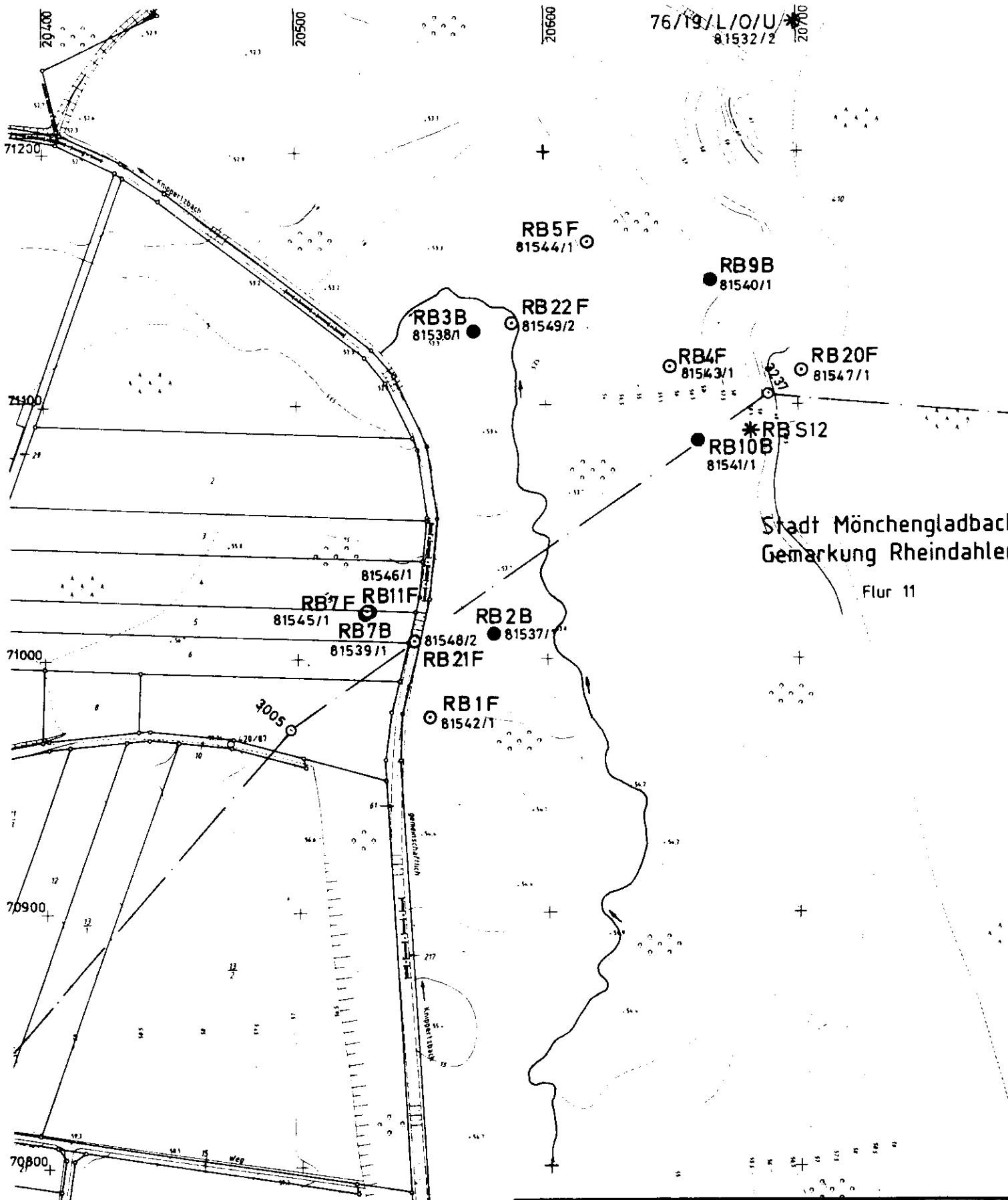
<b>HV</b>	<b>RHEINBRAUN</b>		<b>Anl.</b>
<b>BT3</b>	Rheinische Braunkohlerwerke Aktiengesellschaft		<b>Bl.</b>
	Datum	Name	<b>Abb. 1.1</b>  <b>Buscher Bruch</b>
Bearbeitet:	08.89	Depka	
Gezeichnet:		Groß	
Nachtrag:			
Maßstab:	1: 2000		
Stand:			
Anlage zum Schreiben BT3			



**Legende:**

- Bodenpegel mit Pegel Nr.
- Flachpegel mit Pegel Nr.
- \* Bodenprobe
- Schnittspur

HV BT3	<b>RHEINBRAUN</b>		Anl.
	Rheinische Braunkohlenwerke Aktiengesellschaft		Bl.
	Datum	Name	<b>Abb. 1.2</b>  <b>Piecksbruch</b>
Bearbeitet:	08.89	Depka	
Gezeichnet:		Groß	
Nachtrag:			
Maßstab:	1:2500		
Stand:			
Anlage zum Schreiben BT 3			



76/19/L/O/U/\*  
81532/2 20700

Stadt Mönchengladbach  
Gemarkung Rheindahlen  
Flur 11

- Legende:**
- Bodenpegel mit Pegel Nr.
  - ⊙ Flachpegel mit Pegel Nr.
  - \* Bodenprobe
  - Schnittspur

HV BT3	<b>RHEINBRAUN</b>		Anl.
	Rheinische Braunkohlenwerke Aktiengesellschaft		Bl.
Bearbeitet:	08.89	Depka	<b>Abb. 13</b>  <b>Rothbusch</b>
Gezeichnet:	· ·	Groß	
Nachtrag:			
Maßstab:	1: 2000		
Stand:			
Anlage zum Schreiben BT 3			

# Alle Bodenpegel Piecksbruch(201)

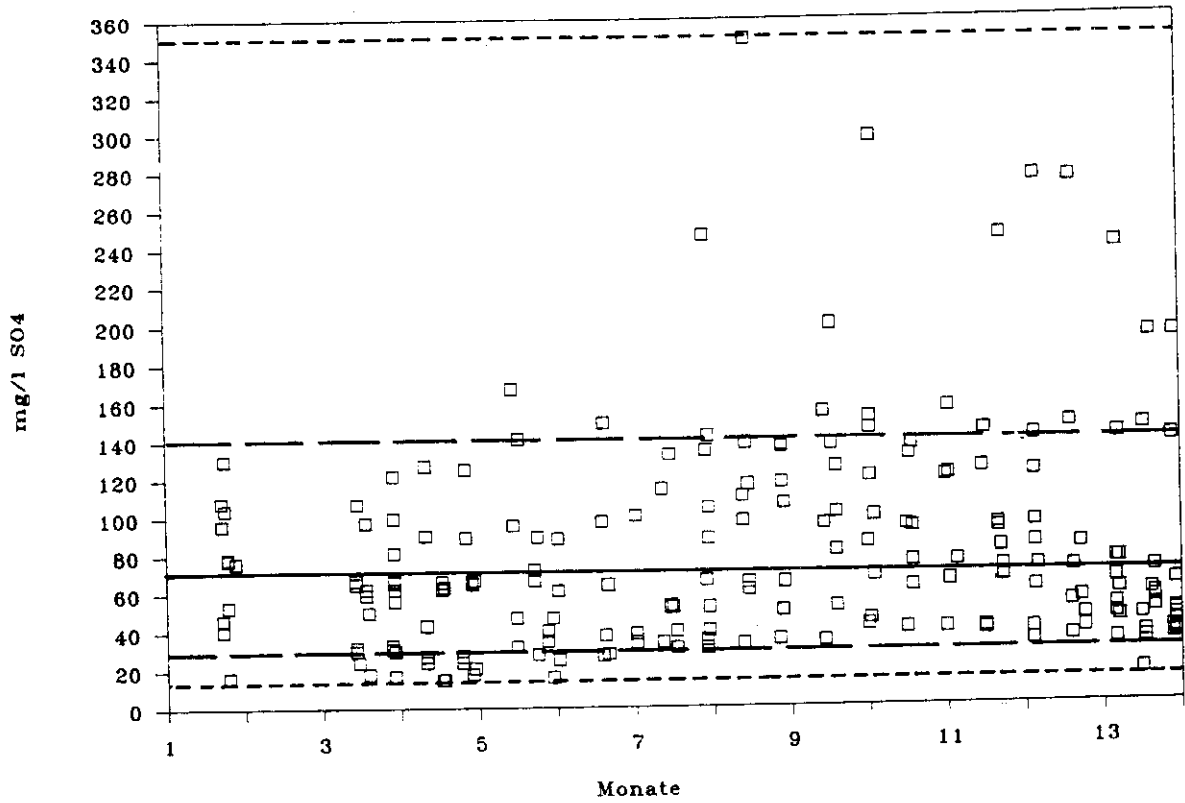


Abb. 2.1

# Buscher Bruch Flachpegel BB1F

Zeitreihe der Konzentrationen

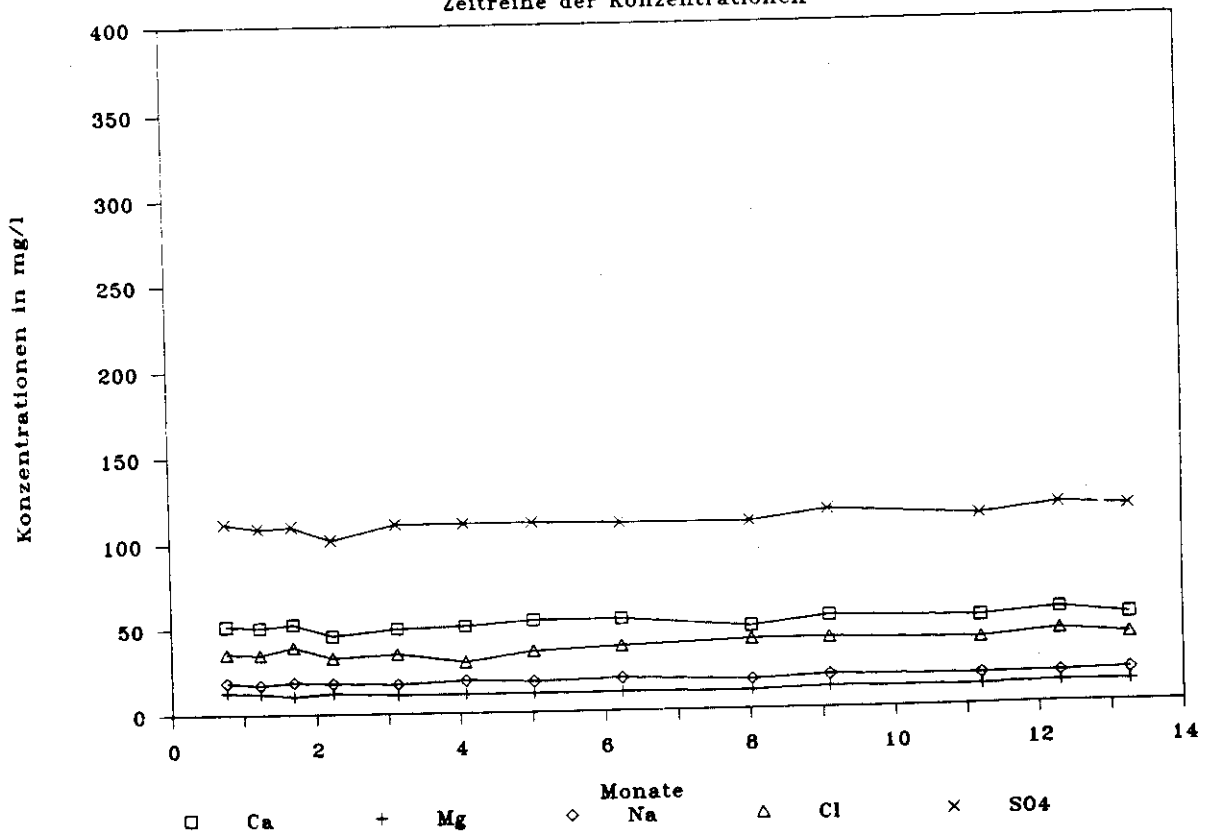


Abb. 2.2

# Buscher Bruch Bodenpegel BB3B

Zeitreihe der Konzentrationen

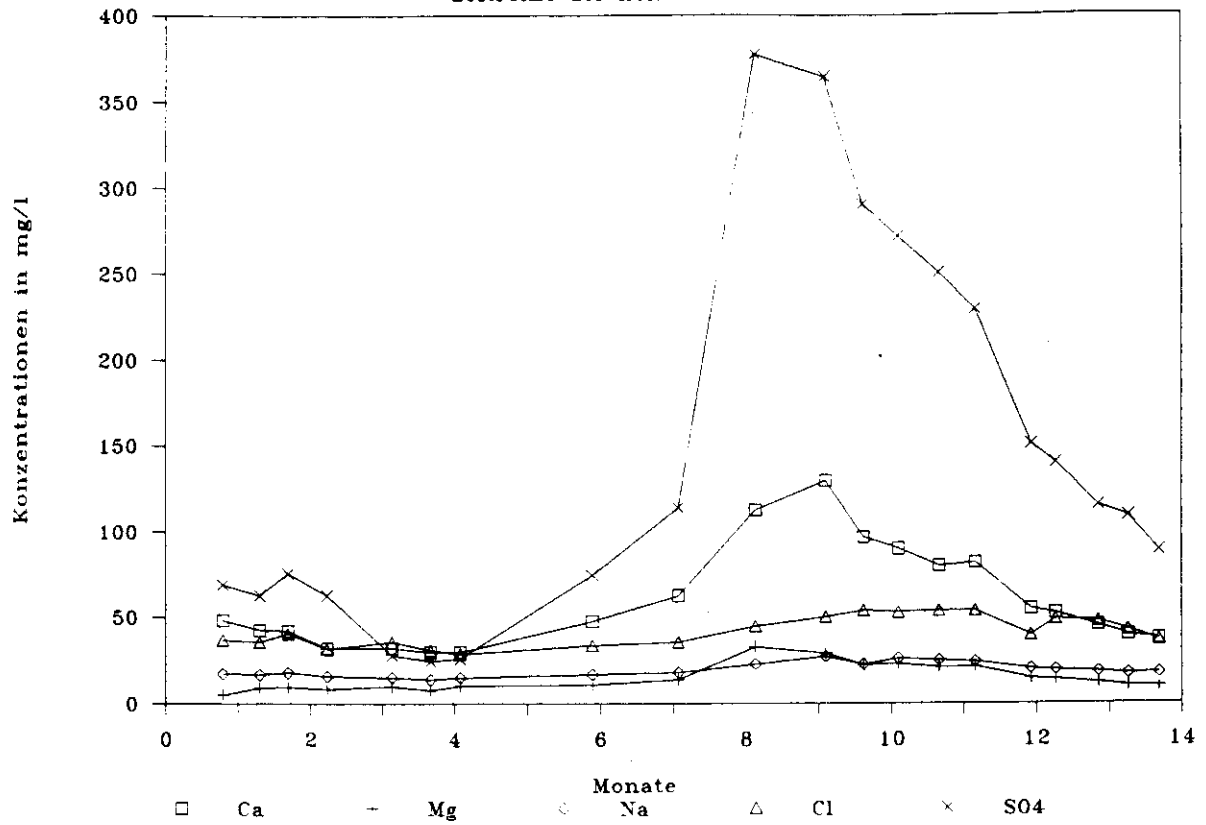


Abb. 2.3

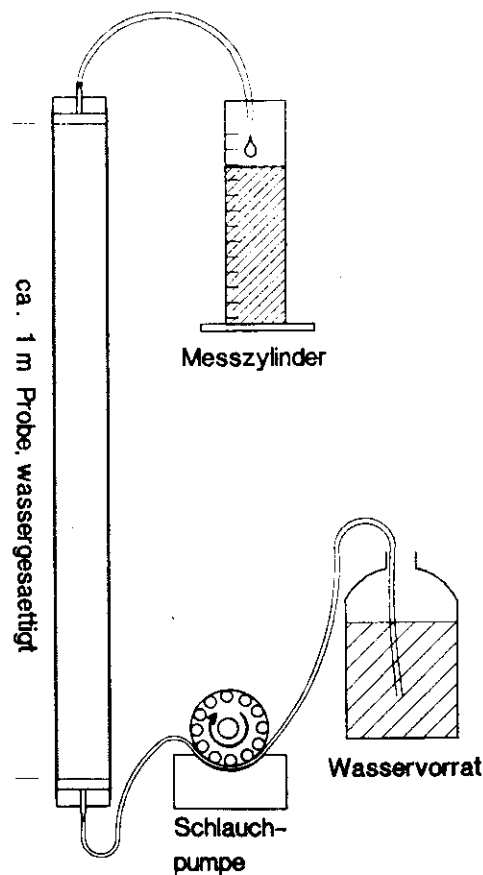
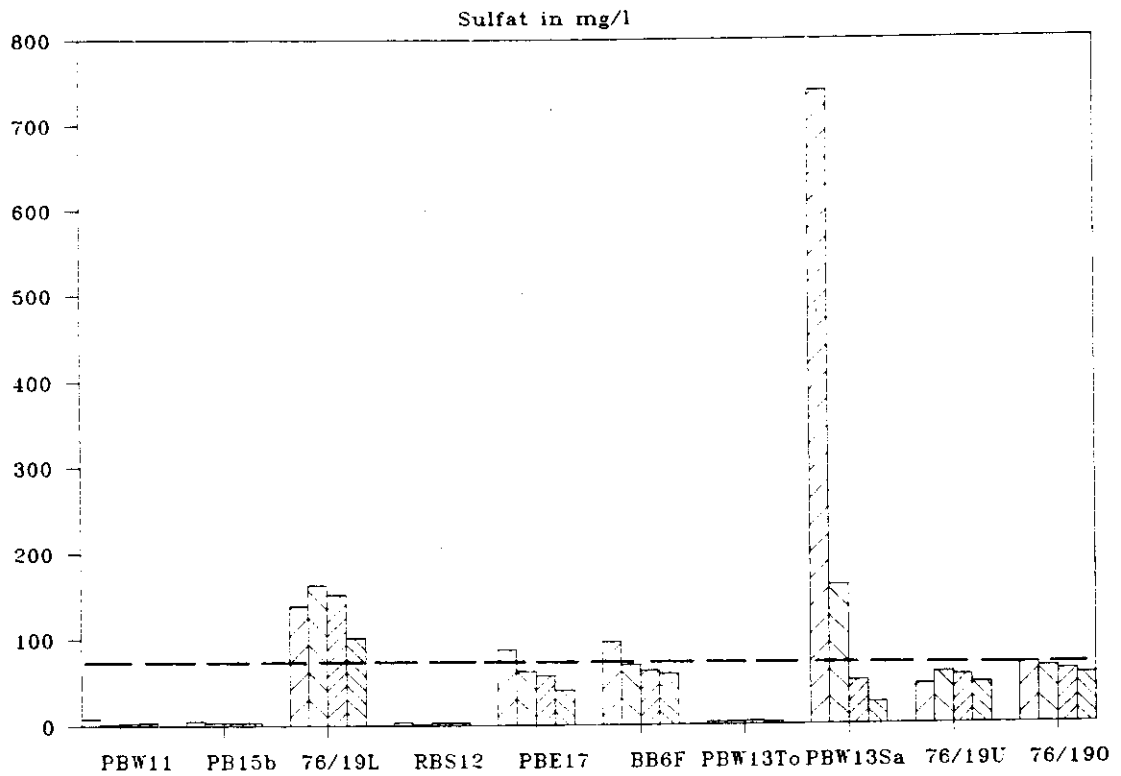


Abb. 3.1

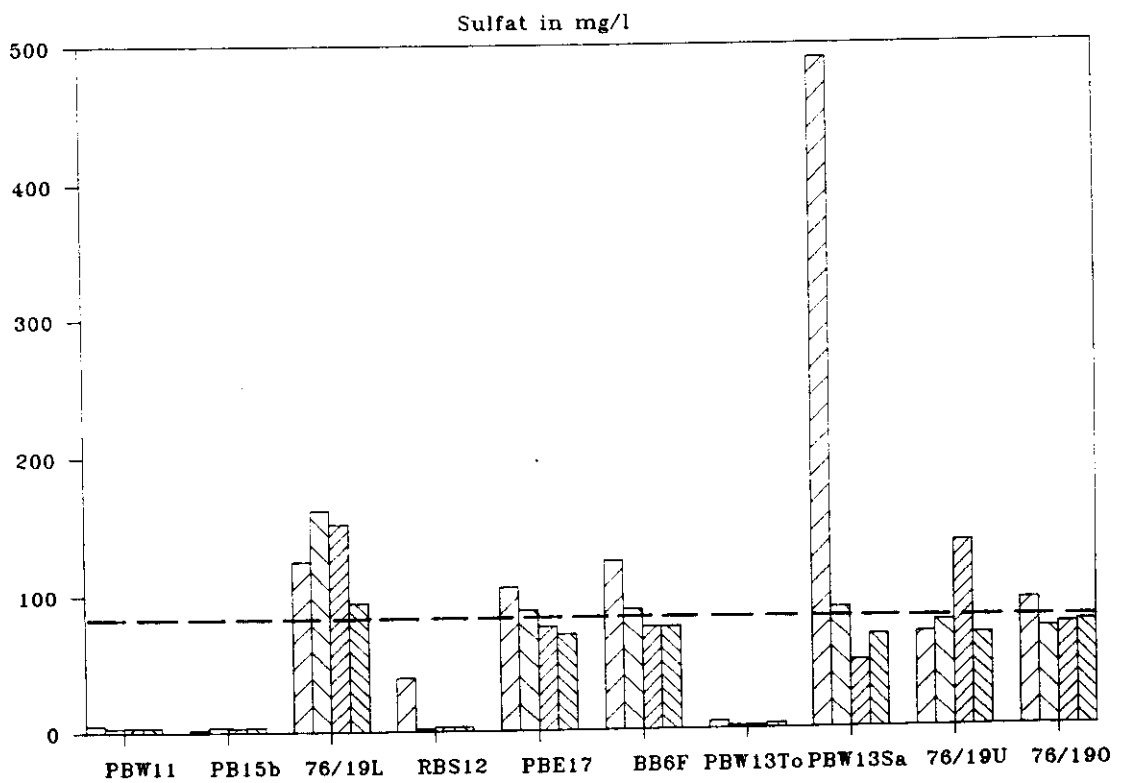


## Säulenversuche mit Sumpfungswasser



**Abb. 3.2a**

## Säulenversuche mit Rheinwasser



**Abb. 3.2b**

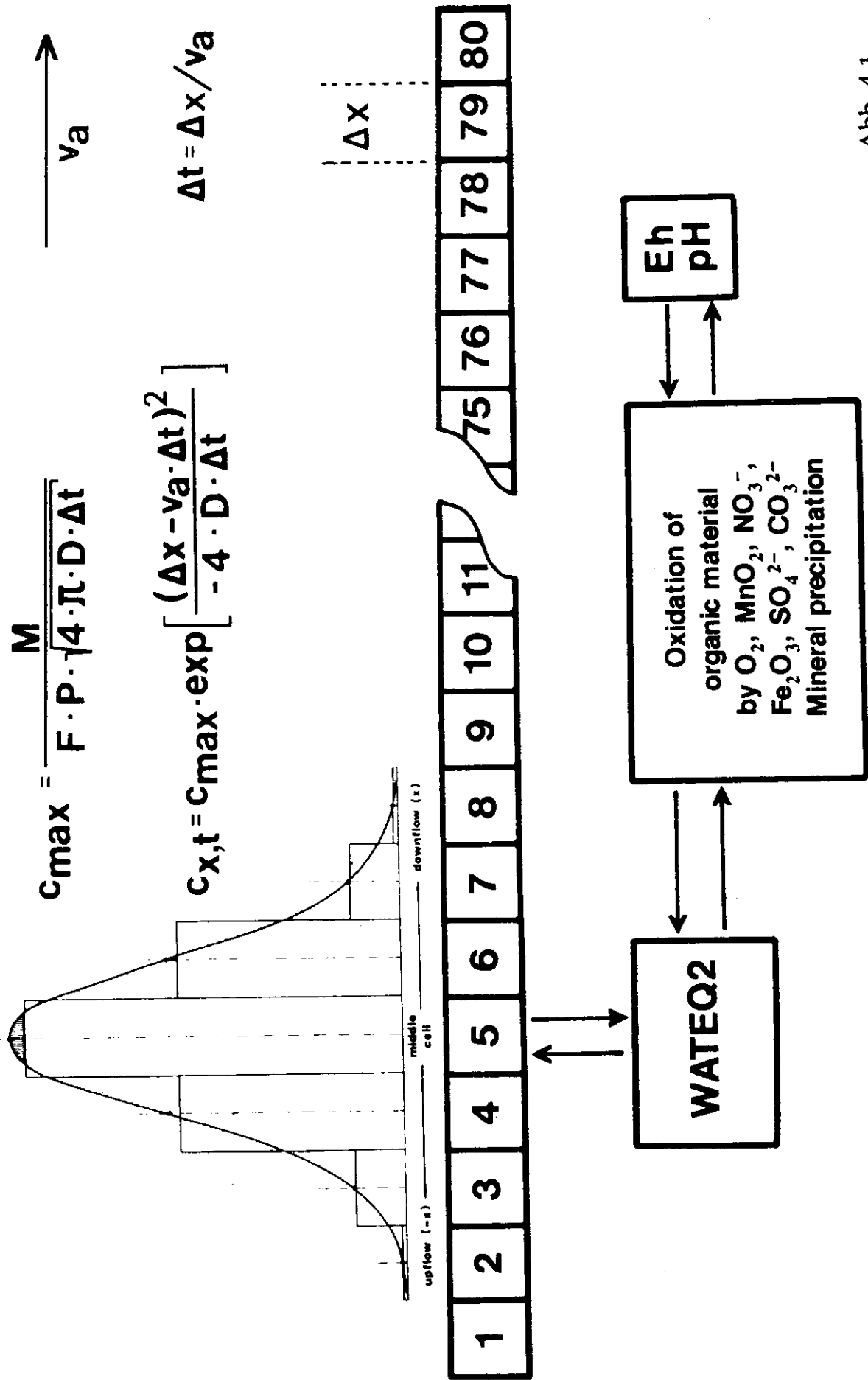


Abb. 4.1

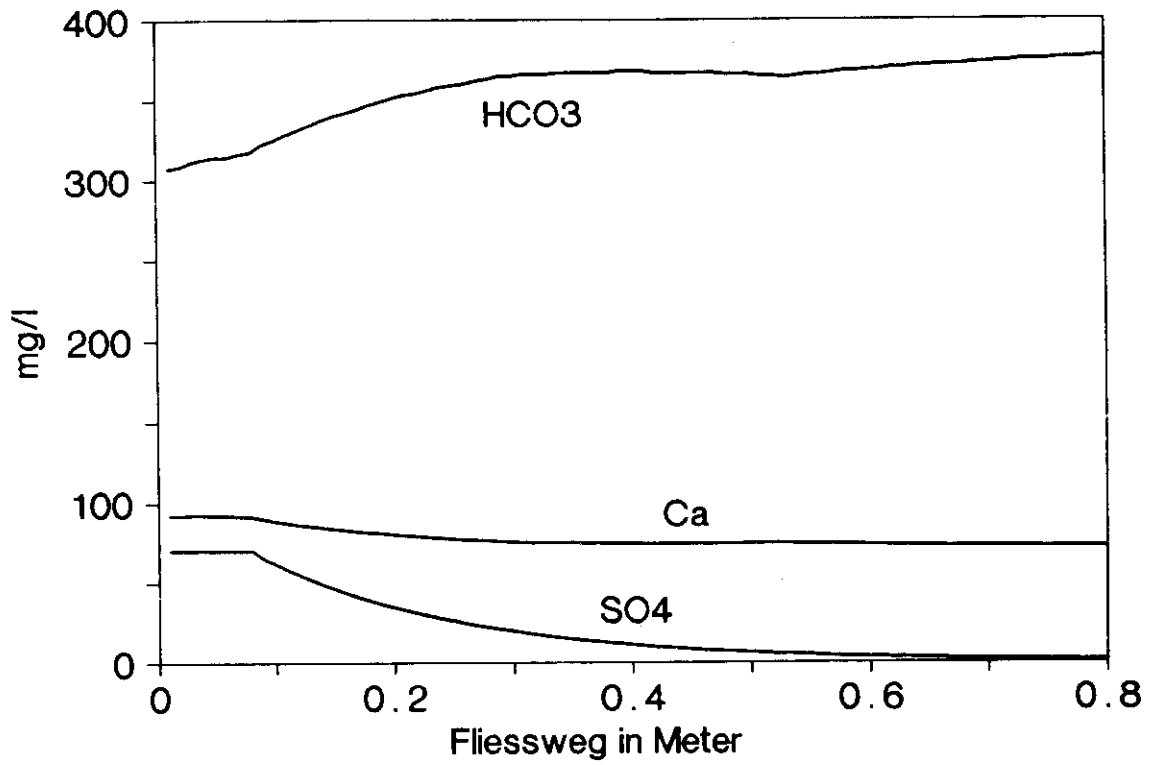


Abb. 4.2a

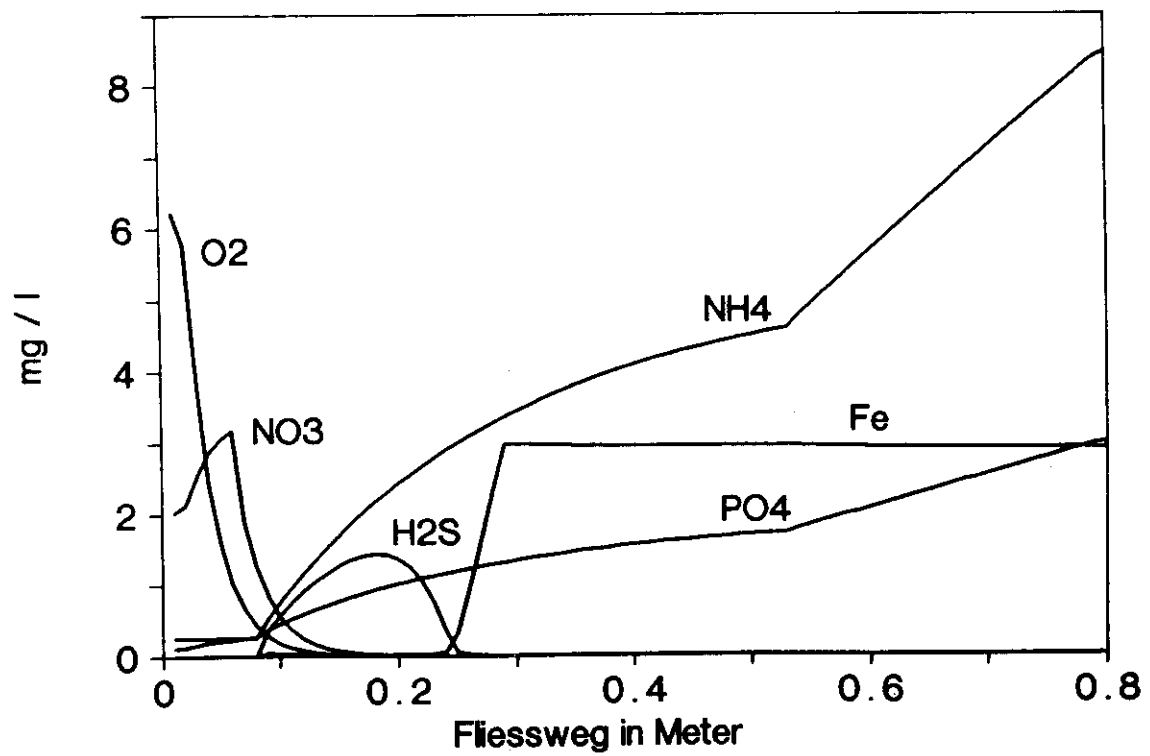


Abb. 4.2b

mg/l Sulfid bzw. Eisen in Lösung

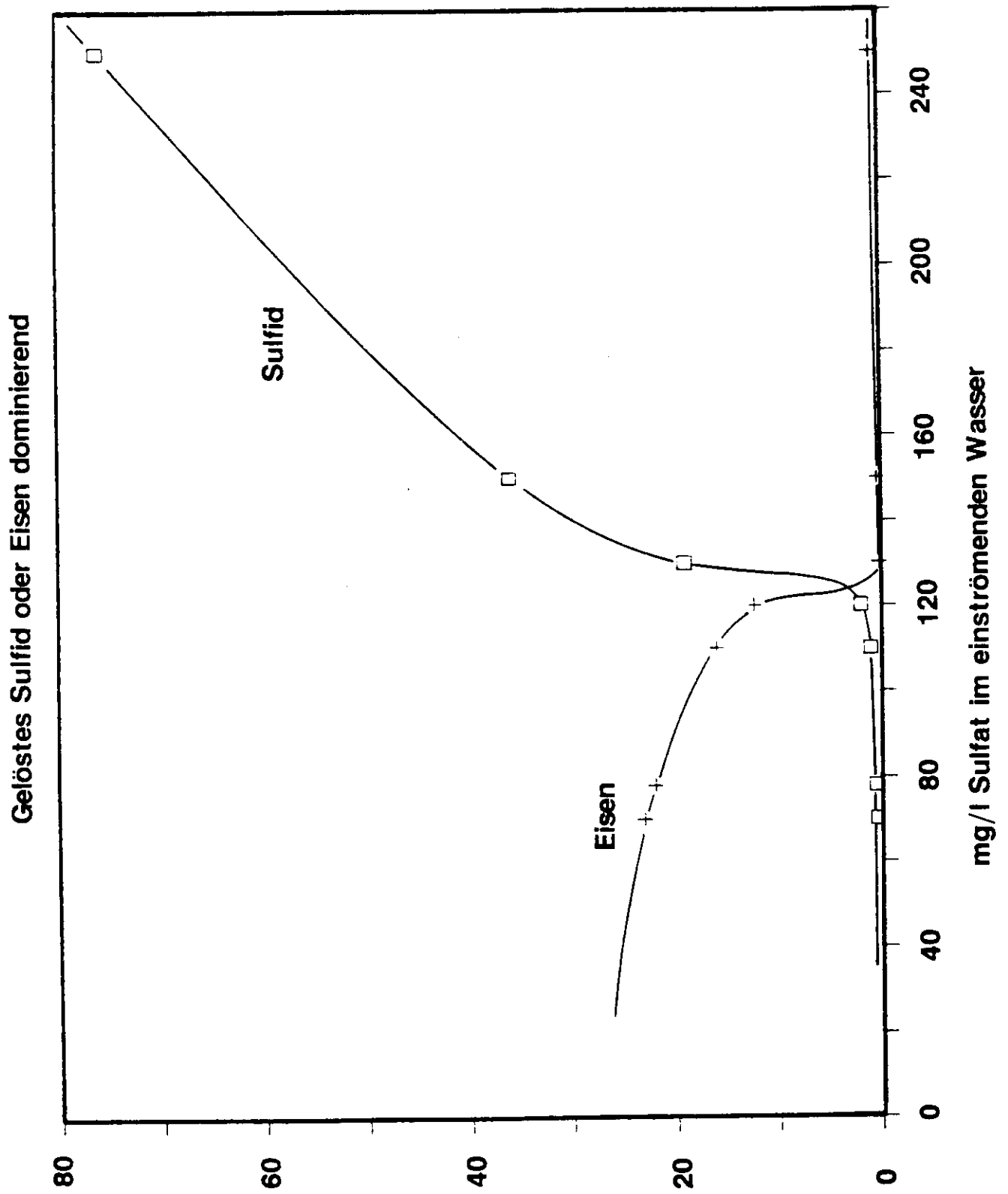
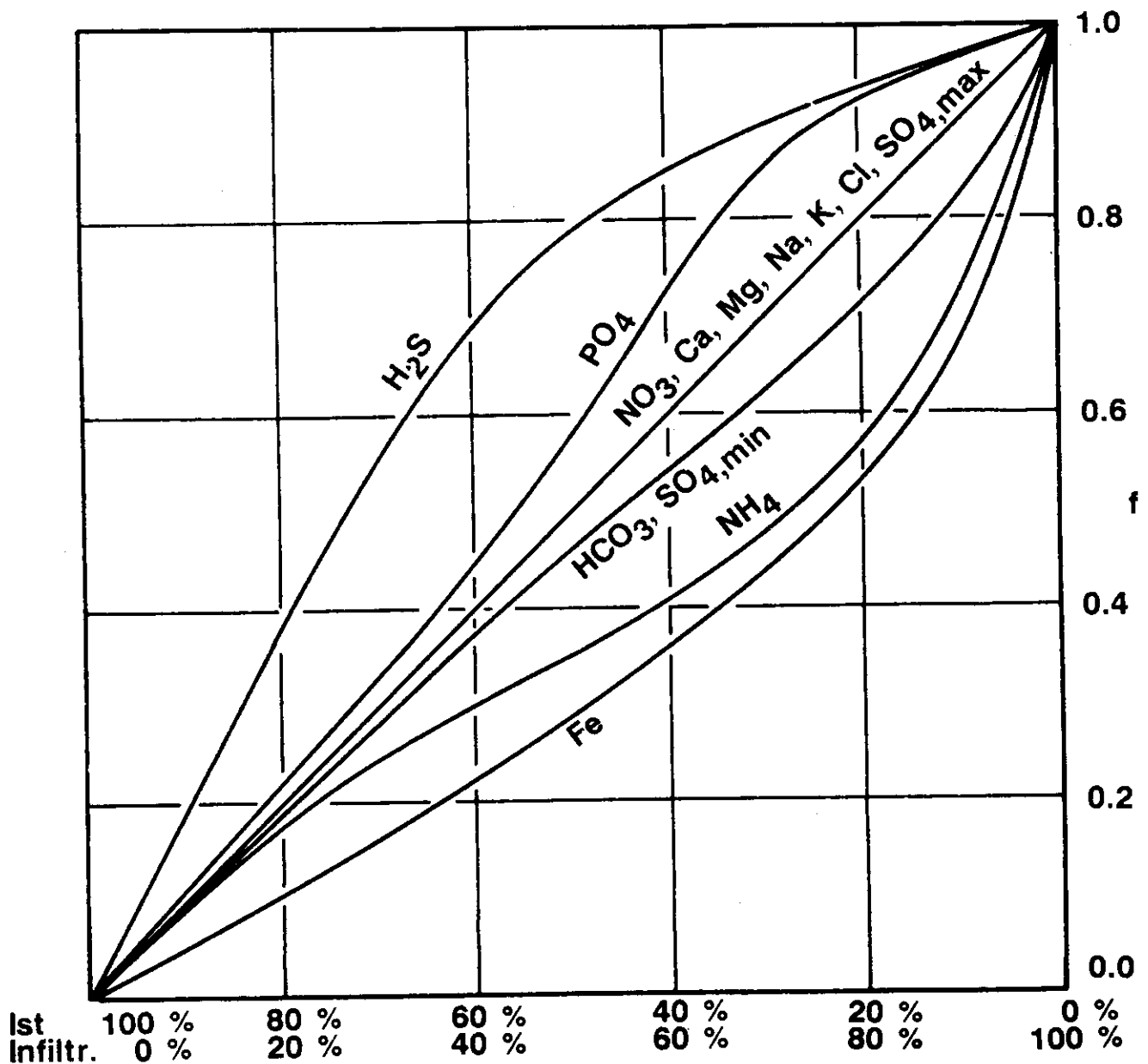


Abb. 4.3

Nomogramm zur Prognose von Konzentrationen  
bei Mischung von Infiltration und vorhandenem Grundwasser



$$C_m = f * ( C_{pr} - C_i ) + C_i$$

$C_m$  Gesuchte Konzentration im oberflächennahen Grundwasser bei einem bestimmten Verhältnis von Infiltration und vorhandenem Grundwasser

$C_{pr}$  Prognostizierte Konzentration bei 100 % Infiltration (vgl. Prognose-Tabellen)

$C_i$  Vorhandene Konzentration im oberflächennahen Grundwasser (Ist-Tabellen der Bodenpegel)

Abb. 5.1

Tab. 2.1

Buscher Bruch

=====

Ist-Zustand im oberflaechennahen Grundwasser (Bodenpegel ohne Bach)

=====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.3	6.0	7.2	5.7	7.5
Karb.H.	Grad DH	2.8	1.5	5.0	0.9	6.0
HCO3	mg/l	61.0	33.0	110.0	20.0	130.0
Ca	mg/l	60.0	45.0	90.0	30.0	130.0
Mg	mg/l	14.0	9.0	20.0	5.0	45.0
Na	mg/l	21.0	17.0	28.0	13.0	42.0
K	mg/l	2.0	1.5	4.0	1.0	(12.0)
Fe	mg/l	1.5	0.1	7.0	0.1	32.0
NH4	mg/l	0.2	0.0	0.5	0.0	1.5
NO3	mg/l	5.0	1.0	12.0	0.0	(40.0)
Cl	mg/l	49.0	35.0	70.0	30.0	100.0
SO4	mg/l	110.0	50.0	160.0	20.0	400.0
PO4	mg/l	0.3	0.1	0.6	0.0	1.5
O2	mg/l	4.0	2.5	6.0	0.0	10.0
H2S	mg/l	0.2	0.0	0.8	0.0	2.5

A = haeufigste Konzentration

B = vorkommende geringere Konzentration

C = vorkommende hoehere Konzentration

D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration

E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration, die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

Tab. 2.2

Buscher Bruch

=====

Ist-Zustand im tieferen Grundwasser (Flachpegel ohne Bach)

=====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.5	6.0	7.0	5.4	7.2
Karb.H.	Grad DH	2.0	1.1	4.5	0.8	5.0
HCO3	mg/l	45.0	25.0	100.0	20.0	110.0
Ca	mg/l	50.0	45.0	55.0	40.0	60.0
Mg	mg/l	12.0	11.0	13.0	8.0	20.0
Na	mg/l	18.0	13.0	20.0	10.0	25.0
K	mg/l	3.0	2.0	4.0	1.0	5.0
Fe	mg/l	0.1	0.0	5.0	0.0	20.0
NH4	mg/l	0.1	0.0	0.3	0.0	1.2
NO3	mg/l	40.0	10.0	50.0	2.0	60.0
Cl	mg/l	40.0	35.0	42.0	30.0	45.0
SO4	mg/l	110.0	75.0	115.0	60.0	120.0
PO4	mg/l	0.2	0.0	0.6	0.0	2.0
O2	mg/l	7.0	3.0	9.0	0.0	10.0
H2S	mg/l	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8

A = haeufigste Konzentration

B = vorkommende geringere Konzentration

C = vorkommende hoehere Konzentration

D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration

E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

Tab. 2.3

Piecksbruch

=====

Ist-Zustand im oberflaechennahen Grundwasser

=====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.2	5.4	7.0	4.8	7.5
Karb.H.	Grad DH	3.0	0.8	5.5	0.1	11.0
HCO3	mg/l	65.0	17.5	120.0	2.5	240.0
Ca	mg/l	50.0	20.0	75.0	15.0	125.0
Mg	mg/l	10.0	5.0	16.0	3.0	35.0
Na	mg/l	15.0	10.0	20.0	6.0	40.0
K	mg/l	2.2	1.0	5.0	0.5	(30.0)
Fe	mg/l	2.0	0.1	3.0	0.0	65.0
NH4	mg/l	0.3	0.0	2.0	0.0	7.5
NO3	mg/l	6.0	0.0	20.0	0.0	(120.0)
Cl	mg/l	40.0	25.0	60.0	15.0	125.0
SO4	mg/l	70.0	30.0	140.0	15.0	350.0
PO4	mg/l	0.3	0.1	0.7	0.0	2.5
O2	mg/l	4.0	1.0	7.0	0.0	10.0
H2S	mg/l	0.2	0.0	0.7	0.0	2.0

- A = haeufigste Konzentration
- B = vorkommende geringere Konzentration
- C = vorkommende hoehere Konzentration
- D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration
- E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration, die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

Tab. 2.4

Piecksbruch

=====

Ist-Zustand im tieferen Grundwasser (Flachpegel ohne Bach)

=====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.4	5.6	7.0	5.1	7.5
Karb.H.	Grad DH	1.5	1.0	4.0	0.5	20.0
HCO3	mg/l	33.0	22.0	90.0	10.0	435.0
Ca	mg/l	75.0	40.0	90.0	30.0	120.0
Mg	mg/l	15.0	10.0	30.0	8.0	36.0
Na	mg/l	35.0	12.0	40.0	7.0	50.0
K	mg/l	4.0	2.0	6.0	1.5	8.0
Fe	mg/l	0.2	0.0	3.0	0.0	50.0
NH4	mg/l	0.2	0.0	0.5	0.0	3.5
NO3	mg/l	50.0	30.0	150.0	0.0	160.0
Cl	mg/l	40.0	35.0	110.0	8.0	125.0
SO4	mg/l	75.0	60.0	140.0	5.0	160.0
PO4	mg/l	0.2	0.1	1.0	0.0	2.0
O2	mg/l	6.0	2.5	9.0	0.0	10.0
H2S	mg/l	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1

- A = haeufigste Konzentration
- B = vorkommende geringere Konzentration
- C = vorkommende hoehere Konzentration
- D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration
- E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

Tab. 2.5

Rothbusch

=====

Ist-Zustand im oberflaechennahen Grundwasser

=====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.5	6.1	7.0	5.9	7.5
Karb.H.	Grad DH	4.0	1.5	8.0	0.7	11.5
HCO3	mg/l	85.0	33.0	175.0	15.0	250.0
Ca	mg/l	40.0	20.0	70.0	13.0	90.0
Mg	mg/l	7.5	6.0	11.0	4.5	18.0
Na	mg/l	11.0	5.5	16.0	4.0	23.0
K	mg/l	3.0	1.8	4.8	1.2	(10.0)
Fe	mg/l	4.5	1.0	10.0	0.2	30.0
NH4	mg/l	0.5	0.1	1.5	0.0	2.1
NO3	mg/l	4.0	1.0	10.0	0.0	(20.0)
Cl	mg/l	18.0	10.0	28.0	8.0	52.0
SO4	mg/l	50.0	20.0	100.0	10.0	160.0
PO4	mg/l	0.5	0.2	1.2	0.0	4.5
O2	mg/l	4.5	2.0	6.5	0.0	9.0
H2S	mg/l	0.1	0.0	0.2	0.0	1.0

- A = haeufigste Konzentration
- B = vorkommende geringere Konzentration
- C = vorkommende hoehere Konzentration
- D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration
- E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration, die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

Tab. 2.6

Rothbusch

=====

Ist-Zustand im tieferen Grundwasser (Flachpegel ohne Bach)

=====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.8	6.3	7.2	5.5	7.5
Karb.H.	Grad DH	3.7	1.5	7.0	0.7	12.0
HCO3	mg/l	80.0	33.0	150.0	15.0	260.0
Ca	mg/l	55.0	25.0	85.0	10.0	100.0
Mg	mg/l	7.0	5.0	17.0	2.5	22.0
Na	mg/l	12.0	7.0	30.0	5.0	33.0
K	mg/l	2.0	0.8	5.0	0.3	14.0
Fe	mg/l	5.0	0.5	15.0	0.0	48.0
NH4	mg/l	0.2	0.1	0.6	0.0	3.3
NO3	mg/l	10.0	1.0	60.0	0.0	85.0
Cl	mg/l	20.0	13.0	70.0	10.0	82.0
SO4	mg/l	70.0	30.0	160.0	20.0	250.0
PO4	mg/l	0.3	0.1	0.8	0.0	5.5
O2	mg/l	6.0	2.0	9.0	0.0	10.0
H2S	mg/l	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7

- A = haeufigste Konzentration
- B = vorkommende geringere Konzentration
- C = vorkommende hoehere Konzentration
- D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration
- E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration



**Konzentrationen der vorgesehenen Infiltrationswässer**

	<b>Sümpfung</b> Vorgegebener Bereich	<b>Versuchswasser</b>	<b>Rheinwasser 2030</b> Vorgegebener Bereich	<b>Versuchswasser</b>
pH-Wert	6.5-7.5	7.65	7.0-8.0	8.1
Eh-Wert	-	oxisch	-	oxisch
HCO <sub>3</sub>	244-366	285	ca. 135	126
Ca	100-120	82	-	67
Mg	12.2-24.3	20.3	-	20.9
Na	5.5-10.0	6.2	30-40	35.4
K	2.0-3.0	3.4	3.0-4.0	4.42
Fe	ca 0.1	0.01	ca 0.1	0.01
Mn	ca. 0.05	<0.01	ca. 0.05	<0.01
Al	ca. 0.02	0.08	-	0.09
Si	4.7-7.0	5.6	-	8.5
NH <sub>4</sub>	0.1-0.3	0.25	0.2-1.5 <sup>*)</sup>	0.43
SO <sub>4</sub>	40-100	70	50-70	78
Cl	15-30	18	50-100	72
NO <sub>3</sub>	0.5-10	1.18	0.1-1	1.62
PO <sub>4</sub>	0.09-0.3	0.03	0.09-0.3	0.06
H <sub>2</sub> S	-	0.00	-	0.00

Alle Konzentrationen in mg/l

<sup>\*)</sup> Wertebereich aus dem Rhein-Memorandum 1986

Tab. 5.1

Buscher Bruch (ohne Bachwasser)  
 =====  
 Zu erwartende Konzentrationen nach Infiltration Suempfung  
 =====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.7	6.0	7.2	5.7	7.5
Karb.H.	Grad DH	13.5	13.1	15.4	13.1	15.8
HCO3	mg/l	295.0	285.0	335.0	285.0	345.0
Ca	mg/l	100.0	80.0	150.0	80.0	210.0
Mg	mg/l	25.0	20.0	35.0	20.0	75.0
Na	mg/l	7.5	6.0	10.0	6.0	15.0
K	mg/l	2.5	2.0	4.5	1.5	(12.0)
Fe	mg/l	10.0	2.5	14.0	0.1	30.0
NH4	mg/l	1.5	0.3	1.8	0.3	2.2
NO3	mg/l	0.4	0.1	0.8	0.0	(40.0)
Cl	mg/l	25.0	18.0	30.0	18.0	45.0
SO4	mg/l	70.0	20.0	100.0	10.0	250.0
PO4	mg/l	0.2	0.1	0.3	0.0	1.0
O2	mg/l	4.0	2.5	6.0	0.0	10.0
H2S	mg/l	0.1	0.0	0.4	0.0	1.0

- A = haeufigste Konzentration
- B = vorkommende geringere Konzentration
- C = vorkommende hoehere Konzentration
- D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration
- E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration, die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

Berechnung der Prognose mit der Annahme, daß 100 Prozent des Infiltrationswassers das Feuchtgebiet erreicht.

Tab. 5.2

Buscher Bruch (ohne Bachwasser)  
 =====  
 Zu erwartende Konzentrationen nach Infiltration Rheinwasser  
 =====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.7	6.0	7.2	5.7	7.5
Karb.H.	Grad DH	6.4	5.7	8.0	5.7	8.5
HCO3	mg/l	140.0	125.0	175.0	125.0	185.0
Ca	mg/l	80.0	65.0	120.0	65.0	175.0
Mg	mg/l	25.0	20.0	35.0	20.0	75.0
Na	mg/l	40.0	35.0	55.0	35.0	85.0
K	mg/l	3.0	2.5	6.0	1.5	(12.0)
Fe	mg/l	8.0	1.8	16.0	0.1	40.0
NH4	mg/l	1.7	0.4	2.0	0.4	2.5
NO3	mg/l	0.4	0.1	1.0	0.0	(40.0)
Cl	mg/l	90.0	70.0	125.0	70.0	180.0
SO4	mg/l	80.0	25.0	115.0	10.0	285.0
PO4	mg/l	0.2	0.1	0.3	0.1	1.0
O2	mg/l	4.0	2.5	6.0	0.0	10.0
H2S	mg/l	0.1	0.0	0.5	0.0	1.0

- A = haeufigste Konzentration
- B = vorkommende geringere Konzentration
- C = vorkommende hoehere Konzentration
- D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration
- E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration, die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

Berechnung der Prognose mit der Annahme, daß 100 Prozent des Infiltrationswassers das Feuchtgebiet erreicht.

Tab. 5.3

Piecksbruch (Pegel PB7B und PB8B)

=====

Zu erwartende Konzentrationen nach Infiltration Suempfung

=====

	A	B	C	D	E
pH-Wert	6.6	5.8	7.7	5.1	7.7
Karb.H. Grad DH	13.8	13.1	15.8	13.1	18.8
HCO3 mg/l	300.0	285.0	345.0	285.0	410.0
Ca mg/l	80.0	80.0	125.0	80.0	205.0
Mg mg/l	20.0	20.0	30.0	20.0	70.0
Na mg/l	6.0	6.0	10.0	6.0	15.0
K mg/l	3.5	3.5	7.5	3.5	(30.0)
Fe mg/l	8.0	0.1	1.0	0.0	40.0
NH4 mg/l	2.0	0.0	3.0	0.0	8.5
NO3 mg/l	0.3	0.0	0.8	0.0	(120.0)
Cl mg/l	20.0	20.0	25.0	20.0	55.0
SO4 mg/l	40.0	20.0	140.0	10.0	350.0
PO4 mg/l	0.1	0.0	0.3	0.0	1.6
O2 mg/l	4.0	1.0	7.0	0.0	10.0
H2S mg/l	0.2	0.0	0.6	0.0	1.7

- A = haeufigste Konzentration  
 B = vorkommende geringere Konzentration  
 C = vorkommende hoehere Konzentration  
 D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration  
 E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration, die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

Berechnung der Prognose mit der Annahme, daß 100 Prozent des Infiltrationswassers das Feuchtgebiet erreicht.

Tab. 5.4

Piecksbruch(Pegel PB7B und PB8B)

=====

Zu erwartende Konzentrationen nach Infiltration Rheinwasser

=====

	A	B	C	D	E
pH-Wert	6.6	5.8	8.1	5.1	8.1
Karb.H. Grad DH	6.4	5.7	9.0	5.7	12.9
HCO3 mg/l	140.0	125.0	195.0	125.0	280.0
Ca mg/l	65.0	65.0	100.0	65.0	170.0
Mg mg/l	20.0	20.0	35.0	20.0	75.0
Na mg/l	35.0	35.0	45.0	35.0	95.0
K mg/l	4.5	4.5	10.0	4.5	(30.0)
Fe mg/l	7.0	0.1	9.0	0.0	55.0
NH4 mg/l	2.3	0.0	3.4	0.0	8.8
NO3 mg/l	0.3	0.0	1.0	0.0	(120.0)
Cl mg/l	70.0	70.0	110.0	70.0	225.0
SO4 mg/l	45.0	20.0	145.0	10.0	365.0
PO4 mg/l	0.1	0.1	0.4	0.1	1.8
O2 mg/l	4.0	1.0	7.0	0.0	10.0
H2S mg/l	0.2	0.0	0.5	0.0	1.3

- A = haeufigste Konzentration  
 B = vorkommende geringere Konzentration  
 C = vorkommende hoehere Konzentration  
 D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration  
 E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration, die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

Berechnung der Prognose mit der Annahme, daß 100 Prozent des Infiltrationswassers das Feuchtgebiet erreicht.

Tab. 5.5

Rothbusch

=====

Zu erwartende Konzentrationen nach Infiltration Suempfung

=====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.7	6.5	7.2	5.7	7.7
Karb.H.	Grad DH	13.3	13.3	17.0	13.3	20.7
HCO3	mg/l	290.0	290.0	370.0	290.0	450.0
Ca	mg/l	80.0	80.0	140.0	80.0	180.0
Mg	mg/l	20.0	20.0	30.0	20.0	65.0
Na	mg/l	6.0	6.0	10.0	6.0	15.0
K	mg/l	5.0	3.5	8.0	3.5	(10.0)
Fe	mg/l	6.0	2.0	12.0	0.8	25.0
NH4	mg/l	1.0	0.2	1.9	0.2	2.5
NO3	mg/l	1.5	0.4	2.5	0.0	(20.0)
Cl	mg/l	18.0	18.0	28.0	18.0	52.0
SO4	mg/l	50.0	20.0	100.0	10.0	160.0
PO4	mg/l	0.2	0.1	1.0	0.0	4.0
O2	mg/l	4.5	2.0	6.5	0.0	9.0
H2S	mg/l	0.1	0.0	0.2	0.0	1.0

- A = haeufigste Konzentration
- B = vorkommende geringere Konzentration
- C = vorkommende hoehere Konzentration
- D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration
- E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration, die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

Berechnung der Prognose mit der Annahme, daß 100 Prozent des Infiltrationswassers das Feuchtgebiet erreicht.

Tab. 5.6

Rothbusch

=====

Zu erwartende Konzentrationen nach Infiltration Rheinwasser

=====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.8	6.5	7.4	5.7	8.1
Karb.H.	Grad DH	6.2	6.2	10.6	6.2	13.8
HCO3	mg/l	135.0	135.0	230.0	135.0	300.0
Ca	mg/l	65.0	65.0	120.0	65.0	150.0
Mg	mg/l	20.0	20.0	35.0	20.0	55.0
Na	mg/l	35.0	35.0	50.0	35.0	75.0
K	mg/l	6.5	4.5	10.0	2.5	(10.0)
Fe	mg/l	5.3	1.5	11.0	1.0	30.0
NH4	mg/l	1.5	0.4	2.5	0.4	3.0
NO3	mg/l	2.0	0.5	3.0	0.0	(20.0)
Cl	mg/l	70.0	70.0	110.0	70.0	210.0
SO4	mg/l	50.0	20.0	110.0	10.0	180.0
PO4	mg/l	0.2	0.1	1.1	0.1	4.2
O2	mg/l	4.5	2.0	6.5	0.0	9.0
H2S	mg/l	0.1	0.0	0.2	0.0	1.0

- A = haeufigste Konzentration
- B = vorkommende geringere Konzentration
- C = vorkommende hoehere Konzentration
- D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration
- E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration, die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

Berechnung der Prognose mit der Annahme, daß 100 Prozent des Infiltrationswassers das Feuchtgebiet erreicht.

Tab. 5.7

Buscher Bruch

=====

Zu erwartende Konzentrationen nach Infiltration Suempfung  
Bei Mischung von natuerlichem Grundwasser und Infiltrationswasser

=====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.4	6.0	7.2	5.7	7.5
Karb.H.	Grad DH	5.0	3.8	7.1	3.4	7.9
HCO3	mg/l	108.0	83.0	155.0	73.0	173.0
Ca	mg/l	68.0	52.0	103.0	41.0	147.0
Mg	mg/l	16.0	11.0	23.0	8.0	51.0
Na	mg/l	18.0	15.0	24.0	12.0	36.0
K	mg/l	2.1	1.6	4.1	1.1	(12.0)
Fe	mg/l	2.5	0.4	7.8	0.1	32.0
NH4	mg/l	0.4	0.1	0.7	0.1	1.6
NO3	mg/l	4.0	0.8	9.7	0.0	(40.0)
Cl	mg/l	44.0	31.0	62.0	28.0	89.0
SO4	mg/l	102.0	44.0	147.0	18.0	370.0
PO4	mg/l	0.3	0.1	0.5	0.0	1.4
O2	mg/l	4.0	2.5	6.0	0.0	10.0
H2S	mg/l	0.2	0.0	0.6	0.0	1.9

- A = haeufigste Konzentration
- B = vorkommende geringere Konzentration
- C = vorkommende hoehere Konzentration
- D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration
- E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration, die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

Tab. 5.8

Buscher Bruch

=====

Zu erwartende Konzentrationen nach Infiltration Rheinwasser  
Bei Mischung von natuerlichem Grundwasser und Infiltrationswasser

=====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.4	6.0	7.2	5.7	7.5
Karb.H.	Grad DH	3.5	2.3	5.6	1.9	6.5
HCO3	mg/l	77.0	51.0	123.0	41.0	141.0
Ca	mg/l	64.0	49.0	96.0	37.0	140.0
Mg	mg/l	16.0	11.0	23.0	8.0	51.0
Na	mg/l	25.0	21.0	34.0	18.0	51.0
K	mg/l	2.2	1.7	4.4	1.1	(12.0)
Fe	mg/l	2.3	0.3	8.1	0.1	33.0
NH4	mg/l	0.5	0.1	0.8	0.1	1.7
NO3	mg/l	4.0	0.8	9.7	0.0	(40.0)
Cl	mg/l	58.0	42.0	82.0	38.0	117.0
SO4	mg/l	104.0	45.0	151.0	18.0	375.0
PO4	mg/l	0.3	0.1	0.5	0.0	1.4
O2	mg/l	4.0	2.5	6.0	0.0	10.0
H2S	mg/l	0.2	0.0	0.7	0.0	1.9

- A = haeufigste Konzentration
- B = vorkommende geringere Konzentration
- C = vorkommende hoehere Konzentration
- D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration
- E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

Tab. 5.9

**Piecksbruch**

=====

Zu erwartende Konzentrationen nach Infiltration Suempfung  
Bei Mischung von natuerlichem Grundwasser und Infiltrationswasser

=====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.3	5.5	7.2	4.9	7.6
Karb.H.	Grad DH	5.4	3.5	7.8	3.0	12.7
HCO3	mg/l	117.0	76.0	170.0	65.0	277.0
Ca	mg/l	57.0	34.0	87.0	31.0	144.0
Mg	mg/l	12.0	8.6	19.0	7.1	43.0
Na	mg/l	13.0	9.0	18.0	6.0	34.0
K	mg/l	2.5	1.6	5.6	1.2	(30.0)
Fe	mg/l	2.8	0.1	2.7	0.0	62.0
NH4	mg/l	0.7	0.0	2.2	0.0	7.7
NO3	mg/l	4.6	0.0	15.0	0.0	(120.0)
Cl	mg/l	35.0	24.0	52.0	16.0	108.0
SO4	mg/l	63.0	28.0	140.0	14.0	350.0
PO4	mg/l	0.3	0.1	0.6	0.0	2.3
O2	mg/l	4.0	1.0	7.0	0.0	10.0
H2S	mg/l	0.2	0.0	0.7	0.0	1.9

A = haeufigste Konzentration

B = vorkommende geringere Konzentration

C = vorkommende hoehere Konzentration

D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration

E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration,  
die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

Tab. 5.10

**Piecksbruch**

=====

Zu erwartende Konzentrationen nach Infiltration Rheinwasser  
Bei Mischung von natuerlichem Grundwasser und Infiltrationswasser

=====

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.3	5.5	7.3	4.9	7.6
Karb.H.	Grad DH	3.8	1.9	6.3	1.4	11.4
HCO3	mg/l	82.0	41.0	137.0	30.0	249.0
Ca	mg/l	54.0	31.0	81.0	27.0	136.0
Mg	mg/l	12.0	8.6	21.0	7.1	45.0
Na	mg/l	20.0	16.0	26.0	13.0	53.0
K	mg/l	2.8	1.8	6.2	1.5	(30.0)
Fe	mg/l	2.7	0.1	3.8	0.0	64.0
NH4	mg/l	0.7	0.0	2.3	0.0	7.8
NO3	mg/l	4.6	0.0	15.0	0.0	(120.0)
Cl	mg/l	47.0	36.0	72.0	28.0	149.0
SO4	mg/l	65.0	28.0	141.0	14.0	354.0
PO4	mg/l	0.3	0.1	0.6	0.0	2.3
O2	mg/l	4.0	1.0	7.0	0.0	10.0
H2S	mg/l	0.2	0.0	0.6	0.0	1.7

A = haeufigste Konzentration

B = vorkommende geringere Konzentration

C = vorkommende hoehere Konzentration

D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration

E = vereinzelt vorkommende hoechste Konzentration

( ) = heute durch Duengung hervorgerufene sehr hohe Konzentration,  
die auch in der Zukunft bei Infiltration anzunehmen ist

# **Hydrologisch-hydrochemisches Gutachten zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußbereich der Schwalm**

**– Geochemischer Teil –**

**Ergänzungen zu Fragen der  
Klimasituation und zu Langzeiteffekten**

**Auftraggeber:  
Rheinbraun AG**

**Bearbeiter:  
Prof. Dr. Schulz**

**Datum: Juli 1991**

## Ergänzungen zu den Fragen der Klimasituation und zu Langzeiteffekten

Bei der Diskussion des geochemischen Teils des hydrologisch-hydrochemischen Gutachtens zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußgebiet der Schwalm ergaben sich zwei zusätzliche Fragestellungen, auf die im folgenden näher eingegangen werden soll.

1. Die Beschreibung des geochemischen Ist-Zustandes im oberflächennahen Grundwasser der Feuchtgebiete (Bodenpegel) sowie im tieferen Grundwasser unterhalb der Talau (Flachpegel) erfolgte im wesentlichen auf der Basis des Jahres 1989 und auf Teilen des Jahres 1990. Beide Jahre waren jedoch deutlich trockener als das langjährige Mittel. Wie weit sind die Beschreibungen der Ist-Zustände im oberflächennahen Grundwasser (Bodenpegel) sowie die darauf aufbauenden Prognosen für den Fall der Infiltrationen durch die spezielle klimatische Situation im Beobachtungszeitraum beeinflusst?

Diese Frage kann nicht für alle Parameter generell beantwortet werden, sondern es muß unterschieden werden zwischen den sogenannten „inerten“ Parametern (Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Chlorid, Maximalwerte von Sulfat) und den durch Redox-Prozesse in den Sedimenten der Talau beeinflussten Parametern (Schwefelwasserstoff, Phosphat, Nitrat, Hydrogencarbonat, Ammonium, Eisen, Minimalwerte von Sulfat). Für beide Gruppen von Parametern müßte jedoch der korrekte Weg zur Erstellung von Prognosen wie folgt ablaufen: Zuerst müßte über den Vergleich der klimatischen und wasserhaushaltlichen Situation im Untersuchungszeitraum und in einem mittleren Jahr eine Prognose für den Ist-Zustand im oberflächennahen Grundwasser der Feuchtgebiete für ein normales Jahr erstellt werden. Diese Prognose müßte dann im zweiten Schritt als „Eichsituation“ für die geochemischen Modellrechnungen dienen. Auf der Basis dieser „Eichung“ wären dann Prognosen für den Fall der Infiltration ähnlich zu ermitteln, wie es im Gutachten für den untersuchten Zeitraum durchgeführt wurde.

Aus zwei Gründen soll auf diesen Weg hier jedoch verzichtet werden. Zum einen wird bei einer Prognose, die als Eichsituation wieder eine Prognose enthält, die Sicherheit der Aussage derart schmal, daß die Erstellung einer Tabelle mit expliziten prognostizierten Zahlenwerten nicht sinnvoll erscheint. Zum anderen wird aus den nachfolgend aufgeführten Abschätzungen über mögliche Trends und über zu erwartende Unterschiede zu einem normalen Jahr deutlich, daß weite Teile in der Beschreibung des Ist-Zustandes im oberflächennahen Grundwasser sowie in den darauf aufbauenden Prognosen nur geringfügig durch die nicht normale Wasserhaushaltssituation im Untersuchungszeitraum beeinflusst sind.

### **Inerte Parameter (Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Chlorid, Maximalwerte von Sulfat)**

Für die inerten Parameter hat es sich ergeben, daß ihre Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der Feuchtgebiete wesentlich durch das Ausmaß der Anreicherung durch Verdunstung bestimmt sind. Nach aller Erfahrung zum Wasserhaushalt derartiger Feuchtgebiete ist die absolute Höhe der Verdunstung zwischen feuchten und trockenen Jahren nicht sehr unterschiedlich. Sehr unterschiedlich ist jedoch die Höhe des gesamten Wasserangebotes (Summe aus aufsteigendem Grundwasser und aus Niederschlag). Das Verhältnis von Verdunstungshöhe zur Summe des gesamten Wasserangebotes im Feuchtgebiet bestimmt dann das Maß der Anreicherung durch Verdunstung für die einzelnen gelösten Stoffe.

In den Tabellen zur Beschreibung des Ist-Zustandes im oberflächennahen Grundwasser der Feuchtgebiete (Bodenpegel) ergibt sich die Aufkonzentration durch Verdunstung im wesentlichen aus dem Vergleich mit dem Grundwasser unterhalb der Talau (Flachpegel). Dabei ist für die einzelnen Spalten der Tabellen (A = häufigste Konzentration, B = vorkommende geringere Konzentration, C = vorkommende höhere Konzentration, D = vereinzelte vorkommende geringste Konzentration, E = vereinzelte vorkommende höchste Konzentration) die Anreicherung durch Verdunstung in recht unterschiedlichem Maße wirksam. Bei der Spalte A mit den häufigsten Konzentrationen erfolgt meist eine Anreicherung um den Faktor 1,1 bis 1,3. Bei den Spalten B und D mit den geringeren und geringsten Konzentrationen ist eine Anreicherung durch Verdunstung nicht zu verzeichnen. Bei der Spalte C mit den höheren Konzentrationen ist eine Anreicherung etwa um den Faktor 1,5 und bei der Spalte E mit den höchsten Konzentrationen eine Anreicherung etwa um den Faktor 2 charakteristisch. Ein geringerer Verdunstungsanteil am gesamten Wasserangebot eines Jahres im Feuchtgebiet führt zu niedrigeren Faktoren, besonders bei den Spalten C und E. Weniger oder praktisch nicht betroffen sind die Spalten A, B und D. Insgesamt ergibt sich also für feuchtere Jahre eine Verringerung der Spannbreite zwischen den Konzentrationen in den einzelnen Spalten der Tabellen sowohl in der Beschreibung des Ist-Zustandes und damit auch in den davon abgeleiteten Prognosen.

Wenn nach den vorgelegten Untersuchungen zur klimatischen Wasserbilanz in den Feuchtgebieten in einem mittleren Jahr etwa 100 bis 150 mm pro Jahr mehr Wasser insgesamt zur Verfügung steht, so sollte die Verdunstungsanreicherung bei einer absoluten Höhe der Verdunstung von ca. 500 mm pro Jahr (geschätzt) um etwa 20% geringer sein als im untersuchten Zeitraum. Es folgt daraus, daß die in den Spalten A, B und D der Tabellen des Ist-Zustandes und der Prognosen durch eine etwas unterschiedliche Verdunstung kaum beeinflusst werden. Auch bei den Spalten C der Tabellen sind höchstens um etwa 10% niedrigere Werte zu erwarten. Bei den Spalten E mit den vereinzelte vorkommenden höchsten Konzentrationen wird mit 10 bis 20% niedrigeren Werten zu rechnen sein.

### **Durch Redox-Prozesse beeinflusste Parameter (Sulfid, Phosphat, Nitrat, Hydrogencarbonat, Ammonium, Eisen, Minimalwerte von Sulfat)**

Nach der hydraulischen Bearbeitung der Feuchtgebiete ist die Menge des Grundwassers, das pro Jahr durch die Talauen-Sedimente aufsteigt, absolut nur wenig beeinflusst durch die klimatische Wasserbilanz. Daraus folgt, daß die Redox-Prozesse in den Talauen-Sedimenten in jedem Jahr ähnlich ablaufen. Problematisch ist nur die Tatsache, daß in den Tabellen des Ist-Zustandes im oberflächennahen Grundwasser der Feuchtgebiete, ebenso wie in den daraus abgeleiteten Prognosetabellen, ein Verdunstungsanteil nicht separat ausweisbar auch in den wesentlich durch Redox-Prozesse gesteuerten Parametern enthalten ist. Durch die im Gutachten geschilderte Prognosetechnik, bei der die geochemische Modellierung der nicht linear ablaufenden Reaktionsmechanismen als Hilfsmittel zur Extrapolation verwendet wird, geht auch bei den sich nicht inert verhaltenden Stoffen die zusätzlich stattfindende Anreicherung durch Verdunstung implizit aus der Beschreibung des Ist-Zustandes mit in die Prognose ein. Da ihr direkter Anteil jedoch unkontrolliert bleiben muß, ist eine direkte Prognose für ein Jahr mit einem anderen Verdunstungsanteil im gesamten Wasserhaushalt schwierig. Als Obergrenze kann jedoch festgehalten werden, daß der Verdunstungseinfluß nur höchstens so groß sein kann wie bei den inerten Parametern.



2. Wie groß ist der Vorrat an fester organischer Substanz in den Talauen-Sedimenten in Bezug auf den Eintrag von Oxidationsmitteln durch das Infiltrationswasser?

In den Feuchtgebieten der Talauen entstehen seit Beginn des Holozän vor etwa 10 000 Jahren Sedimente mit einem hohen Anteil an organischer Substanz. Die Entstehung dieser Sedimente ist charakteristisch für die Warmzeiten; die liegenden Ablagerungen sind in der vorausgegangenen Kaltzeit entstanden. Ob heute jeder Teilbereich der Feuchtgebiete eine positive Bilanz an organischem Kohlenstoff aufweist oder ob in Teilbereichen auch der Abbau organischer Substanz überwiegen kann, wird im Einzelfall schwer feststellbar sein. Um bei der folgenden Überschlagsrechnung in jedem Falle auf der sicheren Seite zu sein, wird davon ausgegangen, daß die Talauen-Sedimente irgendwann einmal dort hingelangt sind wo sie sich heute befinden und daß heute nur noch in Redox-Prozessen ein Abbau der organischen Substanz stattfindet.

Bei einer Mächtigkeit der Talauen-Sedimente von etwa 1 m und einem Gehalt an  $C_{org}$  von 10 bis 40% enthält 1 m<sup>2</sup> Talaua bei einem spezifischen Gewicht des Sedimentes von etwa 2,0 zwischen 200 000 und 800 000 g  $C_{org}$ . Wenn 1 Liter aufsteigendes Grundwasser – hochgegriffen – zusätzlich etwa 200 mg/l Hydrogencarbonat aufnehmen würde, so würden dadurch etwa 40 mg  $C_{org}$  aus den Talauen-Sedimenten oxidiert. Bei einem Grundwasseraufstieg von – hochgerechnet – 600 l/m<sup>2</sup> und Jahr ergäbe sich damit die Oxidation von etwa 24 g  $C_{org}$  pro m<sup>2</sup> und Jahr. Bei einem  $C_{org}$ -Gehalt von nur 10% und entsprechend 200 000 g  $C_{org}/m^2$  wären dann bereits mehr als 8000 Jahre notwendig, um den  $C_{org}$ -Gehalt der Talauen-Sedimente aufzubrauchen.

Es muß bei dieser Überschlagsrechnung berücksichtigt werden, daß die Aufnahme von Hydrogencarbonat durch aufsteigendes Grundwasser und auch die Menge des aufsteigenden Grundwassers recht hoch angesetzt war. Weiterhin wurde die sicherlich ebenso bedeutsame Neubildung organischer Substanz an der Oberfläche der Talauen-Sedimente hier ganz vernachlässigt. Die Tatsache, daß sich trotzdem bei dieser Abschätzung eine Zahl von Jahren ergibt, die der Gesamtlänge des Holozän nicht ganz zufällig entspricht, macht deutlich, daß die Frage nach dem evtl. Verbrauch der organischen Substanz in den Talauen-Sedimenten im Rahmen der hier verfolgten Fragestellung als irrelevant angesehen werden muß.

# Stellungnahme des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen zu

## „Hydrologisch-hydrochemisches Gutachten zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußgebiet der Schwalm“ – Hydraulisch-hydrologischer Teil – – Geochemischer Teil –

### 1. Ziel und Umfang der Untersuchung

Für die Gesamtbeurteilung des Tagebauvorhabens Garzweiler II ist von besonderer Bedeutung, ob durch Gegenmaßnahmen wasserhaushaltliche und ökologische Belastungen vor allem des Maas-Schwalm-Nette-Gebietes verhindert werden können. Zur Beantwortung dieser Fragen wurden mit dem Grundwassermodell Venloer Scholle mehrere Versickerungsmaßnahmen simuliert, um u. a. Aussagen über die notwendigen Versickerungsmengen und die Versickerungsdauer zu erhalten. Dabei hat sich gezeigt, daß es bei einer geeigneten Anordnung der Versickerungsanlagen möglich ist, den Grundwasserstand in den Feuchtgebieten derart zu halten, daß die Grundwasserabsenkungen durch die Sumpfungmaßnahmen ausgeglichen werden. Die Frage der ökologischen Wirksamkeit solcher Infiltrationsmaßnahmen kann mit einem Grundwasserströmungsmodell nur quantitativ geklärt werden. Auch die Beschaffenheit des Infiltrationswassers und dessen Veränderung auf dem Weg von den Versickerungsstellen zum Feuchtgebiet ist zu beachten. Die Sensibilität der Lebensgemeinschaften in den Feuchtgebieten gegenüber Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit ist auch von entscheidender Bedeutung.

Deshalb wurde vom Bergbautreibenden in Abstimmung mit der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung und dem Landesamt für Wasser und Abfall ein Gutachten zur Untersuchung der ökologischen Wirksamkeit von Grundwasseranreicherungsmaßnahmen in Auftrag gegeben. Im wesentlichen sollten damit folgende Teilfragen beantwortet werden:

- a) Auf welchem Fließweg und mit welcher Fließgeschwindigkeit bewegt sich das Infiltrationswasser von der Anreicherungsanlage zu den Feuchtgebieten und wie vermischt es sich mit dem natürlich gebildeten Grundwasser?
- b) Wie verändert sich die Beschaffenheit des Anreicherungswassers entlang des Fließweges durch den Kontakt mit den Sedimenten des Grundwasserleiters und durch die Vermischung mit natürlich gebildetem Grundwasser?
- c) Wie wirkt sich die in b) prognostizierte Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit in den Feuchtgebieten auf die Lebensgemeinschaften aus?

Dieser Gliederung folgend wurde das Gutachten in drei Teilen bearbeitet. Die Untersuchung zum Fragenkomplex a) wurde vom Ingenieurbüro Prof. Mull und Partner durchgeführt und beinhaltet vorrangig Wasserbilanzbetrachtungen und Modellrechnungen. Der Teil b), der von Prof. Schulz, Fachbereich Geowissenschaften der Universität Bremen, bearbeitet wurde,

stützt sich vor allem auf Laborversuche, geochemische Modellrechnungen und statistische Auswertungen der Wasseranalysen. Prof. Kunze (Universität Gießen) befaßte sich mit den möglichen ökologischen Auswirkungen der Anreicherungsmaßnahmen auf die Feuchtgebiete (Teil c)).

Da es weder zweckmäßig noch realisierbar ist, die hydraulische und ökologische Situation sämtlicher Feuchtgebiete im Nordraum des Rheinischen Braunkohlenreviers in einem sehr hohen Detaillierungsgrad zu untersuchen, wurden in Abstimmung mit dem begleitenden Arbeitskreis Feuchtgebiete nach hydrologischen, geologischen, bodenkundlichen und ökologischen Gesichtspunkten exemplarisch ausgewählt. Für den Fragenkomplex a) und b) wurden die drei Feuchtgebiete Buscher Bruch (Mühlenbach), Rothbusch (Knippertzbach) und Piecksbruch (Schwalm) untersucht. Für das Untersuchungsprogramm zum Fragenkomplex c) wurden zusätzlich die drei Feuchtgebiete Boschbeek (Boschbeek, Buschbach), Schaagbach (Schaagbach) und Elmpter Bruch (Schwalm) ausgesucht. Auf der Grundlage der Untersuchungsergebnisse dieser repräsentativen Gebiete sollten für den Gesamttraum gültige Aussagen erarbeitet werden.

### 2. Wesentliche Ergebnisse

Im Mittelpunkt der *hydrologischen* Untersuchungen (Ingenieurbüro Prof. Mull und Partner) standen vertikale Schnittmodelle, die für die drei Feuchtgebiete an der Schwalm, am Mühlenbach und am Knippertzbach aufgebaut wurden. Damit konnten zunächst die bestehenden Strömungssituationen des Grundwassers ausreichend genau beschrieben werden (Modellezeichnung). Anschließend wurden verschiedene Infiltrationsmaßnahmen unter Berücksichtigung der Auswirkungen der Tagebauentwässerung im Jahr 2030 simuliert.

Dabei zeigte sich, daß Infiltrationsanlagen auf verschiedene Weise zur Erhaltung eines bestimmten Grundwasserstandes in den Feuchtgebieten wirksame Beiträge leisten können. Zum einen strömt ein Anteil des versickerten Wassers auf direktem Weg dem Feuchtgebiet zu; zum anderen stützt es von unten das natürliche, aus Niederschlag gebildete Grundwasser gegen die Absenkung durch die Tagebausümpfung und gelangt dabei selbst nicht ins Feuchtgebiet. Entscheidend für diese Anteile sind die örtlichen geologischen Gegebenheiten und die Abstände der Versickerungsanlagen von den Feuchtgebieten.

Die Modellergebnisse zeigen sehr deutlich, daß bei einer Vergrößerung des Abstandes der Infiltrationsanlagen zu den Feuchtgebieten von 600 m auf 1500 m der Anteil des versickerten Fremdwassers am gesamten Grundwasser, das dem Feuchtgebiet zuströmt, erheblich abnimmt. Das bedeutet auch,

daß durch größere Abstände eine durch das Infiltrationswasser bedingte chemische Veränderung des Grundwassers in den Feuchtgebieten verringert werden kann.

Ergänzend wurde eine Untersuchung der Versickerungsanteile für Flußabschnitte in den Flußgebieten Schwalm, Nette, Rothenbach und Schaagbach durchgeführt. Für diese in Abstimmung mit der LÖLF festgelegten Flußabschnitte wurden aufgrund der Vorgaben aus den hydraulischen Modellrechnungen die Anteile des Infiltrationswassers an dem den Feuchtgebieten zuströmenden Wasser ermittelt und in einem begleitenden Arbeitskreis abgestimmt. In Abhängigkeit dieses Anteils wurde eine Klassifizierung in 4 Kategorien vorgenommen. Die dazu erstellte Karte zeigt übersichtlich die Beeinflussung der jeweiligen Flußabschnitte durch Infiltrationswässer. In der Natur wird sich die Änderung des Anteils des Infiltrationswassers (Änderung der Kategorie) an den Grenzen der Flußabschnitte nicht, wie in der Karte dargestellt, sprunghaft ändern, sondern es werden sich Übergangszonen ausbilden.

Im Gegensatz zur Erhaltung der Grundwasserstände in den Feuchtgebieten, die sich aufgrund des Grundwasseraufstaus an den Infiltrationsanlagen und der schnellen Druckausbreitung im Grundwasserkörper kurzfristig erreichen läßt, können die Fließzeiten des infiltrierten Wassers zu den Feuchtgebieten mehrere Jahrzehnte betragen. Unerwünschte Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit durch Infiltrationsmaßnahmen würden in den Feuchtgebieten erst mit großer zeitlicher Verzögerung erkannt. Gegenmaßnahmen könnten wegen der Trägheit des Grundwassersystems dann nicht mehr kurzfristig wirken.

Als weiteres Ergebnis der Prognoserechnungen bleibt festzuhalten, daß es bei bestimmten geologischen Situationen effektiver sein kann, das Infiltrationswasser nicht in den oberen, sondern in den darunter liegenden Grundwasserleiter einzuspeisen. In der praktischen Umsetzung könnte dies durch Tiefschlitzte (bis 10 m) oder Schluckbrunnen erreicht werden.

Auf der Grundlage der Ergebnisse mit den Schnittmodellen wurden *hydrogeochemische* Untersuchungen durchgeführt. Die Aussagen dieses Gutachtens stützen sich auf zahlreiche chemische Analysen von Grundwasserproben aus den Repräsentativgebieten, auf Laborversuche und geochemische Modellrechnungen.

Mit den Ergebnissen der Grundwasseranalysen wurde die Grundwasserbeschaffenheit (Ist-Zustand) in den Feuchtgebieten in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität erfaßt. Geochemische Gleichgewichtsmodelle, die die möglichen Reaktionen zwischen Grundwasser und Sediment beschreiben, wurden bei der Auswertung der Analysen als Interpretationshilfen eingesetzt.

Im Labor wurden Säulenversuche durchgeführt, bei denen das in Frage kommende Infiltrationswasser (Sümpfungswasser bzw. Rheinwasser) durch Sedimente strömt, die aus den Untersuchungsgebieten entnommen wurden. Aus den Ergebnissen ist zu schließen, daß vor allem die Sedimente mit höherem Gehalt an organischer Substanz (v. a. die Torfe in der Talaua) die chemische Zusammensetzung des Infiltrationswassers deutlich verändern können. Dementsprechend konnte sich die Modellierung des Stofftransports und der geochemischen Prozesse auf den oberen Bereich der Talauensedimente beschränken. Nach der Modelleichung, die anhand der Ergebnisse der Laborversuche und der Messungen im Gelände vorgenommen wurde, konnte anschließend die Veränderung des oberflächennahen Grundwassers durch die Infiltration von Sümpfungswasser bzw. Rheinwasser simuliert werden.

Dabei zeigt sich in Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Laborversuche, daß bei der Bodenpassage eine Gruppe von Inhaltsstoffen direkt oder indirekt im wesentlichen in ihrer Konzentration durch Redox (Reduktions-Oxidations)-Prozesse verändert wird, eine andere Gruppe von Inhaltsstoffen wird dagegen durch chemische Reaktionen mit dem Substrat kaum beeinflußt. Für diese Inhaltsstoffe ist somit eine Konzentrationsveränderung nur durch Verdunstung bzw. Vermischung mit dem natürlich gebildeten Grundwasser von Bedeutung.

Als Ergebnis wurde für die drei Untersuchungsgebiete die zu erwartende Beschaffenheit des Grundwassers bei Infiltration von Sümpfungs- bzw. Rheinwasser vorgelegt.

### 3. Wertung

Zusammenfassend ist festzustellen, daß für beide Gutachten geeignete Methoden (Laborversuche, Modelle) zur Beantwortung der Fragestellungen angewandt wurden. Die Datengrundlage für die Untersuchungen bildeten Meßergebnisse aus den Jahren 1989 und 1990. Diese Jahre sind aufgrund ihrer klimatischen Wasserbilanz als Trockenjahre einzustufen. Die in den beiden Gutachten angewendeten Modelltechniken gewährleisteten dennoch, daß die Modellergebnisse auch für ein Jahr mit mittleren klimatischen Verhältnissen Gültigkeit haben.

Wichtige Untersuchungsergebnisse des hydrologischen Gutachtenteils sind vor allem die allgemein gültigen Aussagen, die bei einer konkreten Umsetzung der Infiltrationsmaßnahmen unter Beachtung der örtlichen Verhältnisse zu berücksichtigen sind. Von zentraler Bedeutung ist hier, daß durch eine Vergrößerung des Abstandes zwischen Feuchtgebiet und Infiltrationsanlagen der Anteil des Fremdwassers, der in die Feuchtgebiete gelangt, deutlich reduziert werden kann. Es ist allerdings darauf zu achten, daß der Abstand nicht so groß gewählt wird, daß das primäre Ziel der Grundwasseranreicherung, nämlich die Grundwasserstände in den Feuchtgebieten zu halten, nicht mehr erreicht werden kann. Dieses Ergebnis wird bereits bei den weiteren Simulationsrechnungen mit dem Venloer Scholle Modell berücksichtigt (Variante 7 „Versickerungskombination“).

Die konkreten, quantitativen Ergebnisse der Simulationsrechnungen sind dagegen von eher zweitrangiger Bedeutung, da sie sehr stark von den örtlich wechselnden hydrologischen und geologischen Gegebenheiten abhängen.

Der im hydrochemischen Modell prognostizierte starke Anstieg der Sulfid-Konzentrationen bei Sulfatgehalten über 100 mg/l ist unrealistisch. In den Feuchtgebieten sind bislang Sulfidgehalte in den hohen prognostizierten Konzentrationen nicht gemessen worden, obwohl der Sulfatgehalt des zuströmenden Grundwassers bereichsweise den Sulfatwert von 100 mg/l übersteigt.

Im übrigen liegen die Sulfatgehalte des Sümpfungswassers und des Rheinwassers unter 100 mg/l.

Die Prognose der chemischen Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers, die aufgrund der Infiltrationsmaßnahmen in den Feuchtgebieten zu erwarten ist, bildet zusammen mit den Ergebnissen der hydrologischen Untersuchungen die Grundlage für den dritten Teil des Gesamtgutachtens. In diesem Gutachtenteil erfolgt die Beurteilung der Auswirkung der Infiltrationsmaßnahmen auf die Ökologie der Feuchtgebiete.

# **Vegetationskundliche Untersuchungen in ausgewählten Feuchtgebieten im Nordraum des Rheinischen Braunkohlenreviers**

**- Kurzfassung -**

Auftraggeber:  
Rheinbraun AG

Bearbeiter:  
H. Lamprecht (Dipl.-Ing., Projektleiter)  
E. Stommeyer (Textbearbeitung)  
M. Runge (Zeichnerische Darstellung)  
S. Sadewasser (Computereingabe)

Datum: August 1991

Im Zuge der wasserwirtschaftlichen Maßnahmen für den Tagebau Garzweiler I zur Erhaltung der Feuchtgebiete (MURL-Konzept) wurde festgelegt, eine ökologische Beweissicherung durchzuführen. Hierzu wurde unter anderem vom Landschaftsplanungsbüro LAMPRECHT, Hannover, im Auftrag der Rheinbraun AG, eine flächendeckende Vegetationskartierung der Feuchtbereiche im Nordraum des Rheinischen Braunkohlenreviers durchgeführt.

Kernstück des rd. 1 950 ha umfassenden Kartierungsraumes ist der Schwalmbereich, worauf allein 28 Karten der insgesamt 55 Vegetationskarten entfallen. Im Maßstab 1 : 5 000 (Deutsche Grundkarte) werden detailliert die in den Niederungen der Flüsse und Bäche angetroffenen Vegetationsgesellschaften dargestellt.

Die Karten zeigen das vielfältige Mosaik und die unterschiedliche Zusammensetzung der rd. 350 ausgewiesenen Vegetationsgesellschaften. Hiervon sind exemplarisch 5 Karten für die Kurzdarstellung in Abstimmung mit der LÖLF in verkleinerter Form als Anlage beigefügt.

Diese Karten decken das Quellgebiet für den oberen Lauf der Schwalm sowie die Bereiche von Mühlenbach, Knippertzbach und Hellbach ab. Anhand der Karte wurden sowohl die Schwerpunkte der nährstoffarmen Standorte, z. B. südlich von Lüttelforst, als auch die Abschnitte, die kaum nährstoffarme Bereiche aufweisen (Schwalmquellgebiet, Mühlenbach, Knippertzbach, Schwalm an der Lüttelforster Mühle) erkennbar. Hierbei handelt es sich vorwiegend um Gebiete, in denen die Wasserläufe ausgebaut worden sind.

Sowohl zahlenmäßig als auch flächenmäßig nehmen die Schwarzerlenbruchwaldgesellschaften auf nährstoffreichen Standorten den größten Anteil ein. Jedoch zeigt die Vegetationskartierung auch die nährstoffarmen Standorte mit ihren Vegetationsgesellschaften mit Gagelgebüsch, Moorbirkenbruchwald, Glockenheide, Torfmoos-Schwarzerlenbruchwald auf. Hierbei handelt es sich um sensible Gesellschaften, die einer gesonderten Betrachtung hinsichtlich von potentiellen Beeinflussungen bedürfen. Es zeigt sich eine hohe flächenmäßige Verbreitung der Gagelgebüsche, Schilfröhrichte, Glockenheide und Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald im Elmpter Bruch, aber auch im Boschbeek sowie am Rothenbach und Schaagbach.

Die in der beigefügten Übersichtskarte rot angelegten Bereiche zeigen die Verbreitung der sensiblen Gesellschaften auf meist nährstoffarmen Standorten im Bereich der schützenswerten Feuchtgebiete (grün angelegt), die auf Grundlage der Untersuchung der Bundesforschungsanstalt für Landschaftsökologie und Naturschutz ausgewiesen wurden. Auf eine gesonderte Abgrenzung der Lamprecht-Untersuchungsflächen, die die Kernzonen abdecken, wurde aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet.

Die Vegetationskarten zeigen anhand der vorgefundenen Vegetationsgesellschaften deutlich die zum Teil schon erheblich anthropogene Überformung durch Entwässerung und Ausbaumaßnahmen und die intensive land- und forstwirtschaftliche Nutzung sowie die Folgen von Grundwasserabsenkungen durch meist örtliche Wasserentnehmer. Innerhalb der Niederungen stehen teilweise standortfremde Nadelholz- und Pappelforste sowie entlang der Wasserläufe oftmals Gesellschaften, die auf eine hohe Nährstoffzufuhr hinweisen.

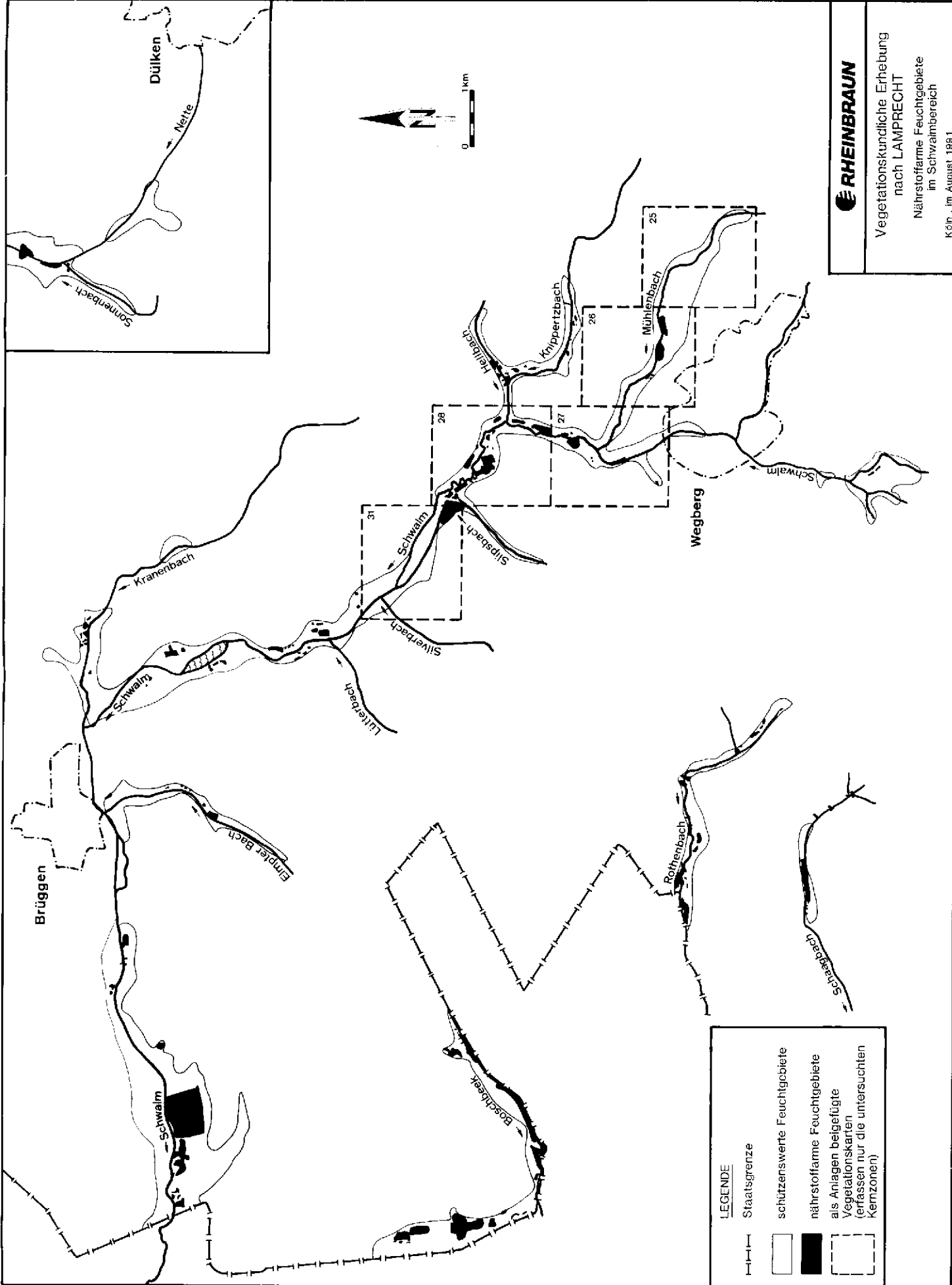
Die Kartierung zeichnet sich durch ein hohes Maß einer äußerst genauen Herausarbeitung von vorhandenen Gesellschaften aus,

so werden z. B. bei den Erlenbruchwaldgesellschaften 34 unterschiedliche Gesellschaften ausgewiesen und abgegrenzt.

Die in einem 5-Jahres-Rhythmus durchzuführende flächendeckende Wiederholungskartierung und die im 2-Jahres-Abstand kontinuierliche quantitative und qualitative Erhebung (erweiterte Methode BRAUN-BLANQUET) der Vegetation in den exemplarisch ausgesuchten Dauerbeobachtungsflächen gewährleisten in Verbindung mit der laufenden Grundwasserstandsbeobachtung, daß frühzeitig eventuelle Veränderungen und Verschiebungen in den Gesellschaften erkannt werden können.

#### **Anlagen**

- Übersichtsplan
- Legende
- Vegetationskarten 25 bis 28 und 31



**RHEINBRAUN**  
 Vegetationskundliche Erhebung  
 nach LAMPRECHT  
 Nährstoffarme Feuchtgebiete  
 im Schwalmbereich  
 Köln, im August 1991

**LEGENDE**

	Staatsgrenze
	schützenswerte Feuchtgebiete
	nährstoffarme Feuchtgebiete als Anlagen beigefügte Vegetationskarten (erfassen nur die untersuchten Kernzonen)

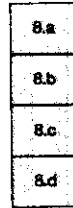
Blatt 1

1. Klasse: Buchen- und Edellaubholz-Mischwälder (Querc-Fagetea Br. Bl. et Vlieger 37)  
 1.1. Ordnung: Erlen-Eschen-Auen- und Uferwälder (Alno-Fraxinetalia)  
 1.1.1. Verband: Erlen-Ulmen-Auewälder (Alno-Padion Knapp 42)  
 1.1.1.1. Ges.: Eschen-Ulmen-Auenwald (Fraxino-Ulmetum laevis-minoris [R. Tx. 52] Oberd. 53)  
 1.1.1.2. Ges.: Traubenkirschen- und Johannisbeeren-Erlen- und Erlen-Eschenwälder, frische bis mäßig nasse Gesellschaftsgruppe (Pruno-Fraxinetum Oberd. 53 und Ribo-sylvestris-Alnetum glutinosae R. Tx. et Ohba 75)  
 Wenig oder mäßig gestörte Erlen-Eschenwälder

Tabelle Nr. 1:



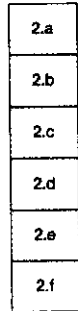
Tabelle Nr. 5:



- 1.1.2. Ges.: Bach-Eschenwald (Carici remotae-Fraxinetum W. Koch 26)

- Winkelseggen-Erlenwald mit Arten der Walzenseggen-Erlenbrücher  
 Winkelseggen-Erlen-Eschenwald  
 Waldschachtelhalm-Winkelseggen-Erlen-Eschenwald  
 Torfmoos-Winkelseggen-Erlen-Eschen-Birkenwald

Tabelle Nr. 2:



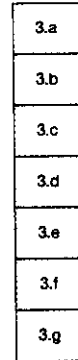
- Traubenkirschenwald mit Waldbingelkraut  
 Ahornreicher Traubenkirschen-Eschenwald  
 Ahornreicher Traubenkirschen-Eschenwald, Variante mit Bärlauch  
 Ahornreicher Traubenkirschen-Eschenwald, Variante mit Brennessel  
 Brennesselreicher (Eschen-)Erlenwald, Rumpfgesellschaft  
 Goldnessel(-Eschen-)Erlenwald

Tabelle Nr. 6:



- 1.1.3. Rumpfgesellschaften auf Standorten der Edellaubholz-Mischwälder  
 1.1.3.1. Ges.: Bergahorn-Mischwälder

- Bergahorn-Mischwald, artenarme Rumpfgesellschaft  
 Him(Kratz)beerreicher Bergahorn-Mischwald  
 Brombeerreicher Bergahorn-Mischwald  
 Brennesselreicher Bergahorn-Mischwald  
 Bingelkrautreicher Bergahorn-Mischwald  
 Rasenschmielenreicher Bergahorn-Mischwald



- Stark gestörte Erlen-Eschenwälder  
 Brennesselreicher Erlen-Eschenwald, Rumpfgesellschaft  
 (Erlen-)Eschenwald, Rumpfgesellschaft  
 Erlenwald, Rumpfgesellschaft  
 Farnreicher (Eschen-)Erlenwald mit Flattergras  
 Brombeerreicher Erlen-Eschenwald, Rumpfgesellschaft  
 Him(Kratz)beerreicher Erlen-Eschenwald, Rumpfgesellschaft  
 Sauerkleereicher Erlenwald, Rumpfgesellschaft

Tabelle Nr. 7:



- 1.1.3.2. Ges.: Edellaubholzreiche Aufforstungen

- Ahorn-Eschenforst  
 Kirschen-Ahornforst  
 (Eschen-)Kirschenforst  
 Roteichenforst  
 Buchenforst  
 Buchen-Lärchenforst  
 Ahorn-Eichen-Eschenforst

- 1.1.1.3. Ges.: Traubenkirschen- und Johannisbeeren-Erlen- und Erlen-Eschenwälder, nasse bis sehr nasse Gesellschaftsgruppe (Pruno-Fraxinetum Oberd. 53 und Ribo-sylvestris-Alnetum glutinosae R. Tx. et Ohba 75)

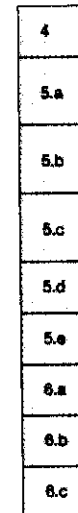
Tabelle Nr. 8:



- 1.1.3.3. Ges.: Pappelforsten auf Standorten von Erlen-Eschenwäldern

- Zitterpappelforst mit Flecht-Straußgras  
 Pappelforst mit Gemeinem Rispengras  
 Brombeerreicher Pappelforst  
 Him(Kratz)beerreicher Pappelforst  
 Wasserdostreicher Pappelforst  
 Schilf-Brennessel-Pappelforst  
 Sumpfsseggen-Pappelforst  
 Röhricht-Brennessel-Pappelforst  
 Brennessel-Pappelforst  
 Brennessel-Bingelkraut-Pappelforst  
 Eichen-Hainbuchen-Pappelforst  
 Bärlauch-Pappelforst  
 Bingelkraut-Pappelforst  
 Hexenkraut-Pappelforst mit Weißdorn  
 Hexenkraut-Pappelforst mit Traubenkirsche  
 Hexenkraut-Pappelforst mit Holunder  
 Fichten-Pappelforst

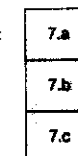
Tabelle Nr. 3:



- Rasenschmielenreicher Erlen-Eschenwald  
 Sumpfsseggenreicher Johannisbeer-Erlen-Eschenwald, Variante mit Goldnessel  
 Sumpfsseggenreicher Johannisbeer-Erlen-Eschenwald, Variante mit Dotterblume  
 Sumpfsseggenreicher Johannisbeer-Erlen-Eschenwald, Variante mit Riesen-Schachtelhalm  
 Sumpfsseggenreicher Erlen-Eschenwald, artenarme Variante  
 Torfmoosreicher (Johannisbeer-)Erlen-Eschenwald  
 Rohrglanzgrasreicher (Traubenkirschen-)Erlen-Eschenwald  
 Sumpfrispengras-Erlen-Eschenwald  
 Wasserdost-Erlenwald, Rumpfgesellschaft

- 1.1.2. Verband: Erlen-Eschen-Uferwälder (Alno-Fraxinion excelsioris)  
 1.1.2.1. Ges.: Schaumkraut- und Milzkraut-Quellwälder (Chrysosplenio oppositifolii-Alnetum glutinosae Mej. Drees 36)

Tabelle Nr. 4:



- Schaumkraut-Erlen-Eschen-Quellwald  
 Milzkraut-Erlen-Eschen-Quellwald  
 Milzkraut-Erlen-Eschen-Quellwald, Variante mit Ufer-Schachtelhalm

Blatt 2

Tabelle Nr. 9:

- 12.a
- 12.b
- 12.c
- 12.d
- 12.e

1.1.3.4. Ges.: Grauerlenforsten auf Standorten von Erlen-Eschenwäldern

Buschwindröschen-Grauerlenforst

Perlgras-Grauerlenforst

Brennessel-Grauerlenforst

Sumpfschilf-Grauerlenforst

Grauerlenforst ohne Krautschicht

Tabelle Nr. 10:

- 13.a
- 13.b
- 13.c
- 13.d
- 13.e
- 13.f
- 13.g
- 13.h
- 13.i
- 13.j
- 13.k
- 13.l
- 13.m
- 13.n
- 13.o
- 13.p
- 13.q
- 13.r

1.2. Ordnung: Eichen-Hainbuchenwälder (Querc-Carpinetalia)

1.2.1. Verband: Eichen-Hainbuchenwälder (Carpinion betuli [Issler 31] Oberd. 53)

1.2.1.1. Ges.: Eichen-Hainbuchenwald (Querc-Carpinetum betuli Tx. 37)

Eichen-Hainbuchenwälder und verwandte Rumpfgesellschaften

Bingelkraut-Eichen-Mischwald  
Übergang zum Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald

Bingelkraut-Eschen-Vogelkirschenwald  
Übergang zum Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald

Bingelkraut-Eichen-Hainbuchenwald  
Übergang zum Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald

Eichen-Hainbuchenwald, artenarme Ausbildung

Eichen-Mischwald im Übergang zum Traubenk.-Erlen-Eschenwald

Eichen-Hainbuchenwald im Übergang zum Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald

Efeureicher Eichen-Mischwald und Eichen-Hainbuchenwald

Buchen-Eichenwald, artenarme Rumpfgesellschaft

Geißblatt-Buchen-Eichenwald

Geißblatt-Eichenwald

Geißblatt-Eichen-Hainbuchenwald

Rasenschmielen-Geißblatt-Eichen-Mischwald

Rasenschmielen-Geißblatt-Eichen-Hainbuchenwald

Sumpfschilf-Erlen-Eichen-Mischwald

Brombeer-Eichenwald

Brombeer-Eichen-Hainbuchenwald

Brennessel-Eichen-Hainbuchenwald

Holunder-, Haselnuß-Eichen-Hainbuchenwald

Tabelle Nr. 11:

- 18.a
- 18.b

1.3. Ordnung: Buchenwälder (Fagetalia sylvaticae Pawl. 28)

1.3.1. Verband: Waldmeister-Buchenwälder (Galio odorati-Fagion sylvaticae Knapp 42 em Tx. 55)

1.3.1.1. Ges.: Perlgras-Buchenwald (Melico-Fagetum sylvaticae Lohm, ap. Seib. 54)

Typischer Perlgras-Buchenwald

Buchenwald-Rumpfgesellschaft

2. Klasse: Birken-Eichenwälder (Quercetalia roboris-petraeae Br. Bl. et. Tx. 43)

2.1. Ordnung: Birken-Eichenwälder (Quercetalia robori-petraeae Tx. 31)

2.1.1. Verband: Birken-Eichenwälder (Quercion robori-petraeae [Malcuit 29] Br. Bl. 32)

2.1.1.1. Ges.: Birken-Eichenwald (Betulo-Quercetum roboris Tx. 37)

Tabelle Nr. 12:

- 15.a
- 15.b
- 15.c
- 15.d
- 15.e
- 15.f
- 15.g
- 15.h
- 15.i
- 15.j
- 15.k
- 15.l

(Drahtschmielen-)Buchenwald

(Drahtschmielen-)Buchen-Eichenwald

Pfeifengras-Buchen-Eichenwald

Brombeerreicher Buchen-Eichenwald

Brombeerreicher Birken-Stieleichenwald

Drahtschmielen-Birken-Stieleichenwald

Adlerfarnreicher Birken-Stieleichenwald

Vogelbeerwald

Pfeifengras-Birken-Stieleichenwald

Pfeifengras-Erlen-Eichenwald

Holunder-Birken-Stieleichenwald

2.1.1.2. Ges.: Pappel-, Grauerlen- und Roteichenforsten auf Standorten von Birken-Stieleichenwald

Tabelle Nr. 13:

- 16.a
- 16.b
- 16.c
- 16.d
- 16.e

Drahtschmielen-Pappelforst

Adlerfarn-Pappelforst

Pfeifengras-Erlen-Pappelforst

Drahtschmielen-Grauerlenforst

Pfeifengras-Roteichenforst

4. Klasse: Kiefern- und Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetea Br. Bl. 39)

4.1. Ordnung: Beerkraut-Fichtenwälder (Vaccinio-Piceetalia Br.-Bl. 39)

4.1.1. Verband: Beerkraut-Fichtenwälder (Vaccinio-Piceion Br. Bl. 38 em Kuoch 54)

4.1.1.1. Ges.: Fichtenforsten

Tabelle Nr. 14:

- 17.a
- 17.b
- 17.c

Artenarmer Fichtenforst, ohne Krautschicht

Drahtschmielen-Fichtenforst

Pfeifengras-Fichtenforst

4.2. Ordnung: Beerkraut-Kiefernwälder (Vaccinio-Pinetalia Scum. et Pass. 59 em Passarge 68)

4.2.1. Verband: Beerkraut-Kiefernwälder (Vaccinio-Pineion)

4.2.1.1. Ges.: Kiefernforsten

Tabelle Nr. 15:









































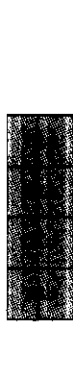

- 18.a
- 18.b
- 18.c

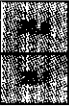








Drahtschmielen-Kiefernforst

Pfeifengras-Kiefernforst

Pfeifengras-Kiefernforst mit Gagel



Blatt 3		3. Klasse: Buschweiden-, Erlen- und Birkenbrücher (Ainetea glutinosae Br. Bl. et Tx. 43)	
		3.1. Ordnung: Buschweiden-, Erlen- und Birkenbrücher (Ainetalia glutinosae Tx. 37)	
		3.1.1. Verband: Grauweiden-Gebüsche (Salicion cinereae Th. Müller et Görts 58)	
		3.1.1.1. Ges.: (Lorbeerweiden-)Grauweiden-Gebüsche (Salicetum (pentandrae-)cinereae Passarge 61)	
Tabelle Nr. 16:		Überflutete und schwimmende Grauweiden-Gebüsche	Schilf-Schwarzerlen-Bruchwald
		Röhricht-Grauweiden-Gebüsch	Sumpfschilf-Moorbirken-(Erlen-)wald
		Minzen-Milzkraut-Grauweiden-Gebüsch	Sumpfschilf-Torfmoos-Schwarzerlen-Bruchwald
		Torfmoos-Grauweiden-Gebüsch	Sumpfschilf-Torfmoos-Schwarzerlen-Bruchwald mit Rispen-Segge
		Brennnessel-Grauweiden-Gebüsch	Rispen-Schilf-Torfmoos-Schwarzerlen-Bruchwald
		Grauweiden-Gebüsch ohne Krautschicht	Typischer Torfmoos-Schwarzerlen-Bruchwald
		3.1.1.2. Ges.: Ohrweiden-Faulbaum-Gebüsche (Salici auritae-Franguletum alni Tx. 37)	Grauseggen-Torfmoos-Schwarzerlen-Bruchwald
Tabelle Nr. 17:		Torfmoos-Faulbaum-Gebüsch	3.1.2.2. Ges.: Gestörte Erlen-Bruchwälder und Erlenwälder
		Torfmoos-Ohrweiden-Faulbaum-Gebüsch	Springkraut-Erlenwald mit Bruchwaldresten
		Minzen-Torfmoos-Ohrweiden-Faulbaum-Gebüsch	Brennnessel-Erlenwald
		Sumpfschilf-Faulbaum-Gebüsch	Brombeer-Erlenwald
		Pfeifengras-Faulbaum-Gebüsch mit Draht-Schmielen	Dornfarn-Erlen-(Moorbirken-)wald
		3.1.1.3. Ges.: Gagel-Gebüsche (Myricetum gale Jona 32)	Beweideter Erlenwald
Tabelle Nr. 18:		Pfeifengras-Gagel-Gebüsch	Holunder-Erlenwald ohne Krautschicht
		Glockenheide-Pfeifengras-Gagel-Gebüsch	Grau(Schwarz)erlen-(Moorbirken-)wald, z. T. mit Bruchwaldresten
		Anmoor-Moorheide-Gagel-Gebüsch	3.1.2.3. Ges.: Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald (Sphagno-Betuletum pubescentis Tx. 37)
		Zwischenmoor-Moorheide-Gagel-Gebüsch	Gagel-Moorbirken-Bruchwald ohne Torfmoose
		Torfmoos-Gagel-Gebüsch	Gagel-Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald
		Schilf-Torfmoos-Gagel-Gebüsch	Schilfreicher Gagel-Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald
		Sumpfreitgras-Torfmoos-Gagel-Gebüsch	Schilfreicher Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald
		Röhricht-Gagel-Gebüsch	Sumpfschilfreicher Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald
		3.1.2. Erlen-Bruchwälder (Alnion glutinosae Malcuit 29)	Gilbweiderich-Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald
		3.1.2.1. Ges.: Schwarzerlen-Bruchwälder (Carici elongatae-Alnetum glutinosae Tx. 37)	Typischer Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald
Tabelle Nr. 19:		Überstauter Schwarzerlen-Bruchwald	Torfmoos-Kiefern-Moorbirken-Bruchwald
		Walzenschilfreicher Schwarzerlen-Bruchwald	Moorlilien-Torfmoos-Kiefern-Moorbirken-Bruchwald
		Walzenschilfreicher Schwarzerlen-Bruchwald mit Winkel-Segge	4. Klasse: Weiden-Gebüsche und Weiden-Pappelwälder (Salicetea purpureae Moor 58)
		Sumpfschilf-Schwarzerlen-Bruchwald	4.1. Ordnung: Flußweidengebüsche und Weiden-Pappelwälder (Salicetalia purpureae Moor 58)
		Sumpfschilf-Schwarzerlen-Bruchwald mit Rispen-Segge	4.1.1. Verband: Flußweiden-Gebüsche (Salicion triandrae Th. Müller et Görts 58)
		Rispen-Schilf-Schwarzerlen-Bruchwald	4.1.1.1. Ges.: Silberweiden-Bruchweiden-Uferwald (Salicetum albo-fragilis R. Tx. [48] 55)
		Schaumkraut-Schwarzerlen-Bruchwald	Tabelle Nr. 22:
		Rasenschmielen-Schwarzerlen-Bruchwald	Brennnessel-Silberweiden-Bruchweiden-Uferwald
		Sumpfreitgras-Schwarzerlen-Bruchwald	Röhricht-Silberweiden-Bruchweiden-Uferwald
		Rohrglanzgras-Schwarzerlen-Bruchwald	5. Klasse: Kreuzdorn-Schlehdorn-Gebüsche (Rhamno-Prunetea Riv. God. et Borja Carb. 61)
		Waldsimsen-Schwarzerlen-Bruchwald	5.1. Ordnung: Schlehdorn-Gebüsche (Prunetalia spinosae Tx. 55)
			5.1.1. Verband: Hainbuchen-Schlehen-Gebüsche (Carpino-Prunion spinosae Tx. 75)
			5.1.1.1. Hainbuchen-Schlehen-Gebüsch (Carpino-Prunetum Tx. 52 em. Weber 74)
			Tabelle Nr. 20:
			Springkraut-Erlenwald mit Bruchwaldresten
			Brennnessel-Erlenwald
			Brombeer-Erlenwald
			Dornfarn-Erlen-(Moorbirken-)wald
			Beweideter Erlenwald
			Holunder-Erlenwald ohne Krautschicht
			Grau(Schwarz)erlen-(Moorbirken-)wald, z. T. mit Bruchwaldresten
			3.1.2.3. Ges.: Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald (Sphagno-Betuletum pubescentis Tx. 37)
			Gagel-Moorbirken-Bruchwald ohne Torfmoose
			Gagel-Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald
			Schilfreicher Gagel-Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald
			Schilfreicher Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald
			Sumpfschilfreicher Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald
			Gilbweiderich-Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald
			Typischer Torfmoos-Moorbirken-Bruchwald
			Torfmoos-Kiefern-Moorbirken-Bruchwald
			Moorlilien-Torfmoos-Kiefern-Moorbirken-Bruchwald
			4. Klasse: Weiden-Gebüsche und Weiden-Pappelwälder (Salicetea purpureae Moor 58)
			4.1. Ordnung: Flußweidengebüsche und Weiden-Pappelwälder (Salicetalia purpureae Moor 58)
			4.1.1. Verband: Flußweiden-Gebüsche (Salicion triandrae Th. Müller et Görts 58)
			4.1.1.1. Ges.: Silberweiden-Bruchweiden-Uferwald (Salicetum albo-fragilis R. Tx. [48] 55)
			Tabelle Nr. 22:
			Brennnessel-Silberweiden-Bruchweiden-Uferwald
			Röhricht-Silberweiden-Bruchweiden-Uferwald
			5. Klasse: Kreuzdorn-Schlehdorn-Gebüsche (Rhamno-Prunetea Riv. God. et Borja Carb. 61)
			5.1. Ordnung: Schlehdorn-Gebüsche (Prunetalia spinosae Tx. 55)
			5.1.1. Verband: Hainbuchen-Schlehen-Gebüsche (Carpino-Prunion spinosae Tx. 75)
			5.1.1.1. Hainbuchen-Schlehen-Gebüsch (Carpino-Prunetum Tx. 52 em. Weber 74)
			Tabelle Nr. 23:
			Weißdorn-Schlehen-Gebüsch
			Hartriegeel-Weißdorn-Gebüsch
			Haselnuß-Gebüsch
			Wildkirschen-Gebüsch

Blatt 4					
Tabelle Nr. 23: (Fortsetzung)		Holunder-Gebüsch			7.3. Ordnung: Schwimmblatt-Gesellschaften (Nymphaetalia Pass. 1978)
		Traubenkirschen-Gebüsch			7.3.1. Verband: Hornblatt-Teichrosen-Gesellschaften (Nymphaeion albae Oberd. 57)
		5.2. Ordnung: Schlehen-Brombeer-Gebüsche (Pruno-Rubetalia Tx. 50)			7.3.1.1. Ges.: Teichrosen-Gesellschaft (Myriophyllo-Nupharetum luteae W. Koch 26)
		5.2.1. Verband: Großblatt-Brombeer-Gebüsche (Pruno-Rubion macrophylli Weber 67)			
		Brombeer-Gebüsch			
		5.2.1.1. Ges.: Hundsrosen-Wacholder-Gebüsch (Roso caninae-Juniperetum communis Tx. 65/74)			
	<b>28</b>	Wacholder-Gebüsch			
		6. Klasse: Wasserlinsen-Gesellschaften (Lemnetea W. Koch et Tx. in Tx. 1955)			
		6.1. Ordnung: Wasserlinsen-Gesellschaften (Lemnetalia)			
		6.1.1. Verband: Dreifurchenlinsen-Schwebegesellschaften (Lemnion trisulcae [Den H. et Seg. 1964] em Tx. et Schwabe 1972)			
		6.1.1.1. Ges.: Dreifurchenlinsen-Gesellschaft (Lemnetum trisulcae [Kalhofer 1915] Knapp et Stoff 1962)			
Tabelle Nr. 24:	<b>29.a</b>	Gesellschaft der Kleinen Wasserlinse, Rumpfgesellschaft			
	<b>29.b</b>	Dreifurchenlinsen-Gesellschaft			
		7. Klasse: Laichkraut- und Seerosen-Gesellschaften (Potametea Tx. es Prsg. 1942)			
		7.1. Ordnung: Laichkraut-Gesellschaften (Potametalia W. Koch. 1926)			
		7.1.1.1. Gesellschaften auf Ordnungs- und Klassenebene			
Tabelle Nr. 25:	<b>30.a</b>	Bestand des Ährigen Tausendblattes			
	<b>30.b</b>	Bestand des Rauhen Hornblattes			
	<b>30.c</b>	Bestand des Schwimmenden Laichkrautes			
	<b>30.d</b>	Bestand des Krausen Laichkrautes			
		7.2. Ordnung: Wasserstern-Wasserhahnenfuß-Gesellschaften (Callitricho-Batrachietalia Pass. 1978)			
		7.2.1.1. Gesellschaften auf Ordnungsebene			
Tabelle Nr. 26:	<b>31.a</b>	Wasserstern-Gesellschaft			
	<b>31.b</b>	Knöterichlaichkraut-Gesellschaft			
		7.2.2. Verband: Wasserhahnenfuß-Gesellschaften (Ranunculion aquatilis Pass. 1964)			
		7.2.2.1. Ges.: Wasserfeder-Gesellschaft (Hottonietum palustris Tx. et Roll 1940)			
	<b>32</b>	Wasserfeder-Gesellschaft			
		7.2.3. Verband: Fluthahnenfuß-Gesellschaften (Ranunculion fluitantis Neuh. 1953)			
		7.2.3.1. Ges.: Kammlaichkraut-Gesellschaft (Sparganio-Potametum pectinati [-interrupti]Weber 1975)			
	<b>33.a</b>	Kammlaichkraut-Gesellschaft			
	<b>33.b</b>	Kammlaichkraut-Gesellschaft, Variante mit Algenfarn			
		7.2.3.2. Ges.: Igelkolben-Wasserpest-Gesellschaft (Sparganio-Elodetum Weber-Oldenop 1977)			
	<b>34.a</b>	Igelkolben-Wasserpest-Gesellschaft			
	<b>34.b</b>	Wasserpest-Bestand			
			Tabelle Nr. 27:	<b>35.a</b>	Teichrosen-Gesellschaft mit Einfachem Igelkolben
				<b>35.b</b>	Teichrosen-Gesellschaft, artenarme Variante
					7.3.2. Verband: Zwergwasserschlauch-Moorseerosen-Gesellschaft (Utriculario minoris-Nymphaeion Vahle 1990)
					7.3.2.1. Ges.: Gesellschaft der Kleinen Seerose (Nymphaetum albo-minoris Vollm. 1947)
				<b>36.a</b>	Gesellschaft der Weißen Seerose
				<b>36.b</b>	Gesellschaft der Kleinen Weißen Seerose
					8. Klasse: Zwergwasserschlauch-Gesellschaften (Utricularietea intermedio-minoris Den H. et Seg. 1964 em. Pietsch 1965)
					8.1. Ordnung: Zwergwasserschlauch-Gesellschaften (Utricularietea intermedio-minoris Pietsch 1965)
					8.1.1.1. Gesellschaft auf Ordnungsebene
Tabelle Nr. 28:	<b>37</b>	Gesellschaft des Kleinen Wasserschlauchs			
					8.1.2. Verband: Braunmoos-Zwergwasserschlauch-Gesellschaften (Scorpidio-Utricularion Pietsch 1965)
					8.1.2.1. Ges.: Zwergigelkolben-Gesellschaft (Sparganietum minimi Schaaf 1925)
				<b>38</b>	Zwergigelkolben-Gesellschaft (hier im Komplex mit Gagel-Gebüsch)
					9. Klasse: Strandlings-Gesellschaften (Littorelletea uniflorae Br. Bl. et Tx. 1943)
					9.1. Ordnung: Strandlings-Gesellschaften (Littorelletea uniflorae W. Koch 1926)
					9.1.1. Verband: Wassernabel-Igelschlauch-Gesellschaften (Hydrocotylo-Baldellion Tx. et Dierb. ap Dierb. 1972)
					9.1.1.1. Ges.: Zwiebelbinsen-Gesellschaft
Tabelle Nr. 29:	<b>39</b>	Zwiebelbinsen-Gesellschaft			
					9.1.1.2. Ges.: Teichsimsen-Gesellschaft (Eleocharietum multicaulis [All. 1922] Tx. 1937)
				<b>40</b>	Teichsimsen-Gesellschaft
					9.1.1.3. Ges.: Pflillenfarn-Gesellschaft (Pilularietum globuliferae Tx. 1955 et Müll. et Görs 1950)
				<b>41</b>	Pflillenfarn-Gesellschaft
					10. Klasse: Röhricht- und Großseggen-Gesellschaften (Phragmitetea Tx. et Prsg. 1942)
					10.1. Ordnung: Bach- und Fluß-Röhrichte (Nasturtio-Glyceretalia Pign. 1953)
					10.1.1. Verband: Bach-Röhrichte (Glycerio-Sparganion Br. Bl. et Siss. 1942)
					10.1.1.1. Gesellschaften auf Verbandsebene
			Tabelle Nr. 30:		Sumpfrispengras-Röhricht
					Bestand von Bittersüßem Nachtschatten
					Sumpfergüßmeinnicht-Gesellschaft
					Röhricht des Aufrechten Merks
					10.1.1.2. Ges.: Brunnenkresse-Gesellschaft (Nasturtietum officinalis Seib. 1962)
					Brunnenkresse-Gesellschaft

Blatt 5		10.1.1.2. Ges.: Igelkolben-Flutschwaden-Röhricht ( <i>Sparganio-Glycerietum fluitantis</i> Br. Bl. 1925)		10.2.1.7. Ges.: Wasserfenchel-Kressen-Gesellschaft ( <i>Oenanthro-Rorippetum amphibiae</i> Lohm. 1950)	
Tabelle Nr. 30: (Fortsetzung)	[Redacted]	Wasserminzen-Gesellschaft		Tabelle Nr. 33: (Fortsetzung)	[Redacted]
		Sumpfschwertlilien-Flutschwaden-Gesellschaft			
Tabelle Nr. 31:	[Redacted]	Wasserminzen-Igelkolben-Gesellschaft		Tabelle Nr. 34:	[Redacted]
		10.2. Ordnung: Teichröhrichte ( <i>Phragmitetalia</i> W. Koch 1926)			
		10.2.1. Verband: Teichröhrichte ( <i>Phragmiton</i> W. Koch 1926)			
		10.2.1.1. Ges.: Rohrkolben-Röhrichte ( <i>Typhaetum angustifolio-latifoliae</i> [Egg]. 1933) Schmal 1939)			
		Wasserminzen-Rohrkolben-Röhricht			
Tabelle Nr. 32:	[Redacted]	Wasserschwaden-Rohrkolben-Röhricht		Tabelle Nr. 35:	[Redacted]
		Wassernabel-Rohrkolben-Röhricht			
		Wassernabel-Rohrkolben-Röhricht, Übergang zum Wasser- schierling-Cypernseggen-Ried mit Torfmoosen			
		Wassernabel-Rohrkolben-Röhricht, Übergang zum Torfmoos- Rispenseggen-Ried			
		10.2.1.2. Ges.: Schilf-Röhrichte ( <i>Phragmitetum australis</i> [Gams 1927] Schmal 1939)			
Tabelle Nr. 33:	[Redacted]	Brennessel-Schilf-Röhricht		Tabelle Nr. 36:	[Redacted]
		Bittersüß-Schilf-Röhricht			
		Bittersüß-Schilf-Röhricht mit Rispensegge			
		Typisches Schilf-Röhricht im flachen Wasser			
		Schilf-Röhricht mit Knöterich-Laichkraut im flachen Wasser			
		Pfeifengras-Schilf-Röhricht			
		Torfmoos-Schilf-Röhricht			
		Wollgras-Torfmoos-Schilf-Röhricht (Wollgras-Schilf-Schlenke)			
		Fadensegge-Torfmoos-Schilf-Röhricht im flachen Wasser			
		10.2.1.3. Ges.: Fragmente des Wasserschierling-Cypernseggen-Rieds ( <i>Cicuto-Caricetum pseudocyperi</i> Boer et Siss. in Boer 1942)			
Tabelle Nr. 34:	[Redacted]	Initial-Cypernseggen-Ried		Tabelle Nr. 37:	[Redacted]
		Torfmoos-Schnabelseggen-Cypernseggen-Ried			
		10.2.1.4. Ges.: Teichsimsen-Röhricht ( <i>Scirpetum lacustris</i> Chouard 1925)			
		Typisches Teichsimsen-Röhricht			
		Torfmoos-Teichsimsen-Röhricht			
Tabelle Nr. 35:	[Redacted]	10.2.1.5. Ges.: Rauhaarweidenröschen-Röhricht ( <i>Epilobium hirsutum</i> -Röhricht)		Tabelle Nr. 38:	[Redacted]
		Hochstauden-Rauhaarweidenröschen-Röhricht			
		Rauhaarweidenröschen-Röhricht			
Tabelle Nr. 36:	[Redacted]	10.2.1.6. Ges.: Wasserschwaden-Röhricht ( <i>Glycerietum maximae</i> Hueck 1931)		Tabelle Nr. 39:	[Redacted]
		Hochstauden-Wasserschwaden-Röhricht			
		Typisches Wasserschwaden-Röhricht			
Tabelle Nr. 37:	[Redacted]	10.3. Ordnung: Großseggenrieder ( <i>Magnocaricetalia</i> W. Koch 1926)		Tabelle Nr. 40:	[Redacted]
		10.3.1. Verband: Tonboden-Großseggenrieder ( <i>Caricion gracilis</i> Gehu 1961)			
		10.3.1.1. Ges.: Rohrglanzgras-Röhricht ( <i>Phalaridetum arundinaceae</i> Libb. 1931)			
		Brennessel-Rohrglanzgras-Röhricht			
		Schilf-Rohrglanzgras-Röhricht			
		10.3.1.2. Ges.: Sumpfseggen-Ried ( <i>Caricetum acutiformis</i> Kombendza 1930)			
		Brennessel-Sumpfseggen-Ried			
		Grünland-Sumpfseggen-Ried			
		Typisches Sumpfseggen-Ried			
		Rispenseggen-Sumpfseggen-Ried			
Bittersüß-Sumpfseggen-Ried					
Tabelle Nr. 38:	[Redacted]	Schilf-Sumpfseggen-Ried		Tabelle Nr. 41:	[Redacted]
		Torfmoos-Schilf-Sumpfseggen-Ried			
		10.3.2. Verband: Niedermoor-Großseggenrieder ( <i>Magnocaricion elatae</i> W. Koch 1926)			
		10.3.2.1. Ges.: Steifseggen-Ried ( <i>Caricetum elatae</i> W. Koch 1926)			
		Wasserschwaden-Steifseggen-Ried			
Tabelle Nr. 39:	[Redacted]	Torfmoos-Steifseggen-Ried		Tabelle Nr. 42:	[Redacted]
		10.3.2.2. Ges.: Schlangenwurz-Gesellschaft ( <i>Callietum palustris</i> Vanden Bergh. 1952)			
		Typische Schlangenwurz-Gesellschaft			
		Torfmoos-Schlangenwurz-Gesellschaft			
		10.3.2.3. Ges.: Schnabelseggen-Ried ( <i>Caricetum rostratae</i> Rüb. 1912)			
Tabelle Nr. 40:	[Redacted]	Typisches Schnabelseggen-Ried		Tabelle Nr. 43:	[Redacted]
		Torfmoos-Schnabelseggen-Ried			
		10.3.2.4. Ges.: Rispenseggen-Ried ( <i>Caricetum paniculatae</i> Wang. 1912)			
		Typisches Rispenseggen-Ried			
		Schnabelseggen-Rispenseggen-Ried			
Tabelle Nr. 41:	[Redacted]	Kleinseggen-Torfmoos-Rispenseggen-Ried		Tabelle Nr. 44:	[Redacted]
		Zartorfmoos-Rispenseggen-Ried			
		10.3.2.5. Ges.: Sumpfreitgras-Ried ( <i>Peucedano-Calamagrostietum canescentis</i> Weber 1978)			
		(Brennessel-)Sumpfreitgras-Ried			
		Grünland-Sumpfreitgras-Ried			
Tabelle Nr. 42:	[Redacted]	Pfeifengras-Sumpfreitgras-Ried		Tabelle Nr. 45:	[Redacted]

Blatt 6			
Tabelle Nr. 35: (Fortsetzung)	<p>Torfmoos-Sumpfreitgras-Ried</p> <p>10.3.2.7. Ges.: Schneidried (Option) (Cladietum marisci Ail. 1922)</p> <p>Schneidried</p> <p>11. Klasse: Kleinseggen-Sümpfe (Caricetea fuscae Nordh. 1936)</p> <p>11.1. Ordnung: Braunseggen-Sümpfe (Caricetalia fuscae [W. Koch 1926] Nordh. 1937)</p> <p>11.1.1. Verband: Braunseggen-Sumpfgesellschaften (Caricion fuscae [W. Koch 1926] Nordh. 37)</p> <p>11.1.1.1. Ges.: Fadenseggen-Sumpf (Caricetum lasiocarpae W. Koch 1926)</p>	Tabelle Nr. 39: (Fortsetzung)	<p>Spießtorfmoos-Ohrentorfmoos-Moorheide</p> <p>12.1.1.2. Ges.: Schmalblattwollgras-Spießtorfmoos-Schlenke ([Eriophoro-]Sphagnetum cuspidati [Hueck 1925] J. et R. Tx. 1983)</p> <p>Spießtorfmoos-Schlenke</p> <p>Schmalblattwollgras-Spießtorfmoos-Rasen mit viel Glockenheide</p> <p>Schmalblattwollgras-Spießtorfmoos-Rasen mit Mittlerem Sonnentau</p> <p>12.1.1.3. Ges.: Schmalblattwollgras-Krummtorfmoos-Rasen (Eriophoro angustifolio-Sphagnetum fallacis [Hueck 1925] J. et R. Tx. 1983)</p> <p>Schmalblattwollgras-Krummtorfmoos-Rasen (mit Moosbeere)</p> <p>Schmalblattwollgras-Krummtorfmoos-Rasen mit Mittl. Sonnentau und Schnabelried</p> <p>Schmalblattwollgras-Krummtorfmoos-Rasen mit Schnabel-Segge</p> <p>11.1.1.4. Ges.: Schmalblattwollgras-Zarttorfmoos-Schlenke</p> <p>Schmalblattwollgras-Zarttorfmoos-Schlenke</p> <p>12.2. Gruppe: Moorheiden und beigeordnete Gesellschaften</p> <p>12.2.1.1. Ges.: Glockenheide-Anmoor (Ericetum tetralicis [Schumacher 1932] Schwickerath 1933)</p>
Tabelle Nr. 36:	<p>Röhricht-Fadenseggen-Ried</p> <p>Krummtorfmoos-Fadenseggen-Ried</p> <p>Warzentorfmoos-Fadenseggen-Ried</p> <p>11.1.1.2. Ges.: Hundsstraußgras-Grauseggen-Sumpf (Carici canescentis-Agrostietum caninae Tx. 1937)</p>	Tabelle Nr. 40:	<p>Zarttorfmoos-Glockenheide-Anmoor</p> <p>Typisches Glockenheide-Anmoor</p> <p>Glockenheide-Anmoor mit Braunem Schnabelried</p> <p>12.2.1.2. Ges.: Schnabelried-Sumpf (Rhynchosporietum albae [W. Koch 1926] Tx. 1937)</p> <p>Zarttorfmoos-Schnabelried-Anmoor</p> <p>12.2.1.3. Ges.: Pfeifengras-Glockenheide-Anmoor (Rumpfgesellschaften)</p> <p>Sonnentau-Pfeifengras-Glockenheide-Anmoor</p> <p>Torfmoos-Pfeifengras-Glockenheide-Anmoor</p> <p>Pfeifengras-Glockenheide-Anmoor</p> <p>12.2.1.4. Ges.: Pfeifengras-Sumpf und -Anmoor (Rumpfgesellschaften)</p> <p>Torfmoos-Pfeifengras-Sumpf</p> <p>72.a Torfmoos-Pfeifengras-Sumpf</p> <p>72.b Artenarmer Pfeifengras-Bestand</p> <p>12.3. Gruppe: Heidemoor- und Hochmoor-Bulten-Gesellschaften</p> <p>12.3.1.1. Ges.: Moortlilien-Moorheide (Narthecietum ossifragi [Schumacher 1931] Schwickerath 1940)</p>
Tabelle Nr. 37:	<p>Sumpfstreifenstermooos-Gelbseggen-Grauseggen-Quellflur</p> <p>Krummtorfmoos-Gelbseggen-Grauseggen-Quellflur</p> <p>Krummtorfmoos-Hundsstraußgras-Sumpf</p> <p>Torfmoos-Grauseggen-Sumpf</p> <p>Krummtorfmoos-Flatterbinsen-Sumpf</p> <p>Torfmoos-Flatterbinsen-Sumpf</p> <p>Hundsstraußgras-Flutrasen mit Grünlandarten</p> <p>Flatterbinsen-Initialgesellschaft (Teichboden)</p> <p>11.1.1.3. Ges.: Torfmoos-Waldbinsen-Sumpf (Sphagno-Juncetum acutiflori [Prsg. prov. 1990])</p>		
Tabelle Nr. 38:	<p>Torfmoos-Waldbinsen-Sumpf</p> <p>11.1.1.4. Ges.: Frauenhaarmooos-Bultengesellschaft (Polytrichum commune-Gesellschaft)</p> <p>Frauenhaarmooos-Bulten-Gesellschaft</p> <p>11.1.1.4. Ges.: Schwarzseggen-Rumpfgesellschaften (Caren nigra-Rumpfgesellschaften)</p> <p>Landreitgras-Schwarzseggen-Ried</p> <p>Pfeifengras-Schwarzseggen-Ried</p> <p>Bastardseggen-Ried</p> <p>12. Klasse: Heidemoor- und Hochmoor-Schlenken- und Bulten-Gesellschaften (Oxycocco-Sphagnetea Br. Bl. et Tx. 1943) Gliederung in Ordnungen und Verbände noch unklar</p> <p>12.1. Gruppe: Schlenken-Gesellschaften</p> <p>12.1.1.1. Ges.: Spießtorfmoos-Ohrentorfmoos-Rasen (Sphagnetum cuspidato-auriculati J. et R. Tx. et Nakamura 1981)</p>		
Tabelle Nr. 39:	<p>Krummtorfmoos-Ohrentorfmoos-Rasen mit Schmalblatt-Wollgras</p> <p>Spießtorfmoos-Ohrentorfmoos-Rasen mit Schmalblatt-Wollgras und Zwiebel-Binse</p> <p>Spießtorfmoos-Ohrentorfmoos-Rasen mit Schmalblatt-Wollgras und Mittlerem Sonnentau</p>	Tabelle Nr. 41:	<p>Zarttorfmoos-Moortlilien-Moorheide</p> <p>Anmoor-Moortlilien-Moorheide (wenige Klassenkennarten)</p> <p>Moortlilien-Pfeifengras-Gesellschaft (Moorheide-Fragment)</p> <p>Übergangsmoor-Moortlilien-Moorheide (viele Klassenkennarten)</p> <p>12.3.1.2. Ges.: Moortlilien-Feuerlandtorfmoos-Bulte (Narthecio-Sphagnetum magellanici Schwickerath 1940)</p> <p>Moortlilien-Feuerlandtorfmoos-Anmoor</p>

Blatt 7

Tabelle Nr. 41:  
(Fortsetzung)




-  Moorilien-Feuerlandtorfmoos-Bulte mit Schilf
-  Feuerlandtorfmoos-Bulte mit Schilf
- 12.3.1.3. Ges.: Glockenheide-Warzentorfmoos-Bulte  
(*Erico-Sphagnetum papilloso* J. Tx. 1969)
-  Glockenheide-Warzentorfmoos-Bulte
- 13. Klasse: Borstgrasrasen und Zwergstrauchheiden  
(*Nardo-Callunetea* Prsg. 1949)
- 13.1. Ordnung: Atlantische Zwergstrauchheiden  
(*Calluno-Ulicetalia* [Quantin 1935] Tx. 1937)
- 13.1.1. Verband: Besenginster-Heiden  
(*Sarothamnion scopariae* R. Tx. 1945 ap. Prsg. 1949)
- 13.1.1.1. Ges.: Besenginster-Heide  
(*Calluno-Sarothamnion scoparii* Malc. 1929)

Tabelle Nr. 44:  
(Fortsetzung)

- 81.c** Flatterbinsen-Flutschwaden-Knickfuchsschwanz-Rasen
- 81.d** Flammhahnenfuß-Flutschwaden-Rasen
- 81.e** Kriechstraubgras-Waidbinsen-Flutmulde

Tabelle Nr. 45:

- 82.a** Typische Weidelgras-Weißklee-Weide
- 82.b** (Sumpfhornklee)Weidelgras-Weißklee-Weide (schwach ausgeprägt)
- 82.c** Rasenschmielenreiche Sumpfhornklee-Weidelgras-Weißklee-Weide
- 82.d** Waidbinsenreiche Sumpfhornklee-Weidelgras-Weißklee-Weide
- 82.e** Hasenbrot-Weidelgras-Weißklee-Weide
- 82.f** Artenarme Honiggras-(Rispengras)-Weide
- 82.g** Gundermann-Grünland-Brache
- 15.2. Ordnung: Glatthaferwiesen und Weißkleeweiden  
(*Arrhenatheretalia elatioris* Pawl. 1928)
- 15.2.1. Verband: Fettweiden  
(*Cynosurion cristati* R. Tx. 1947)
- 15.2.1.1. Ges.: Weidelgras-Weißklee-Weide  
(*Lolio-Cynosuretum* R. Tüxen 1947)
- 15.2.2. Verband: Glatthafer-Talwiesen  
(*Arrhenatherion elatioris* Br.-Bl. 1925)
- 15.2.2.1. Ges.: Glatthafer-Wiese  
(*Arrhenatheretum elatioris* Scherr. 1925)







Tabelle Nr. 46:

- 83.a** Artenarme Glatthafer-Wiese
- 83.b** Wiesenfuchsschwanz-Glatthafer-Wiese
- 83.c** Mädesüß-Glatthafer-Wiese
- 83.d** Artenarme Rispengras-Wiese

Tabelle Nr. 47:

- 84** Waldsimsen-Wiese
- 13.3.1.2. Ges.: Flatterbinsen-Wiese  
(*Juncetum effusi* [Walsh. 1950] Passarge 1964)
- 85** Flatterbinsen-Wiese
- 13.3.1.3. Ges.: Sumpfpippau-Waidbinsen-Wiese  
(*Crepido-Juncetum acutiflori* Oberd. 1957)
- 86** Sumpfpippau-Waidbinsen-Wiese
- 13.3.2.1. Verband: Pfeifengras-Wiesen  
(*Molinion caeruleae* W. Koch 1926)
- 87** Pfeifengras-Sumpfwiese (Fragment)

Tabelle Nr. 42:

-  Besenginster-Heide
- 13.2. Rumpfgesellschaften auf Ordnungsebene
- 13.2.1.1. Ges.: Feuchte Sandheide
-  Feuchte Sandheide mit Glockenheide
- 13.2.1.2. Gesellschaftsgruppe: Grasreiche Sandheiden
-  Drahtschmielen-Schafschwingel-Sandheide
-  Drahtschmielen-Sandheide
-  Drahtschmielen-Pfeifengras-Gesellschaft
-  Rotstraubgras-Rasen
- 13.2.1.3. Ges.: Adlerfarn-Fluren

- 79.a** Trockene Adlerfarn-Flur
- 79.b** Pfeifengras-Adlerfarn-Flur

Tabelle Nr. 43:










-  Brennessel-Flur
-  Röhricht-Brennessel-Flur
-  Brennessel-Roßminzen-Flur
-  Brennessel-Distel-Flur
-  Brennessel-Wasserdost-Flur
-  Wasserdost-Flur
-  Brennessel-Wasserpfeffer-Flur
- 15. Klasse: Tritt- und Flutrasen, Weiden, Wiesen  
(*Molinio-Arrhenateretea* Tx. 1937)
- 15.1. Ordnung: Erdbeerklee-Flechtstraubgras-Rasen  
(*Trifolio-fragiferae-Agrostidetalia* Mskr. R. Tx. 1975)
- 15.1.1. Verband: Quecken-Krausampfer-Rasen  
(*Agropyro-Rumicion crispi* Nordh. 1940)
- 15.1.1.1. Ges.: Knickfuchsschwanz-Rasen  
(*Ranunculo-Alopecuretum geniculati* R. Tx. [1937] 1950)

Tabelle Nr. 44:

- 81.a** Breitwegerich-Knickfuchsschwanz-Rasen
- 81.b** Flutschwaden-Knickfuchsschwanz-Rasen

- Sonstige Signaturen:
-  Fluß, Bach zur Bearbeitungszeit trockengefallen
-  Graben, Tümpel zur Bearbeitungszeit trockengefallen
- OG** Obstgehölze
- GA** Grasacker

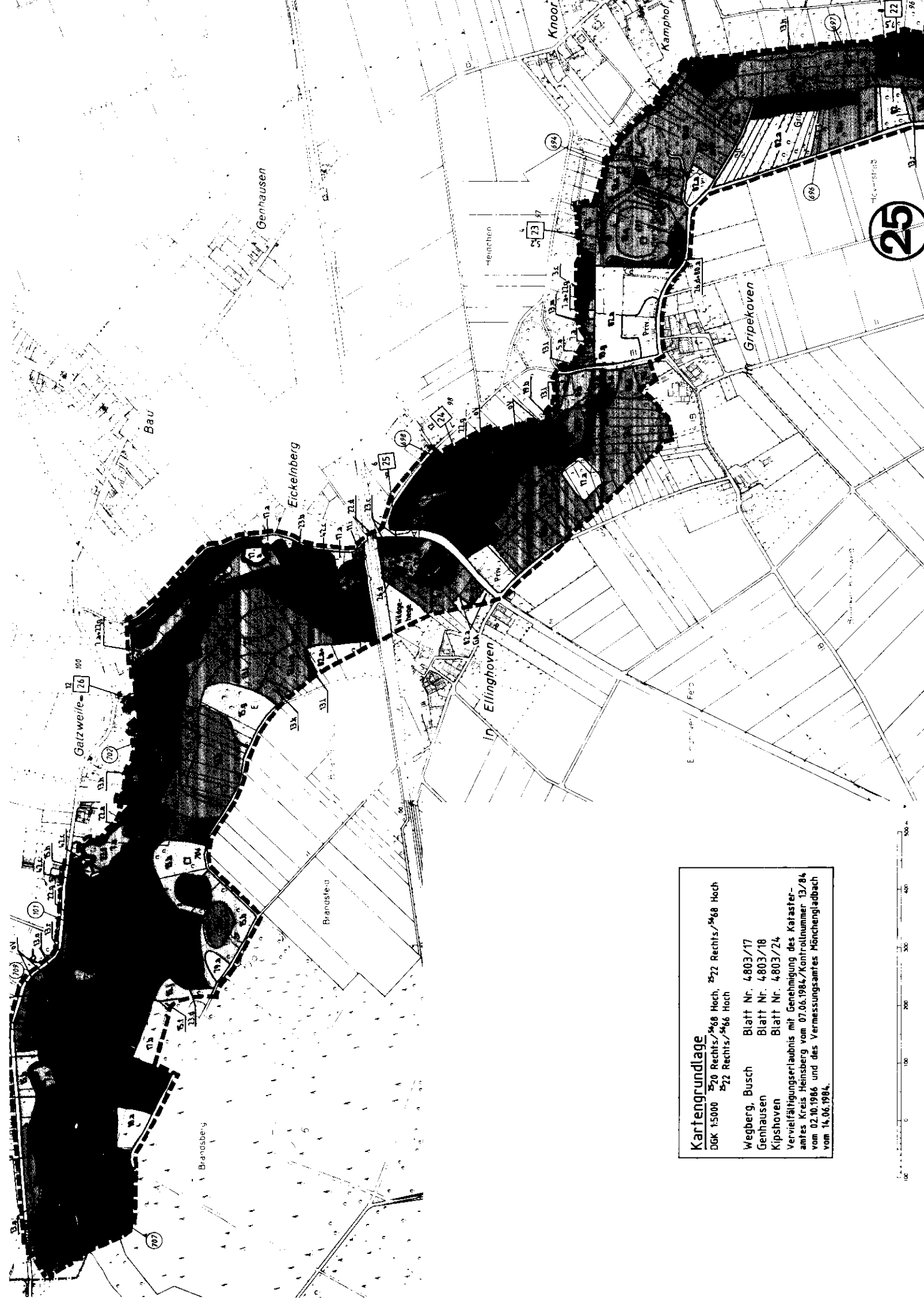
Blatt 8

Sonstige Signaturen:

WA	Wildacker
A	Acker
AB	Ackerbrache
gel.	Fläche durch Abholzungen stark gelichtet
Priv.	Private Grundstücke
P	Parkplatz
	Teich, Weiher, Tümpel
	Fläche ohne Vegetation, meist Gewässer

Nachtrag aus Geländebeobachtungen:  
Zusätzliche Vegetationstypen

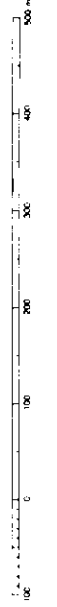
Tabelle Nr. 6:		Holunderreicher Bergahorn-Mischwald
Tabelle Nr. 7:		Schwarzerlenforst
Tabelle Nr. 7:		Forst verschiedenartiger Zusammensetzung
Tabelle Nr. 13:	16.f	Roteichenforst ohne Krautschicht
Tabelle Nr. 13:	16.g	Adlerfarn-Roteichenforst
Tabelle Nr. 14:	17.d	Brombeer-Fichtenforst
Tabelle Nr. 14:	17.e	Adlerfarn-Fichtenforst
Tabelle Nr. 14:	17.f	Fichtenforst verschiedenartiger Krautschicht
Tabelle Nr. 14:	17.g	Douglasien- o. Tannenforst
Tabelle Nr. 14:	17.h	Lebensbaum-Forst
Tabelle Nr. 14:	17.i	Lärchenforst
Tabelle Nr. 15:	18.d	Brombeer-Kiefernforst
Tabelle Nr. 15:	18.e	Adlerfarn-Kiefernforst
Tabelle Nr. 16:		Brombeer-Grauweiden-Gebüsch
Tabelle Nr. 20:		Adlerfarn-Erlenwald
Tabelle Nr. 24:	29.c	Ricciaceen-Gesellschaft
Tabelle Nr. 48:		Pioniervegetation auf Sand (u. a. <i>Avenella flexuosa</i> , <i>Festuca ovina</i> , <i>Luzula campestris</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Corynephorus canescens</i> , <i>Juncus tenuis</i> , <i>Molinia caerulea</i> , <i>Agrostis canina</i> . . .)



**Kartengrundlage**  
DGK 1:5000 520 Rechts/56 Hoch, 522 Rechts/568 Hoch  
522 Rechts/566 Hoch

Wegberg, Busch Blatt Nr. 4.803/17  
Genhausen Blatt Nr. 4.803/18  
Kipshoven Blatt Nr. 4.803/24

Vervielfältigungserlaubnis mit Genehmigung des Kataster-  
amtes Kreis Heinsberg vom 07.06.1984/Kontrollnummer 13/84  
vom 02.10.1986 und des Vermessungsamtes Mönchengladbach  
vom 14.06.1984.





Angaben zu dieser Fläche.  
auf Karte Nr. 25

**Kartengrundlage**  
DKK 1:5000 25<sup>18</sup> Rechts/58 Hoch, 20<sup>20</sup> Rechts/58 Hoch  
Harbeck Blatt Nr. 4803/16  
Wegberg, Busch Blatt Nr. 4803/17  
Vervielfältigungserlaubnis mit Genehmigung des Katasteramtes Heinsberg vom 07.06.1984./Kontrollnummer 13/84.

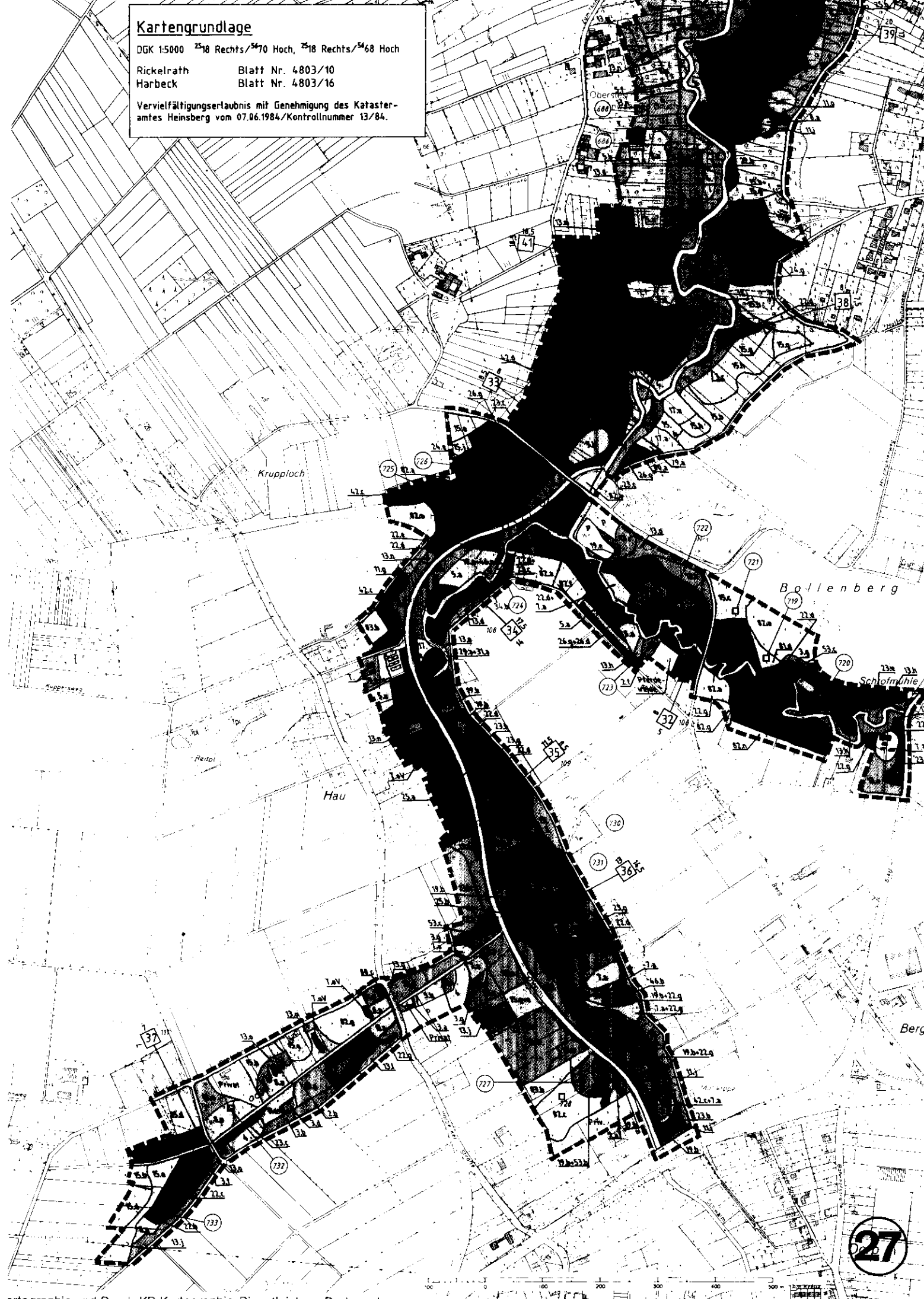


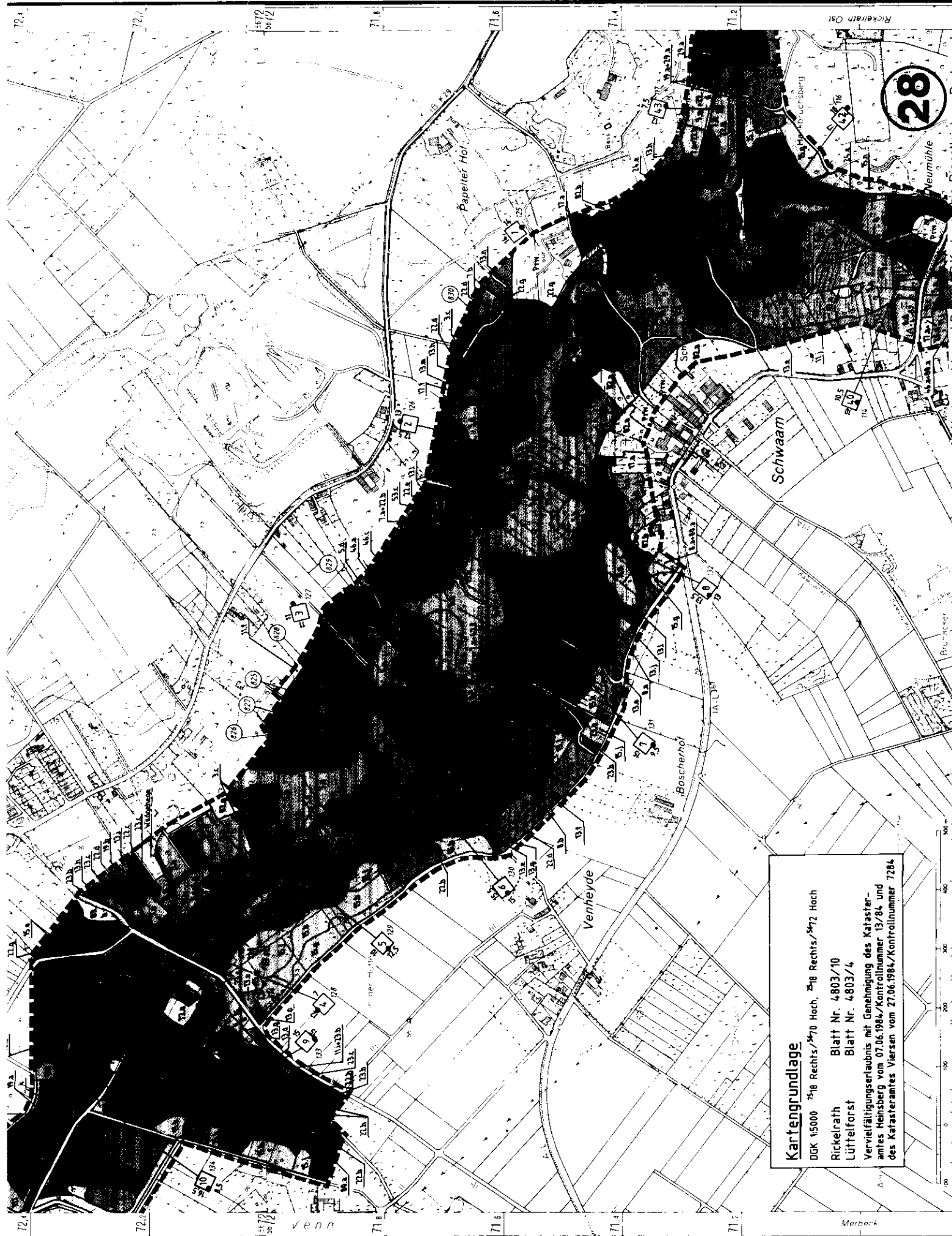
# Kartengrundlage

DGK 1:5000 <sup>2518</sup> Rechts/<sup>5470</sup> Hoch, <sup>2518</sup> Rechts/<sup>5468</sup> Hoch

Rickelrath Blatt Nr. 4803/10  
Harbeck Blatt Nr. 4803/16

Vervielfältigungserlaubnis mit Genehmigung des Katasteramtes Heinsberg vom 07.06.1984/Kontrollnummer 13/84.





**Kartengrundlage**  
 DGK 1:5000 2<sup>1/2</sup>g Rechts/2<sup>1/2</sup>g Hoch, 2<sup>1/2</sup>g Rechts/2<sup>1/2</sup>g Hoch  
 Rickelrath Blatt Nr. 4.803/10  
 Lüttelforst Blatt Nr. 4.803/4  
 Vervielfältigungserlaubnis mit Genehmigung des Katasteramtes Heinsberg vom 07.06.1984, Kontrollnummer 13784 und des Katasteramtes Viersen vom 27.06.1984, Kontrollnummer 7284

28

Kartographie und D...  
 Neumühle  
 Dienstleistung Dortmund und

Merker



**Kartengrundlage**  
 DGK 1 : 5 000 2516 Rechts/5972 Hoch  
 Silverbeek Blatt Nr. 4803/3  
 Vervielfältigt mit Genehmigung des Kataster-  
 amtes Viersen vom 27.06.84/Kontrollnummer 12/84

# **Ökologisches Gutachten über die Auswirkungen von Versickerungswasser auf Feuchtgebiete im Flußgebiet der Schwalm**

**- Kurzfassung -**

Auftraggeber:  
Rheinbraun AG

Bearbeiter:  
Prof. Dr. Kunze

Mitarbeiter:  
Dipl.-Biol. Bergmann  
Dipl.-Biol. Dägling  
Dipl.-Biol. Schleiter

Datum: März/August 1991

# Inhaltsverzeichnis

	Seite		
Zusammenfassung	214	8 Die Lebensgemeinschaft Pflanze-Pilz (Mykorrhiza)	223
1 Einleitung	216	8.1 Zielsetzung	224
2 Die Untersuchungsgebiete		8.2 Methode	224
2.1 Lage und naturräumliche Gliederung	216	8.3 Ergebnisse	224
2.2 Potentiell natürliche Vegetation	217	9 Feuchteabhängige Bodentiere (Enchytraeiden und Regenwürmer)	
3 Auswahl und Bearbeitung der Untersuchungsflächen	217	9.1 Arteninventar und Dominanzstruktur	224
4 Die Vegetation der Untersuchungsgebiete		9.2 Zersetzergesellschaften der Beobachtungsflächen	225
4.1 Methode	217	10 Vergleich der aktuellen Grundwasserqualität mit der nach Infiltrationsmaßnahmen geschaffenen Situation	225
4.2 Die Pflanzengesellschaften	218	11 Bedeutung der veränderten Grundwassersituation für die betroffenen Ökosysteme – ökosystemare Gesamtbetrachtung	226
5 Beschreibung der Untersuchungsgebiete anhand der auftretenden Vegetation		12 Literatur	229
Buscher Bruch (Mühlenbach)	218	Anhang	230
Rothbusch (Knippertzbach)	218		
Piecksbruch (Schwalm)	219		
Boschbeek (Boschbeek, Buschbach)	219		
Schaagbach (Schaagbach)	220		
Elmpter Bruch (Schwalm)	220		
6 Wasser-Analytik			
6.1 Entnahmestellen	220		
6.2 Probenahme	221		
6.3 Bearbeitung der Rohdaten	221		
6.4 Ergebnisse	221		
6.4.1 Die aktuelle Situation in den Untersuchungsgebieten	221		
6.4.2 Charakterisierung der Vegetationstypen anhand der untersuchten Parameter	222		
7 Die Bedeutung der Zusammensetzung des Grundwassers für die verschiedenen Pflanzengesellschaften	223		

## Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

- Abbildung 1: Karte des Gesamtgebietes
- Abbildung 2: Vegetationskarte Buscher Bruch
- Abbildung 3: Vegetationskarte Rothbusch
- Abbildung 4: Vegetationskarte Piecksbruch
- Abbildung 5: Vegetationskarte Boschbeek
- Abbildung 6: Vegetationskarte Schaagbach
- Abbildung 7: Vegetationskarte Elmpter Bruch
- Abbildung 8: Erläuterungen zum verwendeten Graphiktyp
- Abbildung 9-22: Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers der untersuchten Vegetationstypen
- Abbildung 23: Die Abhängigkeit der Ektomykorrhizierung bei *Betula pubescens* von den Zeigerwerten der Feuchtigkeit und des Nährelementgehaltes/pH-Wertes
- Abbildung 24: Die Verbreitung der wichtigsten Mykorrhizientypen in Abhängigkeit von den Zeigerwerten der Feuchtigkeit und des Nährelementgehaltes/pH-Wertes
- Abbildung 25: Vertikalverteilung der Enchyträiden
- Abbildung 26: Buscher Bruch: Vergleich der heutigen Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers mit den prognostizierten Werten des Sumpfungs- und Rheinwassers
- Abbildung 27: Piecksbruch: Vergleich der heutigen Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers mit den prognostizierten Werten des Sumpfungs- und Rheinwassers
- Abbildung 28: Versickerungsanteile und Lage der nährstoffarmen Feuchtgebiete
- Tabelle 1: Zuordnung der Vegetationstypen (im Text S. 218)
- Tabelle 2-12: aktuelle Daten UG
- Tabelle 13: Moos- und Gefäßpflanzen mit der höchsten Feuchte- und der niedrigsten Reaktions- und Nährstoffzahl
- Tabelle 14: Zersetzergesellschaften im Feuchtbiotopsystem

## Zusammenfassung

Im Rahmen des vorliegenden Gutachtens sollten in sechs Untersuchungsgebieten im Bereich der Schwalm die Vegetation und die Flora aufgenommen und hinsichtlich ihrer Abhängigkeit vom Wasserstand und der potentiellen Wasserbeschaffenheit beurteilt werden.

Daneben war die Bedeutung der Mykorrhiza anhand exemplarischer Pflanzenarten an ausgesuchten Biotopstellen innerhalb der Untersuchungsareale zu beurteilen und qualitative und quantitative Aussagen zur Enchytraeen- und Lumbriciden-Fauna zu machen.

Unter Einbeziehung der hydrologischen und hydrochemischen Untersuchungsergebnisse war eine Prognose zu erstellen, inwieweit die vorgesehenen Infiltrationsmaßnahmen mit Sumpfungswasser und Rheinwasser zu einer Beeinflussung der untersuchten Ökosysteme führen würden.

Die sechs Untersuchungsgebiete wurden vegetationskundlich erfaßt, die Mykotrophie der Gebiete ist eingestuft worden, die Enchytraeen- und Lumbriciden-Fauna sind inventarisiert worden.

In dem vorliegenden Gutachten wird die Grundwasser- und Nährstoffsituation der sechs untersuchten Gebiete dargelegt. Als Grundlage dienten die Analysendaten der aus den Pegeln gewonnenen Wasserproben. Darüber hinaus wurden die ökologisch begründeten ELLENBERG-Zeigerwerte in die Untersuchung einbezogen.

Es zeigt sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen den Vegetationstypen und dem Feuchtgrad, dem pH-Wert und dem Nährstoffangebot der Standorte.

Typisch für eutrophe Standorte ist der Iris-Erlenbruch in seinen unterschiedlichen Varianten.

Auf mesotrophen Standorten finden sich Torfmoos-Erlenbrücher und Birkenbrücher verschiedener Ausprägung.

Die Glockenheide und Gagelgebüsche sind weitgehend an oligotrophe Bedingungen gebunden.

Danach ergeben sich für die Mehrzahl der Böden in den Untersuchungsgebieten folgende Zuordnungen:

Buscher Bruch	-	eutropher Moortyp
Piecksbruch	-	eutropher Moortyp
Rothbusch	-	eutropher Moortyp
Schaagbach	-	eutropher Moortyp
Elmpter Bruch	-	oligo- bis mesotroph-saurer Moortyp
Boschbeek	-	mesotroph-saurer Moortyp

Die Ergebnisse der Untersuchungen zum Mykorrhiza-Besatz und zur Bodenfauna zeigen, daß diese beiden Kompartimente der untersuchten Ökosysteme ebenfalls deutliche Differenzierungen in Abhängigkeit von der Nährstoff-Situation der Standorte aufweisen.

Die Mykorrhizierung der Vegetation ist um so ausgeprägter, je nährstoffärmer der Standort ist (Iris-Erlenbruch ca. 50% / Birkenbruch ca. 90%). Obligat ektotrophe Wirte sind besonders im nährstoffarmen und mäßig feuchten Eichen-Buchenwald und im sehr feuchten Torfmoos-Erlenbruch anzutreffen. Im Iris-Erlenbruch ist die Ektomykorrhiza fakultativ.

Wirte mit einer vesikulär-arbuskulären Mykorrhiza (=VAM) überwiegen im Birkenbruch und im Erlen-Eschenwald.

Die ericoide Mykorrhiza ist für Arten der sehr feuchten und sehr nährstoffarmen Glockenheide von Bedeutung.

Der Anteil nicht-mykotropher Arten nimmt mit steigender Verfügbarkeit der Nährstoffe zu und ist im Iris-Erlenbruch am höchsten.

Die Artengemeinschaften der Lumbriciden (Regenwürmer) und der Enchytraeen (kleine Erdwürmer) werden soziologisch typisiert und in ein System von Zersetzergesellschaften eingeordnet. Danach sind die untersuchten Standorte nach zwei Gesellschaftsverbänden zu unterscheiden: das Eisenellion der nährstoffreicheren Standorte und das Cognettion sphagnetorum, das auf nährstoffarmen Böden ausgebildet ist.

Die durch Infiltration von Sumpfungswasser- bzw. Rheinwasser prognostizierten Veränderungen verschiedener chemischer Parameter des Grundwassers und ihre möglichen Auswirkungen auf die Vegetation werden diskutiert.

Es werden für die zu erstellende Prognose zwei unterschiedliche Fälle betrachtet:

- Das in das Untersuchungsgebiet gelangende Wasser entspricht zu 100% dem Versickerungswasser.
- Es gelangt Mischwasser aus Versickerung und Grundwasserneubildung zu den Feuchtgebieten, und zwar mit folgendem Mischungsverhältnis:  
Buscher Bruch –  
79% aus Grundwasserneubildung + 21% aus Infiltration  
Piecksbruch –  
76% aus Grundwasserneubildung + 24% aus Infiltration  
Rothbusch –  
100% aus Grundwasserneubildung + 0% aus Infiltration

Für eine ganze Reihe der untersuchten Wasserinhaltsstoffe kann festgestellt werden, daß durch die Infiltrationsmaßnahmen keine nennenswerte Veränderung auftritt. Insbesondere gilt dies auch für die besonders zu beachtenden Hauptnährelemente Stickstoff, Phosphor und Schwefel.

Eine Erhöhung an gelöstem Eisen wird zwar prognostiziert, sie muß jedoch im Zusammenhang mit dem Auftreten von Sulfat und Sulfid gesehen werden. Eine Verringerung der Sulfat- und Sulfid-Konzentration (wie prognostiziert) hat eine Erhöhung des FE-Gehaltes zur Folge.

Bei der Versickerung von Rheinwasser muß insbesondere für den Fall „a“ mit einem deutlichen Anstieg von Natriumchlorid gerechnet werden. Die Situation entschärft sich für den Fall „b“, da die dann prognostizierten Salzgehalte zwar noch über den aktuellen Mittelwerten liegen, sich insgesamt jedoch noch im Bereich der Schwankungsbreite der heutigen Meßwerte bewegen.

Die Erhöhung von Magnesium, Calcium und Hydrogencarbonat führt - und dies auch für den Fall „b“ - zu einer geringen Erhöhung des pH-Wertes und zu einer diesbezüglichen Eutrophierung der von Infiltrationswasser beeinflussten Standorte.

Bei der Bewertung der Veränderungen wurde die Infiltration als Dauerzustand unterstellt. Tatsächlich jedoch wird der Einfluß langsam beginnen, dann im Zeitraum 2025 bis 2040 ein Maximum erreichen, um dann wieder abzufallen und über Jahrzehnte auf niedrigerem Niveau weiterzulaufen.

Es wird diskutiert, welche Vegetationseinheiten auf diese Eutrophierung mit einer Veränderung ihrer Zusammensetzung reagieren werden. Insbesondere sind es die auf nährstoffarme und saure Standortbedingungen angewiesenen Einheiten Glockenheidemoor, Gagelgebüsch, Birkenbruch und Torfmoos-Erlenbruch. Diese findet man insbesondere und dominierend im Bereich der Standorte Elmpter Bruch und Boschbeek.

Vereinzelte, jedoch nicht prägend, finden sich solche Vegetationseinheiten auch im Bereich des Buscher Bruches und des Piecksbruches, wo durch derzeit kleinräumig andere Bedingungen solche „nährstoffärmeren“ Elemente auftreten.

An den Standorten mit nährstoffärmeren Bedingungen werden auch in Bezug auf die Mykorrhiza nach Infiltrationsmaßnahmen insofern Veränderungen eintreten, als der Anteil der nicht-mykotrophen Pflanzen sich voraussichtlich erhöhen wird, was bei dem quantitativ geringen Ausmaß der betroffenen Einheiten keine wesentliche Änderung des Charakters der Gesellschaften bewirken wird. Die Mykorrhizierung der Vegetation ist nach den vorliegenden Befunden um so ausgeprägter, je nährstoffreicher der Standort ist. An nährstoffreicheren Standorten können Pflanzen eher auf die Symbiose mit dem Pilz verzichten.

Da auch Lumbriciden und Enchytraeen in Bezug auf das Nährstoffangebot der betreffenden Standorte ein differenziertes Artenspektrum aufweisen, werden bei den oben beschriebenen Veränderungen Artenverschiebungen für diese Faunenvertreter zu erwarten sein. Die stoffwechselphysiologischen Leistungen der Lumbriciden und Enchytraeen werden in ihrer Gesamtheit durch Verschiebungen im Artenspektrum jedoch kaum berührt werden, womit der Einfluß auf das Gesamtsystem als unwesentlich einzuschätzen ist.

Für den Fall der Versickerung von Sumpfungs- und Rheinwasser kann beim Wirksamwerden der unter „b“ genannten Mischwässer und bei einer der heutigen Situation entsprechenden Grundwasserstand folgende Prognose erstellt werden:

*Rothbusch* – es ist keine Veränderung zu erwarten, da kein Infiltrationswasser in das Gebiet gelangen wird.

*Buscher Bruch* und *Piecksbruch* – die diese nährstoffreicheren Gebiete prägenden Vegetationseinheiten werden durch die zusätzliche Eutrophierung nicht wesentlich beeinträchtigt werden. Allerdings ist nicht auszuschließen, daß die kleinräumig vorhandenen Einheiten Gagelgebüsch, Birkenbruch und Torfmoos-Erlenbruch verändert werden, selbst wenn ihre Situation hauptsächlich durch die mangelnde Nährstoffnachlieferung und weniger durch die Qualität des Grundwassers beeinflusst ist.

Die nicht für Infiltrationsmaßnahmen vorgesehenen Gebiete werden für den Fall, daß unter ähnlichen Bedingungen wie für die drei oben genannten Gebiete versickert werden wird, wie folgt reagieren:

*Elmpter Bruch* und *Boschbeek* – diese beiden Gebiete würden durch das Einwirken von Infiltrationswasser irreversibel geschädigt werden, da die diese Gebiete prägende Vegetation auf nährstoffarme Bedingungen angewiesen ist.

*Schaagbach* – hier würde keine wesentliche Veränderung in den untersuchten Teilgebieten zu erwarten sein, in denen nährstoffreichere Erlenbruchwälder auftreten.

Diese rein theoretische Betrachtungsweise ist nach Ergebnissen hydrologischer Untersuchungen allerdings auszuschließen.

Da die sechs untersuchten Gebiete unter dem Gesichtspunkt der Repräsentativität für den gesamten Naturraum ausgewählt wurden, sind die im Rahmen dieses Gutachtens dargelegten ökologischen Auswirkungen der Infiltrationsmaßnahmen auf das gesamte Gebiet zu übertragen.

Hierfür konnte die seit Juli 1991 vorliegende Vegetationskartierung des gesamten Flußgebietes der Schwalm (LAMPRECHT, 1991) herangezogen werden. Weiterhin wurde eine Ausarbeitung über die zu den Feuchtgebietsabschnitten gelangenden Versickerungswasseranteile (MULL, August 1991) berücksichtigt. Hierin werden von MULL vier Kategorien nach dem Anteil von Versickerungswasser am Gesamtzufluß zu Feuchtgebiet und Vorflutersystem unterschieden:

Bereich	Anteil von Versickerungswasser
0	kein Anteil
1	fast kein Anteil
2	geringer Anteil
3	deutlicher Anteil

Hiernach sind zunächst die Bereiche „2“ und „3“ zu betrachten. Diese liegen (Abb. 28) am Mühlenbach („3“), im oberen Teil des Knippertzbach („2“) und im oberen Bereich und einem Teilgebiet im Mittellauf der Schwalm („2“). Nach eigenen Untersuchungen und den flächendeckenden Kartierungen von LAMPRECHT finden sich in diesen Bereichen mosaikartig auftretende kleinräumige Einheiten der als sensibel eingestuft Birkenbruch- und Torfmoos-Erlenbruch-Gesellschaften. Allgemein kann jedoch festgestellt werden, daß es sich bei den oben genannten Gebieten um bereits relativ eutrophierte Gebiete handelt. Denkbar ist daher, daß wie schon beschrieben, das Auftreten der Vegetationseinheiten, die nährstoffärmeren Standorte bevorzugen, in diesen schon jetzt nährstoffreichen und anthropogen überformten Gebieten vermutlich durch den dort hohen Grundwasserstand und die dadurch begründete schlechte Nährstoffnachlieferung im anaeroben Milieu erklärbar ist.

Da Eingriffe in Ökosysteme in der Regel multifaktoriell bedingte Auswirkungen zeigen, muß auch festgestellt werden, daß prinzipiell unter dem Einfluß einer Eutrophierung konkurrenzschwache spezifische Arten des Torfmoos-Erlenbruchs und des Birkenbruchs zurückgehen können, wie z. B. die Moose *Sphagnum fallax* und *Sphagnum fimbriatum*. Diese Verluste werden durch Neuzugänge aus den nährstoffreichen Erlenbruchwäldern ersetzt werden, was z. T. auch schon geschehen ist, z. B. durch den Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), den Acker-Schachtelhalm (*Equisetum arvense*) und die Moose *Brachythecium rutabulum*, *Eurhynchium praelongum* und *Calliergonella cuspidata*. Das bedeutet, daß sich in einigen begrenzten Teilgebieten derjenigen Feuchtgebiete, zu denen Versickerungswasseranteile gelangen, Verschiebungen im Artenspektrum der Krautschicht einstellen können. Diese Teilgebiete sind sicher ökologisch wertvoll, jedoch in den betroffenen Gebieten nicht entscheidend prägend. Veränderungen in der Baumschicht sind nicht zu erwarten, da ökologisch wichtige Parameter wie z. B. Wasserstand, Klima und auch die Bewirtschaftungsform unverändert bleiben werden und weil die ermittelten maximalen Versickerungswasseranteile nur für einen begrenzten Zeitraum von 15 Jahren (nach Angaben von MULL) wirken werden.

In allen übrigen Gebieten (Bereiche „0“ und „1“) und damit im ganz überwiegenden Teil der Feuchtgebiete des Naturparks Schwalm-Nette sind keine ökologischen Veränderungen zu erwarten, die allein durch die Versickerungsmaßnahmen für den Tagebau Garzweiler II bedingt sind. Dies ergibt sich daraus,



daß die heute dort vorkommenden Pflanzengesellschaften zum größten Teil bereits durch nährstoffreiches Grundwasser entscheidend geprägt sind, bzw. daß in weite Bereiche der Feuchtgebiete keine nennenswerten Versickerungswasseranteile gelangen werden.

Insbesondere wird kein Versickerungswasser zu den extrem nährstoffarmen Standorten Elmpter Bruch, Boschbeek und Rothenbach gelangen, wo die aus ökologischer Sicht besonders schützenswerten und zwingend an nährstoffarme Standorte angepaßten Pflanzengesellschaften vorkommen.

## 1 Einleitung

Die Rheinbraun Aktiengesellschaft (Rheinbraun) hat für den Tagebau Garzweiler I und insbesondere auch für den Anschlußtagebau Garzweiler II umfangreiche Versickerungsmaßnahmen im Einzugsgebiet der dort vorhandenen Feuchtgebiete vorgesehen. So sollen die bei den notwendigen Grundwasserabsenkungen zu erwartenden Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes in grundwasserabhängigen Gebieten vermieden werden.

Die Landesregierung von Nordrhein-Westfalen sieht zwar den geplanten Tagebau Garzweiler II grundsätzlich als beherrschbar an, fordert aber u. a. in ihrer Leitentscheidung zur künftigen Braunkohlepolitik (September 1987) umfangreiche Untersuchungen, welche die Wirksamkeit der Versickerungsmaßnahmen überprüfen sollen. Offen geblieben ist in diesem Zusammenhang bisher, inwieweit die Qualität des für die Versickerungsmaßnahmen vorgesehenen Wassers Auswirkungen auf die Biozönosen in den betroffenen Feuchtgebieten haben kann.

Hierzu sind wir mit der Anfertigung eines Gutachtens betraut worden, das in enger Zusammenarbeit mit den hydrologisch/hydrochemischen Untersuchungen vom Ing.-Büro Prof. Dr. Mull + Partner, Hannover, und Prof. Dr. Schulz, Bremen, erstellt werden soll. Auch wurden enge Kontakte zu einer begleitenden Arbeitsgruppe (Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA), Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (LÖLF), Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (GLA), Erftverband (EV) und Rheinbraun) gehalten. Untersuchungsziel ist die Beantwortung der Frage, ob und gegebenenfalls inwieweit einzuspeisende Wasserqualitäten, die von den vorliegenden hydrologischen Verhältnissen in den grundwasserabhängigen Feuchtgebieten abweichen, bei Versickerungsmaßnahmen einen Einfluß auf die dortigen Biozönosen haben können.

Im Rahmen dieses Gutachtens sollen exemplarische Erhebungen in sechs, von der begleitenden Arbeitsgruppe ausgewählten Untersuchungsgebieten, die insgesamt etwa 88 ha umfassen, durchgeführt werden. Bei den Untersuchungsgebieten handelt es sich um Bereiche, die unter Natur- oder Landschaftsschutz stehen und die sich zu großen Teilen im Eigentum der Öffentlichen Hand befinden. Es handelt sich dabei zweifelsfrei um besonders wertvolle Landschaftsräume mit einem hohen Schutzanspruch.

Im einzelnen handelt es sich um folgende Gebiete (Abb. 1):

- |                                  |                               |
|----------------------------------|-------------------------------|
| 1. Buscher Bruch<br>(Mühlenbach) | 4. Boschbeek<br>(Boschbeek)   |
| 2. Rothbusch<br>(Knippertzbach)  | 5. Schaagbach<br>(Schaagbach) |
| 3. Piecksbruch<br>(Schwalm)      | 6. Elmpter Bruch<br>(Schwalm) |

Die drei erstgenannten Untersuchungsgebiete liegen in dem Bereich, in dem durch den geplanten Tagebau Garzweiler II mit Grundwasserabsenkungen gerechnet wird, die durch Versickerungsmaßnahmen verhindert werden sollen. Für die übrigen Gebiete wird nicht mit einer Grundwasserabsenkung gerechnet. Von den Gutachtern Mull/Schulz ist eine Prognose erarbeitet worden, die beinhaltet, welche Qualität das Wasser nach der Versickerungsmaßnahme aufweisen wird, das für die Pflanzenwurzeln dann verfügbar ist.

Um mögliche Veränderungen der Biozönosen prognostizieren zu können, wurde vereinbart, aus dem vielfältigen Netz der ökologischen Wirkungsgefüge drei kompartimente auszuwählen und zu bearbeiten, die eine ökologische Raumbewertung ermöglichen:

- die Vegetation, sind doch die grünen Pflanzen als Primärproduzenten für das Funktionieren eines Ökosystems unentbehrlich. Sie prägen daneben auch optisch die betroffenen Landschaftsräume ganz maßgeblich.
- die Mykorrhiza, die mit ihren verschiedenen Formen als Modell des mutualistischen Zusammenlebens heterotropher und autotropher Organismen dienen kann, und die aufgrund ihres großen Stoffwechsellpotentials mit Sicherheit nicht ohne Einfluß auf die vorherrschende Vegetation ist.
- die Enchytraeiden und Lumbriciden als Vertreter der Bodenfauna, die als feuchthäutige Tiere besonders empfindlich auf Veränderungen ihres Lebensraumes reagieren werden, und die an den Stoffumsetzungen im Boden in erheblichem Maße beteiligt sind.

Das Untersuchungsprogramm beinhaltet zunächst eine Inventarisierung der Vegetation, der Mykorrhiza-Pilze und der Enchytraeiden in ausgewählten Arealen der sechs Untersuchungsgebiete. Unter Beurteilung der zu erwartenden Veränderungen der Grundwasser-Qualität ist eine Prognose über die möglichen Einflüsse auf die Vegetation erstellt worden.

## 2 Die Untersuchungsgebiete

### 2.1 Lage und naturräumliche Gliederung

Bei den ausgewählten sechs Untersuchungsgebieten (Abk. in „“) mit den dazugehörigen Fließgewässern handelt es sich um:

Buscher Bruch	„Bu“	(Mühlenbach)
Rothbusch	„RB“	(Knippertzbach)
Piecksbruch	„PB“	(Schwalm)
Elmpter Bruch	„EB“	(Schwalm)
Boschbeek	„Bo“	(Boschbeek)
Schaagbach	„SB“	(Schaagbach)

Alle Untersuchungsgebiete liegen westlich von Mönchengladbach im Naturpark Schwalm-Nette. Sie gehören mit Ausnahme des Boschbeek, der im Effelder Wald liegt und damit der Maas-Rur-Niederung zuzuordnen ist, zur naturräumlichen Einheit der Schwalm-Nette-Platten. Die Untersuchungsgebiete Buscher Bruch, Rothbusch und Piecksbruch gehören zum Schwalm-Mittellauf, der sich im Zuge des Venloer Grabens von Wegberg bis Born erstreckt. Der Elmpter Bruch wird zum Elmpt-Brüggener Schwalmbruch gezählt, der letzten Naturraumeinheit der Schwalmniederung vor der niederländisch-deutschen Grenze. Das Untersuchungsgebiet Schaagbach ist Teil des Wassenberger Riedellandes, dem südlichen Teil des Grenzwaldes, der am Westrand der Schwalm-Nette-Platten gelegen ist (Kierchner, 1973).

## 2.2 Potentiell natürliche Vegetation

Als potentiell natürliche Vegetation eines Gebietes bezeichnet man die Vegetation, die sich unter natürlichen Bedingungen, d. h. ohne Einflußnahme des Menschen unter den gegebenen Standortbedingungen einstellen würde (Trautmann, 1966).

Die potentiell natürliche Vegetation der Untersuchungsgebiete wird nach Trautmann (1973) von folgenden Pflanzengesellschaften gebildet:

- Eichen-Buchenwälder in trockener bis feuchter Ausbildungsform, die auf den sandigen, mäßig nährstoffarmen Böden im Flugsandgebiet der Schwalm-Nette-Platten einen großen Raum einnehmen;
- Flattergras-Traubeneichenwälder, auf lößhaltigen und daher gut mit Basen versorgten Böden;
- Eichen-Hainbuchenwälder auf grundwasserbeeinflussten oder staufeuchten Böden der Schwalm-Niederung;
- Erlenbruchwälder in den Tälern und Niederungen der Schwalm-Nette-Platten auf stark vernäßten, gewöhnlich mit einer Torfauflage versehenen Böden;
- Eichen-Birkenwälder, welche in trockener und feuchter Ausbildungsform die potentielle natürliche Vegetation auf den extrem basen- und nährstoffarmen Flugsand-Böden im Bereich der niederländisch-deutschen Grenze bilden;
- Birkenbruchwälder, die auf die nassen sauren Standorte im Eichen-Birkenwald-Gebiet beschränkt sind und in die kleinräumig Gagelbusch, Heide- und Hochmoor-Gesellschaften eingestreut sind.

## 3 Auswahl und Bearbeitung der Untersuchungsflächen

In den sechs Untersuchungsgebieten wurden im Mai 1988 insgesamt 64 repräsentative Probeflächen für eine pflanzensoziologische Bestandsaufnahme ausgewählt.

Zielsetzung bei der Auswahl dieser Flächen war es, die für den Schwalmbereich typischen und/oder häufigen Vegetationseinheiten zu erfassen. Zu untersuchen waren dabei folgende Vegetationstypen:

1. Erlen-Eschenwald
2. Torfmoos-Erlenbruch
3. Schwertlilien-Erlenbruch
4. Birkenbruch
5. Gagelgebüsch
6. Glockenheidemoor
7. Eichen-Hainbuchenwald

Die Lage der Untersuchungsflächen wurde so gewählt, daß diese einen für das jeweilige Untersuchungsgebiet repräsentativen Ausschnitt erfassen (Vegetationsprofil).

Die oben genannten Vegetationstypen wurden in den einzelnen Untersuchungsgebieten z. T. mehrmals an verschiedenen Lokalitäten aufgenommen, um ein möglichst breites Spektrum unterschiedlicher Standortansprüche innerhalb einer Vegetationseinheit zu erfassen.

Darüber hinaus wurden in den Untersuchungsgebieten folgende Vegetationseinheiten zusätzlich aufgenommen, deren Einbeziehung

aufgrund ihrer räumlichen und ökologischen Verzahnung mit den zu untersuchenden Vegetationstypen zur Interpretation des Gesamtkomplexes sinnvoll erschien:

- Grauweiden-Gebüsch
- Pappel-Bestand
- Buchen-Eichenwald
- Moorlilien-Gesellschaft
- Pfeifengras-Bestand
- Schilf-Bestand

An jeder Untersuchungsfläche wurde von der Firma Rheinbraun eine Grundwassermeßstelle installiert, von der in regelmäßigen Abständen Wasserproben entnommen und im Labor analysiert wurden und die Grundwasserstände gemessen wurden.

Weiterhin wurde neben jeder Probefläche von Rheinbraun ein Bodenprofil gebohrt und ausgewertet.

In den Untersuchungsgebieten mit zu erwartendem Sumpfungseinfluß (Buscher Bruch, Rothbusch, Piecksbruch) erfolgten zusätzliche Bodensondierungen auf zwei parallel verlaufenden Linien entlang der Längsachse der Gebiete.

Für eine ergänzende Interpretation der Bodenverhältnisse konnten weiterhin Profiluntersuchungen herangezogen werden, die im Rahmen der Forstlichen Standortkartierung des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen 1988 durchgeführt wurden.

Die vegetationskundlichen Aufnahmeflächen bildeten darüber hinaus die Grundlage zur Auswahl geeigneter Standorte zur Untersuchung der Mykorrhiza. An repräsentativen Aufnahmeflächen wurden zusätzlich die Enchytraeiden und die Vitalität untersucht sowie weitere chemische Bodenuntersuchungen vorgenommen.

## 4 Die Vegetation der Untersuchungsgebiete

### 4.1 Methode

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten im Frühjahr 1989 nach der Methode von Braun-Blanquet (1964), erweitert nach Barkman, Doing & Segal (1964). Dazu wurden in homogenen Aufnahmeflächen alle vorhandenen Pflanzenarten notiert und ihre Menge (= Artmächtigkeit) durch eine kombinierte Schätzung von Abundanz (Individuenzahl einer Art) und Dominanz (Deckungsgrad einer Art) bestimmt.

Die Probeflächen wurden im Laufe der Vegetationsperiode mehrmals aufgesucht, so daß der optimale Deckungsgrad der einzelnen Arten sowie der einzelnen Vegetationsschichten ermittelt werden konnte.

Die pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden in Tabellen zusammengestellt und die Pflanzenarten nach ihrer Zugehörigkeit zu den verschiedenen soziologischen Einheiten gruppiert (s. Langfassung des vorliegenden Berichtes).

Die Wertung von Arten als Charakterarten sowie die syntaxonomische Zuordnung der Aufnahmen erfolgte im wesentlichen nach Oberdorfer (1983); Ausnahmen wurden kenntlich gemacht. Zu berücksichtigen ist, daß die pflanzensoziologische Einordnung der Waldgesellschaften von den einzelnen Autoren unterschiedlich gehandhabt wird und eine Neugestaltung der Synsystematik der mitteleuropäischen Wald- und Gebüschgesellschaften bevorsteht.

Für die sechs Untersuchungsgebiete erfolgte eine flächendeckende Kartierung der Vegetation. Dazu wurden die durch die Tabellenarbeit ermittelten Kenn- und Trennartengruppen zu einer Kartieranleitung zusammengestellt, mit deren Hilfe die verschiedenen Vegetationseinheiten im Gelände abgegrenzt und in ihrer flächenhaften Ausdehnung in topographische Karten eingetragen werden konnten. Pflanzenbestände, die nicht mit Vegetationsaufnahmen erfaßt und soziologisch eingeordnet werden konnten, wurden in den Vegetationskarten durch Angabe der jeweils bezeichnenden Arten dargestellt.

Zur Anfertigung der Vegetationskarten konnten außerdem Luftbilder herangezogen werden, welche der Auftraggeber freundlicherweise zur Verfügung stellte.

In den Vegetationskarten wurden die Lage der Untersuchungsflächen und die der Grundwassermeßstellen eingezeichnet (Abb. 2-7).

#### 4.2 Die Pflanzengesellschaften

Die pflanzensoziologische Auswertung der Vegetationsaufnahmen und die Vegetationskartierung ergaben, daß Erlenbruchwald-Gesellschaften in ihren verschiedenen Variationen für die Schwalmniederung die typische Vegetationsform darstellen. Es konnten die den nährstoffreicheren Flügel der Erlenbruchwälder charakterisierenden Schwertlilien-Erlenbrücher von den durch Pflanzen niedrigerer Nährstoffansprüche gekennzeichneten Torfmoos-Erlenbruchwäldern unterschieden werden. Die Impatiens-Ausbildung der Schwertlilien-Erlenbrücher zeigt aufgrund ihrer Artenzusammensetzung bereits deutliche Anklänge an die ebenfalls untersuchten Quell-Erlenwälder. Flußbegleitend und an nährstoffreicheren Standorten finden sich Bach-Erlen-Eschenwälder verschiedenster Ausprägung.

Die im Nordwestdeutschen Tiefland pflanzensoziologisch nur schwach ausgeprägten Birkenbruchwälder sind insbesondere in den nährstoffärmeren Gebieten großflächig vorhanden. Die Birkenbruchwälder der Untersuchungsgebiete stehen pflanzensoziologisch zwar den Torfmoos-Erlenbruchwäldern nahe, werden in dieser Studie aber, trotz der vergleichsweise relativ hohen pH-Werte an den betreffenden Standorten, bewußt als Birkenbruchwälder bezeichnet.

Die höher gelegenen, nur schwach vom Grundwasser beeinflussten Bereiche werden von Bodensaurer Eichen-Buchenwäldern besiedelt. Daneben treten kleinflächig artenarme Eichen-Hainbuchenwälder auf. Für das Untersuchungsgebiet Elmpter Bruch wurden die Glockenheide-Gesellschaft, die Gagel-Gesellschaft und die Ährenlilien-Gesellschaft exemplarisch erfaßt. Tab. 1 zeigt das Vorkommen der untersuchten Vegetationstypen in den sechs Untersuchungsgebieten.

Tabelle 1

	Buscher Bruch	Piecksbruch	Rothbusch	Schaagbach	Boschbeek	Elmpter Bruch
Iris-Erlenbruch	x	x	x	x	x	x
Torfmoos-Erlenbruch	x	x	x	-	x	x
Birkenbruch	-	x	x	-	x	x
Gagel-Gebüsch	-	x	-	-	-	x
Glockenheide-Ges.	-	-	-	-	-	x
Erlen-Eschenwald	-	x	-	x	-	-
Eichen-Hainbuchenwald	-	x	-	x	-	-

## 5 Beschreibung der Untersuchungsgebiete anhand der auftretenden Vegetation

Im folgenden wird eine Beschreibung der Abfolge der Vegetations- und Bodentypen in den einzelnen Untersuchungsgebieten gegeben.

#### Buscher Bruch (Mühlenbach) Abb. 2

Das 12 ha große Untersuchungsgebiet Buscher Bruch liegt nordöstlich der Umgehungsstraße Wegberg bei der Ortschaft Busch. Es wird im Norden durch bebaute Grundstücke und eine Straße begrenzt, während sich im Süden landwirtschaftlich genutzte Flächen anschließen. Der Buscher Bruch umfaßt das Einzugsgebiet des Mühlenbaches westlich des Holtmühlenweihers. Der Bach durchfließt das Gebiet von Ost nach West und zeigt in seinem Verlauf eine naturnahe Mäandrierung.

Das Gelände fällt von 63 m üNN im Süden bis auf 58 m üNN am Mühlenbach ab und steigt nördlich des Baches wieder bis auf ca. 59 m üNN an.

Im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes treten basenarme Pseudogley-Braunerden auf, bei denen sich das Grundwasser nach Sondierergebnissen von Rheinbraun zum Meßzeitpunkt (Oktober 1988) zwischen 2.70 m und 3.30 m unter Flur befand. Entsprechend dem vermutlich geringen Grundwasser-Einfluß auf die Vegetation konnte sich hier ein Eichen-Buchenwald entwickeln (Repräsentativaufnahme Bu 1).

Im Übergangsbereich zu den grundwasserabhängigen Naßböden schließt sich ein basenarmer Naßgley aus sandig-lehmigem Schluff bis schluffigem Lehm über Sand an (Grundwasserstand zum Untersuchungszeitpunkt 0.5 - 0.8 m unter Flur), der in einen Moorgley aus basenarmem Niedermoortorf über schluffig-lehmigem Sand übergeht.

Im Bereich des Baches hat sich ein flachgründiger Niedermoortorfboden mit einer Torfmächtigkeit von bis zu 1.10 m über Sand gebildet.

Dem hoch anstehenden Grundwasser entsprechend konnte sich in diesen Bereichen großflächig ein Iris-Erlenbruchwald in Typischer Ausbildung entwickeln (Bu 2). In diesem liegt ein Grau-Weidengebüsch, in dem die Rote Liste-Art *Thelypteris palustris* (Sumpf-Lappenfarn) vorkommt (Bu 4). Westlich davon grenzt ein Torfmoos-Erlenbruchwald an, der stellenweise Übergänge zu einem Birkenbruchwald zeigt (Bu 3).

Im Mäanderbereich des Baches bestimmen wiederum Erlenbruchwald-Bestände das Bild, die jedoch hier in einer nährstoffreicheren Ausbildung anzutreffen sind (Bu 5 und Bu 6). Dabei zeigt besonders der unterhalb der privaten Grundstücke gelegene Bestand eine relativ starke Störung durch das Eindringen von *Rubus fruticosus* agg. (Brombeere), *Urtica dioica* (Große Brennnessel), *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder) und anderen nährstoffzeigenden Arten. Beachtenswert sind hier die kleinen feuchten Mulden und Rinnen, in denen *Chrysosplenium oppositifolium* (Gegenblättriges Milzkraut), *Mentha aquatica* (Wasser-Minze) und *Myosotis palustris* (Sumpf-Vergißmeinnicht) flächendeckend vorkommen.

#### Rothbusch (Knippertzbach) Abb. 3

Nordöstlich der Ortschaft Rickelrath liegt das an den Militärischen Sicherheitsbereich der britischen Streitkräfte (JHQ) angrenzende Untersuchungsgebiet Rothbusch mit einer Größe von 7,5 ha.

Der Knippertzbach, dessen Bachbett in diesem Bereich begründet und tiefer gelegt wurde, durchfließt das Gebiet in Süd-Nord-Richtung. Im SW schließen sich Ackerflächen und ein Campingplatz an das Untersuchungsgebiet an, im NO wird es von einem Kiefernforst begrenzt. Entsprechend der sehr unterschiedlichen Bodenausbildungen sind eine Vielzahl verschiedener Vegetationstypen ausgebildet.

Der Kernbereich des Untersuchungsgebietes wird von einem Iris-Erlenbruchwald in der Variante von *Impatiens noli-tangere* beherrscht, der beiderseits des Baches auf basenarmen Niedermoorortf stockt (RB 2,7,11). An diesen schließt sich im NO eine breite Zone der Typischen Ausbildung des Iris-Erlenbruch an.

Kleinflächig hat sich unmittelbar am Bach ein Eichen-Hainbuchenbestand auf basenarmem Gley aus lehmigen Schluff bis schluffigem Lehm mit einem Grundwasserflurabstand von 4-8 dm ausgebildet (RB 1).

Eine Besonderheit des Untersuchungsgebietes Rothbusch stellen die beiden scharf abgegrenzten Birkenbruchwaldbestände (RB 9 und RB 10) auf sehr basenarmem Übergangsmoorortf dar.

Umgeben wird der Bruchwaldbereich von hochwüchsigen Eichen-Buchenwäldern, die an den Talrändern auf mehr oder weniger stark vergleyten Böden (Pseudogley-Braunerden, Gley-Pseudo-gleyen) ohne Grundwasser-Einfluß stocken (RB 4,5,8).

#### *Piecksbruch (Schwalm) Abb.4*

Das ca. 21 ha große Untersuchungsgebiet wird im NO von der Durchgangsstraße Lüttelforst und im SW von den an die Ortschaft Venheyde angrenzenden Ackerflächen begrenzt.

Die Schwalm, die das Gebiet von SO nach NW durchfließt, zeigt in diesem Bereich noch ihren natürlichen, stark mäandrierenden Verlauf.

Der Piecksbruch zeigt von allen Untersuchungsgebieten die größte Biotopvielfalt, wobei die verschiedenen Vegetationstypen in kleinräumigem Wechsel miteinander verzahnt sind.

Ein Eichen-Buchenwald (PB 25), der in einen Eichen-Hainbuchenwald (PB 16) auf sandig-schluffigem Gley-Pseudogley-Boden übergeht, bildet die SW-Begrenzung des Untersuchungsgebietes.

An den angrenzenden basenarmen Naßgley schließt sich in Richtung Schwalm ein mäßig basenreicher Moorgley an, der in einen basenarmen Niedermoorortfboden übergeht. In diesem Bereich haben sich Typische Iris-Erlenbruchwälder entwickelt, in deren Krautschicht die Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*) dominiert (PB 17). Mosaikartig verzahnt zeigen sich hier bereits Übergänge zum Torfmoos-Erlenbruch, hier findet sich auch die Rote Liste-Art *Scutellaria minor* (PB 19, 23). Diese Flächen unterscheiden sich von den anderen Iris-Erlenbruchwäldern durch das flächendeckende Vorkommen von *Sphagnum palustre* (Sumpf-Bleichmoos). Kleine Wasserläufe erzeugen hier ein auffälliges Standortmosaik. Ein Grauweiden-Gebüsch wurde mit der Aufnahme PB 18 erfaßt.

An der Schwalm liegen die nährstoffreichsten Böden des Untersuchungsgebietes. Es handelt sich hierbei um mäßig basenreiche Niedermoorortfböden, welche von einer mineralischen Deckschicht überlagert sind. Dementsprechend finden sich hier

Erlenbruchwälder nährstoffreichster Ausbildung (Variante von *Impatiens noli-tangere*, PB 20, 21).

In den Mäanderschleifen der Schwalm stocken artenreiche Erlen-Eschenwälder (PB 10, 12, 24).

Eine Besonderheit stellt der im NW-Teil des Untersuchungsgebietes gelegene, weitgehend baumfreie Bereich dar, der von einem Torfmoos-Erlenbruch umgeben wird (PB 6,9). Hier wurden in den vergangenen Jahren Birken und Erlen herausgeschlagen, so daß sich aufgrund des verstärkten Lichtangebotes eine Reihe von Pflanzenarten ansiedeln konnten, die in den angrenzenden Erlenbruchwäldern nicht oder nur spärlich vorhanden sind. So konnte sich auf nährstoff- und basenarmen Niedermoorortfen, über denen das Bodenwasser ansteht und wo demzufolge durch die anaeroben Bedingungen eine schlechte Nährelementnachlieferung erfolgt, ein größerer Bestand des atlantischen Gagelstrauch entwickeln (PB 4,14). Auch kommen hier einige Pflanzen der Übergangsmoore vor, wie z. B. *Narthecium ossifragum* (Moorlilie), *Menyanthes trifoliata* (Fieberklee) und *Comarum palustre* (Blutauge).

Auf Moorgley zieht sich ein Bestand mit *Molinia caerulea* (Pfeifengras) als dominante Art weit in diesen Bereich hinein.

Ein ausgedehnter Schilfbestand und ein angrenzender Birkenbruchbestand (PB 8), der jedoch durch das Eindringen vieler Arten aus angrenzenden Gesellschaften keine reine Ausbildung darstellt, wurden ebenfalls mit Aufnahmen belegt.

Den Übergang zu einem wiederum nährstoffreicheren Gebiet, auf dem sich ein Erlenbruchwald als Variante von *Impatiens noli-tangere* entwickeln konnte (PB 3), bildet eine mit einem Torfmoos-Erlenbruchwald bestandene Fläche (PB 5).

Daran schließen sich auf basenarmem Gley ein Eichen-Hainbuchenwald (PB 2), der zeitweise von dem angrenzenden Graben überschwemmt wird sowie ein Eichen-Buchenwald (PB 1) an.

Es kann also für den Piecksbruch die besondere Situation festgestellt werden, daß dieses Gebiet neben den auf nährstoffreichere Substrate angewiesenen Vegetationseinheiten auch solche aufweist, die nährelementarme Standortverhältnisse anzeigen (z. B. Gagel-Gebüsch), obwohl die Qualität des anströmenden Grundwassers im nördlichen Gesamtgebiet in etwa gleich ist. Als Gründe dafür wurden das Eingreifen durch den Menschen, der unterschiedlich hohe Grundwasserstand und kleinräumige Standortunterschiede festgestellt.

#### *Boschbeek (Boschbeek, Buschbach) Abb. 5*

Das Untersuchungsgebiet im Boschbeektal umfaßt eine Größe von 7,5 ha. Die südliche Begrenzung wird durch die Boschbeek als Grenze zu den Niederlanden gebildet; im Norden grenzen Kiefernforste an das Feuchtgebiet an. Auf extrem nährstoffarmen Böden, die hier in größerer Ausdehnung vorhanden sind, haben sich großflächig Bruchwälder entwickeln können.

Im nördlichen Teil stockt auf sehr basenarmem Moorgley ein Birkenbruchwald als Ausbildung von *Pteridium aquilinum* (Adlerfarn). Die Untersuchungsfläche Bo 7 zeigt durch das Fehlen von Torfmoosen und der hohen Deckung des Adlerfarns einen deutlich trockeneren Übergangsbereich zu dem daran angrenzenden, feuchteren Birkenbruch mit einer hohen Torfmoosdeckung an (Bo 6). Der durch *Pteridium aquilinum* geprägte Bestand geht in einem Birkenbruchwald mit *Myrica gale* (Gagelstrauch) und *Salix aurita* (Ohr-Weide) über (Bo 1).

Ein Torfmoos-Erlenbruchwald auf etwas basenreicheren Niedermoor-Torfboden schließt sich an (Bo 3).

Bis zu einem parallel zur Boschbeek verlaufenden, wasserführenden Graben erstreckt sich großflächig ein Typischer Iris-Erlenbruchwald (Bo 9), der wie die meisten Bruchwälder der Untersuchungsgebiete Niederwaldcharakter besitzt. Auf der anderen Seite des Grabens geht dieser wiederum in einen Sphagnum-Erlenbruchwald über (Bo 8).

Dahinter steigt das Gelände etwas an und bildet einen Sattel hinter dem der Buschbach, welcher hier sein ursprüngliches Bett verlassen hat, das Gelände großflächig überspült. Auf sehr basenarmem Niedermoor hat sich hier ein Birkenbruchwald mit *Myrica gale* gebildet (Bo 5).

#### *Schaagbach (Schaagbach) Abb. 6*

Im Untersuchungsgebiet Schaagbachtal (10,5 ha), nordöstlich von Schaufenberg gelegen, befinden sich anspruchsvolle Feuchtwald-Gesellschaften auf großer Fläche.

An den Talrändern stockt auf beiden Seiten des Baches auf basenarmen Pseudogley-Gleyen ein Eichen-Buchenwald (SB 3). Ein Eichen-Hainbuchenwald auf mäßig basenarmem Moorgley (SB 1) bildet den Übergang zu den angrenzenden Erlenbruchwäldern, die sich großflächig auf basenarmem bis mäßig basenreichem Niedermoor ausgebildet haben. Dieser Bereich wird dokumentiert durch die Probeflächen SB 2, 4, 6, 7, deren Vegetation als nährstoffreiche Variante des Schwertlilien-Erlenbruchwaldes differenziert wurde. In der Vegetationskarte wurden die Flächen, in denen Quellflorelemente wie *Chrysosplenium oppositifolium* (Gegenblättriges Milzkraut), *Cardamine amara* (Bitteres Schaumkraut) und *Mentha aquatica* (Wasser-Minze) einen hohen Anteil haben und *Carex acutiformis* (Sumpf-Segge) nicht – wie in den anderen Iris-Erlenbrüchern üblich und ihrer Wuchsform entsprechend – faziesbildend vorkommt, besonders gekennzeichnet.

Durchschnitten wird dieser Erlenwaldbruchkomplex von einem trockeneren Sattelpbereich, auf dem auf mäßig basenreichem Gley ein Bodensaurer Eichen-Buchenwald stockt (SB 5), der eventuell Grundwasseranschluß besitzt. Der gleiche Waldtyp (SB 8) bildet die nördliche Begrenzung des Untersuchungsgebietes.

#### *Elmpter Bruch (Schwalm) Abb. 7*

Das 29 ha große Feuchtgebiet Elmpter Bruch liegt im unteren Schwalmthal nordwestlich von Niederkrüchten und Elmpt vor der niederländischen Grenze.

Das Gebiet wird im Norden von der Schwalm begrenzt, die in diesem Bereich in einem Kanal nach Westen fließt. Die südliche Begrenzung bilden Ginsterheiden mit Wacholder, die vor den Kiefernforsten der Hauptterrasse (60 m üNN) liegen. Von dort fällt das Gelände in nördlicher Richtung bis zu der auf der Niederterrasse (29 m üNN) liegenden Moorfläche ab.

Über stark wasserführenden Sanden ist hier unter den atlantischen Klimabedingungen im Laufe der Jahrhunderte ein atlantisches Heidemoor dystrophen Charakters (Übergangsmoor) entstanden. Dieses zeichnet sich dadurch aus, daß es ausgesprochen arm an Nährstoffen, aber reich an Huminsäuren und demzufolge sehr sauer ist (Hild, 1976).

Im anmoorigen Randsaum der Moorfläche wurde eine Glockenheide-Gesellschaft (*Ericetum tetralicis*, EB 1) aufgenom-

men. In diesem Bereich, durch den ein schmaler Fußweg führt, sind auch Bestände der Rasenbinse (*Trichophorum cespitosum* ssp. *germanicum*) sowie von Schnabelbinsen (*Rhynchospora alba* und *R. fusca*) zu finden. Letztere haben sich in einer oberhalb des Weges gelegenen feuchten Senke großflächig ausbreiten können.

Auf der eigentlichen Moorfläche bilden das *Ericetum tetralicis*, das *Narthecietum ossifragii* und das *Sphagnetum papillosum* (Torfmoos-Gesellschaft), durchsetzt von Gagelstrauch und Schilfrohr, ein komplexes Mosaik mit den verschiedenartigsten Gesellschaftsausbildungen. Es wurden hier auf sehr basenarmem Niedermoor bzw. sehr basenarmem Moorgley eine Moortilien-Gesellschaft sowie Gagel-Gebüsche aufgenommen. Auffallend ist, daß das Schilfrohr, im Unterschied zum Gagelstrauch, nicht bis zum Rand der Moorfläche vordringt, so daß sich dort eine schilffreie Zone abgrenzen läßt (EB 3).

Im Kernbereich des Bruches finden sich somit Fragmente einiger für den Niederrhein ausgesprochen seltener Pflanzengesellschaften, die u. a. von Coenen (1981), Hild (1976) und Rehmet et al. (1984) eingehend beschrieben worden sind.

Von dem Heidemoorbereich deutlich zu unterscheiden ist der nördlich anschließende nährstoffreichere Niedermoorkomplex, der sich im Bereich der Altarme der Schwalm infolge der verschiedenartigen Meliorationsmaßnahmen entwickeln konnte (Hubatsch, 1984). Hier wurden ein Erlenbruchwald (EB 10) sowie zwei Birkenbruchwälder mit *Myrica gale* (EB 7, 11) untersucht.

## 6 Wasser-Analytik

### 6.1 Entnahmestellen

Im Anschluß an die Festlegung der Aufnahmeflächen wurden im Sommer 1988 von Rheinbraun Grundwassermeßstellen im Bereich der pflanzensoziologischen Aufnahmeflächen zur Wasserentnahme und zur Messung des Wasserspiegels eingebracht.

Es kamen zwei verschiedene Pegeltypen zur Anwendung:

1. *Flachpegel*: Die Pegel besitzen eine Gesamtlänge zwischen 2,1 und 4,5 m und bestehen aus einem verzinkten Rohr, das im unteren Teil perforiert ist. Die Filterstrecke besitzt eine Länge von 1,10 m. Der Durchmesser der Rohre beträgt 40 mm. Das Pegelrohr steht ca. 50 cm über der Geländeoberkante und ist mit einer verschließbaren Seba-Kappe versehen.

Ziel bei der Einbringung dieses Pegeltypes war es, den Filterbereich des Pegels unter der obersten stauenden Bodenschicht einzubringen, um eine Probenahme aus dem darunter liegenden Grundwasserstockwerk zu ermöglichen.

2. *Bodenpegel*: Die aus PVC bestehenden Pegel besitzen eine Gesamtlänge bis zu 140 cm und einen Durchmesser von 100 mm. Sie reichen zwischen 0,30 und 1,40 m tief in den Boden hinein und sind auf ihrer ganzen Länge perforiert.

Durch diesen Pegeltyp war es möglich, gerade das oberflächen-nahe Grundwasser im direkten Kontaktbereich der Pflanzenwurzeln (Rhizosphärenbereich) zu erfassen, welches für die Vegetation von entscheidender Relevanz ist.

Bei der Verteilung der unterschiedlichen Pegeltypen im Gelände wurde darauf geachtet, daß neben den unterschiedlichen Vegetationseinheiten reliefbedingte Unterschiede der Standorte erfaßt wurden.

Zusätzlich wurden Grundwassermeßstellen in den die jeweiligen Gebiete durchquerenden Vorfluter, zuführenden Gräben oder Quellen eingerichtet, an denen der Wasserspiegel des Gewässers unter der Bachsohle gemessen werden konnte. An diesen Stellen wurde das Oberflächenwasser untersucht.

Die Bezeichnung der Meßstellen und damit auch der Grundwasser-Analysen orientiert sich an der Bezeichnung der pflanzensoziologischen Aufnahmeflächen.

Zusätzlich wird in den meisten Fällen zur Charakterisierung der unterschiedlichen Pegeltypen ein „B“ für Bodenpegel oder ein „F“ für Flachpegel angefügt.

Drei Meßstellen, die über einen längeren Zeitraum kein Wasser abgaben, wurden neu angelegt, konnten jedoch nicht unmittelbar zugeordnet werden, da sie nicht mehr im Bereich der eigentlichen Aufnahmefläche lagen (SB 3, 5, 8). In manchen Fällen konnte ein Pegel zwei Flächen zugeordnet werden, wenn diese in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander lagen und demselben Bodentyp angehörten.

## 6.2 Probennahme

Die Entnahme der Proben wurde in der Zeit von Mitte Januar 1989 bis Ende Februar 1990 von einem Rheinbraun-Arbeits- team in regelmäßigen Abständen vorgenommen. Dabei erfolgte eine Probennahme aus den Flachpegeln einmal im Monat, aus den Bodenpegeln alle 14 Tage. Die angewendeten Methoden entsprachen den DIN-Normen.

## 6.3 Bearbeitung der Rohdaten

Die Rohdaten der Wasser-Analysen wurden uns vom Auftrag- geber auf Datenträgern übermittelt. Insgesamt gingen 537 An- alysen aus den Bodenpegeln, 286 Analysen aus den Flachpe- geln und 202 Analysen aus Oberflächenwässern in die Auswer- tung ein.

Die sehr unterschiedliche Analysenanzahl pro Meßstelle erklärt sich aus dem Austrocknen vieler der nur bis zu 50 cm in den Boden reichenden Pegel in den Sommermonaten. Dies betrifft insbesondere die Untersuchungsgebiete Rothbusch und Schaagbach, aber auch einzelne Pegel in den anderen Gebieten.

Durch die Einzementierung der oberflächennahen Bodenpegel ergaben sich bei den ersten Messungen nach Einbringung der Pegel besonders bei den pH-abhängigen Faktoren für ca. sechs Wochen starke Abweichungen innerhalb der Datensätze, die sich dann aber dem Normalverlauf angleichen. Die durch die Einzementierung veränderten Datensätze wurden von der Auswertung ausgenommen.

Die für die Gebiete relativ hohen Angaben zum Sauerstoff-Ge- halt und zum Redoxpotential müssen unter Vorbehalt betrach- tet werden, da bei der Probennahme offensichtlich ein At- mosphärenkontakt stattgefunden hat. Ebenso ist beim Sulfid von höheren Werten als den gemessenen auszugehen, da bei der Probennahme vermutlich Entgasungseffekte eine Rolle spielten.

Neben dem Jahresverlauf der Meßdaten wurden zur genaueren Charakterisierung des Dateninventars von Prof. Schulz (Uni-

versität Bremen) Konzentrationsbereiche für die drei Unters- suchungsgebiete Buscher Bruch, Piecksbruch und Rothbusch vorgegeben, die sich aus der Verteilung der Meßwerte ergaben.

Folgende Konzentrationsbereiche bildeten die Grundlage zur Darstellung der Meßwerte:

- A = häufigste Konzentration
- B = vorkommende geringere Konzentration
- C = vorkommende höhere Konzentration
- D = vereinzelt vorkommende geringste Konzentration
- E = vereinzelt vorkommende höchste Konzentration

Ein Vergleich der aus der graphisch dargestellten Meßwerte- verteilung ermittelten Konzentrationsbereiche mit der über den Computer ermittelten Festlegung des Median-Wertes bzw. der Minimal/Maximalwerte ergab nach Überprüfung aller Parame- ter eine gute Näherung an die von Prof. Schulz ermittelten Werte, so daß diese Methode für die Ermittlung der Konzentra- tionsbereiche übernommen werden konnte.

Die Intervalle D und E entsprechen somit den Min/Max-Wer- ten und der Bereich A dem statistisch ermittelten Median-Wert.

Um die Vergleichbarkeit der Meßpunkte untereinander zu ge- währleisten, wurden die Meßdaten von Ende Februar 1989 bis Ende Februar 1990 zur Ermittlung des Median bzw. der Min/Max-Werte einbezogen.

Die über den Computer ermittelten Daten wurden zusätzlich noch einmal aufgearbeitet, um offensichtliche Fehlmessungen zu eliminieren bzw. vereinzelt auftretende hohe oder niedrige Werte durch Angaben in den Spalten D und E kenntlich zu machen. Abb.8 erläutert den zur Darstellung der Meßergebnis- se verwendeten Graphiktyp.

Die Bestimmung des Medianwertes fand Anwendung

- bei der Ermittlung des Meßdateninventars der Unters- suchungsgebiete Schaagbach, Boschbeek und Elmpter Bruch, wobei hier zusätzlich die aus den graphisch dargestellten Jahresverläufen ermittelten Konzentrationsbereiche B und C angegeben wurden,
- bei der Ermittlung der Konzentrationsbereiche der einzel- nen Boden- und Flachpegel; hier wurden im allgemeinen aufgrund der wenigen Datenpunkte lediglich der Median (A) und die Min/Max-Werte (D, E) angegeben. Wo in Ausnahmefällen ein einzelner Wert weit über den normalen Meßbereich hinausragt, wurde dieser alleine in Spalte E verzeichnet,
- bei der Ermittlung der Konzentrationsbereiche der Vegeta- tionstypen; hier wurde wegen der sehr unterschiedlichen Datenlage in manchen Fällen ebenfalls auf eine Angabe der Spalten B und C verzichtet.

## 6.4 Ergebnisse

### 6.4.1 Die aktuelle Situation in den Untersuchungsgebieten

Aus den zur Verfügung stehenden Daten wurden die Konzen- trationsbereiche für die sechs Untersuchungsgebiete im oberflä- chennahen und im tieferen Grundwasser ermittelt und in den Tabellen 2 - 12 zusammengestellt.

Dabei ist zu berücksichtigen, daß es sich, bedingt durch die Austrocknung der Pegel in den Sommermonaten, um eine un- terschiedliche Anzahl von Datensätzen handeln kann.

Trotz dieser Einschränkung lassen sich allgemeine Tendenzen aus den zur Verfügung stehenden Daten ableiten.

Der Median des pH-Wertes im oberflächennahen Grundwasser liegt in den untersuchten Gebieten zwischen 5.8 (Boschbeek) und 6.7 (Rothbusch, Schaagbach), die höchste  $H^+$ -Ionenkonzentration findet sich im Boschbeek (pH 3.4). Die obere Grenze der Kategorie C liegt etwa bei pH 7.2. Ähnliche Verhältnisse liegen bei dem pH-abhängigen Hydrogenkarbonat vor.

Außer bei den Parametern Kalium und Eisen weisen das Untersuchungsgebiet Buscher Bruch und der Piecksbruch sowohl die höchsten Mediane als auch die höchsten Maximalwerte in den Bodenpegeln auf.

Lediglich im Schaagbach konnten vereinzelt höhere Hydrogenkarbonat-, Sulfat- und Calcium-Werte gemessen werden, der Boschbeek fällt durch seinen hohen Median bei der Messung des Gesamt-Eisen auf.

Auffallend ist, daß beim Piecksbruch als dem größten und heterogensten der sechs Untersuchungsgebiete bei den meisten Parametern nur eine geringe Spanne zu verzeichnen ist und hier lediglich Einzelwerte höher sind als in allen anderen Gebieten.

Der Elmpter Bruch besitzt von allen untersuchten Gebieten die geringsten Ionenkonzentrationen. Die sehr geringe Spanne der auftretenden Konzentrationen weist auf die Ähnlichkeit der untersuchten Standorte (Myricetum gale) und die Nähe der Meßstellen hin. In der großen Spanne der Meßwerte aller anderen Gebiete spiegelt sich demgegenüber die Vielfalt der ökologisch unterschiedlichen Flächen wider.

Der Vergleich der Boden- und Flachpegel der einzelnen Gebiete wird erschwert durch die z. T. fehlenden Sommerwerte im oberflächennahem Grundwasser, die ermittelten Werte zeigen jedoch unter Berücksichtigung dieser Einschränkung die oben beschriebenen Verhältnisse.

Im Buscher Bruch, in dem nur eine relativ geringe Zahl der Pegel im Sommer ausgetrocknet ist, finden sich mit Ausnahme von Nitrat entsprechend der oben genannten Vorgänge stets höhere Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser als im tiefer gelegenen, bei Kalium und Phosphat sind jedoch nur geringe Unterschiede zu verzeichnen.

Bemerkenswert ist darüber hinaus der hohe Gehalt an NaCl und Nitrat in den Flachpegeln des Piecksbruch.

#### 6.4.2 Charakterisierung der Vegetationstypen anhand der untersuchten Parameter

Im Folgenden wurden die Meßergebnisse der einzelnen Aufnahmeflächen zu Vegetationstypen zusammengefaßt. In Abb. 9-22 sind die Konzentrationsbereiche des oberflächennahen Grundwassers der untersuchten Vegetationstypen dargestellt.

Die Graphiken zeigen, daß sich Iris-Erlenbrücher durch eine breite Streuung ihrer Meßwerte auszeichnen und mit wenigen Ausnahmen hier die höchsten Meßwerte zu finden sind (Abb. 9-22). Eine Unterscheidung von Impatiens-Ausbildung (in der Abb. als „IEBi“ abgekürzt) und Typischer Ausbildung (IEBt) wird anhand der vorliegenden Daten nicht deutlich, die mittleren Werte liegen oft in einem ähnlichen Bereich. Die relativ weite ökologische Amplitude dieses Vegetationstyps bewirkt, daß die Konzentrationsbereiche der verschiedenen Flächen z. T. weit auseinander liegen (z. B. pH-Wert). Bemerkenswert ist hier, daß manche Parameter gebietsspezifisch um einen be-

stimmten Wert schwanken (z. B. Magnesium im Schaagbach u. a.).

Obwohl in die Ergebnisse des Typischen Iris-Erlenbruchs weit weniger Werte eingehen, besitzt dieser in vielen Parametern eine ähnlich breite Streuung wie die Ausbildung von Impatiens. In der Aufnahmefläche des Boschbeek sind neben einem sehr engen Streuungsbereich z. T. ähnlich niedrige Ionenkonzentrationen anzutreffen wie im tieferen Grundwasser desselben Vegetationstypes im Elmpter Bruch (EB 10F, z. B. Magnesium). Bezüglich der Parameter Magnesium, Nitrat, Natrium und Chlorid erreicht diese Fläche damit die untere Grenze des Gesamt-Konzentrationsbereiches. Die bei allen drei Pegeln fehlenden Sommerwerte lassen eine weitergehende Interpretation jedoch nicht zu.

Der einzige Bodenpegel im Bereich eines Weidengebüsches im Buscher Bruch (Bu4B) läßt sich gut in das oben beschriebene Bild dieses Gebietes einfügen.

Die den Übergang zum Torfmoos-Erlenbruch darstellenden Flächen PB 19 und PB 23 sind von ihrem Meßdateninventar eher dem Impatiens-Erlenbruch vergleichbar. Die im Gegensatz zum Iris-EB höheren Nitrat-, Magnesium- und NaCl-Werte weisen auf einen Einfluß des angrenzenden Flusses besonders auf die Fläche PB 23 hin. Die große Spanne des Gesamtkonzentrationsbereiches wird zumeist durch die Meßdaten des Pegels PB 19 erzeugt, der trotz geringer Datenmenge (12 Meßdaten, keine Sommerwerte, PB 23:22) eine große Streuung aufweist.

Auch die beiden Flächen des Bach-Erlen-Eschenwaldes (PB 10F) und des Quell-Erlen-Eschenwaldes (PB 24) decken sich zumeist mit den Konzentrationsbereichen der Iris-Erlenbrücher (Abb. 9-22). Höhere Meßwerte wurden für die Parameter Calcium und Hydrogenkarbonat im Quell-Erlen-Eschenwald und für Nitrat im Bach-Erlen-Eschenwald gefunden. Die bessere Durchlüftung seiner oberen Bodenschichten kennzeichnend, sind im Bach-Erlen-Eschenwald die geringsten Sulfid- und Ammonium-Konzentrationen zu verzeichnen.

Auch der Torfmoos-Erlenbruch (ETM) läßt sich, trotz seiner deutlich anderen Pflanzenzusammensetzung, nicht eindeutig von den Impatiens-Erlenbrüchern abgrenzen (Abb. 9-22). Die Betrachtung der Einzelpegel zeigt wie beim Typischen Erlenbruch für den Pegel im Boschbeek (Bo 8B) deutlich niedrigere Meßwerte, die jedoch durch das Fehlen der Sommerwerte (9 gültige Meßdaten) in Wirklichkeit etwas höher anzunehmen sind. Der Meßbereich dieser Fläche deckt sich für die meisten Parameter ähnlich wie beim Iris-Erlenbruch mit dem tieferen Grundwasser (ca. 1 m Tiefe) der entsprechenden Fläche im Elmpter Bruch (EB 11F), aber auch mit einer entfernter liegenden Fläche desselben Gebietes (Bo 3F).

Obwohl die Birkenbrücher der Untersuchungsgebiete bei vielen Parametern große Überschneidungen mit anderen Bruchwaldtypen aufweisen, sind sie doch durch die erfaßten Meßdaten z. T. gut charakterisierbar (zu berücksichtigen ist aber auch hier die unterschiedliche Zahl der eingehenden Daten (RB 9B: 13; Bo 5B: 19; Bo 6B: 9 Meßwerte)).

So wurden in den Birkenbrüchern (BiBr) die niedrigsten pH-Werte (pH 3.5) erreicht (Abb. 9); dementsprechend niedrig ist auch die Konzentration des Hydrogenkarbonatwertes (Median 20 mg/l; Abb. 12). Deutlich niedriger sind auch die NaCl-Konzentrationen (Abb. 21, 22), Nitrat und Magnesium (Abb. 11, 16). Die Meßwerte der Ausbildung von Myrica gale (Bo 5) unterscheiden sich von der Adlerfarn-Ausbildung durch deut-

lich niedrigere Calcium-, Magnesium-, Sulfat- und NaCl-Werte. Zur Vervollständigung wurden die Konzentrationsbereiche der übrigen Birkenbrücher, in denen nur tieferes Grundwasser entnommen wurde, ebenfalls angegeben (Bo1F, Bo7F, EB7F). Diese zeigen jedoch keine deutlichen Unterschiede zum oberflächennahen Grundwasser.

Das Myricetum gale (EGag) des Elmpeter Bruches zeigt durch seine chemischen Standortfaktoren die ökologische Ähnlichkeit zu den Birkenbrüchern an und weist wie diese ähnlich niedrige Calcium (um 7mg/l) und Hydrogenkarbonatwerte (um 20 mg/l) auf. Mit dem benachbarten Ericetum tetralicis (Eric) hat es die sehr niedrigen Calcium-Werte (um 5 mg/l) und niedrige Phosphat-Werte (um 0.1 mg/l) gemeinsam.

Die den Bereich der Gagel-Gesellschaften des Piecksbruches repräsentierenden Flächen PB 4 und PB 14 zeigen demgegenüber zwar z. T. deutlich höhere Ionenkonzentrationen (Abb. 9-22), die jedoch im Gesamtrahmen des Gebietes Piecksbruch als relativ niedrig zu bewerten sind. Auf die möglichen Gründe für die „mosaikartige“ Vegetationsverteilung im Piecksbruch wird weiter unten eingegangen werden. Die Einzelpegel des Myricetums zeigen aufgrund der Nähe der Standorte nur geringe Unterschiede in der Wasserqualität.

Die pflanzensoziologische Heterogenität der Eichen-Hainbuchenwälder (EiHa) als Grenzstandort zwischen den grundwasserabhängigen Bruchwäldern und den höher gelegenen Buchen- oder Eichenwäldern zeigt sich auch in der Zusammensetzung des Grundwassers. Hier findet sich generell eine sehr große Streuung der Meßbereiche (Abb. 9-22), so daß eine Zusammenfassung zu einem gemeinsamen Meßbereich fragwürdig erscheint.

Ein geschlosseneres Bild ergibt sich bei den untersuchten Eichen-Buchenwäldern (EiBu). Sie unterscheiden sich trotz des tiefer liegenden Grundwassers außer durch hohe Phosphat-Werte nicht wesentlich von den Bodenpegeln der anderen Vegetationstypen. Eine gebietsspezifische Unterscheidung zwischen den Pegeln des Rothbusch und des Buscher Bruch ist auch hier z. T. recht deutlich.

Die vorangegangenen Ausführungen zeigen je nach Vegetationstyp z. T. eine sehr große Spannweite der gemessenen Konzentrationen. Besonders die Iris-Erlenbrücher weisen aufgrund der weiten Amplitude ihrer Meßwerte eine große ökologische Variabilität auf. Durch die große Anzahl vorliegender Meßdaten wird insbesondere bei diesem Vegetationstyp deutlich, daß die Konzentrationsbereiche mancher Parameter oft eher gebietstypisch als vegetationsstypisch sind. Dies ist z. B. an der Fläche des Iris-Erlenbruches des Boschbeek erkennbar, der dem niedrigen Konzentrationsbereich des gesamten Gebietes entsprechend hier noch zu wachsen vermag.

Insgesamt zeigt dieser Vegetationstyp eine sehr große ökologische Varianz, die von eutrophen bis zu mesotrophen Verhältnissen reicht.

Anders ist es bei Gesellschaften wie der Glockenheide oder dem Myricetum gale des Elmpeter Bruches. Sie besitzen eine sehr enge ökologische Amplitude, konnten sich gerade durch die niedrige Ionenausstattung des Gebietes hier ansiedeln und sind in ihrer ökologischen Amplitude auf solche Gebiete streng begrenzt.

Eine eindeutige Abgrenzung der verschiedenen Vegetationstypen ist anhand der gemessenen Daten oft nicht möglich; als wichtige differenzierende Faktoren erwiesen sich jedoch der

pH-Wert, Calcium und Hydrogenkarbonat, die in den Birkenbrüchern, dem Myricetum gale und dem Ericetum tetralicis ihre niedrigsten Konzentrationen erreichen.

## 7 Die Bedeutung der Zusammensetzung des Grundwassers für die verschiedenen Pflanzengesellschaften

Aus dem bisher Beschriebenen ergibt sich die unterschiedliche Bedeutung des Grundwassers für die untersuchten Pflanzengesellschaften.

Die hydrochemischen Eigenschaften des Grundwassers können nur dann zur Wirkung gelangen, wenn es direkt in den Bereich der Rhizosphäre gelangt (Neuhäusl: 1975). Pflanzengesellschaften mit einem ganzjährig hohen Grundwasserstand wie die Torfmoos-Erlenbrücher, Birkenbrücher und Gagelgebüsche sind dieser Grundwasserqualität direkt ausgesetzt und daher von ihr abhängig.

Insbesondere anhand der Erlenbruchwälder wird deutlich, daß das Grundwasser bei seinem kapillaren Aufstieg durch die Torfschichten im Kontakt mit Sauerstoff durch vielfältige chemische und mikrobiologische Vorgänge eine qualitative Veränderung erfährt, unabhängig von den hydrochemischen Veränderungen beim Aufstieg durch die Bodenschichten.

Weitgehend offen ist auch die Bedeutung einer bestimmten Nährstoffzusammensetzung der Bodenlösung für die Pflanzen. Malmer (1958) konnte keine Korrelation zwischen dem Gehalt bestimmter Elemente in den Pflanzen und dem Gehalt in der Bodenlösung nachweisen. Auch nach Collander (1941) sind keine allgemein gültigen Gesetzmäßigkeiten bei der Aufnahme von Nährstoffen erkennbar, sondern sind abhängig von dem Toleranzbereich der einzelnen Arten. So nehmen beispielsweise Gramineen im Gegensatz zu anderen untersuchten Pflanzenfamilien in Bezug auf eine konstante Kalium-Aufnahme sehr wenig Calcium auf (Horak & Kinzel, 1971) bzw. benötigen generell weniger Nährstoffe als krautige Pflanzen (Kinzel, 1982).

Bestimmte feste Werte für das optimale Gedeihen einer Pflanze anzugeben, ist nicht möglich, relativiert sich diese physiologische Amplitude doch im Falle der Konkurrenz mit anderen Pflanzen. So ist beispielsweise die pH-Amplitude einer Pflanzengesellschaft i. d. R. enger als die der charakterisierenden Arten (Ellenberg, 1958). Vor diesem Hintergrund sind z. B. die von Pietsch (1986) angegebenen Grenzwerte zur Anzucht von Erlen sicherlich auf die verschiedenen Glieder eines intakten Ökosystems nicht gleichermaßen anwendbar.

Da die Pflanze nur ein begrenztes Wahlvermögen besitzt, das zudem eher von den Eigenschaften der Ionen abhängig ist, ist einzig die Konzentration in der Bodenlösung entscheidend für die Höhe der Nährstoffaufnahme. Unphysiologisch hohe Salzkonzentrationen wirken dabei jedoch einerseits osmotisch, wodurch die Nährstoffe der Pflanze schwerer zugänglich werden. Andererseits führt eine Zunahme eines Ions in der Bodenlösung zu einer verstärkten Aufnahme dieses Ions auf Kosten eines anderen, wodurch toxische Konzentrationen in der Pflanze erreicht werden können. Für ein intaktes Pflanzenwachstum ist daher ein ausgewogenes Nährstoffverhältnis notwendig.



## 8 Die Lebensgemeinschaft Pflanze–Pilz (Mykorrhiza)

Pflanzengesellschaften bilden sich letztlich aufgrund der Fähigkeit der beteiligten Arten, die gegebenen Standortbedingungen besser für sich zu nutzen als Konkurrenten. Landpflanzen erhöhen ihre Chancen dabei wesentlich, indem sie an den Wurzeln symbiontisch mit bestimmten Bodenpilzen zusammenleben. Diese spezifisch angepaßten Mikroben unterstützen nämlich die Leistung des Wurzelsystems und können sogar dessen Aufgaben weitgehend übernehmen. Von Pilzen bei der Mineralienaufnahme geförderte Pflanzen werden daher als *mykotroph* bezeichnet. Das von Pilz und Pflanze hierzu gebildete Organ heißt *Mykorrhiza* („Pilz-Wurzel“) und ist nach speziell an die Bedürfnisse des Wirtes angepaßten Bauplänen konstruiert, von denen hier vor allem drei Funktionsformen von Bedeutung sind:

1. Die *Ektomykorrhiza* kommt bei den meisten Baumarten vor.
2. Die *ericoid*e *Endomykorrhiza* findet sich an Heidegewächsen (z. B. *Erica*).
3. Die *vesikulär-arbuskuläre endomykorrhiza* an krautigen Pflanzenarten.

### 8.1 Zielsetzung

In der Prognose zur ökologischen Verträglichkeit von Infiltrationsmaßnahmen ist die Frage der Mykorrhizie daher unbedingt zu berücksichtigen: Anders als bei der pflanzensoziologischen Beweisführung können mögliche Wirkungsketten vom Grundwasser über die Wurzel zum Sproß direkt abgeleitet werden. Eine Störung der chemischen Balance des Grundwassers wird unweigerlich dann zu Umbildungen in den Biozöosen führen, wenn sie die Plastizität der Symbiose überfordert und es zu Änderungen der Wirksamkeit oder Notwendigkeit einer Mykorrhizie kommt.

### 8.2 Methode

Untersuchungen mit ähnlicher Zielsetzung stehen international nicht als Orientierungshilfe zur Verfügung. Auf diesem fachlichen Neuland wurde daher ein doppelter Weg beschritten: Zunächst wurde in einer umfassenden *Inventarisierung* ein qualitativer Überblick zum Vorkommen der Mykorrhizie an Pflanzenarten der Repräsentativgebiete erstellt. Auf dieser Grundlage wurde im folgenden Jahr an ausgewählten Pflanzenarten die Symbiose quantitativ untersucht. In deren Ausbildung traten innerhalb dieser zwei Jahre erhebliche, klimatisch bedingte Schwankungen auf. So mußte ein für längere Zeiträume gültiges Maß der Mykorrhizie gefunden werden. Dieses gelang, indem die pflanzensoziologischen Ergebnisse mittels *Literaturangaben* zur Mykorrhizie neu ausgewertet wurden. Hierzu wurde der Anteil potentieller Wirte eines Mykorrhizientyps an der Gesamtvegetation ermittelt. Als Ergebnis konnten die Vegetationstypen hinsichtlich der Mykorrhizie definiert werden. Als Ergänzung dieser praktisch und theoretisch ermittelten Ergebnisse zur Bedeutung und Spezifität der Mykorrhizie dienten Gewächshaus- und Laborversuche. Diese trugen zur Klärung der Rolle von Substratfaktoren wie Stickstoff, Phosphat, pH-Wert, Luft- und Wassertemperatur sowie Sauerstoff- und Schwefelwasserstoffgehalt an charakteristischen Pilz- und Wirtspflanzen bei. Auf der Basis aktueller und prognostizierter Werte zur Zusammensetzung des Grundwassers konnten für kritisch befundene Faktoren nun gezielt hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Mykorrhizie der Feuchtgebiete diskutiert werden.

### 8.3 Ergebnisse

Die folgenden Aussagen gelten für die Situation in Feuchtgebieten. Hierauf nicht übertragbar sind an anderen Biotoptypen gewonnene Erkenntnisse, auch wenn sie die gleichen Pflanzenarten betreffen. Die Untersuchungen zeigten, daß für die Moorbirke eine Ektomykorrhizie in Vegetationstypen mit Torfmoosen lebenswichtig, d. h. *obligat* ist (Abb. 23). Die Schwarzerle ist die häufigste Baumart der Feuchtgebiete und als *fakultativ* mykotroph anzusehen, denn sie ist auf die Ektomykorrhizie nicht angewiesen. Gleiches gilt für die VA-Endomykorrhizie der Esche. Diese Mykorrhizieform ist in ihrem Vorkommen annuellen und saisonalen Klimaschwankungen unterworfen und für die Pflanzengesellschaften solange von untergeordneter Bedeutung, wie sich die quantitativen Grundwasserverhältnisse nicht wesentlich ändern. Wirte mit ericoider Mykorrhizie sind nur in den Feuchtgebieten außerhalb der von Infiltrationen betroffenen Gebiete typisch und dort ohne den hinsichtlich einer Eutrophierung äußerst empfindlichen Pilzpartner nicht existenzfähig. Es bestehen signifikante Beziehungen zwischen der Art und dem Grad der Mykorrhizie und den als ökologische Zeigerwerte ausgedrückten Bodeneigenschaften Nässe, pH-Wert und Nährelementangebot (Abb. 24). Diese ließen sich bezüglich der Mykorrhizie auf wenige, wesentliche Parameter der Grundwasseranalyse konkretisieren:

der *Grundwasserstand* und seine Schwankungen  
die *Temperatur* und ihre Schwankungen  
der Gehalt an für Pilze essentiellen *Sauerstoff* (Nässe)  
der Gehalt an für Pilze toxischem *Schwefelwasserstoff* (Nässe)  
die Konzentration an *Calcium* (pH-Wert)  
die Konzentration an *Carbonat* (pH-Wert)  
die Verfügbarkeit von *Stickstoff* (Nährelementgehalt)

Die Wirkung dieser Parameter ist oftmals von *biotischen Interaktionen* überlagert. Besonders die Mykorrhizie greift hier durch spezifische Anpassungen in die Wirkungskette vom Substratfaktor zum Vegetationstyp ein.

Es werden nachfolgend Pflanzengesellschaften angesprochen, die unmittelbar von einer Infiltration betroffen sein werden und zu deren Wirkung die Untersuchung der Mykorrhizie definitive Aussagen erlaubt.

Im Iris-Erlenbruch sind nicht-mykotrophe Arten begünstigt: Das Vorkommen von Schwefelwasserstoff schränkt die Wirksamkeit einer Mykorrhizie ein, die gute Versorgung mit Nährelementen macht sie bei an Überflutung angepaßten Pflanzenarten überflüssig. Diese Situation wird durch die Infiltration von Grundwasser nicht verändert werden. Anders ist es im Torfmoos-Erlenbruch. Dort herrschen zwar im Grundwasser ähnliche Bedingungen, doch konnte eine Torfmoossschicht mit niedrigem pH-Wert, begrenzter Nährelementversorgung und guter Durchlüftung entstehen. Hier haben die Mykorrhizen der Moorbirken günstige Bedingungen für ihre Funktion. Diese besteht im wesentlichen darin, den Wirt mit benötigten Nährelementen zu versorgen und ihn vor der Aufnahme und Wirkung schädlicher Mengen an Ionen (insbesondere Calcium und Carbonat) zu schützen. Der ganzjährig hohe Grundwasserstand, die Konzentrationen an Calcium und Carbonat sowie die im Bruchwald typischen Temperaturen selektionierten ein spezifisch angepaßtes Artenspektrum an Torfmoosarten und eben Mykorrhizapilzen, wie vor Ort und experimentell nachgewiesen werden konnte.

## 9 Feuchteabhängige Bodentiere (Enchytraeiden und Regenwürmer)

### 9.1 Arteninventar und Dominanzstruktur

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet 31 Enchytraen- und 9 Regenwurmartarten gefunden. *Fridericia magna* Friend, *Marionina filiformis* N. & C. und *Mesenchytraeus sanguineus* N. & C. sind Erstnachweise für Deutschland. *Marionina* cf. *cambrensis* O'Connor ist wahrscheinlich eine neue Art. *Achaeta dzwillioi* Graefe (in Vorb.) und *Achaeta unibulba* Graefe (in Vorb.) sind beschrieben, aber noch nicht gültig veröffentlicht. Da von beiden Arten bereits viele Fundorte bekannt sind, können sie auch ökologisch eingeordnet werden. Einige juvenile Exemplare der Gattung *Fridericia* waren nicht bis zur Art bestimmbar und wurden als *Fridericia* sp. zusammengefaßt. Die Benennung der Regenwürmer erfolgt in Anlehnung an *Sims & Gerard* (1985).

Mit 14 Enchytraen- und 8 Regenwurmartarten ist Rothbusch 7 die artenreichste Fläche im Gebiet. Die geringste Artenvielfalt haben Boschbeek 5 und Elmpeter Bruch 7, wo nur *Cognettia sphagnetorum* auftritt. Diese am weitesten verbreitete Art ist nur auf 3 Flächen nicht gefunden worden.

Abb. 25 zeigt die Vertikalverteilung der Enchytraen auf den 16 untersuchten Flächen. Betrachtet man nur die obersten 2,5 cm, sind die Unterschiede relativ gering. Die Aktivität der Tiere konzentriert sich hier. Nach unten hin wird sie durch reduzierende Bedingungen im wassergesättigten Substrat mehr oder weniger schnell begrenzt.

Eine abweichende Vertikalverteilung findet sich nur auf den Flächen Rothbusch 1 und Piecksbruch 10. Weil der Grundwassereinfluß hier nicht bis in den Oberboden reicht, sind auch tiefere Schichten besiedelbar. Die Zahl der Tiere kann sogar nach unten zunehmen, wenn die Streuschicht austrocknet.

Mit 64 000 Individuen/m<sup>2</sup> ist die Siedlungsdichte der Enchytraen bei Rothbusch 1 am höchsten. Die Gesamtabundanz liegt bei allen anderen Flächen unter 20 000 Ind./m<sup>2</sup>. Am geringsten ist der Wert bei Schaagbach 6 mit 100 Tieren/m<sup>2</sup>. Niedrige Abundanzen treten in den wassergesättigten Böden auf, die den Enchytraen nur in der dünnen oxidierten Schicht an der Oberfläche Lebensraum bieten. Der Wert bei Rothbusch 1 entspricht den Abundanzen, die in sauren Böden mit terrestrischen Auflagehumusformen typischerweise vorkommen.

Die Siedlungsdichte der Regenwürmer schwankt zwischen 0 bei Buscher Bruch (2) und 176 Ind./m<sup>2</sup> bei Piecksbruch 24. Eine Parallelität mit den Enchytraen zeigt sich insoweit, als auch die Regenwürmer bis zur Oberfläche wassergesättigte Böden nur in geringer Abundanz besiedeln können.

### 9.2 Zersetzergesellschaften der Beobachtungsflächen

Die durch tabellarischen Vergleich unterscheidbaren faunistischen Einheiten wurden benannt und in das System der Zersetzergesellschaften eingeordnet (Tab. 13).

Zersetzergesellschaften können wie Pflanzengesellschaften kleinräumig wechseln. Einige der Flächen sind in dieser Hinsicht nicht sehr homogen. Piecksbruch 9 umfaßt auf dem markierten Areal offenbar zwei verschiedene Einheiten. Bei Piecksbruch 24, Rothbusch 7 und Schaagbach 2 sind Übergänge und Gradienten ausgebildet.

Insgesamt zeigt sich um Untersuchungsgebiet das Bild eines mosaikartigen Nebeneinander verschiedener, vom Wassergehalt des Bodens abhängiger Gesellschaften, das sicherlich noch weiter differenzierbar wäre.

## 10 Vergleich der aktuellen Grundwasserqualität mit der nach Infiltrationsmaßnahmen geschaffenen Situation

Die durch die Infiltrationsmaßnahmen mit Sumpfungswasser und mit Rheinwasser, die über etwa 15 Jahre (2025 bis 2040) ihre maximalen Werte erreichen werden, zu erwartenden Veränderungen verschiedener chemischer Parameter des Grundwassers und ihre möglichen Auswirkungen auf die Vegetation sind für zwei unterschiedliche Fälle zu betrachten:

- Das in die Untersuchungsgebiete gelangende Wasser entspricht zu 100% dem Versickerungswasser. Dies ist eine rein theoretische Betrachtungsweise.
- Es gelangt Mischwasser aus Versickerung und Grundwasserneubildung zu den Feuchtgebieten, und zwar in folgendem Mischungsverhältnis:

Buscher Bruch –

79% aus Grundwasserneubildung, 21% aus Infiltration,

Piecksbruch –

76% aus Grundwasserneubildung, 24% aus Infiltration,

Rothbusch –

100% aus Grundwasserneubildung, 0% aus Infiltration.

Dies ist die realistische Annahme, die sich aus den hydrologischen Berechnungen ergibt. Dieser Fall ist daher besonders zu bewerten. Zunächst wird hier auf die Veränderung der Wasserqualität eingegangen, wobei für das Gebiet „Buscher Bruch“ nicht nur eine Prognose für die Gesamtfläche vorliegt, sondern auch für einzelne Pegel.

*Buscher Bruch*

*Fall a.:*

Im Buscher Bruch wurden die zu erwartenden Wasserqualitäten nach der Infiltration von Sumpfungsbzw. Rheinwasser sowohl für das gesamte Gebiet als auch für die einzelnen Pegel, d. h. für die Flächen 2, 3 und 5 ermittelt. Dies führte jedoch zu keinen wesentlich anderen Daten als bei der Betrachtung der Gesamtfläche.

Für beide Infiltrationswässer ergeben sich für den Fall, daß 100% des Versickerungswassers in das Gebiet gelangen, deutlich erhöhte Werte für *Hydrogenkarbonat*, ebenfalls deutlich steigt die Konzentration für *Calcium*, *Magnesium* und *Eisen*. Der *Ammonium*-Gehalt steigt zwar, ist aber im Zusammenhang mit dem Nitrat-Gehalt zu sehen. Danach ändert sich die Summe aus „Ammonium-N“ und „Nitrat-N“ nur unwesentlich, zumal dieser Parameter durch N-Deposition aus der Atmosphäre wohl mit Sicherheit überlagert werden wird. Der pH-Wert steigt geringfügig im Mittel von 6,3 auf 6,7. Natrium und Chlorid erhöhen sich nur wesentlich, wenn Rheinwasser infiltriert wird.

Die ermittelten Werte für das Sumpfungsbzw. Rheinwasser für die Parameter *Sulfid*, *Sulfat*, *Phosphat* und *Nitrat* unterscheiden sich jeweils nur geringfügig voneinander und zeigen gegenüber der aktuellen Situation ähnliche bis deutlich niedrigere mittlere Werte und deutlich niedrigere Maximalwerte. Besonders ausgeprägt ist dies bei Nitrat, dessen Konzentrationen im Mittel bis auf 1 bis 2 mg/l zurückgehen. *Kalium* weist gegenüber der heutigen Situation zwar etwas höhere, jedoch in diesem Umfang vernachlässigbare Konzentrationen auf.

*Fall b.:*

Für den Fall, daß im Untersuchungsgebiet das aus Infiltrationswasser und Grundwasserneubildung entstandene Mischwasser wirkt, wurde auf eine Berechnung für die Einzelflächen verzichtet, da die Unterschiede bei prinzipiell gleicher Vorgehensweise in Relation zur Ausgangssituation immer ähnlich sein werden. Durch die starke Verdünnung der Infiltrationswässer liegen die prognostizierten Werte im Rahmen des Streubereiches der heutigen Situation. Nennenswerte Unterschiede ergeben sich lediglich noch für das *Hydrogenkarbonat*, welches im Sumpfungswasser eine doppelt so hohe Konzentration aufweist wie die aktuellen Wässer (Abb. 26). Der im Rheinwasser noch etwas erhöhte Na- und Cl-Wert erscheint im Rahmen der Meß- und Berechnungsgenauigkeit vernachlässigbar. In allen anderen Parametern verhalten sich Sumpfungswasser und Rheinwasser annähernd gleich. Insgesamt bewegen sich die Konzentrationsbereiche der Mischwässer innerhalb der Meßbereiche der heutigen Situation.

Es kann also zusammenfassend festgestellt werden, daß sich die durch die Infiltrationsmaßnahmen zu erwartenden Veränderungen der Grundwasserqualität für den Fall „b“ weitgehend im Rahmen der im aktuellen Grundwasser gemessenen Bereiche bewegen.

*Piecksbruch*

*Fall a.:*

Der Piecksbruch wurde wegen seiner unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten des Grundwassers in zwei Bereiche aufgeteilt. Als Grundlage der hydrochemischen Berechnungen dienten zum einen die Pegel 7 und 8 auf der Nordseite bzw. 19 und 23 auf der Südseite des Gebietes. Die Prognosewerte dieser beiden Bereiche sind jedoch weitgehend gleich, so daß sie zusammengefaßt behandelt werden können.

Da den Prognosen für die beiden untersuchten Pegelbereiche (7/8 und 19/23) z. T. unterschiedliche Ist-Zustände zugrunde liegen, wird bei der Interpretation der niedrigste Mittlere Wert als Beurteilungsgrundlage angenommen, um über möglichst viele Vegetationsflächen eine Aussage treffen zu können.

Eine erheblich höhere Konzentration von *Hydrogenkarbonat* ist bei Einleitung von Sumpfungswasser zu erwarten, auch das Rheinwasser zeigt für diesen Parameter erhöhte Konzentrationen. Entsprechend verschiebt sich der *pH-Wert* im ungünstigsten Falle von 5,8 auf pH 6,8 mit Maximalwerten bis in den alkalischen Bereich. Auch beim *Calcium* wurden (um bis zu 1,5 mal) höhere Mittlere Werte im Sumpfungswasser und im Rheinwasser ermittelt als im Ist-Zustand aufgetreten sind. Hier ergeben sich kaum Überschneidungen mit der aktuellen Situation.

*Magnesium* weist ebenfalls einen doppelt so hohen Mittleren Wert und deutlich höhere Maximalwerte im Sumpfungswasser und im Rheinwasser als die aktuellen Meßwerte der Pegel auf. Ausnahmen stellen hier die Pegel 19 und 23 dar, deren Ausgangswerte die höchsten gemessenen dieses Gebietes sind.

Auch die *Ammonium*-Werte von Sumpfungswasser und Rheinwasser unterscheiden sich durch die höheren Maximalwerte und einen etwas höheren Mittleren Wert des Sumpfungswassers und des Rheinwassers.

*Kalium* und *Eisen* zeigen in den mittleren Konzentrationsbereichen in beiden Infiltrationswässern deutlich höhere Werte gegenüber der Ausgangssituation.

*Natrium* und *Chlorid* zeigen wie im Buscher Bruch einen doppelt so hohen mittleren Wert und bis zu 4fach höhere Maximalwerte für den Fall der Infiltration mit Rheinwasser.

Auch in Bezug auf die in der Ausgangssituation niedrigeren oder gleichen *Nitrat*-, *Sulfat*-, und *Phosphat*-Werte in Sumpfungswasser und Rheinwasser, für die sehr ähnliche Konzentrationsbereiche ermittelt wurden, verhalten sich die beiden Gebiete gleich.

*Fall b.:*

Für den Fall der Mischung des Infiltrationswassers mit dem natürlichen Grundwasser zeigen sich durch die starke Verdünnung nur geringe Unterschiede sowohl zwischen den beiden Infiltrationswässern als auch gegenüber der Ausgangssituation. Unterschiede ergeben sich beim *Hydrogenkarbonat* im Sumpfungswasser, das gegenüber dem Ist-Zustand noch etwa doppelt so hohe Werte aufweist. Alle anderen Werte sind in sehr geringem Umfang höher oder niedriger als die aktuelle Gesamtsituation, diese Schwankungen werden jedoch im Rahmen der sonstigen Unsicherheiten zu akzeptieren sein (Abb. 27).

*Rothbusch*

*Fall a.:*

Für den Fall, daß in das Gebiet 100% des Infiltrationswassers gelangt, gilt das bereits für die beiden anderen Gebiete Gesagte. Der Gehalt an *Hydrogenkarbonat* ist wesentlich höher. Der *pH-Wert* steigt von 6,3 auf 6,8. Für *Natrium* und *Chlorid* gilt auch hier, daß sie im Falle der Infiltration von Rheinwasser stärker ansteigen.

*Nitrat*, *Sulfat* und *Phosphat* werden nach der Infiltration in etwas verringerter Konzentration vorliegen.

*Fall b.:*

Da in den Rothbusch nach den vorliegenden Berechnungen kein Infiltrationswasser in die für die Vegetation relevanten Bereiche gelangt, ist auch keine dadurch bedingte Veränderung der Vegetation zu erwarten.

*Schaagbach, Boschbeek, Elmpter Bruch*

Eine Prognose, wieviel Infiltrationswasser in welcher Qualität in diese Gebiete gelangt, liegt nicht vor, da für diese Gebiete keine hydrologischen und geochemischen Untersuchungen und Modellbetrachtungen durchgeführt worden sind. Daher wird hier hypothetisch angenommen, daß im Falle einer dort wirksam werdenden Versickerung von Sumpfungswasser und Rheinwasser ähnliche, der Prognose für die Gebiete Buscher Bruch und Piecksbruch zugrunde liegenden Mechanismen gelten.

*Fall a.:*

Für die nährstoffarmen Gebiete Elmpter Bruch und Boschbeek und mit Abstrichen auch für den Schaagbach, hat die durch eine Infiltrationsmaßnahme veränderte Nährelementensituation natürlich weitaus schwerwiegendere Folgen als für die bisher besprochenen Gebiete. Nahezu alle für den Buscher Bruch prognostizierten Werte liegen deutlich über denen des aktuellen Grundwassers der hier genannten Gebiete. Dies gilt insbesondere für *Hydrogenkarbonat*, *Calcium*, *Magnesium* und den *pH-Wert*. Lediglich die Hauptnährelemente *Nitrat* und *Phosphat* werden sich in ihrer Konzentration nur unwesentlich ändern.

Es wird noch einmal ausdrücklich darauf hingewiesen, daß für diese Gebiete keine hydrochemischen und geochemischen Prognosen vorliegen, sondern daß die Prognoseberechnungen des Buscher Bruches zu diesem theoretischen Vergleich herangezogen worden sind.

Fall b.:

Obwohl für diesen Fall alle genannten Einflüsse in stark abgeschwächter Form auftreten, sind gerade die Parameter *pH-Wert*, *Hydrogenkarbonat* und *Calcium* unter dem Gesichtspunkt der ausgesprochen niedrigen Werte im aktuellen Stadium für die Gebiete Boschbeek und Elmpter Bruch als ökologisch bedenklich einzustufen. Für das bereits jetzt nährstoffreichere Gebiet Schaagbach gilt dies nicht in diesem Umfang.

## 11 Bedeutung der veränderten Grundwassersituation für die betroffenen Ökosysteme – ökosystemare Gesamtbetrachtung

Einflüsse von außen verändern in der Regel immer das Wirkungsgefüge eines Ökosystems in seiner Gesamtheit. So bestehen auch zwischen den drei bearbeiteten Kompartimenten der betroffenen Ökosysteme

höhere Pflanzen  
Mykorrhizapilze  
Enchytraeen

funktionale Beziehungen, die sich u. a. dadurch ausdrücken, daß bei bestimmten Vegetationstypen auch entsprechende Enchytraeen-Populationen und bestimmte Mykorrhiza-Formen gefunden worden sind. Alle drei Kompartimente sind für sich an abiotische Faktoren gebunden und sie wirken gegenseitig als biotische Komponenten im System. Diese komplexen Beziehungen sind sicher nicht durch einfache Modelle zu beschreiben. Die Beantwortung der Frage, inwieweit die untersuchten Ökosysteme mit ihren vielfältigen Strukturen in der Lage sind, Störungen zu kompensieren, d. h. durch Selbstregulation im Gleichgewicht zu bleiben, kann daher nur eine Prognose sein.

Die Reaktionen auf Störungen werden sich in der Regel in einer Veränderung der Vegetation bemerkbar machen. Zunächst unbemerkt werden dagegen Beeinflussungen der Mikro- und Mesoflora und -fauna bleiben. Da aber mit Sicherheit in dem Gesamtsystem biotische Beziehungen zwischen den einzelnen Kompartimenten bestehen, werden sich Veränderungen jedes einzelnen Kompartimentes auch auf das Gesamtsystem, repräsentiert durch die Vegetation, darstellen. Werden im Folgenden Veränderungen der Vegetation prognostiziert, so ist darunter auch immer eine Veränderung des gesamten Systems zu verstehen.

Die in Kapitel 10 dargestellten, durch Infiltrationsmaßnahmen mit Sumpfungswasser bzw. Rheinwasser zu erwartenden Veränderungen der Grundwasserqualität bedeuten grundsätzlich ein verändertes Angebot an Nährelementen in den untersuchten Ökosystemen. Bei der Bewertung der Veränderungen wurde die Infiltration als Dauerzustand unterstellt. Tatsächlich jedoch wird der Einfluß langsam beginnen, dann im Zeitraum 2025 bis 2040 ein Maximum erreichen, um dann wieder abzufallen und über Jahrzehnte auf niedrigerem Niveau weiterzulaufen.

Nach *Schulz* (Kurzfassung S. 15) ist zu bedenken, daß die Einbeziehung von Konzentrations-Schwankungsbereichen bei den Infiltrationswässern in die Betrachtung eine Verbreiterung der möglichen Konzentrations-Häufigkeitsverteilungen im oberflächennahen Grundwasser bringt. Da jedoch durch die Einbeziehung der bestehenden Inhomogenitäten in den Feuchtgebieten die in den Prognosetabellen gegebenen Verteilungen schon recht breit sind, können damit verglichen die engen

Bandbreiten der Konzentrationen bei den Infiltrationswässern, auch bei der Betrachtung ökologischer Fragen, nur von untergeordneter Bedeutung sein.

Es wird prognostiziert, daß durch Infiltrationsmaßnahmen die Konzentration von Hydrogenkarbonat, Calcium, Magnesium und Ammonium ansteigt und sich der pH-Wert erhöht. Auch Eisen und Kalium zeigen Erhöhungen in der Konzentration. Für Nitrat, Phosphat und Sulfat ist eine Erniedrigung der Konzentration nach Infiltration festzustellen. Für den Fall, daß Rheinwasser versickert wird, ist auch mit einer deutlichen Erhöhung von Natrium und Chlorid zu rechnen.

Für Ammonium ist bereits gesagt worden, daß es im Zusammenhang mit dem niedrigeren Nitrat-Gehalt gesehen werden muß, die Summe aus „Nitrat-N“ und „Ammonium-N“ also etwa gleich bleibt und außerdem für Stickstoff die Deposition aus der Atmosphäre einen entscheidenden Einfluß haben wird. Für alle weiteren Betrachtungen sollen daher diese beiden Stickstoff-Verbindungen ausgeklammert werden.

Entscheidend ist der quantitative Aspekt, der sich aus der Tatsache ergibt, daß nach den vorliegenden Berechnungen nicht 100% des infiltrierten Wassers in den für die Vegetation relevanten Bereich gelangt, sondern daß dort Mischwässer zu erwarten sein werden (Kap. 15).

Betrachtet wird jedoch zunächst einmal der theoretische Extremfall, daß mit 100% Infiltrationswasser in den Untersuchungsgebieten zu rechnen ist.

Wie aufgezeigt, liegen mit den Prognosewerten im Falle der Einleitung von reinen Infiltrationswässern (unter Zugrundelegung der Prognosen für das Gesamtgebiet Buscher Bruch) für das Hydrogenkarbonat im Sumpfungswasser, dem Magnesium in Sumpfungswasser und dem Natrium und Chlorid im Rheinwasser Größenordnungen vor, die in der heutigen Situation in keinem der Untersuchungsgebiete gefunden wurden. In abgeschwächter Form gilt dies auch für Calcium, dessen prognostizierte häufigste Werte in den drei Kerngebieten zumeist im Bereich der vereinzelt vorkommenden Werte (E-Werte) liegen. Es ist nicht zu erwarten, daß die Vegetation diese veränderten Angebote an Nährelementen über die Ionenaufnahme zu eliminieren vermag. Eine Veränderung der Zusammensetzung des Grundwassers bedeutet praktisch immer, daß die Pflanze Nährionen in veränderter Konzentration aufnehmen wird, da sie im Bereich ihrer Wurzel (an der Endodermis) nur in ganz geringem Umfang ein Wahlvermögen besitzt. Dies kann im Extremfall zur Folge haben, daß die aufgenommene Menge einzelner Nährionen toxische Konzentrationen erreicht, es kann aber auch eine Störung des Ionen-Gleichgewichtes erfolgen - dies hätte für die Pflanze ebenfalls negative Folgen, da u. U. andere essentielle Ionen in ein Minimum geraten.

Dies bedeutet, daß für den hier beschriebenen Fall der Einleitung von reinen Infiltrationswässern mit erheblichen Auswirkungen auf die Biozönosen in allen Gebieten gerechnet werden müßte, was eine Verschiebung des Artenspektrums zu an nährstoffreichere Bedingungen angepaßten Varianten bedeuten würde.

Für den in Bezug auf die zu erwartenden Veränderungen wesentlich günstigeren Fall, daß in den Untersuchungsgebieten ein Mischwasser aus Infiltrationswasser und aus der Grundwasserneubildung zu erwarten ist, entschärfen sich die negativen Größen ganz wesentlich. Dies trifft auch für die bei Rheinwasser-Infiltration zu erwartenden Chloridwerte im Mischwasser zu.

Es bleibt aber festzustellen, daß bei Mischwasser, wie es für den Buscher Bruch und den Piecksbruch berechnet worden ist und das auf die Gebiete Boschbeek, Schaagbach und Elmpter Bruch übertragen wurde, um auch hierfür Aussagen machen zu können, die Konzentration an Hydrogenkarbonat doch noch höher liegt als bisher dort festgestellt worden ist. Dies gilt in gewissem Maße auch für Calcium und den pH-Wert.

An dieser Stelle ist auf die unterschiedlichen Vegetationstypen mit den für sie typischen Mykorrhizaformen bzw. Enchytraeen- und Lumbriciden-Besatz einzugehen. Hier steht auf der einen Seite der an nährstoffreichere Standorte angepaßte Iris-Erlenbruch dem Torfmoos-Erlenbruch, Birkenbruch, Gagel-Gesellschaften und Glockenheidemoor als die Gesellschaften abgestuft nährstoffärmerer Standorte gegenüber. Bei den Gesellschaften der zweiten Gruppe finden sich auch nach den ökologischen Zeigerwerten von *Ellenberg* eine ganze Reihe von Pflanzenarten, deren Vorkommen von einem sehr niedrigen pH-Wert in Kombination mit einem niedrigen Nährstoffangebot abhängen. Dabei handelt es sich meist um stark spezialisierte Pflanzenarten mit einer sehr engen ökologischen Amplitude, deren Seltenheit in der heutigen Landschaft durch ihr Vorkommen in der *Roten Liste* der gefährdeten Pflanzenarten dokumentiert wird. Sie sind in Tabelle 14 zusammengestellt. Zur ökologischen Charakterisierung dieser Arten ist die Reaktionszahl und die Stickstoffzahl nach den Zeigerwerten von *Ellenberg* angeführt. Es handelt sich dabei um (Stark)säurezeiger auf (sehr) stickstoffarmen Standorten. Das Vorkommen dieser Pflanzenarten beschränkt sich in den untersuchten Gebieten auf die folgenden Pflanzengesellschaften

Ericetum tetralicis (Glockenheide-Gesellschaft)  
Myricetum galeis und Myrica gale-Bestand  
(Gagel-Gesellschaften)  
Narthecietum ossifragii (Ährenlilien-Gesellschaft)  
Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum  
(Torfmoos-Erlenbruch)  
Betuletum pubescentis (Birkenbruch)

Insbesondere bei diesen Pflanzengesellschaften mit ihren hochspezialisierten Pflanzenarten und mikrobiellen Symbiosen ist durch eine Erhöhung des pH-Wertes und der Nährstoffsituation ein Rückgang bzw. eine Veränderung zu erwarten.

Darüber hinaus ist jedoch nach *Ellenberg* der größte Teil der typischen Bruchwald- und Heidemoorarten als Mäßigsäure- bis Starksäurezeiger einzuordnen, die einer Veränderung des pH-Wertes nicht standhalten würden.

Da aus der Literatur keine umfassend unterstützenden Daten zu entnehmen sind, müssen weitgehend die gemessenen, aktuellen Daten zur chemischen Zusammensetzung des Grundwassers als Grundlage für die Diskussion über vertretbare Grenzwerte dienen.

Diese aktuellen Werte sind sicher keine konstanten Größen, sondern sie schwanken in einem gewissen Bereich. Dieser Bereich, über einen repräsentativen Zeitraum experimentell ermittelt, gibt dann ein Bild von der für die Pflanzen, die Bodenmikroflora und -fauna des betreffenden Standortes gültigen ökologischen Amplitude, bezogen auf die gemessenen Parameter.

Als Maß für diesen ökologisch relevanten Bereich werden in erster Linie die von *Schulz* eingeführten „vorkommenden geringeren“ und „vorkommenden höheren Konzentrationen“ (= B- und C-Werte; s. Abb. 8) herangezogen.

Für die Beurteilung der Repräsentanz der ermittelten Bereiche ist, wie schon oben dargelegt, der Meßzeitraum von Bedeu-

tung, da u. a. eine ganze Reihe der chemischen Inhaltsstoffe (Ca, Mg, Na, K, Cl und z. T. auch Sulfat) in ihrer Konzentration durch die aktuelle Klimasituation mitbestimmt werden, da für sie die oberflächennahe Verdunstung ausschlaggebend für die jeweilige Konzentration ist.

In diesem Zusammenhang müssen die im Sommer 1989 gemessenen Werte gesehen werden. Dieser Sommer war ebenso wie der Sommer des Jahres 1990 besonders niederschlagsarm. In einer Zusatzuntersuchung haben die Gutachter *Mull* und *Schulz* dargelegt, wie die Aussagen zu werten sind, die aus Daten von „Trockenjahren“ erarbeitet wurden. Danach ist für den Fall eines „Normaljahres“ für die inerten Parameter (Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Chlorid, Maximalwerte von Sulfat) mit geringeren Konzentrationen zu rechnen, was sich in der Rubrik C = vorkommende höhere Konzentrationen und in der Rubrik E = vereinzelt vorkommende höchste Konzentrationen auswirken würde. Es ergibt sich also, daß für feuchtere Jahre eine Verringerung der Spannweite zwischen den Konzentrationen in den einzelnen Spalten der Tabellen zu erwarten ist. Dies gilt sowohl für die Beschreibung des Ist-Zustandes, als auch für die davon abgeleiteten Prognosen.

Für die ökologische Beurteilung ist von Bedeutung, daß sich die Relation zwischen den Werten des Ist-Zustandes und denen der Prognose nicht verschiebt. Damit gilt die aufgrund von Werten aus „Trockenjahren“ erarbeitete Beurteilung der Auswirkungen von Versickerungsmaßnahmen in guter Näherung auch für hydrologische „Normaljahre“.

Zusammenfassend ist also festzustellen, daß langfristig die Standorte betroffen sein werden, auf denen an nährstoffärmere Standortbedingungen angepaßte Pflanzengesellschaften vorkommen. Dies gilt am ausgeprägtesten für die Glockenheide- und Ährenlilien-Gesellschaft und in zunehmend abgeschwächter Form für Gagelgebüsch, Birkenbruch und Torfmoos-Erlenbruch. Auch für den Fall, daß nach den Infiltrationsmaßnahmen Mischwasser mit 75-80% Anteil aus der Grundwasserneubildung für die betreffende Vegetation wirksam wird, ist durch den erhöhten Gehalt an Karbonat und Calcium mit Auswirkungen auf diese empfindlichen Vegetationseinheiten zu rechnen. In den untersuchten Repräsentativgebieten kommen die genannten Pflanzengesellschaften hauptsächlich im Elmpter Bruch und im Boschbeek vor. In geringem Umfang sind sie aber auch im Piecksbruch (Gagel-Gesellschaft), im Rothbusch (Birkenbruch) und im Buscher Bruch (Torfmoos-Erlenbruch) anzutreffen, besitzen dort jedoch keinen ausdrücklich prägenden Einfluß.

An den Standorten mit nährstoffärmeren Bedingungen werden auch in Bezug auf die Mykorrhiza nach Infiltrationsmaßnahmen insofern Veränderungen eintreten, als der Anteil der nicht-mykotrophen Pflanzen sich voraussichtlich erhöhen wird, was bei dem quantitativ geringen Ausmaß der betroffenen Einheiten keine wesentliche Änderung des Charakters der Gesellschaften bewirken wird. Die Mykorrhizierung der Vegetation ist nach den vorliegenden Befunden um so ausgeprägter, je nährstoffärmer der Standort ist. An nährstoffreicheren Standorten können Pflanzen eher auf die Symbiose mit dem Pilz verzichten.

Da auch Lumbriciden und Enchytraeen in Bezug auf das Nährstoffangebot der betreffenden Standorte ein differenziertes Artenspektrum aufweisen, werden bei den oben beschriebenen Veränderungen Artenverschiebungen für diese Faunenvertreter zu erwarten sein. Die stoffwechselphysiologischen Leistungen der Lumbriciden und Enchytraeen werden in ihrer Gesamtheit durch Verschiebungen im Artenspektrum jedoch kaum berührt werden, womit der Einfluß auf das Gesamtsystem als unwesentlich einzuschätzen ist.

Es kann also prognostiziert werden, daß die betrachteten Gebiete unterschiedlich auf die Infiltrationsmaßnahmen reagieren werden. Auf der einen Seite die sensiblen Bereiche Elmpter Bruch und Boschbeek, auf der anderen Seite die bereits jetzt nährstoffreicheren, z. T. anthropogen überformten Gebiete Piecksbruch, Buscher Bruch, Rothbusch und Schaagbach.

Für den Fall der Versickerung von Sumpfwasser- und Rheinwasser kann beim Wirksamwerden der unter „b“ genannten Mischwässer und bei einem der heutigen Situation entsprechenden Grundwasserstand folgende Prognose erstellt werden:

*Rothbusch-* es ist keine Veränderung zu erwarten, da kein Infiltrationswasser in das Gebiet gelangen wird (Abb. 3).

*Buscher Bruch und Piecksbruch-* die diese nährstoffreichen Gebiete prägenden Vegetationseinheiten werden durch die zusätzliche Eutrophierung nicht wesentlich beeinträchtigt werden. Allerdings ist nicht auszuschließen, daß die kleinräumig vorhandenen Einheiten Gagelgebüsch, Birkenbruch und Torfmoos-Erlenbruch verändert werden, selbst wenn ihre Situation hauptsächlich durch die mangelnde Nährstoffnachlieferung und weniger durch die Qualität des Grundwassers beeinflusst ist (Abb. 2 u. 4).

Die nicht für Infiltrationsmaßnahmen vorgesehenen Gebiete würden für den Fall, daß unter ähnlichen Bedingungen wie für die drei oben genannten Gebiete versickert werden wird, wie folgt reagieren:

*Elmpter Bruch und Boschbeek-* diese beiden Gebiete würden durch das Einwirken von Infiltrationswasser irreversibel geschädigt werden, da die diese Gebiete prägende Vegetation auf nährstoffarme Bedingungen angewiesen ist (Abb. 5 u. 7).

*Schaagbach-* hier würde keine wesentliche Veränderung in den untersuchten Teilgebieten zu erwarten sein, in denen nährstoffreichere Erlenbruchwälder auftreten (Abb. 6).

Diese rein theoretische Betrachtungsweise ist nach Ergebnissen hydrologischer Untersuchungen allerdings auszuschließen.

Eine seit Juli 1991 vorliegende Vegetationskartierung des gesamten Flußgebietes der Schwalm (Lamprecht, 1991) macht es jetzt möglich, von den Ergebnissen der hier vorliegenden Untersuchungen an sechs Teilgebieten auf die Auswirkungen von Infiltrationsmaßnahmen auf das Gesamtgebiet zu schließen. Dazu werden von Mull vier Kategorien nach dem Anteil von Versickerungswasser am Gesamtzufluß zu Feuchtgebieten und Vorflutersystem unterschieden:

Bereich	Anteil von Versickerungswasser
0	kein Anteil
1	fast kein Anteil
2	geringer Anteil
3	deutlicher Anteil

Hiernach sind zunächst die Bereiche „2“ und „3“ zu betrachten. Diese liegen (Abb. 28) am Mühlenbach („3“), im oberen Teil des Knippertzbach („2“) und im oberen Bereich und einem Teilgebiet im Mittellauf der Schwalm („2“). Nach eigenen Untersuchungen und den flächendeckenden Kartierungen von LAMPRECHT finden sich in diesen Bereichen mosaikartig auftretende kleinräumige Einheiten der als sensibel eingestuft Birkenbruch- und Torfmoos-Erlenbruch-Gesellschaften. Allgemein kann jedoch festgestellt werden, daß es sich bei den oben genannten Gebieten um bereits relativ eutrophierte Gebiete handelt. Denkbar ist daher, daß wie schon beschrieben, das

Auftreten der Vegetationseinheiten, die nährstoffärmere Standorte bevorzugen, in diesen schon jetzt nährstoffreichen und anthropogen überformten Gebieten vermutlich durch den dort hohen Grundwasserstand und die dadurch begründete schlechte Nährstoffnachlieferung im anaeroben Milieu erklärbar ist.

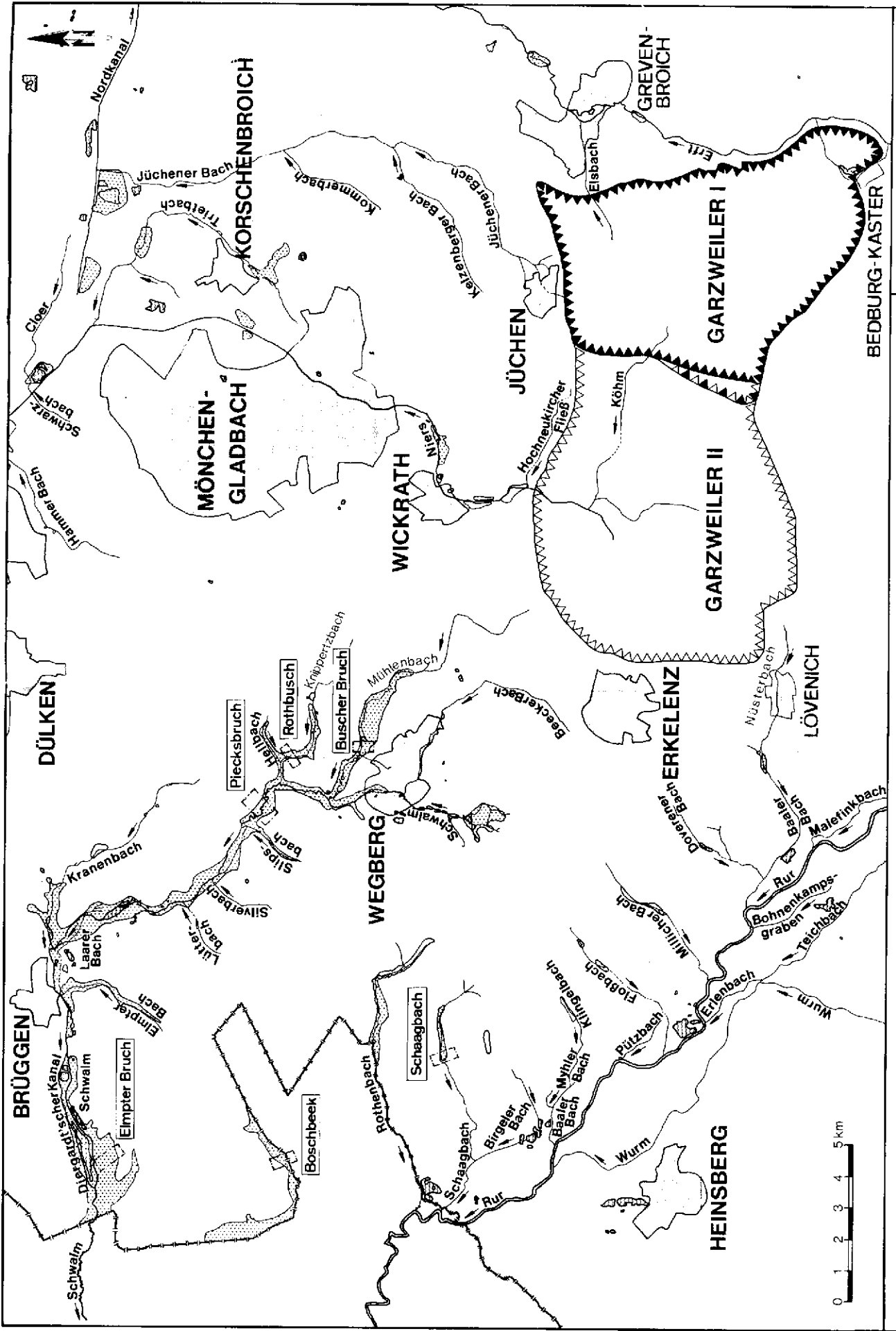
Da Eingriffe in Ökosysteme in der Regel multifaktoriell bedingte Auswirkungen zeigen, muß auch festgestellt werden, daß prinzipiell unter dem Einfluß einer Eutrophierung konkurrenzschwache spezifische Arten des Torfmoos-Erlenbruches und des Birkenbruches zurückgehen können, wie z. B. die Moose *Sphagnum fallax* und *Sphagnum fimbriatum*. Diese Verluste werden durch Neuzugänge aus den nährstoffreichen Erlenbruchwäldern ersetzt werden, was z. T. auch schon geschehen ist, z. B. durch den Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), den Acker-Schachtelhalm (*Equisetum arvense*) und die Moose *Brachythecium rutabulum*, *Eurhynchium praelongum* und *Calliergonella cuspidata*. Das bedeutet, daß sich in einigen begrenzten Teilgebieten derjenigen Feuchtgebiete, zu denen Versickerungswasseranteile gelangen, Verschiebungen im Artenspektrum der Krautschicht einstellen können. Diese Teilgebiete sind sicher ökologisch wertvoll, jedoch in den betroffenen Gebieten nicht entscheidend prägend. Veränderungen in der Baumschicht sind nicht zu erwarten, da ökologisch wichtige Parameter wie z. B. Wasserstand, Klima und auch die Bewirtschaftungsform unverändert bleiben werden und weil die ermittelten maximalen Versickerungswasseranteile nur für einen begrenzten Zeitraum von 15 Jahren (nach Angaben von Mull) wirken werden.

In allen übrigen Gebieten (Bereiche „0“ und „1“) und damit im ganz überwiegenden Teil der Feuchtgebiete des Naturparks Schwalm-Netze sind keine ökologischen Veränderungen zu erwarten, die allein durch die Versickerungsmaßnahmen für den Tagebau Garzweiler II bedingt sind. Dies ergibt sich daraus, daß die heute dort vorkommenden Pflanzengesellschaften zum größten Teil bereits durch nährstoffreiches Grundwasser entscheidend geprägt sind, bzw. daß in weite Bereiche der Feuchtgebiete keine nennenswerten Versickerungswasseranteile gelangen werden.

Insbesondere wird kein Versickerungswasser zu den extrem nährstoffarmen Standorten Elmpter Bruch, Boschbeek und Rothenbach gelangen, wo die aus ökologischer Sicht besonders schützenswerten und zwingend an nährstoffarme Standorte angepaßten Pflanzengesellschaften vorkommen

## 12 Literatur

- Barkman, J. Doing H. & Segal, S. 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur Quantitativen Vegetationsanalyse. Acta Bot. Neerl. 13: 374-419
- Braun-Blanquet, J. 1964: Pflanzensoziologie - Grundzüge der Vegetationskunde, 3. Aufl., Wien, New York: Springer, 865 S.
- Coenen, H. 1981: Flora und Vegetation der Heidegewässer und -moore auf den Maasterrassen im deutsch-niederländischen Grenzgebiet. Diss. Bonn, 2 Bände.
- Collander, R. 1941: Selective absorption of cations by higher plants. Plant Phys. 16: 691-720.
- Ellenberg, H. 1958: Über die Beziehung zwischen Pflanzengesellschaft, Standort, Bodenprofil und Bodentyp. Angew. Pflanzensoz. 15: 14-19. Stolzenau/Weser.



Universität Giessen  
 Institut für Pflanzenökologie  
 Ökologisches Gutachten über die  
 Auswirkungen von Versickerungs-  
 wasser auf Feuchtgebiete  
 Lage der Untersuchungsgebiete

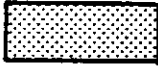
Abb. 1

— — — Staatsgränze  
 ● ● ● schützenswerte Feuchtgebiete  
 - - - Untersuchungsgebiete

Carici elongatae-Alnetum iridetosum  
(Iris-Erlenbruch mit Carex acutiformis)



Variante von Impatiens noli-tangere



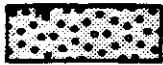
Typische Variante



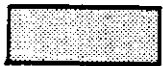
Übergang zum Torfmoos-Erlenbruch



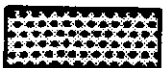
Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum  
(Torfmoos-Erlenbruch mit Carex acutiformis)



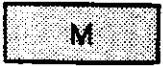
Übergang zum Birkenbruch



Betuletum pubescentis (Birkenbruch)



Übergang zum Torfmoos-Erlenbruch



Ausbildung von Myrica gale



Ausbildung von Pteridium aquilinum

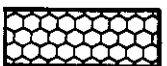


Frangulo-Salicetum (Grauweiden-Faulbaum-Gebüsch)



Carici remotae-Fraxinetum (Erlen-Eschenwald)

Ribeso sylvestris-Fraxinetum



Stellario-Carpinetum (Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwald)

Quercu-Fagetum (Bodensaurer Eichen-Buchenwald)



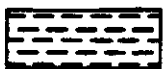
Ausbildung von Molinia caerulea



Typische Ausbildung



Ericetum tetralicis (Glockenheide-Gesellschaft)



Myricetum gale (Gagelgebüsch-Gesellschaft)



Narthecietum ossifragi (Moorlilien-Gesellschaft)





Myricetum gale-Bestand (Gagelgebüsch-Bestand)



Populus canadensis-Bestand (Pappel-Bestand)



Phragmites australis-Bestand (Schilf-Bestand)



Molinia caerulea-Bestand (Pfeifengras-Bestand)



Weitere Pflanzenbestände (ohne soziologische Zuordnung)



Landwirtschaftliche Flächen

- A Athyrium filix-femina (Wald-Frauenfarn)
- B Acer pseudoplatanus (Berg-Ahorn)
- Bi Betula spec. (Birke)
- Ch Chrysosplenium oppositifolium, Cardamine amara, Myosotis palustris  
(Gegenblätt. Milzkraut, Bitteres Schaumkraut, Sumpf-Vergißmeinnicht)
- Cx Carex acutiformis (Sumpf-Segge)
- Cx p. Carex paniculata (Rispen-Segge)
- Cx r. Carex rostrata (Schnabel-Segge)
- D Deschampsia cespitosa (Rasen-Schmiele)
- Ei Quercus spec. (Eiche, v.a. Stiel-Eiche)
- F Picea abies (Fichte)
- G Glyceria maxima (Großes Süßgras)
- J Juncus effusus (Flutter-Binse)
- K Pinus spec. (Kiefer, v.a. Wald-Kiefer)
- M Myrica gale (Gagelstrauch)
- Mo Molinia caerulea (Blaues Pfeifengras)
- o.Cx Carex acutiformis nicht faziesbildend
- P Populus spec. (Pappel, v.a. Kanadische Pappel)
- Ph Phalaris arundinacea (Rohr-Glanzgras)
- Phr Phragmites australis (Schilfrohr)
- Pt Pteridium aquillinum (Adlerfarn)
- R Rubus fruticosus agg. (Brombeere)
- T Typha latifolia (Breitblättriger Rohrkolben)
- U Urtica dioica (Große Brennnessel)

X

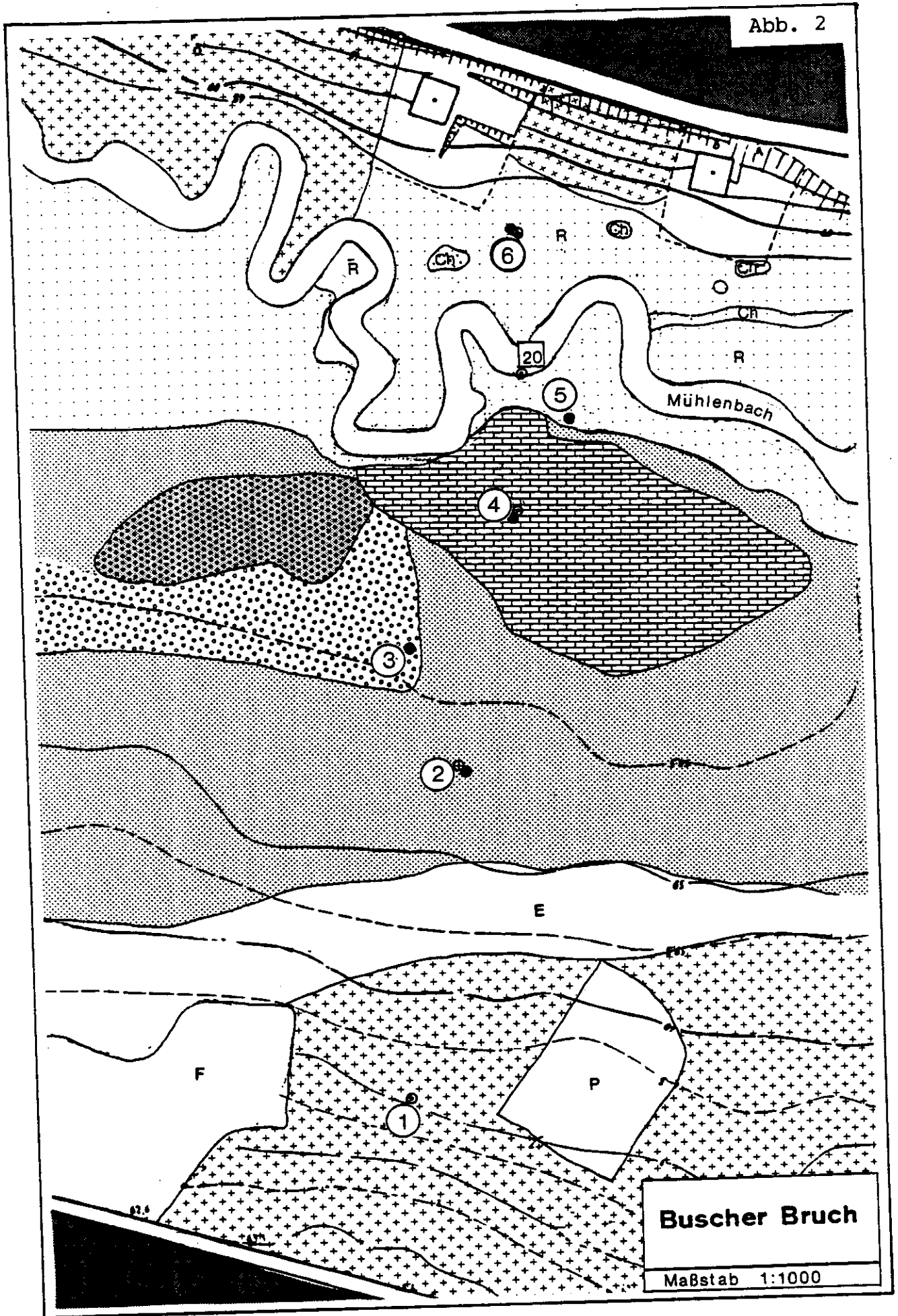
⊙ Flachpegel

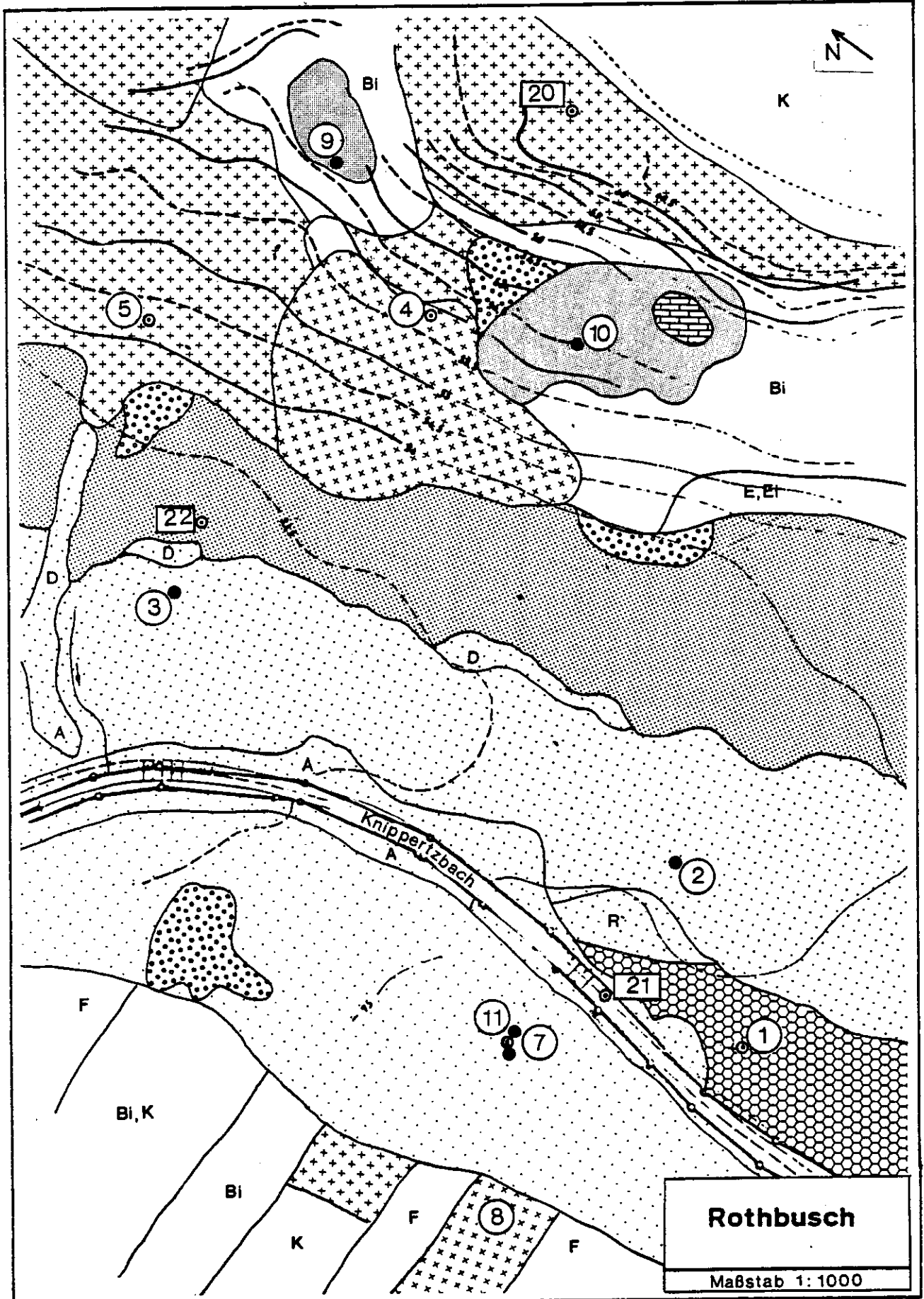
● Bodenpegel

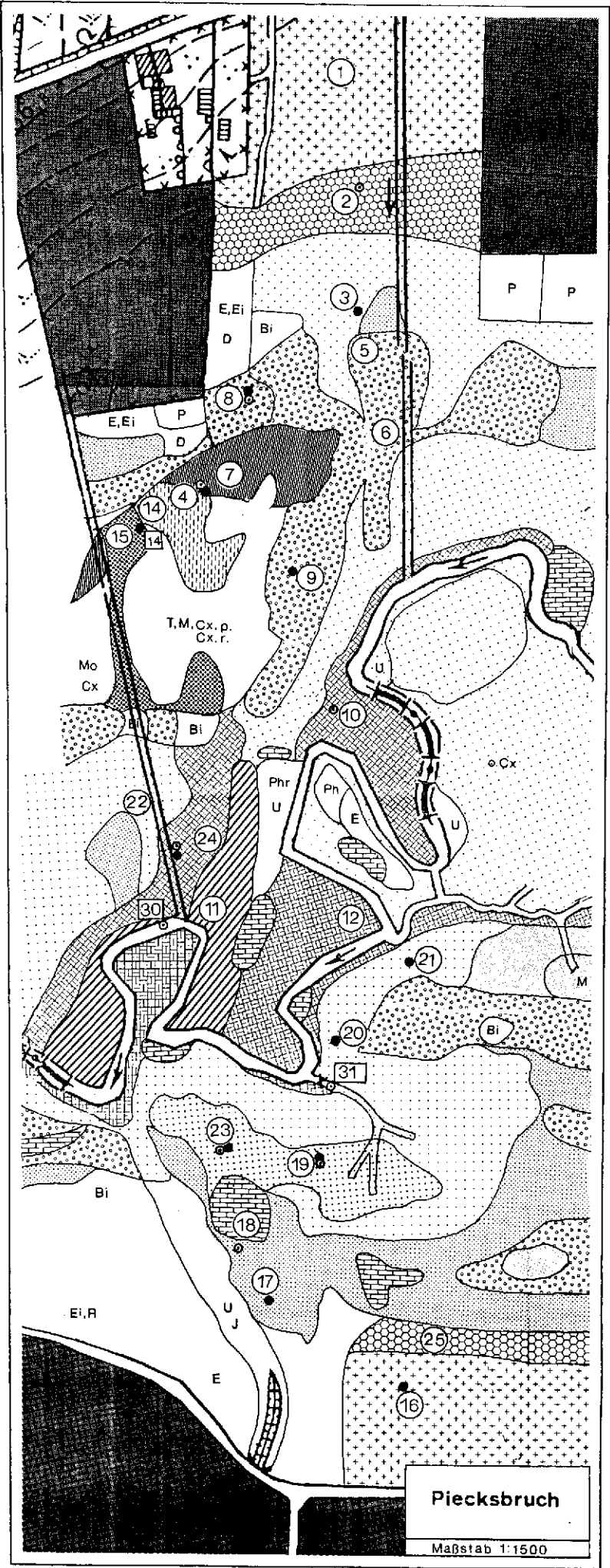
1 Zusätzliche Grundwassermeßstelle (Pegel Nr.)

① Nr. der Untersuchungsfläche

Abb. 2

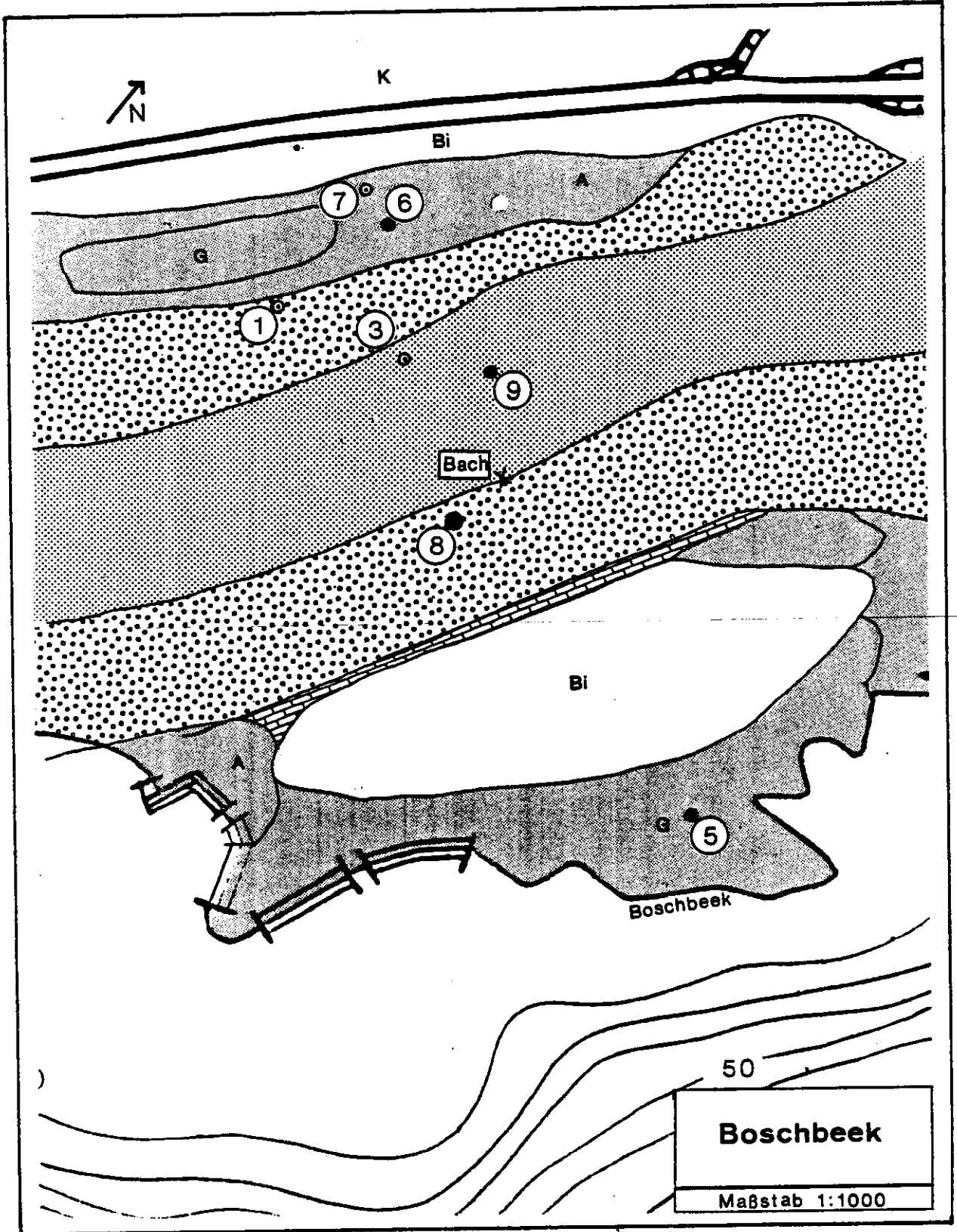


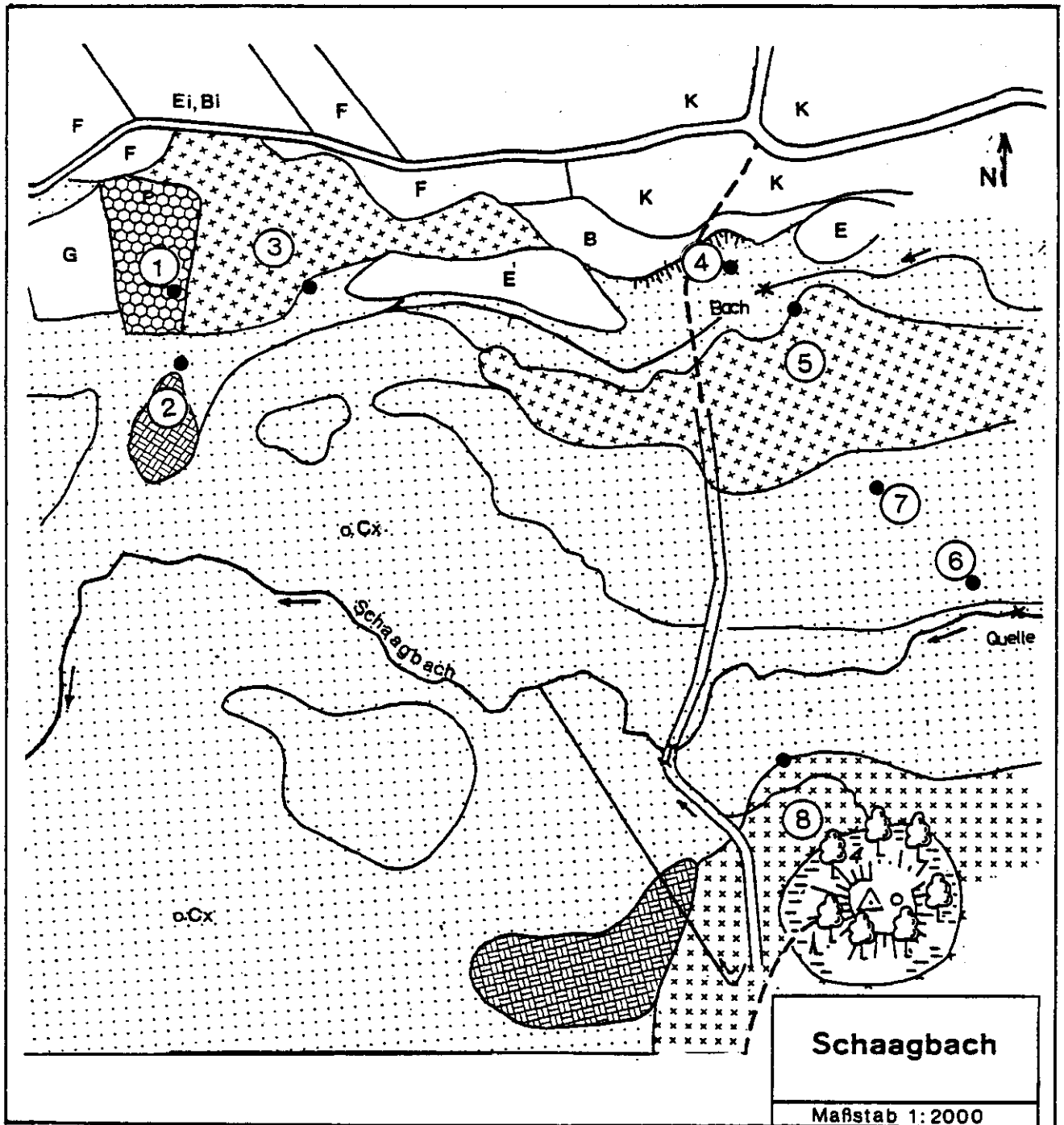


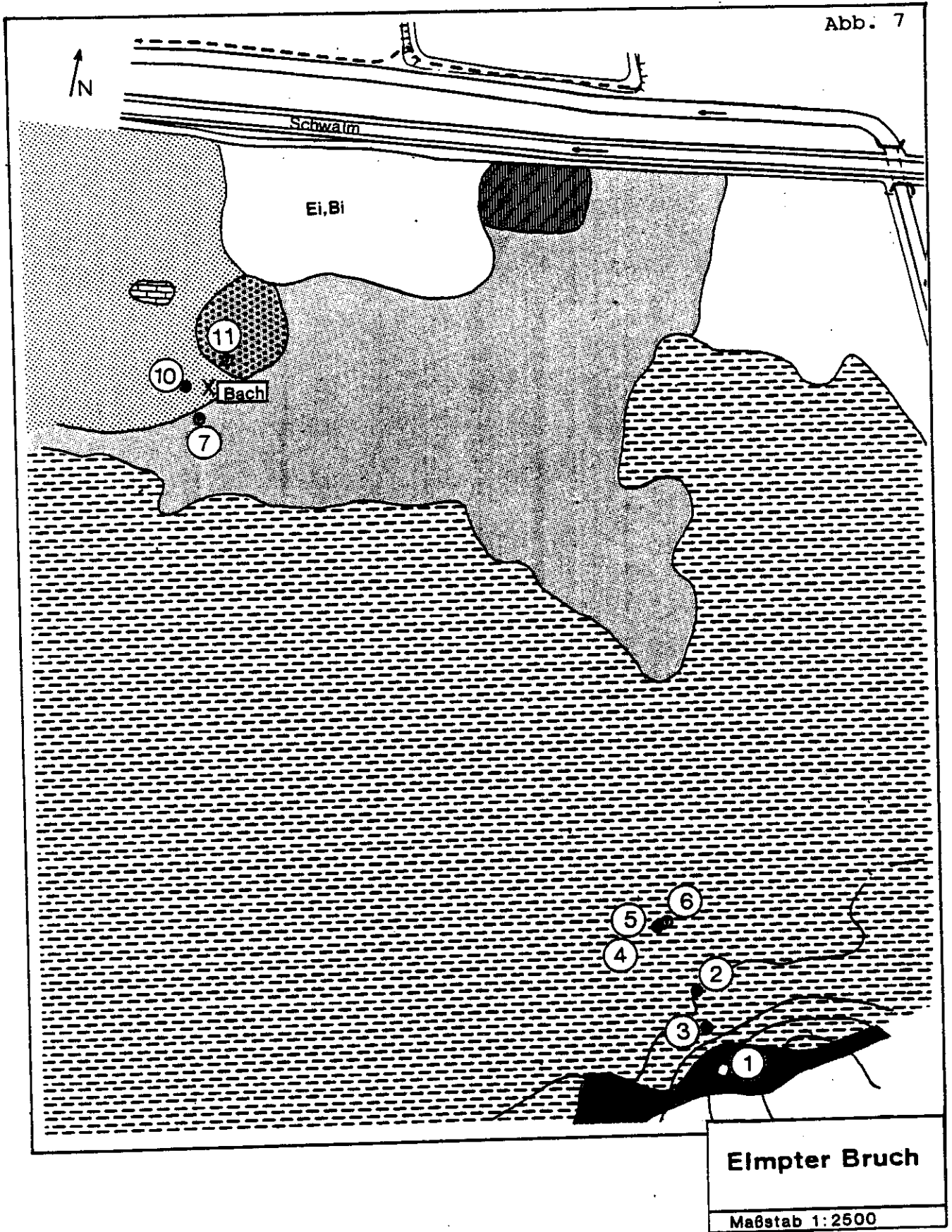


Piecksbruch

Maßstab 1:1500







Elmpter Bruch

Maßstab 1:2500

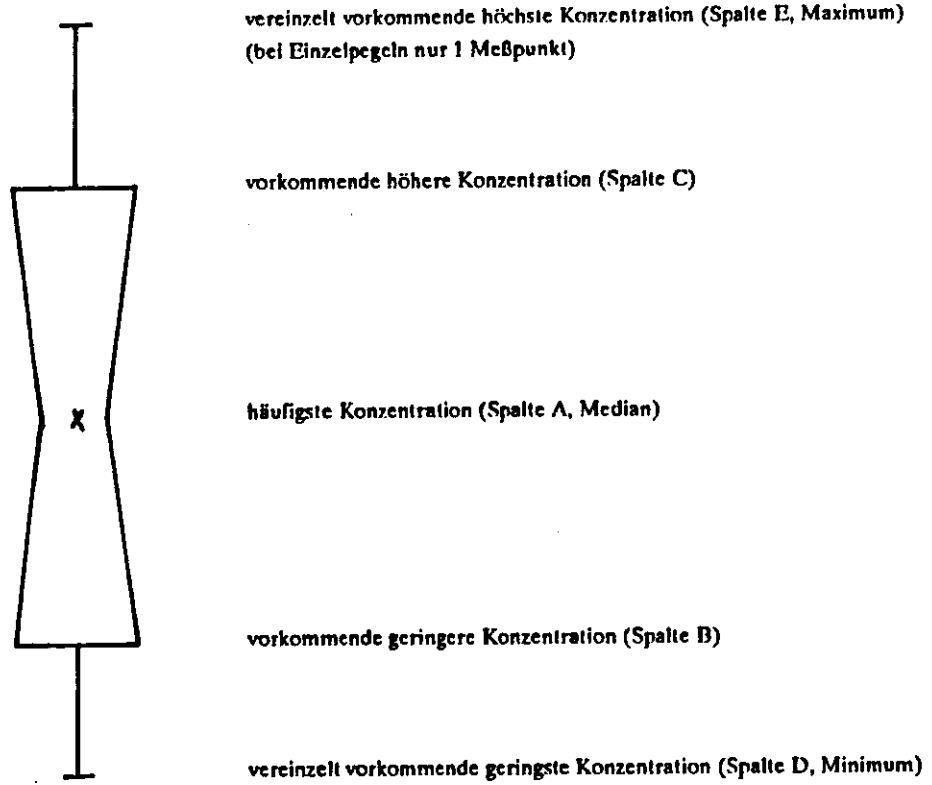


Abb. 8: Erläuterungen zum verwendeten Graphiktyp



Abb. 9.- 14

Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers  
der untersuchten Vegetationstypen

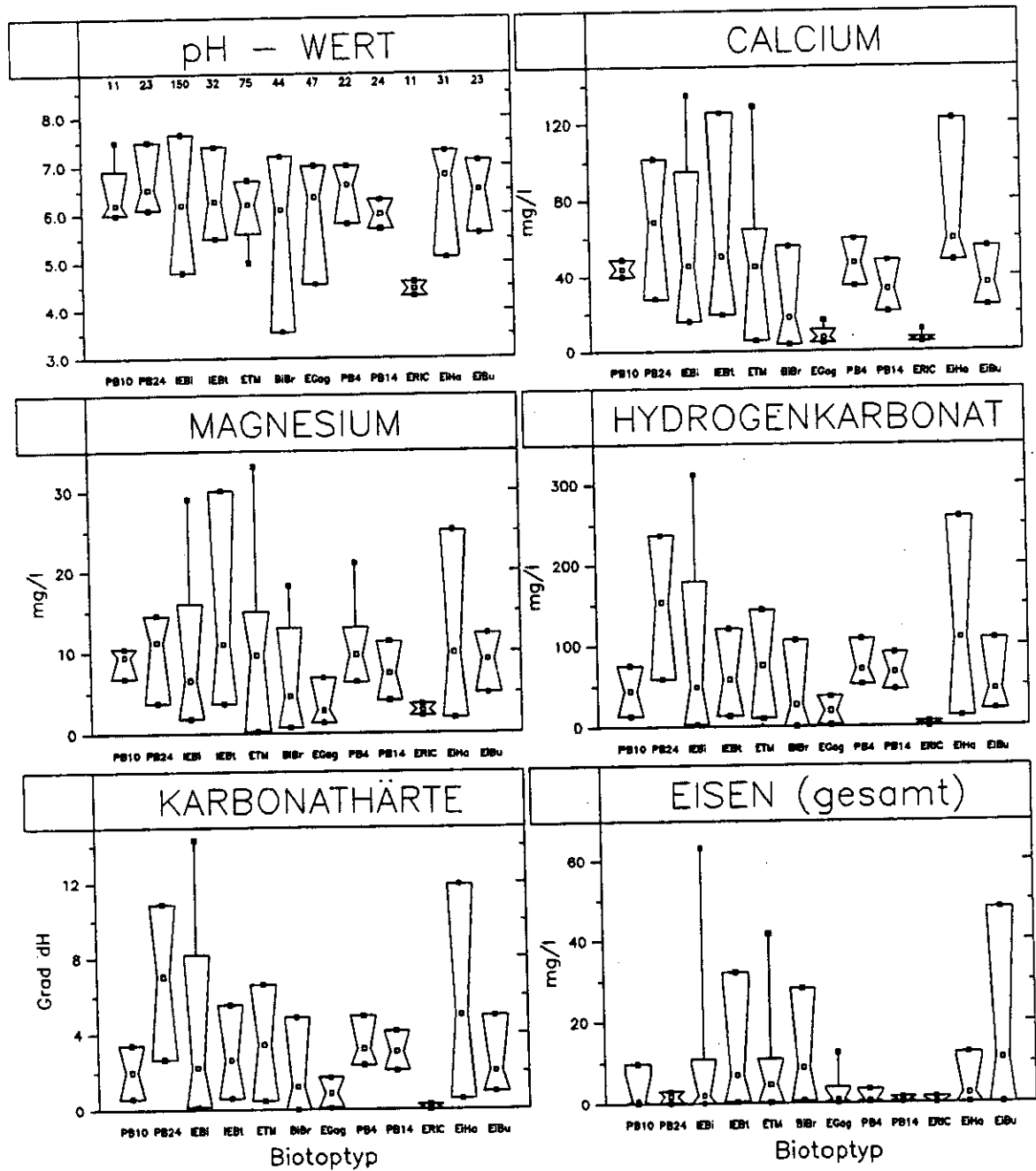


Abb.15 - 20

Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers  
der untersuchten Vegetationstypen

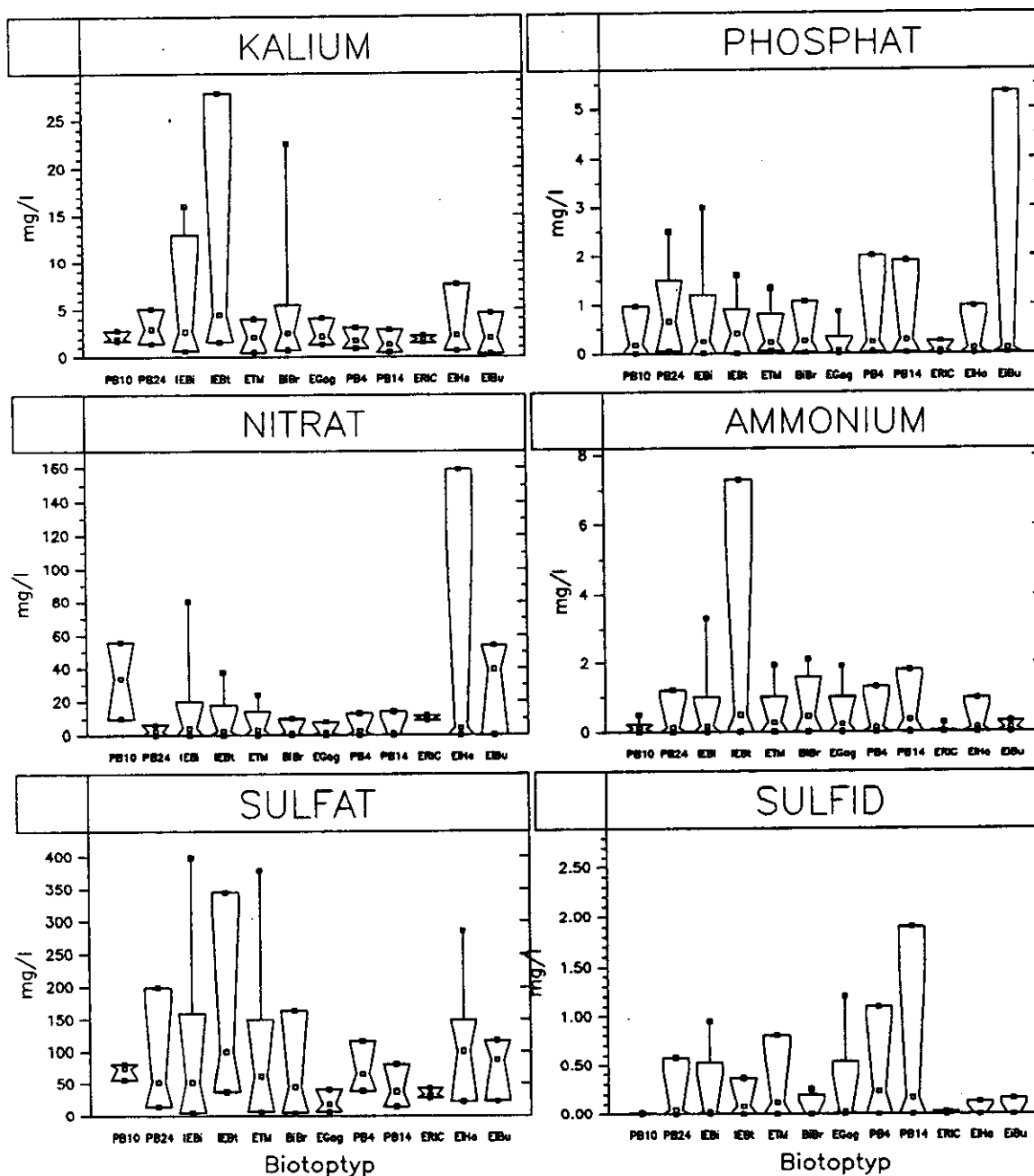


Abb.21 - 22

Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers  
der untersuchten Vegetationstypen

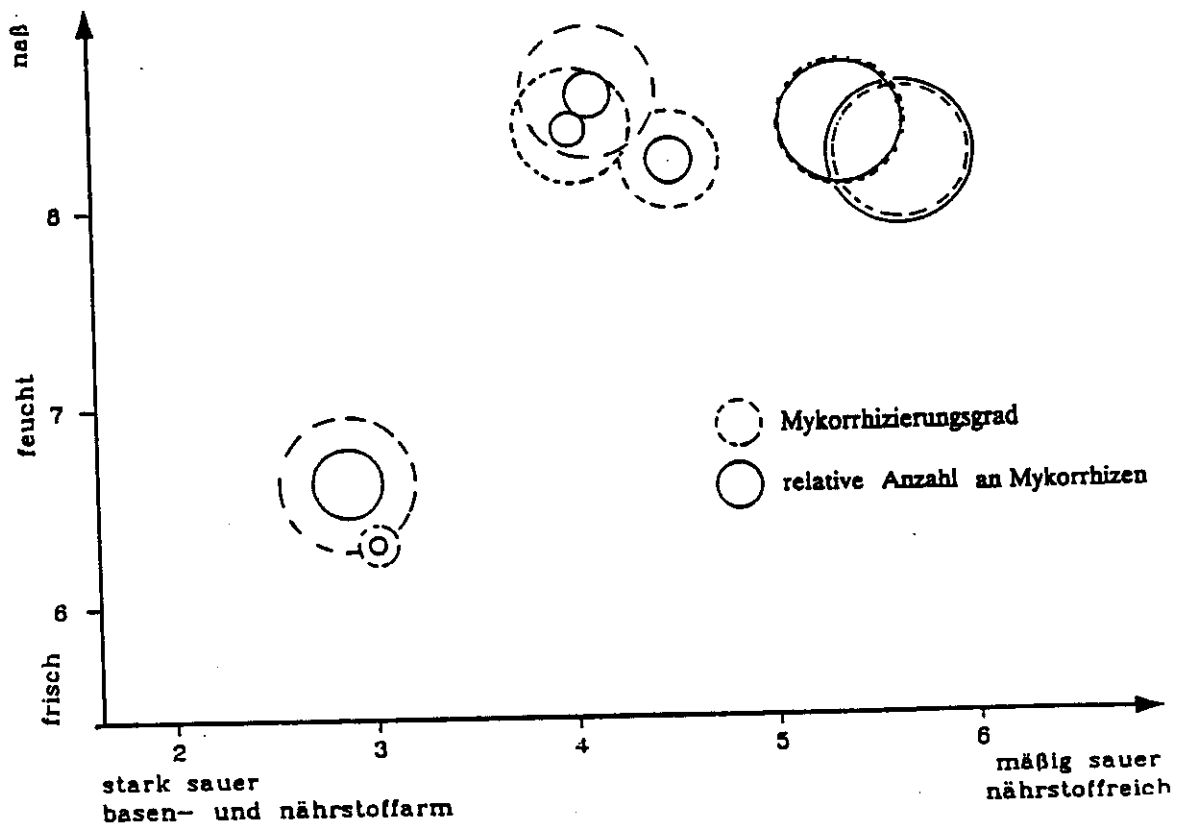
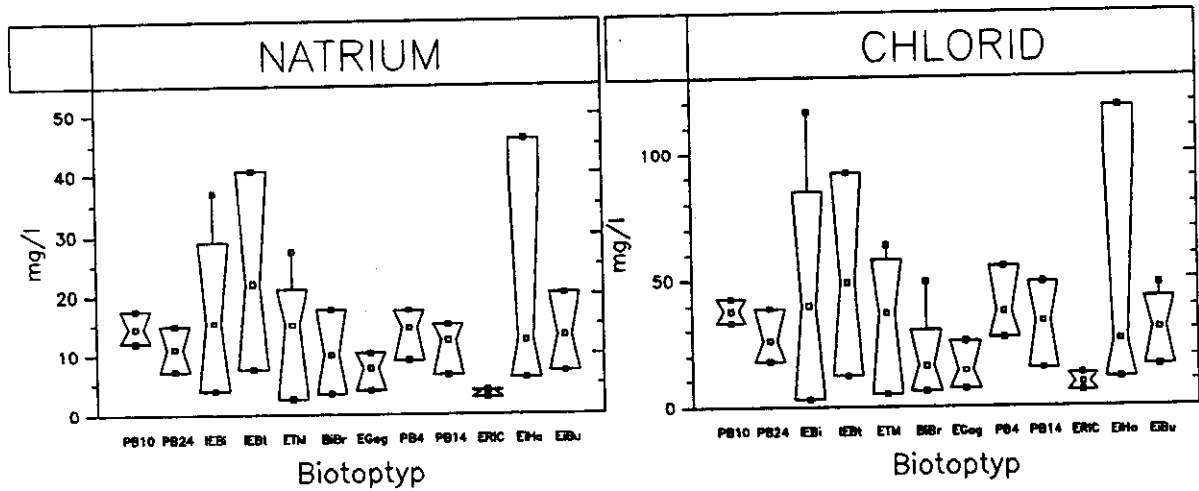


Abb. 23: Die Abhängigkeit des Mykorrhizierungsgrades und der relativen Anzahl an Mykorrhizen bei *Betula pubescens* von den Zeigerwerten der Feuchtigkeit und Nährelementversorgung/Reaktion. Der Durchmesser des größten Kreises repräsentiert 100%. Verwendet wurden Werte vom September (vgl. Abb. 13.5).

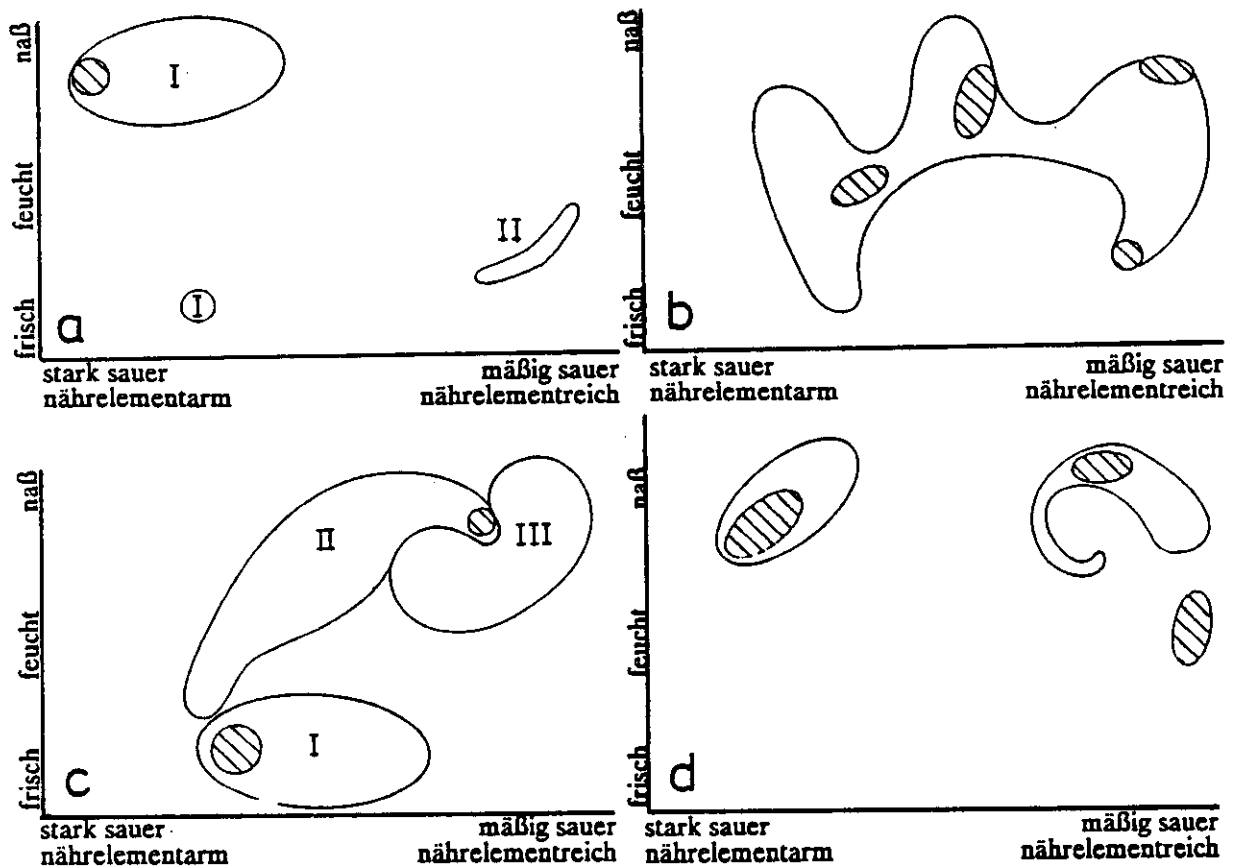
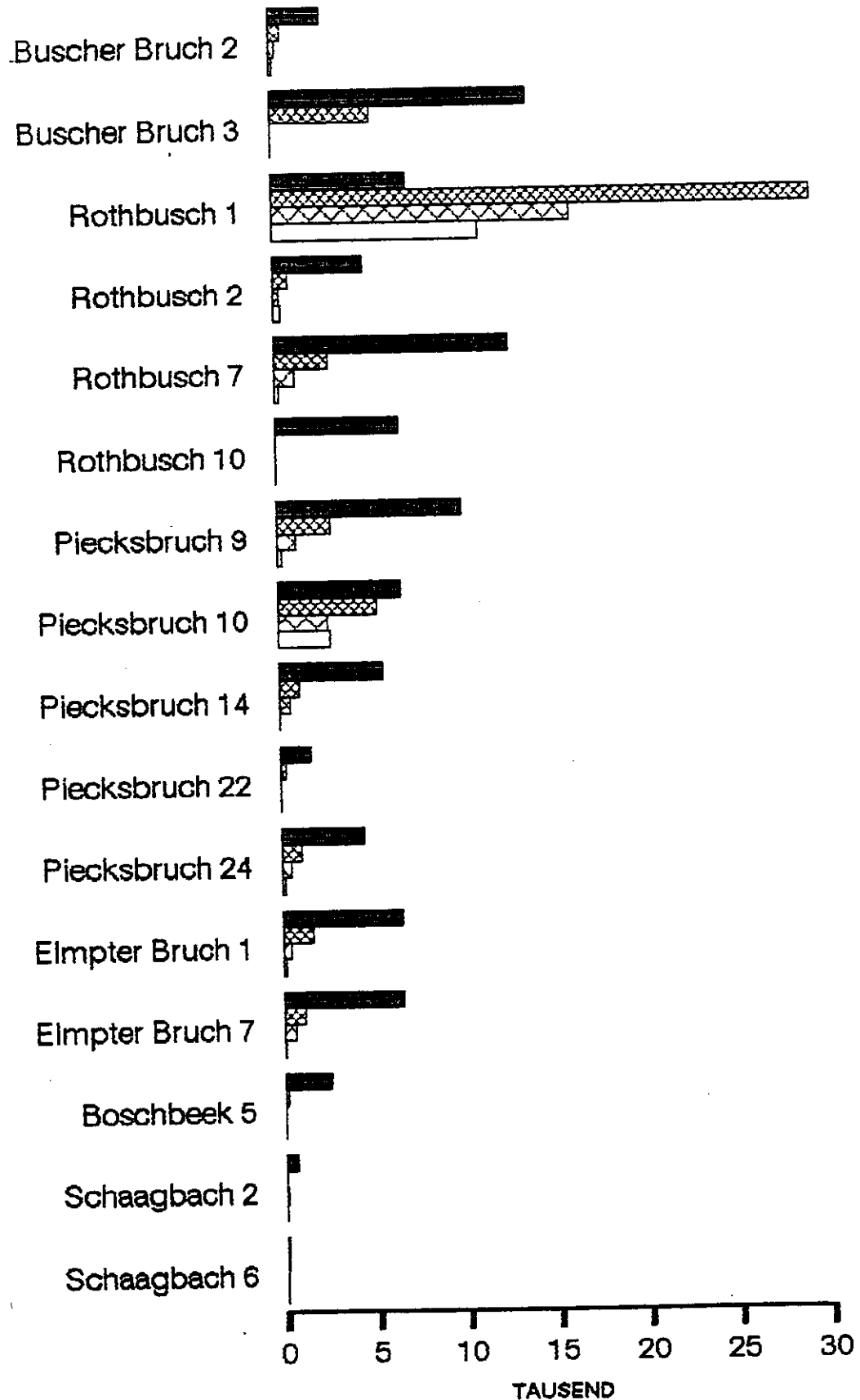


Abb. 24 : Die Verbreitung der Mykotrophietypen in Abhängigkeit von der mittleren Feuchtigkeitszahl und der mittleren Nährstoff/Reaktionszahl (schematisch). An schraffierten Flächen ist der entsprechende Mykotrophietyp bezüglich seines Deckungsanteiles dominant. Die übrigen Flächen geben das bloße Vorkommen (a) bzw. Verbreitungsschwerpunkte nach Deckungsanteilen (b, c, d) der zugehörigen Kormophyten an. Bei der Interpretation ist die ungleichmäßige Anordnung der Aufnahmeflächen im Diagramm, bei der ein zentraler Bereich im Schema ausgespart bleibt, zu beachten (vgl. SCHLEITER 1990).

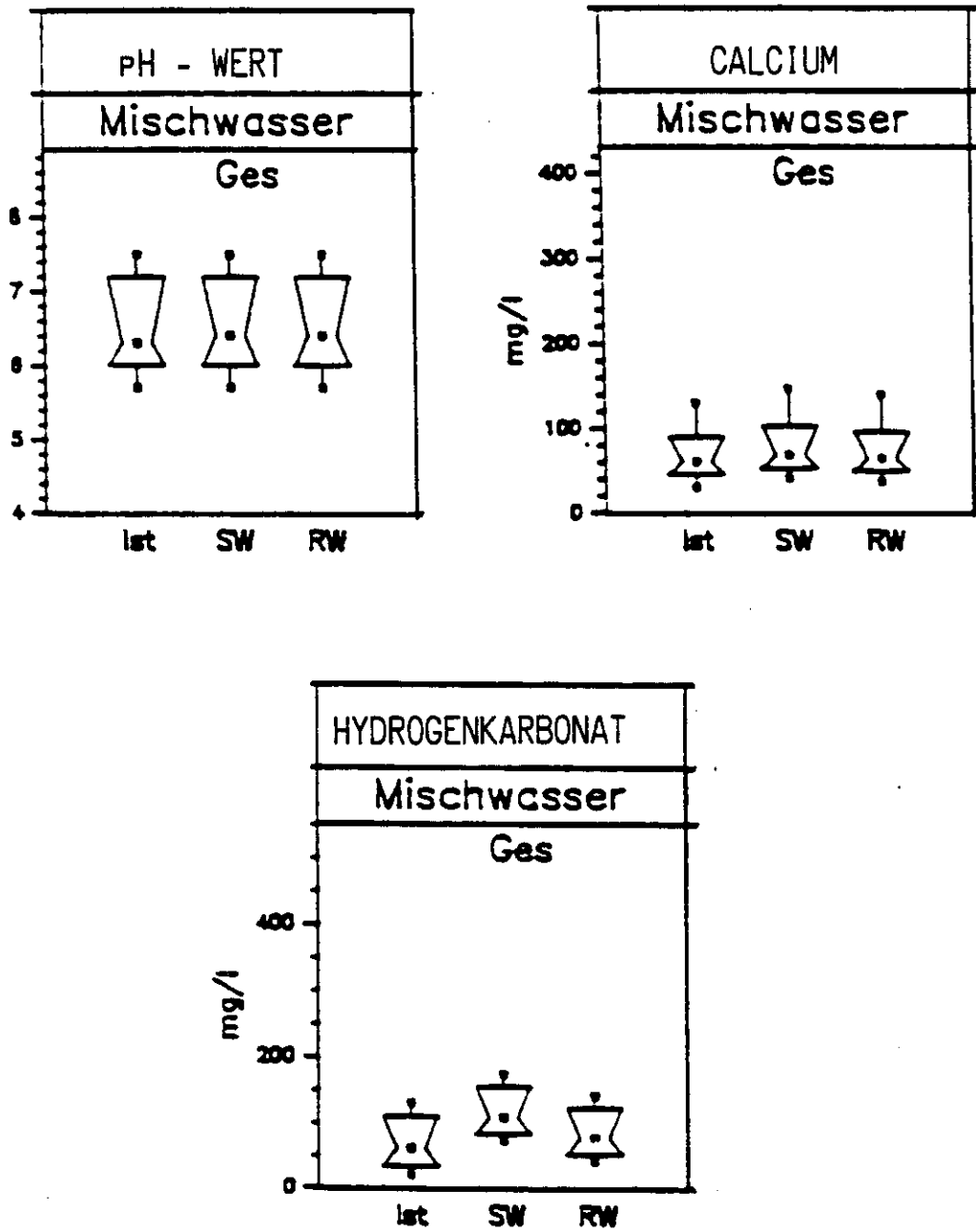
- a: ericoid (I) und orchideoid (II) endotrophe Wirtsarten.
- b: vesikulär-arbuskuläre endotrophe Wirtsarten.
- c: ökologisch (I) bzw. physiologisch (II) obligat und fakultativ (III) ektotrophe Wirtsarten.
- d: nicht mykotrophe Wirtsarten.

Vertikalverteilung der Enchytraeiden  
Schwalm – Gebiet



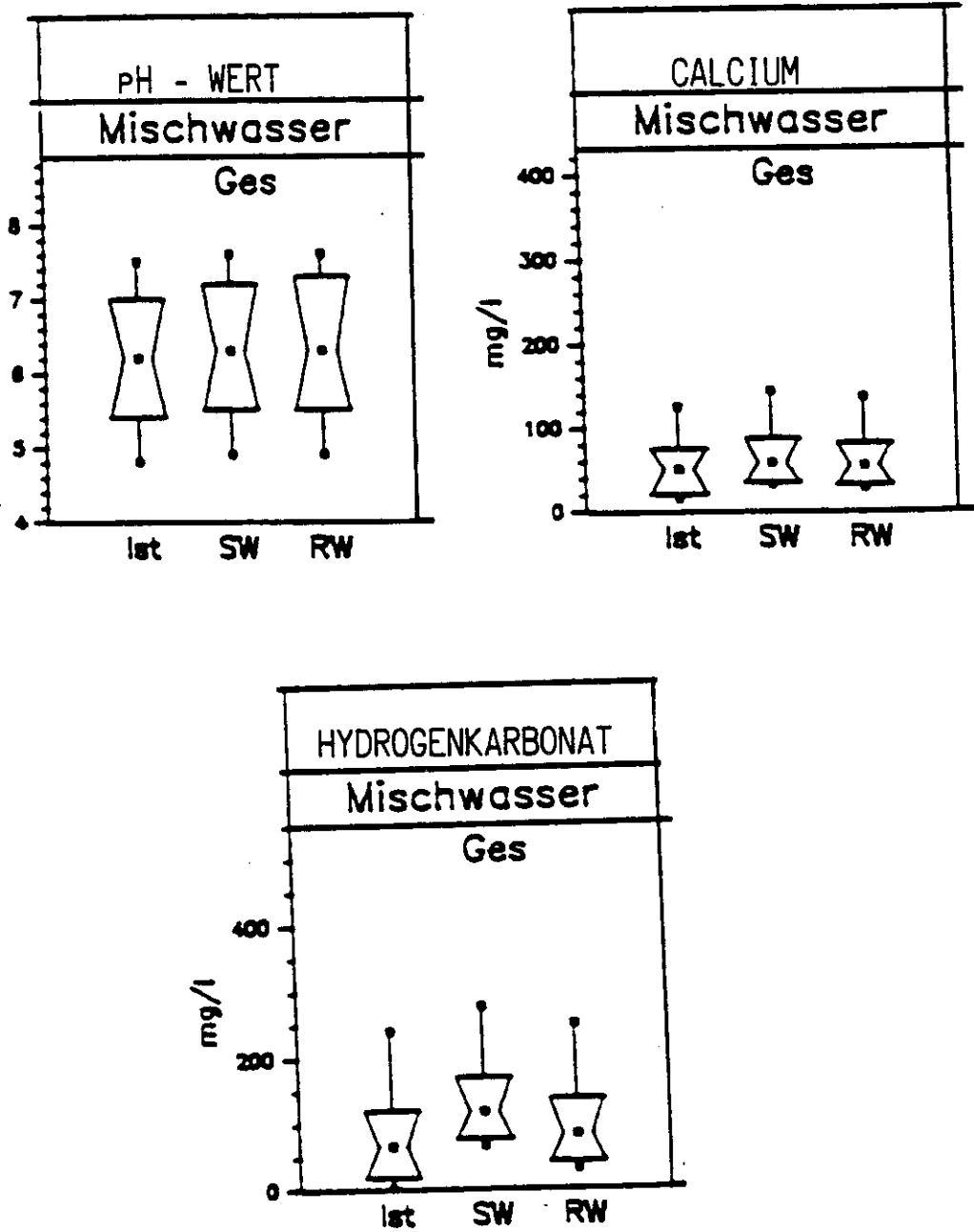
BUSCHER BRUCH

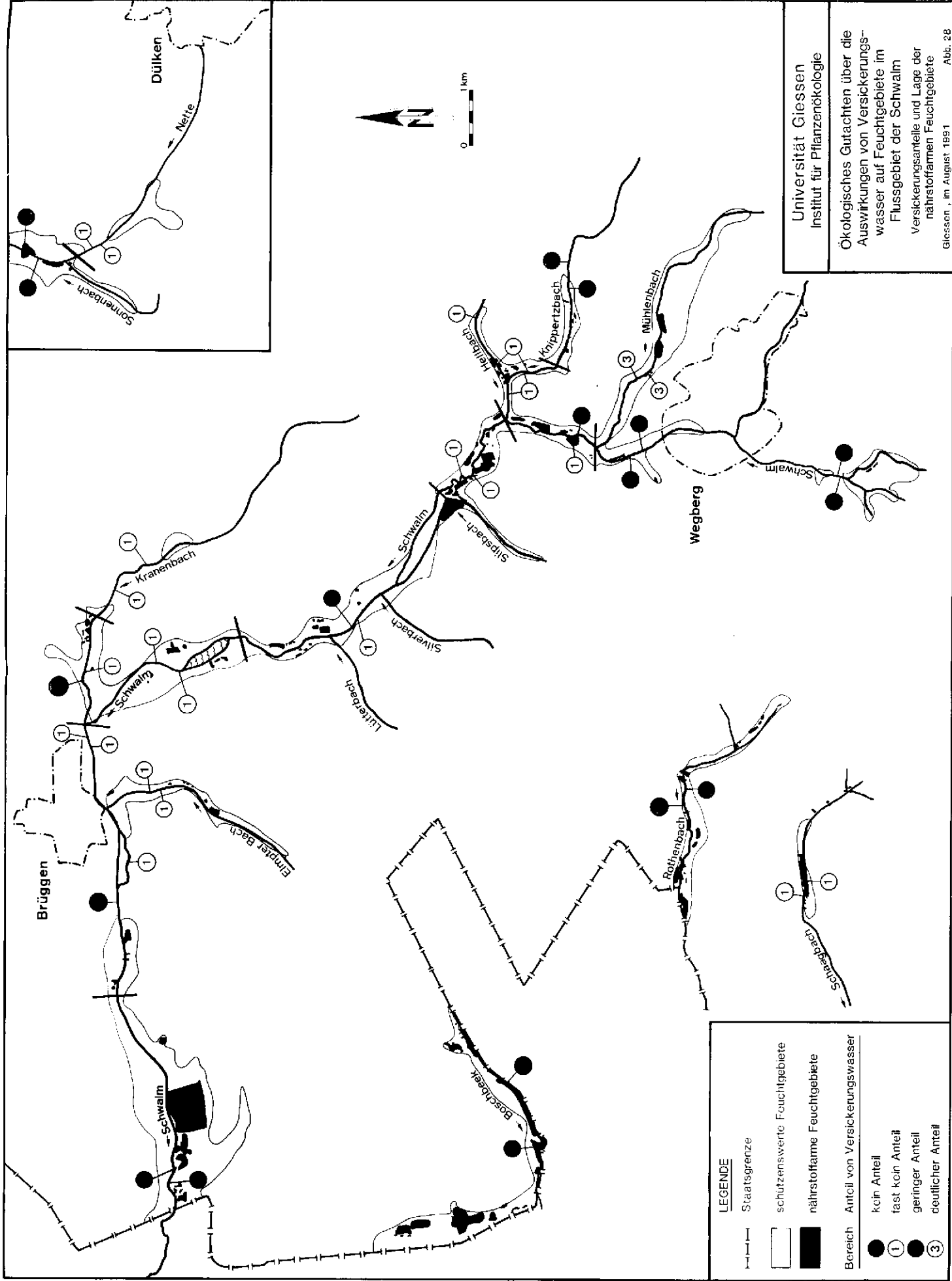
Vergleich der heutigen Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers (Ist) mit den prognostizierten Werten des Sumpfungswassers (SW) und des Rheinwassers (RW).



PIECKSBRUCH

Vergleich der heutigen Zusammensetzung des oberflächennahen Grundwassers (Ist) mit den prognostizierten Werten des Sumpfungswassers (SW) und des Rheinwassers (RW).





Universität Gießen  
 Institut für Pflanzenökologie  
 Ökologisches Gutachten über die  
 Auswirkungen von Versickerungs-  
 wasser auf Feuchtgebiete im  
 Flussgebiet der Schwalm  
 Versickerungsanteile und Lage der  
 nährstoffarmen Feuchtgebiete  
 Gießener, im August 1991

**LEGENDE**

- +—+— Staatsgrenze
- schutzenswerte Feuchtgebiete
- nährstoffarme Feuchtgebiete

**Bereich Anteil von Versickerungswasser**

- kein Anteil
- ① fast kein Anteil
- geringer Anteil
- ③ deutlicher Anteil





Tab. 10: Ist-Zustand des tieferen Grundwassers des Untersuchungsgebietes Boschbeek

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.40	5.80	7.80	5.80	7.80
Karb.Härte	Grad DH	2.04	0.14	6.02	0.14	7.70
HCO <sub>3</sub>	mg/l	44.53	3.05	131.15	3.05	167.00
Ca	mg/l	47.34	38.77	69.54	38.77	69.54
Mg	mg/l	6.42	1.56	9.59	1.56	19.00
Na	mg/l	9.40	5.10	15.20	5.10	15.20
K	mg/l	2.40	0.60	3.40	0.60	3.40
Fe	mg/l	29.02	0.77	40.20	0.77	40.20
NH <sub>4</sub>	mg/l	0.07	0.00	0.29	0.00	0.80
NO <sub>3</sub>	mg/l	0.00	0.00	0.70	0.00	2.50
Cl	mg/l	20.00	13.00	34.00	13.00	34.00
SO <sub>4</sub>	mg/l	153.50	25.00	235.00	25.00	235.00
PO <sub>4</sub>	mg/l	0.10	0.00	0.38	0.00	1.10
O <sub>2</sub>	mg/l	4.30	0.43	9.90	0.43	9.90
H <sub>2</sub> S	mg/l	0.00	0.00	0.08	0.00	0.08

Tab. 12: Ist-Zustand des tieferen Grundwassers des Untersuchungsgebietes Elmpter Bruch

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.60	5.70	7.30	4.00	7.30
Karb.Härte	Grad DH	1.54	0.06	2.80	0.06	2.80
HCO <sub>3</sub>	mg/l	33.60	1.22	61.00	1.22	61.00
Ca	mg/l	10.80	5.90	15.80	3.90	18.00
Mg	mg/l	1.70	0.50	3.60	0.50	4.30
Na	mg/l	3.40	2.50	4.50	2.50	6.60
K	mg/l	1.80	0.90	3.00	0.90	4.00
Fe	mg/l	1.00	0.02	3.20	0.02	10.30
NH <sub>4</sub>	mg/l	0.10	0.00	0.40	0.00	0.95
NO <sub>3</sub>	mg/l	1.00	0.10	4.00	0.10	11.80
Cl	mg/l	6.80	4.90	11.00	3.00	18.50
SO <sub>4</sub>	mg/l	9.00	4.50	17.00	4.50	43.00
PO <sub>4</sub>	mg/l	0.08	0.03	0.37	0.03	0.95
O <sub>2</sub>	mg/l	4.95	0.38	9.70	0.38	9.70
H <sub>2</sub> S	mg/l	0.05	0.00	0.15	0.00	0.65

Tab. 11: Ist-Zustand im oberflächennahen Grundwasser des Untersuchungsgebietes Elmpter Bruch

		A	B	C	D	E
pH-Wert		6.35	5.50	7.00	4.55	7.00
Karb.Härte	Grad DH	0.88	0.08	1.71	0.08	1.71
HCO <sub>3</sub>	mg/l	19.21	1.83	37.21	1.83	37.21
Ca	mg/l	7.00	4.36	11.00	4.36	16.23
Mg	mg/l	2.78	1.30	6.77	1.30	6.77
Na	mg/l	7.70	3.90	9.20	3.90	10.30
K	mg/l	2.20	1.30	4.10	1.30	4.10
Fe	mg/l	0.82	0.21	3.90	0.21	12.00
NH <sub>4</sub>	mg/l	0.22	0.00	0.58	0.00	1.90
NO <sub>3</sub>	mg/l	1.30	0.00	3.10	0.00	8.00
Cl	mg/l	14.00	7.00	18.00	7.00	25.80
SO <sub>4</sub>	mg/l	19.00	7.00	41.00	7.00	41.00
PO <sub>4</sub>	mg/l	0.05	0.00	0.30	0.00	0.85
O <sub>2</sub>	mg/l	6.40	1.10	15.50	1.10	15.50
H <sub>2</sub> S	mg/l	0.02	0.00	0.40	0.00	1.20

Tab. 14: Zersetzergesellschaften im Feuchtbiosystem der Schwalm

	Beobachtungsfläche
1 Lumbricetalia	
1.1 Lumbricion	
1.1 Aporetectodea caliginosa-Gesellschaft	PB24
1.1 Aporetectodea limicola-Gesellschaft	PB10
1.2 Eiseniellion	
1.2.1 Octolasiectum tyrtazi	RB2, RB7, (PB9), (PB24)
1.2 Marionina riparia-Gesellschaft	PB22
1.2 Eiseniellion-Fragmentgesellschaft	Bu2, SB2, SB6
2 Cognettietalia	
2.1 Achaeto-Cognettion	
2.1.1 Achaeto-Cognettietum	RB1
2.2 Cognettion sphagnetorum	
2.2 Cognettia sphagnetorum-Gesellschaft	Bu3, PB14, EB7, Bo5
2.2 - mit Marionina filiformis	EB1
2.2 - Ausbildung von Cognettia cognettii	RB10, PB9

Tab. 13: Moos- und Gefäßpflanzen mit der höchsten Feuchte- und der niedrigsten Reaktions- und Nährstoffzahl

ART	UNTERSUCHUNGS- GEBIET	ZEIGERWERT				K	PFLANZENGESELLSCHAFT					RL	
		F	R	N	Ericetum tetralicis		Myricetum gale	Gaget- Gebüsch	Narthecium ossifragii	Torfmoos- Erlenbruch	Birken- Bruch		
Andromeda potifolia	EB	9	1	1			x						RL
Calluna vulgaris	EB	x	1	1			x	x					RL
Drosera rotundifolia	EB	9	1	1					x				RL
Erica tetralix	EB	8	1	1			x	x					RL
Eriophorum angustifolium	EB, PB	9ü	4	2			x	x	x				RL
Gentiana pneumonanthe	EB	7w	x	2			x						RL
Menyanthes trifoliata	PB	9ü	x	2					x				RL
Molinia caerulea	alle, außer SB	7w	x	2			x	x	x	x		x	RL
Myrica gale	PB, Bo, EB	9	3	2			x	x	x	x		x	RL
Narthecium ossifragum	EB, PB	9	2	2			x	x	x				RL
Oxycoccus palustris	EB	9	x	1				x					RL
Trichophorum cespitosum	EB	1	1				x						RL
Sphagnum fallax	alle, außer SB	9	2	2	-		x	x	x	x	x	x	RL
Sphagnum magellanicum	EB	5	2	1	-		x	x					RL
Sphagnum papillosum	EB	9	2	1	-				x				RL
Sphagnum rubellum	EB	6	2	3	-		x						RL
Aulacomnium palustre	EB, PB, Bo	9	3	3	-			x	x		x	x	RL

F Feuchtezahl  
R Reaktionszahl  
N Stickstoffzahl  
K Kalkgehalt des Bodens - kalkfrei - kalkarm  
RL Rote Liste BRD, Nordrhein-Westfalen

# Stellungnahme der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen

zu

## „Ökologisches Gutachten über die Auswirkungen von Versickerungswasser auf Feuchtgebiete im Flußgebiet der Schwalm“

### 1. Zielsetzung

Basierend auf den hydrologisch-hydrochemischen Ergebnissen der Untersuchungen von Prof. Mull und Prof. Schulz (Hydrologisch-hydrochemisches Gutachten zur Sicherung von Feuchtgebieten im Flußgebiet der Schwalm) sollte der Gutachter eine Prognose erarbeiten, inwieweit Infiltrationsmaßnahmen mit Sumpfungswasser und Rheinwasser zu einer Beeinflussung von Ökosystemen in sechs repräsentativ ausgewählten Untersuchungsgebieten führen werden. Auf der Basis dieser Ergebnisse sollte eine Risikoabschätzung für das gesamte Schwalm-Nette-Gebiet erfolgen.

Zu diesem Zweck wurden im Elmpter Bruch, Boschbeektal, Schaagbachtal, Piecksbruch (Schwalmtal), Buscher Bruch (Mühlenbachtal) und Rothbusch (Knippertzbachtal) in ausgewählten Talbereichen Vegetation und Flora aufgenommen und in ihrer Abhängigkeit vom Grundwasserstand und der Wasserbeschaffenheit dargestellt.

Im Rahmen der weiteren „Bioindikation“ sollten Vitalitäts- und Mycorrhiza-Untersuchungen durchgeführt sowie die Enchyträen- und Lumbriciden-Fauna qualitativ und quantitativ inventarisiert werden.

Neben den drei hydrologisch-hydrochemisch untersuchten Gebieten (Piecksbruch, Buscher Bruch, Rothbusch) wurden im Rahmen der ökologischen Bestandsaufnahme zusätzlich ausgewählte Teilbereiche im Elmpter Bruch, Boschbeektal und Schaagbachtal untersucht, um alle relevanten Biotoptypen zu erfassen und die Schwankungsamplitude zu ermitteln.

Für die Beurteilung der Grundwasser- und Nährstoffsituation konnte auf Analysen zurückgegriffen werden, die während der einjährigen Geländeerhebungen regelmäßig 14tägig von März 1989 bis Februar 1990 an Wasserproben aus biotoptypenspezifisch eingerichteten Bodenwasserpegeln der sechs Gebiete gewonnen wurden.

Zur ökologischen Charakterisierung und Bewertung der Vegetation wurden die im Freiland gewonnenen Ergebnisse mit Hilfe der *Ellenberg-Zeigerwerte* interpretiert.

### 2. Ergebnisse

Aus dem Gutachten lassen sich folgende Ergebnisse ableiten bzw. entnehmen:

#### I. *Pflanzengesellschaften und ökologische Untersuchungen*

- a) Folgende grundwasserabhängige Pflanzengesellschaften ließen sich nachweisen:

*Auf eutrophen Standorten:*

- Schwertlilien-Erlenbruchwald (*Carici elongatae-Alnetum iridetosum*)
- Bach-Erlen-Eschenwald (*Carici remotae-Fraxinetum, Ribeso-Fraxinetum*)
- Grauweiden-Faulbaumgebüsch (*Frangulo-Salicetum cinereae*)

*Auf mesotrophen Standorten:*

- Torfmoos-Erlenbruchwald (*Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum*)
- Birkenbruchwald (*Betuletum pubescentis*)

*Auf oligotrophen Standorten:*

- Gagelgebüsch (*Myricetum gale*)
- Glockenheide-Gesellschaft (*Ericetum tetralicis*)
- Moortilien-Gesellschaft (*Narthecietum ossifragi*)

- b) Die ökologische Charakterisierung der einzelnen Pflanzengesellschaften erfolgte auf der Grundlage der hydrochemischen Untersuchungsergebnisse (Bodenwasserpegel) und unter Berücksichtigung der Zeigerwerte nach *Ellenberg*.

Es zeigte sich, daß die Analyse-Werte, welche den einzelnen Vegetationseinheiten zugeordnet wurden, z. T. in erheblichem Umfang von den aus der Literatur bekannten Werten abweichen. So liegen z. B. die pH-Werte für Birkenbruch und Torfmoos-Erlenbruch z. T. 2 pH-Einheiten über den aus der Literatur bekannten Werten. Ähnliches gilt für die gemessenen Nährstoffkonzentrationen. Dazu ist auf folgendes hinzuweisen:

Aufgrund der angewandten, vom Standard bodenökologischer Untersuchungen (horizontspezifische Untersuchung von Bodenlösung) abweichenden Analytik von Bodenpegelwasser lassen sich die in den Untersuchungsgebieten gewonnenen Daten kaum mit den aus der ökologischen Literatur bekannten Werten vergleichen. Infolgedessen konnte der Gutachter bei der Beurteilung der Wirkung der Versickerungswässer auf die Biozönose kaum auf Ergebnisse anderer ökologischer Untersuchungen vergleichend zurückgreifen.

Beide methodische Vorgehensweisen sind in sich schlüssig. Für die vorliegende Untersuchung wurde die Analyse von Bodenpegelwasser ausgewählt, da auf diese Weise die notwendige Verknüpfung mit den Ergebnissen der hydrologisch-hydrochemischen Untersuchungen (Prof. Mull und Prof. Schulz) gewährleistet war.

- c) In Anlehnung an die Ergebnisse der ökologischen Untersuchungen wird für die Mehrzahl der Böden in Buscher Bruch, Piecksbruch, Rothbusch und Schaagbach ein eutropher Moortyp, für das Elmpter Bruch ein oligo- bis mesotroph-saurer und für das Boschbeektal ein mesotroph-saurer Moortyp abgeleitet.
- d) Die Untersuchungen zum Mycorrhiza-Besatz und zur Enchyträenfauna zeigen ebenfalls eine deutliche Differenzierung in Abhängigkeit von der Nährstoffsituation. Der Anteil nicht-mykotropher Arten nimmt mit steigender Nährstoffverfügbarkeit zu und ist im Schwertlilien-Erlenbruchwald am höchsten. Die Artengemeinschaften der Lumbriciden und Enchyträen lassen sich soziologisch in das Eisenellion nährstoffreicher Standorte und das Cognettion sphagnetorum auf nährstoffarmen Böden gliedern.
- e) Die Vitalitätsuntersuchungen an ausgewählten Pflanzenarten lieferten keine für die Fragestellung der Beweissicherung relevanten Ergebnisse.

## II. Versickerungswasser-Einflüsse

Auf der Grundlage dieser Untersuchungsergebnisse wird von Prof. Kunze folgende Prognose für den Fall der Infiltration von Sumpfungswasser bzw. Rheinwasser erstellt:

Die durch Infiltrationsmaßnahmen zu erwartenden Veränderungen der Grundwasserqualität bedeuten grundsätzlich ein verändertes Angebot an Nährelementen in allen untersuchten Ökosystemen. Dabei steigt die Konzentration von Hydrogenkarbonat (besonders ausgeprägt bei Einleitung von Sumpfungswasser), Calcium, Magnesium und Ammonium an, und es erhöht sich der pH-Wert.

Erhöhungen in der Konzentration zeigen Eisen und Kalium, für Nitrat, Phosphat und Sulfat ist eine Erniedrigung der Konzentration nach Infiltration festzustellen. Für den Fall, daß Rheinwasser versickert wird, ist zusätzlich mit einer deutlichen Erhöhung von Natrium und Chlorid zu rechnen.

Im Gutachten (Stand: Januar 1991) werden zwei unterschiedliche Fälle betrachtet:

- Bei Einwirken von reinen Infiltrationswässern muß mit erheblichen Auswirkungen auf die Biozönose in allen Gebieten gerechnet werden.
- Für den Fall des Einwirkens von Mischwasser (nach dem Gutachten von Prof. Mull erreichen 21% Versickerungswasser im Buscher Bruch bzw. 24% im Piecksbruch die Feuchtgebiete) ist durch die (nicht auszuschließende) auch dann noch feststellbare Erhöhung des pH-Wertes sowie von Calcium und Hydrogenkarbonat, bei den an nährstoffärmere Standorte (meso-oligotroph) angepassten Pflanzengesellschaften mit ihren hochspezialisierten Pflanzenarten und mikrobiellen Symbiosen mit einem Rückgang bzw. einer Verände-

rung zu rechnen. Der größte Teil der typischen Bruchwald- und Heidemoorarten ist nach *Ellenberg* als Mäßig- bis Starksäurezeiger einzuordnen und würde einer Veränderung des pH-Wertes nicht standhalten.

Im Rothbusch sind keine Veränderungen zu erwarten, da kein Infiltrationswasser in das Gebiet gelangt.

Elmpter Bruch und Boschbeek hingegen würden durch ein Einwirken von Infiltrationswasser irreversibel geschädigt werden, da die diese Gebiete prägende Vegetation auf nährstoffarme Bedingungen angewiesen ist.

Im Schaagbachtal sind im Bereich des untersuchten Teilabschnittes keine wesentlichen Veränderungen zu erwarten, da hier nur nährstoffreichere Erlenwälder auftreten.

Nach Aussagen der Gutachter ist nicht zu erwarten, daß die vorstehend genannten drei Gebiete durch Infiltrationsmaßnahmen beeinträchtigt werden.

Seit Juli 1991 liegt eine – im Rahmen der „Vegetationskundlichen Untersuchungen in ausgewählten Feuchtgebieten im Nordraum des rheinischen Braunkohlenreviers“ (*Lamprecht 1991*) erstellte – differenzierte Vegetationskarte vor, welche eine hinreichend genaue Übersicht über die Verbreitung der sensiblen nährstoffärmeren Vegetationseinheiten im Schwalm-Nette-Gebiet liefert. In Verbindung mit den von Prof. Mull in einer Zusatzuntersuchung errechneten gebietsspezifischen Versickerungswasseranteilen (s. Karte der Versickerungswasseranteile, Bereiche 0–3) erlaubt diese Karte eine flächenbezogene ökologische Risikoabschätzung, die laut Prof. Kunze (Zusatzuntersuchung im August 1991) wie folgt lautet:

Im ganz überwiegenden Teil der Feuchtgebiete des Naturparks Schwalm-Nette sind keine nachhaltigen ökologischen Veränderungen zu erwarten, die ursächlich auf Versickerungswassereinflüsse zurückgeführt werden könnten. In begrenzten Teilbereichen (im gesamten Mühlenbachtal und in Teilbereichen des Knippertzbachtales sowie des Schwalmtales) kann es dagegen aufgrund der Versickerungswassereinflüsse zu einer Veränderung der als sensibel eingestuften Vegetationseinheiten kommen, da hier ein „geringer“ bis „deutlicher“ Versickerungswassereinfluß besteht (Bereiche „2“ und „3“).

## 3. Bewertung:

Aus den Ergebnissen ergibt sich folgende Bewertung:

- a) Auf der Grundlage pflanzensoziologischer Methoden sind die Vegetationsverhältnisse der sechs Repräsentativgebiete vom Gutachter erschöpfend dargestellt und aufgearbeitet worden.
- b) Es wird im Gutachten nicht deutlich genug herausgestellt, daß auch Teile des Mühlenbach- und Schwalmtalesystems sowie einiger nördlicher Rurzuflüsse zum meso- bis (oligo)trophem Moortyp gehören. Der Gutachter unterschätzt in seiner Prognose für das Gesamtgebiet den Anteil der nährstoffärmeren Vegetationseinheiten (Torfmoos-, Erlenbruch-, Birkenbruchwald und Gagelgebüsch) im Einzugsbereich offensichtlich durch eine der tatsächlichen Situation nicht gerecht werdenden Hochrechnung der in den sechs Untersuchungsgebieten kartierten Biotoptypen-Anteile. In naturnahen Teilbereichen des mittleren Schwalmtales hat der Torfmoos-Erlenbruchwald, z. T. mit Übergängen zum Birken-

bruchwald und Gagelgebüsch. mit ca. 20% Flächenanteil durchaus prägenden Charakter. Die komplexe großflächige Verzahnung nährstoffarmer und nährstoffreicher Auen- und Bruchwälder in diesem Teil des Schwalm-Nette-Gebietes ist für Deutschland einmalig. Auch das Schaagbachtal gehört nach Einschätzung des Gutachters zum nährstoffreichen Typ. Dies trifft nur auf den im Rahmen des Gutachtens untersuchten westlichen Abschnitt zu. Der direkt östlich angrenzende Bereich wird hingegen von nährstoffärmeren bis nährstoffarmen Vegetationseinheiten (Torfmoos-Erlenbruchwald, Birkenbruchwald, Glockenheide-Gesellschaft, Ährenlilien-Gesellschaft) geprägt; sie haben dort einen Flächenanteil von z. T. über 50%. Dies wird durch die seit Juli 1991 vorliegende vegetationskundliche Kartierung des Büros Lamprecht belegt.

- c) Das Gutachten enthält keine detaillierte Prognose zur Entwicklung der einzigen untersuchten Tiergruppe (Enchyträen) sowie der Mycorrhiza (Niedere Pilze, die für das Vorkommen zahlreicher Kraut- und Baumarten auf Moorböden notwendig sind; mikrobiologischer Indikator) nach Einspeisung von Sumpfung- und Rheinwasser.
- d) Der Gutachter hat sich bei seinen Prognosen über den Einfluß des Infiltrationswassers auf die Biozönose auf eine Erhöhung der relevanten Parameter konzentriert. Ergänzende Aussagen zur Verringerung der Ionenkonzentrationen unter die im Gelände gemessenen Werte (Referenzsystem) wären wünschenswert gewesen, da auch entsprechende Konzentrationserniedrigungen ökologisch relevant sein können.
- e) Aufgrund des trockenen Witterungsverlaufes im Untersuchungsjahr blieb die Datenlage der als Referenz ermittelten Ionenkonzentrationen in den sechs Untersuchungsgebieten teilweise unbefriedigend. Da es sich hierbei nur um einzelne Gebiete handelt, dürfte dies nach den Aussagen der Gutachter Mull und Schulz keine entscheidenden Auswirkungen auf die grundsätzlichen Prognosen haben.
- f) Bei den Laborversuchen und Prognosen über die Auswirkungen der Infiltrationswässer (Rhein- und Sumpfungswasser) auf die Biozönose ist die Schwankungsbreite der einzelnen Ionen bisher nicht ausreichend berücksichtigt worden. Im Hinblick auf die Abschätzung des ökologischen Risikos sollte auf eine solche Betrachtungsweise nicht verzichtet werden.
- g) Es fehlt eine Langzeitprognose hinsichtlich der Wirkung der vom Gutachter für die Feuchtgebiete kritisch angesehenen Parameter wie Ca, Mg, Hydrogenkarbonat, Na, Cl sowie von chlorierten Kohlenwasserstoffen und möglicher synergistischer Effekte.
- h) Bisher ist wissenschaftlich nicht belegt, von welchen Grenzwerten der Ionenkonzentrationen an Veränderungen in den betrachteten Feuchtgebieten und hier besonders in den nährstoffärmeren Vegetationseinheiten eintreten. Die Einstufung in „keine ökologischen Veränderungen“ bzw. „fast keine Veränderungen“ kann deshalb nur als orientierender Plausibilitätsschluß betrachtet werden. Die biologische Folgerung des Gutachtens, daß in den Bereichen, für die „kein“ bzw. „fast kein“ Versickerungswassereinfluß prognostiziert wird, die Vegetation zum größten Teil bereits durch nährstoffreiches Grundwasser geprägt ist, ist nicht nachvollziehbar. So besitzen in entsprechenden Bereichen im Schaagbachtal wie auch im mittleren Schwalmthal nährstoffärmere bis nährstoffarme Vegetationseinheiten durchaus prägenden

Charakter, wie auch die Ergebnisse der Lamprecht-Kartierung belegen (s. o.). Auch hier ist eine Beeinträchtigung allerdings auszuschließen, soweit keine ökologisch relevanten Versickerungsanteile in die Feuchtgebiete gelangen.

#### 4. Schlußfolgerung:

Aus den Ergebnissen des Gutachters und den Bewertungen der LÖLF ergeben sich zusammenfassend folgende Folgerungen: Komplexe Ökosysteme entziehen sich aufgrund des bislang unzureichenden ökologisch-wissenschaftlichen Erkenntnisstandes einer genauen Berechenbarkeit. Unter Berücksichtigung dieses Unsicherheitsfaktors läßt sich folgende Prognose ableiten:

Nach den vorliegenden Gutachten erscheint das mit dem geplanten Abbauvorhaben verbundene ökologische Risiko grundsätzlich beherrschbar, wenn die gegenwärtigen Standortfaktoren im Schwalm-Nette-Gebiet erhalten bleiben. Voraussetzung dafür ist, daß

- a) der komplexe Wasserhaushalt des Ökosystems hinsichtlich der jahreszeitlich bedingten Grundwasserstandsschwankungen erhalten bleibt (vgl. die gemessene Grundwasser-schwankungsamplitude im Torfmoos-Erlenbruchwald von ca. 0–20 cm oder im Iris-Erlenbruchwald von ca. 20–40 cm),
- b) eine Qualität des Infiltrationswassers (innerhalb des gemessenen Referenzsystems) garantiert ist, welche die biologische Funktionsfähigkeit der bestehenden Ökosysteme des Schwalmmeinzugsgebietes nicht gefährdet, und
- c) die noch offenen ökologischen Fragen (s. Nr. 3) im Zuge der Rahmenbetriebsplanung, soweit dies wissenschaftlich möglich ist, geklärt werden.

Deshalb sollte insbesondere durch einen Feldversuch, gegebenenfalls in einem heute bereits teilentwässerten Bereich, überprüft werden, ob die im Rahmen von Modelluntersuchungen gewonnenen Erkenntnisse auch in der prognostizierten Weise biologisch wirksam sind, so daß die biologischen Funktionen und Kreisläufe der Ökosysteme auch bei Realisierung eines Tagebaus Garzweiler II funktionsfähig bleiben. Zum Schutz des international bedeutsamen Schwalm-Nette-Gebietes wäre es wünschenswert, den Einfluß des Sumpfungswassers auf die nährstoffärmeren Bereiche, insbesondere im mittleren Schwalmthal (Piecksbruch) so gering wie möglich zu halten, um das Restrisiko für diesen besonders empfindlichen Bereich zu reduzieren. Dies könnte durch eine Verlagerung der Risikogrenze nach Süden erreicht werden.

# **Auswirkungen von Braunkohlen- abraumkippen auf die Grundwasserbeschaffenheit**

**– Kurzfassung des Zwischenberichts –**

Auftraggeber:  
Landesamt für Wasser und Abfall  
Nordrhein-Westfalen

Bearbeiter:  
Prof. Dr. Obermann  
Dr. W. van Berk  
Dipl.-Geol. F. Wisotzky  
Cand.-Geol. F. Reichel

Datum: Juli 1991  
– Bearbeitungszeit: September 1989 bis Dezember 1990 –

## 1. Einleitung

Am Zieselsmaarsee, einem Oberflächengewässer am südlichen Rand der Braunkohlen-Abraumkippe Berrenrath, wurde zu Beginn der achtziger Jahre eine zunehmende Versauerung des Seewassers bis auf pH-Werte um pH 3 beobachtet, die zur Zeit noch weiter anhält. Erste Untersuchungen des Landesamtes für Wasser und Abfall/Düsseldorf (LWA) zur Hydrochemie und Hydrobiologie des Gewässers sowie zu den Grundwasserströmungsverhältnissen im Zustrombereich des Sees – in der aufstromig dazu gelegene Abraumkippe Berrenrath – zeigten u. a., daß zusammen mit der Versauerung des Seewassers auch erhöhte Sulfatkonzentrationen auftreten. Wie die Strömungsverhältnisse des in der Kippe angestiegenen Kippengrundwassers erkennen ließen, setzte die Versauerung des Seewassers etwa zu dem Zeitpunkt ein, von dem an das angestiegene Kippengrundwasser aus der Abraumkippe in den See übertreten konnte.

Ähnliche Effekte einer Versauerung und Mineralisation von Seen mit Sulfat, die sich in Abraumkippen des Braunkohlenreviers der weiter südlichen Ville befinden – in denen das Grundwasser schon früher angestiegen war – konnten nicht beobachtet werden.

Im Gegensatz zu diesen Abraumkippen in der südlichen Ville besteht der in der Kippe Berrenrath abgelagerte Abraum – insbesondere im südlichen Kippenteil, der den Zustrombereich für den Zieselsmaarsee bildet – aus eisendisulfidhaltigen, tertiären Braunkohlengesteinen mit durchschnittlichen Disulfid-Schwefelgehalten von ca. 0,1 bis 0,2 Gew% geogenen Ursprungs.

Die Freisetzung von Säure ( $H^+$ -Ionen) und Sulfat ist als typische Auswirkung einer oxidativen Verwitterung eisendisulfidhaltiger Sedimente bekannt, wie dies z. B. auch durch Untersuchungen zum Stoffaustag von eisendisulfidhaltigem Abraum der nordrhein-westfälischen Steinkohle in das Grundwasser dokumentiert ist (Untersuchungen der Ruhr-Universität Bochum; Obermann und van Berk, 1986; van Berk, 1987). Da zudem durch die Untersuchungen des LWA ein möglicher Zusammenhang zwischen dem Übertritt von Kippengrundwasser in den Zieselsmaarsee und dessen Versauerung bzw. Mineralisation erkennbar wurde, sollte zunächst untersucht und geklärt werden, ob der Stoffaustag des Abraums in der Kippe Berrenrath zu einem Eintrag von Säure und Sulfat in das Kippengrundwasser führt.

Im Oktober 1988 wurde die Gesellschaft für Sediment- und Wasseranalytik m.b.H./Essen (SEWA) von LWA beauftragt, im Bereich der Braunkohlenabraumkippe Berrenrath zu untersuchen, ob die oxidative Verwitterung des eisendisulfidhaltigen Abraums der Kippe die beobachtete Versauerung des Kippengrundwassers und auch des Seewassers bewirkt (Gutachten zur Analyse von Feststoff- und Wasserproben aus Abraumkippen; SEWA GmbH, 1989).

Nachdem dieser Zusammenhang erkannt und belegt war, beauftragte das LWA den Arbeitsbereich Hydrogeologie des Instituts für Geologie an der Ruhr-Universität Bochum, in Zusammenarbeit mit Herrn Dr. W. van Berk grundlegend zu untersuchen, welche Auswirkungen des Stoffaustrages der Abraumkippen im Rheinischen Braunkohlenrevier auf die Grundwasserbeschaffenheit langfristig zu erwarten sind. In einem ersten Teil dieser Untersuchung, vom September 1989 bis zum Dezember 1990, sollte vorrangig eine Prognose dazu erarbeitet werden, wie sich der Stoffaustag der Abraumkippe des bean-

tragten Tagebaus Garzweiler II auf die Beschaffenheit des Grundwassers in und im direkten Unterstrom der Kippe auswirken wird.

Die Erkenntnisse aus diesem ersten Untersuchungsabschnitt, die mit dem vorgelegten Zwischenbericht dokumentiert werden, sollen insbesondere hinsichtlich der Prognose der Grundwasserbeschaffenheit in der Abraumkippe Garzweiler II als fachliche Grundlage für eine wasserwirtschaftliche Bewertung im Rahmen der Leitentscheidungen der Landesregierung NRW zur Braunkohlepolitik genutzt werden.

Über den Zeitraum der gesamten Untersuchung (bis Mitte 1993) führt das LWA die Fachaufsicht über die Untersuchung. Der begleitende Arbeitskreis zu diesen Untersuchungen mit der Beteiligung

- des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW (MURL)/Düsseldorf
- des LWA/Düsseldorf
- des Landesoberbergamtes NRW (LOBA)/Dortmund
- des Geologischen Landesamtes NRW (GLA)/Krefeld
- der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW (LÖLF)/Recklinghausen
- des Regierungspräsidenten Köln (RP Köln)
- des Erftverbandes (EV)/Bergheim
- der Rheinischen Braunkohlenwerke AG (Rheinbraun AG)/Köln

wird durch den Auftragnehmer regelmäßig über den Stand der Untersuchungen informiert und stimmt die weitere Vorgehensweise ab. Eine kleinere Arbeitsgruppe (LWA, EV, Rheinbraun AG, Auftragnehmer) übernimmt die Koordination der notwendigen fachlichen Zusammenarbeit (Bohrungen, Grundwasserbeprobung etc.).

## 2. Problemstellung und Zielsetzung

Ausgelöst wird der Stoffaustag des Kippenabraums in das Kippengrundwasser dadurch, daß der eisendisulfidhaltige Abraum im Kontakt mit Luftsauerstoff, z. B. während der Exposition an den jeweiligen temporären Schüttscheibenoberflächen der Kippe, oxidativ verwittert. Dabei werden u. a. Säure- und Sulfat-Ionen im verwitterten Abraum gebildet, angereichert und gespeichert. In das ansteigende Kippengrundwasser bzw. auch schon in das Sickerwasser, das sich von der Oberfläche der Kippe auf die Grundwasseroberfläche zu bewegt, werden die zuvor im Abraum gespeicherten Säure- und Sulfatmengen eingetragen.

Deshalb wird untersucht und beschrieben,

- wie und unter welchen Bedingungen die *oxidative Verwitterung* des eisendisulfidhaltigen Abraums Säure und Sulfat freisetzt und akkumuliert und zur Versauerung des Abraums führt und
- welche *hydrogeochemischen Reaktionen* zwischen den versauerten Abraumengen und den nicht versauerten Abraumengen im Kippengrundwasserleiter sowie mit dem Kippengrundwasser dessen Beschaffenheit kontrollieren.

Darauf aufbauend, entsprechend fachlich abgesichert und unter Berücksichtigung der zu erwartenden Grundwasserströmungsverhältnisse (betr.: „Grundwassermodell Venloer Scholle“; RWTH Aachen, 1990) der Kippe und in deren Umfeld soll eine Prognose dazu abgegeben werden, welcher Stoffeintrag in das Grundwasser der Kippe Garzweiler II nach Art, Größe und räumlich zeitlicher Entwicklung zu erwarten ist.

Zudem soll aufgezeigt werden, wie und wo Maßnahmen ansetzen könnten, mit denen das Ausmaß von Stoffmobilisation und Stoffeintrag in das Kippengrundwasser zu vermindern wäre.

Die bisher vorliegenden Untersuchungen setzen sich im wesentlichen mit zwei Problemstellungen auseinander.

- a) Wann unter welchen Bedingungen, in welcher Zeit und in welchem Ausmaß läuft die *Stoffmobilisation* und *Versauerung* bei der oxidativen Verwitterung der Braunkohlenebengesteine auf ihrem Weg
  - von den Braunkohlenebengesteinen in den ungesümpften und unverritzten Grundwasserleitern im weiteren Vorfeld des Tagebaus
  - über die Braunkohlenebengesteine in den unverritzten aber gesümpften Grundwasserleitern im Tagebauvorfeld
  - über die Exposition der Braunkohlenebengesteinschichten an den temporären Oberflächen (abbauseitig) im Tagebau
  - über die Exposition der als Abraum auf der Kippe abgelagerten Braunkohlenebengesteine an den jeweiligen temporären Obeflächen der Kippenschüttscheiben bis
  - hin zur dauerhaften Ablagerung des Abraums unterhalb einer kultivierbaren Bodenauflage an der endgültigen Oberfläche der fertig angeschütteten Kippe ab?
- b) Kontrollieren bestimmte Reaktionen zwischen Abraum und Kippengrundwasser im Kippengrundwasserleiter die Stoffkonzentrationen und ihre *Entwicklung im Kippengrundwasser*, so daß der Stoffaustrag nach Art, Größe und räumlich-zeitlicher Entwicklung doch prinzipiell vorhersagbar wird?

An diesen beiden Punkten, – Ablauf der Stoffmobilisation und räumlich-zeitlicher Ablauf hydrogeochemischer Reaktionen im Kippengrundwasserleiter –, setzt die vorliegende Untersuchung an.

### 3. Vorgehensweise

Von der Arbeitshypothese ausgehend, daß der Stoffaustrag des Abraums in das Kippengrundwasser von einer zuvor im Abraum abgelaufenen oxidativen Verwitterung der Eisendisulfide ausgelöst wird, wurde zunächst untersucht, ob der Abraum des beantragten Tagebaus Garzweiler II solche Eisendisulfidmengen führt, daß der Abraum zu relevanten Anteilen versauern bzw. größere Mengen an spontan freisetzbare Säure und Sulfat speichern kann, wenn er *oxidativer Verwitterung* ausgesetzt wird. Dazu wurden Bohrproben aus den gesümpften und ungesümpften, unverritzten Grundwasserleitern im Bereich Garzweiler II und I, also Braunkohlenebengesteine, die als Abraum auf der Kippe Garzweiler I/II abgelagert werden müssen, auf bestimmte Parameter (u. a. Gehalt an den verschiedenen Schwefelspezies, Karbonatkohlenstoffgehalt, pH-Wert des Bodens, Versauerungsverhalten) untersucht. Es soll damit auch festgestellt werden, ob die mit der Entwässerung der Grundwasserleiter verbundene Luftzufuhr ausreichte, eine Versauerung des Abraums in den trockengelegten Grundwasserleitern zu bewirken.

Mit Untersuchungen zur *geochemischen Entwicklung* des Abraums unter oxidativen Verwitterungsbedingungen im Tagebau Garzweiler I, auf verschiedenen Abraumkippen, in dafür eigens hergestellten Versuchsansättungen und mit Laborversuchen

soll erkannt werden, welche Abraumarten wie intensiv, in welcher Zeit und unter welchen Bedingungen versauern und dabei eine bestimmte Menge an freisetzbare Säure (und Sulfat) im Abraum speichern können.

Daraus soll eine *geochemische Modellvorstellung* abgeleitet werden, die beschreibt, wie sich in der Abraumkippe die gespeicherten (und freisetzbaren) Säure- und Sulfat-Mengen verteilen und welche Faktoren (z. B. die Größe eines u. U. vorhandenen Säure-puffernden Potentials) diese Entwicklung beeinflussen; auch im Hinblick auf Maßnahmen, mit denen das Ausmaß von Stoffmobilisation und Stoffeintrag in das Kippengrundwasser vermindert werden kann. Auf dieser Modellvorstellung soll die Prognose basieren, die die zu erwartende Entwicklung der Versauerung des Abraums in der Kippe Garzweiler II beschreibt.

Welches Maß der Auswirkungen auf die Kippengrundwasserbeschaffenheit auftritt, wenn bei der Reaktion der versauerten Abraummengen mit dem nicht versauerten Abraum und dem Kippengrundwasser die mobilisierten Stoffe in das Kippengrundwasser eingetragen werden, wird durch Untersuchungen an Grundwässern aus Kippengrundwasserleitern geklärt, deren Abraummengen unterschiedliche Gesamtschwefelgehalte und damit auch unterschiedliche Versauerungszustände aufweisen.

Mit *chemisch-thermodynamischen Gleichgewichtsberechnungen* soll erkannt werden, ob und welche hydrogeochemischen Reaktionen zwischen den untersuchten Grundwässern und dem Abraum im Kippengrundwasserleiter ablaufen und dabei die Konzentrationen der aus dem Abraum in das Kippengrundwasser eingetragenen Stoffe kontrollieren. Durch die geochemische Modellierung solcher Reaktionen soll nachgewiesen werden, daß die Versauerung und Mineralisation des Kippengrundwassers, so wie sie beobachtet wurde, nicht unsystematisch abläuft, sondern chemisch-thermodynamischen Prinzipien der Chemie wäßriger Lösungen folgt und damit auch auf andere Standorte übertragbar ist.

Auf der Grundlage der Beobachtungen zur *Kippengrundwasserchemie* und der theoretischen Absicherung der Beobachtungen kann dann prognostiziert werden – wobei die zu erwartende Entwicklung der Versauerung des Kippengrundwassers mit einbezogen wird – mit welcher Grundwasserbeschaffenheit in und im Unterstrom der Abraumkippe Garzweiler II zu rechnen ist.

Die den Stoffaustrag nach Art und Größe kontrollierenden hydrogeochemischen Reaktionen im Kippengrundwasserleiter werden zu einer bestimmten Abfolge (einer hydrogeochemischen Entwicklung auf der Fließstrecke des Kippengrundwassers und in der Zeit) geordnet. Zusammen mit den zu erwartenden Grundwasserströmungsverhältnissen in und im Umfeld der Kippe Garzweiler II kann daraus größenordnungsmäßig abgeschätzt werden, wie sich die Stoffkonzentrationen im Kippengrundwasser räumlich-zeitlich entwickeln werden. Diese Prognose beschreibt auch die hydrochemische Entwicklung solcher Kippengrundwässer, die aus dem Kippengrundwasserleiter austreten und z. B. einen Stoffeintrag in einen Restsee bewirken.

Gestützt auf die Kenntnisse über das unterschiedliche Versauerungsverhalten der verschiedenen Abraumarten und über die Faktoren, die bestimmen, in welcher Zeit und mit welchem Ausmaß Säure- und Sulfat-Mengen im versauerten Abraum akkumulieren, können erste Ansätze für solche Maßnahmen beschrieben werden, mit denen das Ausmaß von Stoffmobilisation und Stoffeintrag in das Kippengrundwasser vermindert werden könnte.



## 4. Untersuchungsergebnisse

Die Nebengesteine der Braunkohlenflöze im rheinischen Braunkohlenrevier, die durch den Abbau der Kohle umgelagert und als Abraum auf den Kippen abgelagert werden müssen, enthalten Eisendisulfidverbindungen (u. a. die Mineralphase Pyrit) geogenen Ursprungs.

Von solchen eisendisulfidhaltigen Sedimenten ist bekannt, daß die Eisendisulfide im Reaktionskontakt mit Luftsauerstoff oxidiert werden, wobei Säure (Protonen) sowie Sulfat-Ionen produziert werden. In Abhängigkeit von der Menge an vorhandenen Eisendisulfiden, von der Menge an nachgeliefertem Luftsauerstoff und von der Menge an Säure-puffernden Verbindungen (Karbonatminerale) im Sediment kann es dazu kommen, daß Sedimentmengen beim Zutritt von Luftsauerstoff versauern. Dabei können sich (im Kontakt mit Wasser) Boden-pH-Werte von bis zu pH 2 und darunter einstellen. Darüber hinaus werden weitere Stoffe aus dem versauernden Abraum mobilisiert (u. a. metallische und metalloide Elemente sowie Spurenelemente) und Säure, Sulfat sowie die anderen mobilisierten Stoffe im Sediment in leicht „grundwasserlöslicher“ Form gespeichert.

Der eisensulfidhaltige Abraum der rheinischen Braunkohle wird bei deren Abbau an den jeweils zeitweise existierenden Oberflächen der Tagebauböschungen auf der Abbau- und Kippenseite direkt in intensiven Reaktionskontakt mit Luftsauerstoff gebracht. Dadurch wird das mit den Eisendisulfiden vorhandene Säurefreisetzungspotential des Abraums zumindest teilweise aktiviert. Es muß daher damit gerechnet werden, daß die zuvor im Abraum der Kippe in leicht freisetzbarer Form gespeicherten Säure- und Sulfatmengen in das Grundwasser eingetragen werden, das im Laufe der Zeit in die Kippe ansteigen und den Abraum durchströmen wird.

Der *erste Teil dieser Untersuchung* (betr. vorliegenden Zwischenbericht / Zeitraum Herbst 1989 bis Ende 1990) sollte u. a. eine Prognose dazu liefern, wie sich der Stoffaustrag der Abraumkippe des beantragten Tagebaus Garzweiler II

- auf die Beschaffenheit des Grundwasser in der *Abraumkippe*
- auf die Beschaffenheit des Grundwassers in deren *Grundwasserunterstrom*
- auf den Stoffeintrag in einen in der Kippe liegenden *Restsee*

auswirken wird.

Mit dem *zweiten Teil der Untersuchung* (1991 bis 1993) sollen die Fakten und Erkenntnisse erarbeitet werden, mit denen die zu erwartenden Auswirkungen des Stoffaustrages der Abraumkippen in den Tagebauen Inden/Kippe Zukunft-West und Hambach auf die Grundwasserbeschaffenheit in den Kippen und in deren Umfeld (Gesamtraum) beschrieben werden können.

Im Rahmen des ersten Teils der hier vorgelegten Untersuchung wurden für o. g. Prognosen folgende Themen- bzw. Fragenkomplexe bearbeitet.

*Fragenkomplex 1* (betr. Abschnitt 4.1) zum *Versauerungsverhalten der Abraummengen*.

- Unter welchen Bedingungen und in welchem Ausmaß wird die Eisendisulfidoxidation im Abraum des beantragten Tagebaus Garzweiler II ablaufen?
- Welche Abraumengenteile sind potentiell versauerungsfähig und welche Anteile davon versauern unter realen Bedingungen?

- In welchen Mengen werden dabei Säure und Sulfat produziert sowie andere Stoffe aus dem Abraum mobilisiert und ebenfalls in leicht freisetzbarer Form (für eine Auswaschung in das Kippengrundwasser) gespeichert?

*Fragenkomplex 2* (betr. Abschnitt 4.2) zur *Art und Größe des Stoffaustrages* teilweise versauerter Abraumengen in Grundwasser.

- Welche Stoffe werden mit welchen Konzentrationen aus solchen teilweise versauerten Kippenabraumengen in das Kippengrundwasser eingetragen, und wie ändert sich die Beschaffenheit des Kippengrundwassers in zeitlicher und räumlicher Hinsicht?

*Fragenkomplex 3* (betr. Abschnitt 4.3) zu den im Kippengrundwasser ablaufenden *hydrogeochemischen Reaktionen*.

- Wird die hydrochemische Beschaffenheit des Kippengrundwassers durch definierte und systematisch ablaufende hydrogeochemische Reaktionen kontrolliert?
- Werden damit Beobachtungen zur Kippengrundwasserbeschaffenheit (an den untersuchten Standorten) auf andere Abraumkippengrundwasserleiter übertragbar?
- Sind beobachtete räumlich-zeitliche Änderungen und Unterschiede in der Beschaffenheit von Kippengrundwässern auf bestimmte hydrogeochemische Entwicklungen zurückzuführen?

*Fragenkomplex 4* (betr. Abschnitt 4.4) zu den Möglichkeiten, die *Ursachen für den Stoffaustrag abzustellen* und/oder die *Auswirkungen des Stoffaustrages auf das Umfeld* der Kippe (Restsee und unterstromiges unverritztes Gebirge) räumlich einzugrenzen.

- a) Maßnahmen, die darauf abzielen, die *Ursachen für den Stoffaustrag des Kippenabraums in das Kippengrundwasser* zu verringern. Wird die teilweise Versauerung des Abraums nicht verhindert oder wesentlich vermindert, werden u. a. die durch die Eisendisulfidoxidation im Abraum freigesetzten Säure- und Sulfatmengen in die sich in der Kippe befindenden oder bildenden Sicker- und Grundwässer eingetragen.

- Durch *Abdeckung eisendisulfidreicher (versauerungsempfindlicher) Abraumengen* auf der Kippe mit eisendisulfidfreien (nicht versauerungsfähigen) oder eisendisulfidarmen (nicht versauerungsempfindlichen) Abraumengen kann der Sauerstoffzutritt zu den versauerungsempfindlichen Abraumengen prinzipiell so stark gehemmt werden, daß dessen Versauerung effektiv über eine längere Zeit zu vermindern bzw. zu verhindern ist (selektive Abraumablagerung als Sauerstoffbarriere und Versauerungsschutz).

- Zur Minderung der besonders bei geringen pH-Werten intensiv ablaufenden Pyritoxidation und zur *lokalen Erhöhung der Pufferkapazität* sollten zusätzliche Versuche zur Kalkung (oder dgl.) des Planums durchgeführt werden.

- Dazu sollten theoretisch abgeleitete Ansätze noch zusätzlich durch Versuche im technischen Maßstab abgesichert werden, die die Wirkung einer zusätzlichen *Verdichtung der Planumsoberfläche* erfassen können.

b) Maßnahmen für den Fall, daß die Versauerung des Abraums nicht bzw. nicht effektiv genug zu verhindern ist oder die für die selektive Abraumlagerung notwendige Steuerung der Abraumströme im Tagebaubetrieb als technisch-ökonomisch nicht durchführbar erscheint. Solche Maßnahmen zielen darauf ab, den nicht oder nicht vollständig verminderten Stoffaustausch des Kippenabbaus in das dann belastete Kippengrundwasser durch großräumig wirkende *hydraulische Maßnahmen* von dem Restsee und von den Grundwasserleitern im unterstromigen, unverritzten Gebirge fernzuhalten.

Die Beurteilung der Wirksamkeit derartiger Maßnahmen war nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchungen.\*) Sie wäre z. B. im Rahmen einer speziellen grundwasserhydraulischen Modellrechnung durchzuführen.

#### 4.1 Untersuchungsergebnisse zum Fragenkomplex 1

Aufgrund ihres *Säurefreisetzungspotentials* (in Form von Eisendisulfidverbindungen) und *Säurepufferpotential* (in Form von Karbonatmineralien) kann potentiell mehr als die Hälfte – aber nicht mehr als drei Viertel – der Braunkohlenebengesteine aus dem Bereich des beantragten Tagebaus Garzweiler II durch Eisendisulfidoxidation versauern (auf Boden-pH-Werte < pH 5 bis ca. pH 2) und dabei Säure, Sulfat und andere Stoffe in leicht mit Wasser eluierbarer Form speichern. Der überwiegende Teil – d. h. mehr als drei Viertel dieser potentiell versauerungsfähigen Abraumengen – kann unter realen Verwitterungsbedingungen im Tagebau und auf der Kippe auch innerhalb einiger Wochen extrem, d. h. auf Boden-pH-Werte von pH 3 bis unter pH 2 versauern, wenn sie in Reaktionskontakt zur Luftsauerstoff kommen.

Weil die verschiedenen Abraumarten, die wesentlich zum Stoffaustausch der Kippe beitragen werden, ein ungefähr gleich großes karbonatisches *Säurepufferpotential* (< 0,01 Gew.% Karbonatkohlenstoff) aufweisen, das aber im Vergleich zum mittleren Säurefreisetzungspotential (ca. 0,25 Gew.% Pyritschwefel) gering ist, bestimmt der Pyritschwefelgehalt (entspricht im wesentlichen etwa dem Gesamt-Schwefelgehalt nicht oxidiertes Abraumengen), ob eine bestimmte Abraumart potentiell versauerungsfähig bzw. sogar versauerungsempfindlich ist. Ab einem Pyrit- oder Gesamt-Schwefelgehalt von etwa 0,1 bis 0,2 Gew.% (Orientierungswert) ist das Säurefreisetzungspotential des Abraums in der Regel so groß, daß er als potentiell versauerungsfähig gelten kann. Abraumengen mit mehr als 0,2 Gew.% Pyritschwefel müssen als versauerungsempfindlich angesehen werden (Abb. 4.1). Sie reagieren bei Luftzutritt unter realen Verwitterungsbedingungen rasch (d. h. innerhalb von 3 bis 6 Wochen Expositionsdauer an Oberflächen) mit extremer Versauerung (pH-Werte im Abraum < pH 2,5 (Abb. 4.2).

Der Grad, zu dem dieses Potential zur *Säurefreisetzung aktiviert* werden kann und welche Säure- und Sulfatmengen dabei gebildet und gespeichert werden, hängt davon ab, wieviel und wie lange Luftsauerstoff in Reaktionskontakt mit der im Abraum enthaltenen Pyritmenge kommen kann.

Auf dem Weg der Braunkohlenebengesteine aus dem ungesümpften, unverritzten Gebirge über die Exposition an den temporären Abbau-Oberflächen des Tagebaus bis hin zur Exposition an den temporären Oberflächen der Kippe setzt die Pyritoxidation mit der Versauerung des Abraums erst dann ein, wenn die Atmosphärien (Luft und Niederschlag) direkt in

Kontakt mit dem Abraum kommen. Dies geschieht zuerst an den abbauseitigen temporären Oberflächen der Tagebaue und dann auch an den temporären Oberflächen der Kippenschüttscheiben (jeweils Böschungen und Planum).

Im durch Sümpfung trockengelegten unverritzten Gebirge kann das Säurefreisetzungspotential der Braunkohlenebengesteine – mangels ausreichender Sauerstoffzufuhr – nicht in einem solchen Maße aktiviert werden, daß eine Versauerung der Sedimente zu beachten ist.

Von den temporären *abbau- und kippenseitig versauernden Oberflächen* im Tagebau ausgehend, dringt die Versauerung des Abraums in der Zeit immer tiefer in die Abraumengen ein und erfaßt dabei ein ständig zunehmendes Abraumvolumen; so schnell und tiefgreifend, wie Sauerstoff aus der Atmosphäre durch den Abraum hindurch in zunehmende Tiefe nachgeliefert werden kann. Die mittlere Expositionszeit der Abraumengen (Exposition gegenüber den Atmosphärien) in oberflächennahen Bereichen des Tagebaus auf der Abbau- und der Kippenseite bestimmt neben dem Pyritschwefelgehalt, welche Mengen des Abraums versauen und wieviel Säure und Sulfat im versauerten Abraum gespeichert werden kann. Innerhalb eines Zeitraumes von ca. 3 Monaten, der der mittleren Expositionszeit des Abraums an den temporären Oberflächen des Tagebaus entspricht, erfaßt die Versauerung der potentiell versauerungsfähigen Abraumengen unter realen Verwitterungsbedingungen einen Bereich von einigen Metern unterhalb der jeweiligen Oberfläche.

Auf die einzelnen Schüttscheiben der wachsenden Kippe (Abb. 4.3) gelangen deshalb auch Abraumengen, die bereits versauert sind, weil sie sich in den oberflächennächsten Metern der Tagebauabbauseite befanden und versauerungsfähig waren. Dazu kommen solche Abraumengen, die nicht versauert sind, weil sie entweder nicht versauerungsfähig sind oder aber von der in die Tiefe vordringenden Pyritoxidation noch nicht erfaßt wurden, da sie sich tief genug unter der abbauseitigen Oberfläche befanden. Werden diese nicht versauerten aber versauerungsfähigen und insbesondere die versauerungsempfindlichen Abraumengen nach der Umlagerung auf die Kippe nahe der Oberfläche einer Kippenschüttscheibe abgelagert und einige Tage bzw. Wochen den Atmosphärien direkt ausgesetzt, dann beginnen auch die Abraumengen zu versauern. Während der Expositionszeit dringt die Versauerung einige Meter tief von der Oberfläche in die Kippenschüttscheibe ein, bevor diese durch eine neue ca. 30 Meter mächtige Schüttscheibe abgedeckt wird, und die in die Tiefe immer langsamer vordringende Versauerung dadurch gestoppt wird. Die Versauerung setzt nun an dieser neu angeschütteten Scheibe, die die ältere Scheibe abdeckt, erneut an. Dort laufen dann die beschriebenen Vorgänge wiederum gleichartig ab.

In den einzelnen Schüttscheiben der *Abraumkippe Garzweiler II* werden sich – inhomogen verteilt und gehäuft an den ehemaligen Oberflächen der einzelnen Schüttscheiben – versauerte Abraumvolumina befinden (Abb. 4.3), neben nichtversauerten Abraumengen. Der Anteil versauerter Abraumengen, in denen Säure und Sulfat gespeichert sind, wird größenordnungsmäßig zwischen 10 und 15 Vol% der Gesamtabraumenge liegen.

Da nur ein kleiner Anteil der Gesamtabraumenge der Kippe versauert, und selbst in den versauerten Abraumengen der vorhandene Eisendisulfidchwefel (im Mittel) nicht vollständig oxidiert wird, kann nur ein relativ geringer Anteil der insgesamt vorhandenen Eisendisulfidmenge zur Säurefreisetzung aktiviert werden. Doch reicht die freigesetzte Säuremenge aus, die kar-

\*) weiterführende Überlegungen wird Prof. Dr.-Ing. Kinzelbach beitragen

bonatische Säurepufferkapazität des gesamten Abraums vollständig aufzubrechen und das Kippengrundwasser auf pH-Werte um pH 4 versauern zu lassen.

Gegenüber den Säure- und Sulfatmengen, die schon an den temporären, abbau- und kippenseitigen Oberflächen des Tagebaus gebildet und gespeichert werden, bleibt die Menge an Säure und Sulfat, die unterhalb der kulturfähigen Abdeckung (z. B. „Forstkie“ in der obersten Schüttscheibe nach der Fertigstellung der Kippe über einen langen Zeitraum zusätzlich durch weitere Pyritoxidation freigesetzt werden kann, relativ gering.

Diese Einschätzung beruht auf Messungen zum Versauerungszustand und Versauerungsverhalten von Abraummengen, die sich über viele Jahre hinweg im grundwasserfreien Bereich von Abraumkippen befanden.

Mit ihren primären Karbonatkohlenstoffgehalten (Kalzit, Siderit, andere Mischkarbonatminerale mit Ca, Fe, Mn, Mg) von ca. 0,005 bis 0,01 Gew.% C-anorg weisen die nicht versauerten Abraummengen – auch die pyritreichen aber nicht oxidierten Abraummengen – im Kippenkörper ein *Säure-pufferndes Potential* auf. Zwar ist deren Gehalt an Säure-puffernden Karbonatmineralen (gemessen als C-anorg) im Vergleich zu den in schwefelreichen versauerten Abraummengen gespeicherten Säuremengen pro Einheitsvolumen Abraum relativ klein, doch stellen die nicht versauerten Abraummengen den überwiegenden Anteil an der gesamten Abraummenge in der Kippe.

Dieses Säure-puffernde Potential des nicht versauerten Abraums kann erst aktiviert und Säure-puffernd wirksam werden, wenn die Säuremengen aus den versauerten Abraumvolumina in Reaktionskontakt mit den Karbonaten der nicht versauerten Abraummengen gelangen. Weil der Säurepuffer im Abraum als Mineralphase feststoffgebunden und somit fixiert ist, die Säure dagegen wasserlöslich und somit mobil ist, kommen Säure und Säurepuffer erst dadurch in Reaktionskontakt, daß Säure von Sicker- oder ansteigendem Grundwasser aus dem versauerten Abraum aufgenommen wird, und das versauerte Sickerwasser – bzw. noch effektiver das versauerte Grundwasser – diese Säure zu den nicht versauerten Abraummengen hin transportiert. Auf der Fließstrecke des Kippengrundwassers läuft dann – durch das Reaktionsmedium Grundwasser ermöglicht – die Titration der in der Kippengrundwasser eingetragenen Säure mit den Säure-puffernden Potentialen der nicht versauerten Abraummengen ab. Die quantifizierbaren hydrogeochemischen Reaktionen bei dieser Titration auf der Fließstrecke des Grundwassers bestimmen Art und Größe des Stoffgehaltes im Kippengrundwasser.

#### 4.2 Untersuchungsergebnisse zum Fragenkomplex 2

Untersuchungen zur Hydrochemie von Kippengrundwässern wurden im wesentlichen beschränkt auf die *Kippe Berrenrath* (Abb. 4.4) durchgeführt, weil revierweit nur diese Kippe ein größeres, zusammenhängendes und ausreichend mächtiges Grundwasservorkommen in schwefelhaltigen Abraummengen aufweist, wie es für solche Untersuchungen notwendig ist, die auch auf räumlich-zeitliche Differenzierungen der Kippengrundwasserbeschaffenheit eingehen sollen. Ergänzt werden diese Untersuchungen durch die Auswertung vorhandener Analysen und durch Messungen der Kippengrundwasserbeschaffenheit in der Abraumkippe Zukunft/West. Im Hinblick auf die zu bearbeitende Problemstellung erwies sich der schwefelreiche Teil (Abb. 4.5) des Kippengrundwasserleiters Berrenrath auch dadurch als geeignet, daß die für den Stoffaustausch des Abraums relevanten geochemischen Eigenschaften des dort abgelagerten Abraums (Gesamtschwefelgehalt, primärer Karbo-

nat-Kohlenstoffgehalt) den geochemischen Eigenschaften des Abraums, der auf der Kippe Garzweiler II abgelagert werden soll, weitgehend entsprechen.

Der im Kippengrundwasser des schwefelreichen Teils der *Kippe Berrenrath* (und entsprechend auch in anderen untersuchten Kippengrundwässern) nachzuweisende Stoffeintrag aus dem Abraummaterial ist nach Art und Größe der Hauptbestandteile des Grundwassers folgendermaßen zu beschreiben:

- Säure (freie Protonen/pH-Wert)
- Sulfat
- Eisen
- Kalzium und
- Kohlendioxid

Maximal mineralisierte Kippengrundwässer weisen bei einer Versauerung mit pH-Werten (Abb. 4.6) um pH 4,4 Sulfatkonzentrationen (Abb. 4.7) von ca. 5000 bis 6000 mg/l und Eisenkonzentrationen (Abb. 4.8) von ca. 2000 bis ca. 3000 mg/l (als dominierende Bestandteile des Stoffeintrages) auf.

Neben diesen versauerten und dabei maximal mineralisierten Kippengrundwässern findet sich ein zweiter extremer hydrochemischer Grundwassertyp: *Noch stärker versauert* (mit pH-Werten bis zu pH 4), aber mit im Vergleich zur maximalen Mineralisation deutlich geringerer Mineralisation von ca. 2000 mg/l Sulfat und ca. 500 mg/l Eisen.

Metallische und metalloide Spurenelemente (Nickel, Kobalt, Zink, Arsen) werden in hohen Konzentrationen von jeweils bis zu einigen Milligramm/Liter in die versauerten Grundwässer freigesetzt. Auch das (Spuren-) Element Aluminium tritt in diesen Grundwässern in hohen Konzentrationen von bis zu einigen Zehner Milligramm/Liter auf.

Maximal mineralisierte und maximal versauerte Kippengrundwässer sind in räumlicher Differenzierung innerhalb des Kippengrundwasserleiters (auf dem Fließweg des Kippengrundwassers) zu beobachten. Die *maximal versauerten Kippengrundwässer* mit relativ geringer Mineralisation, bzw. die Kippengrundwässer, die sich bei der Titration in Richtung auf die maximale Versauerung entwickeln, treten bevorzugt in den aufstromigen Teilen des Kippengrundwasserleiters auf. Dagegen sind die *maximal mineralisierten Kippengrundwässer* bzw. die Kippengrundwässer, die sich in Richtung auf die maximale Mineralisation entwickeln, bevorzugt in den dazu abstromig gelegenen Teilen des Kippengrundwasserleiters (nach längerer Fließstrecke des Grundwassers durch den Grundwasserleiter) zu finden.

In den aufstromigen Teilen dieses Kippengrundwasserleiters hat die noch andauernde Freisetzung von Säure aus den versauerten Abraummengen die karbonatische Pufferkapazität der nicht versauerten Abraummengen im Grundwasserleiter fast vollständig aufgebraucht und die maximale Versauerung des Kippengrundwassers bei relativ geringer Mineralisation bewirkt. In den dazu weiter abstromig gelegenen Kippenteilen hat das Kippengrundwasser diese Phase noch nicht erreicht: Bei relativ geringerer Versauerung (pH-Werte >pH 4,4) bewirkt die noch laufende Säurepufferung durch die Auflösung von Eisen-, Ca-Mischkarbonaten die höhere Mineralisation des Kippengrundwassers mit Eisen und auch mit Sulfat. Gleichzeitig erhöhen sich dadurch auch die Kohlendioxidkonzentrationen des Grundwassers und die Kohlendioxidgehalte der Bodenluft, die mit dem Grundwasser im Gasaustausch steht. Die noch laufende Säurepufferung verhindert (vorerst) einen weiteren Abfall der pH-Werte, bis auch hier die Säurepufferkapazität vollständig aufgebraucht sein wird.

### 4.3 Untersuchungsergebnisse zum Fragenkomplex 3

Chemisch-thermodynamische *Berechnungen zu hydrogeochemischen Gleichgewichtsreaktionen* zwischen reaktiven mineralischen Bestandteilen des Abraums im Kippengrundwasserleiter und den Hauptbestandteilen des Stoffeintrages in das Kippengrundwasser zeigen,

- daß definierte hydrogeochemische Reaktionen zwischen bestimmten mineralischen Bestandteilen des Abraums und den im Kippengrundwasser gelösten Hauptbestandteilen, die aus dem Abraum freigesetzt werden (Säure/pH-Wert, Sulfat, Eisen, Kalzium und Kohlendioxid) ablaufen,
- daß diese Reaktionen definierte Gleichgewichts- bzw. Sättigungszustände anstreben und einstellen,
- daß die Einstellung dieser definierten Gleichgewichts- bzw. Sättigungszustände (für bestimmte, löslichkeitsbegrenzende Mineralphasen) die Konzentrationen der beteiligten Stoffe im Kippengrundwasser steuert (pH-Wert, Konzentrationen von Sulfat, Eisen, Kalzium und Kohlendioxid),
- daß die beobachtete hydrochemische Entwicklung der Kippengrundwässer hin zu den beiden extremen Entwicklungszielen (maximale Mineralisation bzw. maximale Versauerung) einer systematischen und theoretisch begründeten Abfolge der definierten Reaktionen entspricht, die bei der Titration der in das Grundwasser freigesetzten Säure mit den Säure-puffernden Phasen des Abraums ablaufen,
- daß somit der Stoffeintrag in das Kippengrundwasser nach Art, Größe und räumlich-zeitlicher Entwicklung systematisch und chemisch-thermodynamischen Prinzipien entsprechend erfolgt und
- daß somit die beobachteten Auswirkungen des Stoffaustrages auf die Beschaffenheit des Kippengrundwassers Berrenrath auch auf andere Kippengrundwasserleiter übertragbar sind, wenn bestimmte Randbedingungen berücksichtigt werden.

Einflußreichste dieser *Randbedingungen* ist die Größe der im Kippenabraum gespeicherten Säuremenge und das Verhältnis von Säuremenge zu karbonatischer Pufferkapazität des Abraums. Diese Größen bestimmen, ob die hydrogeochemische Entwicklung die maximale Versauerung des Kippengrundwassers erreicht, oder ob sie bei nur geringerer Versauerung ihren Höhepunkt erreicht, um sich danach zurückzuentwickeln, ohne die maximale Mineralisation und/oder die maximale Versauerung einstellen zu können. Welche Säuremenge durch Pyritoxidation im Kippenabraum produziert und gespeichert werden kann, hängt neben dem Pyritschwefelgehalt davon ab, über welche mittlere Expositionszeit hinweg versauerungsfähige und insbesondere versauerungsempfindliche Abraumengen an den Oberflächen der Tagebauböschungen und an den Oberflächen der Kippenschüttscheiben direkt den Atmosphären ausgesetzt waren.

Der schwefelreiche Teil der *Kippe Berrenrath*, an dem die zuvor beschriebenen hydrochemischen Verhältnisse beobachtet wurden, weist im Vergleich zum durchschnittlichen Abraum der Kippe Garzweiler II – bei größenordnungsmäßig vergleichbaren Kohlenstoffgehalten und vergleichbarer mittlerer Expositionszeit – gleiche bis etwas geringere Gesamtschwefelgehalte und damit geringere Anteile versauerungsfähiger bzw. versauerungsempfindlicher Abraumengen auf. Deshalb ist in konservativer Einschätzung für die *Kippe Garzweiler II* zu erwarten, daß das Verhältnis von gespeicherter Säuremenge zu Säure-pufferndem Potential pro Einheitsvolu-

men Abraum im gesamten Kippenkörper ungefähr so groß werden wird, wie es in der Kippe Berrenrath (Schwefel-reicher Teil) ist und dort zu den beobachteten und theoretisch begründeten Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit führt.

#### 4.3.1 Prognose der Grundwasserbeschaffenheit in der Kippe Garzweiler II

Auf der Grundlage der beobachteten hydrochemischen Verhältnisse und Entwicklungen im Kippengrundwasser Berrenrath, unter Berücksichtigung der genannten Randbedingungen und abgesichert durch die chemisch-thermodynamischen Gleichgewichtsberechnungen kann folgende Prognose zur Kippengrundwasserbeschaffenheit in der Kippe des beantragten Tagebaus Garzweiler II abgegeben werden.

Aus den auf der Kippe zur Ablagerung kommenden Abraumengen werden folgende, für eine wasserwirtschaftliche Bewertung als *relevant anzusehende Stoffe in das Kippengrundwasser* eingetragen:

- Säure (als freie H<sup>+</sup>-Ionen pH-Wert erniedrigend)
- Sulfat
- Eisen (vorwiegend als Fe<sup>2+</sup>-Ionen, die bei Luftzutritt weitere Säure freisetzen können)
- Metallische und metalloide (Spuren-) Elemente
  - + Nickel
  - + Kobalt
  - + Zink
  - + Arsen
  - + Aluminium
  - + Mangan
- Kalzium
- Kohlendioxid.

Als Folge einer hydrogeochemischen Entwicklung im Zuge der Titration der in das Grundwasser freigesetzten Säure mit den feststoffgebundenen Säure-puffernden Potentialen des Abraums kommt es auf der Fließstrecke des Grundwassers zu einer räumlich-zeitlichen Differenzierung der Stoffkonzentrationen im Kippengrundwasser.

Eine *maximale Versauerung* des Kippengrundwassers mit pH-Werten um pH 4 ist bevorzugt und zeitlich eher in aufstromigen als in den abstromigen Teilen des Kippengrundwasserleiters Garzweiler II zu erwarten (Abb. 4.9 und 4.10). Dagegen kann für die dazu weiter abstromig gelegenen Teile des Kippengrundwasserleiters Garzweiler II erwartet werden, daß dort bevorzugt und länger in der Zeit die *maximale Mineralisation* des versauerten Kippengrundwassers (mit pH-Werten > pH 4,4) erreicht wird und anhält.

Diese beiden Phasen des Stoffeintrages bzw. der hydrogeochemischen Entwicklung des Kippengrundwassers sind – lokal und zeitweise auftretend – durch folgende Stoffkonzentrationen des Kippengrundwasser gekennzeichnet:

		maximale Mineralisation	maximale Versauerung
pH-Wert		ca. 4,4	ca. 4
Sulfat	(mg/l)	5000 bis 6000	1500 bis 2000
Eisen	(mg/l)	2000 bis 3000	100 bis 500
Kalzium	(mg/l)	300 bis 450	400 bis 500
Ni+Co+Zn+As	(mg/l)	5 bis 15	2 bis 10
Aluminium	(mg/l)	bis zu ca. 70	bis zu ca. 70

Auf dem Weg hin zu diesen extremen Zielen der hydrogeochemischen Entwicklung und bei der Rückentwicklung mit nachlassender Versauerung und Mineralisation (d. h. mit in der Zeit zunehmendem und nachlassendem Stoffeintrag) sind weiterhin folgende *Stoffkonzentrationen im Grundwasser der Kippe Garzweiler II* bereichs- und zeitweise zu erwarten:

pH-Wert		5 – 6
Sulfat	(mg/l)	1500 bis 3000
Eisen	(mg/l)	5 bis 200
Kalzium	(mg/l)	300 bis 500
Ni+Co+Zn+As	(mg/l)	1 bis 5
Aluminium	(mg/l)	bis zu 1.

Die *Endphase des Stoffeintrages* in das Kippengrundwasser (vollständige Auflösung der im Kippengrundwasserleiter gebildeten Mengen an Gips) setzt ein, wenn bei der Rückentwicklung der hydrochemischen Verhältnisse die pH-Werte des Kippengrundwassers wieder auf Werte oberhalb von pH 6 angestiegen und die Stoffkonzentrationen deutlich unter die zuletzt genannten Werte abgesunken sind. Dann ist der Vorrat des Kippenabraums an in das Grundwasser freisetzbaren Stoffen schon weitgehend aufgebraucht und mit dem Kippengrundwasser aus der Kippe oder dem jeweiligen Teil des Kippengrundwasserleiters heraus verfrachtet worden. In den aufstromigen Teilen des Kippengrundwasserleiters Garzweiler II wird diese Endphase der Auswirkungen auf die Kippengrundwasserbeschaffenheit zeitlich früher als in den abstromigen Kippenteilen einsetzen.

Die *Zeitdauer*, in der das versauerte und mineralisierte Grundwasser im Kippengrundwasserleiter Garzweiler II zu beobachten sein wird, hängt von folgenden Faktoren ab:

- Von der mittleren Aufenthaltszeit des Grundwassers auf seinem Weg durch den Kippengrundwasserleiter, die selbst wiederum vom Durchlässigkeitsbeiwert ( $k_f$ -Wert), dem durchflußerfüllten Bereich, von hydraulischen Gradienten (Größe und eventuell stark wechselnde Richtung) und der Länge der Fließstrecke abhängig ist.
- Von dem Vorrat an im Kippenabraum gespeicherten, unter den hydrochemischen Verhältnissen im Kippengrundwasser löslichen Säure-, Sulfat-, Eisen- und Karbonatmengen.

Die hydraulischen Faktoren und insbesondere der  $k_f$ -Wert (mit Werten im Bereich von  $10^{-5}$  m/s einzuschätzen) beeinflussen die Zeitdauer, in der das Kippengrundwasser mineralisiert und versauert im Kippengrundwasserleiter auftritt, dabei wesentlich stärker, als dies durch die Spannbreite der im Abraum gespeicherten und freisetzbaren Stoffmengen möglich ist.

Die Auswirkungen des Stoffaustrages der Abraumkippe Garzweiler II auf die Zeitdauer und die räumlich-zeitliche Verteilung von Mineralisation und Versauerung des Kippengrundwassers können derzeit wegen dieser komplexen Zusammenhänge und der möglichen großen Variationsbreite der Größen, die den Stoffaustrag in dieser Hinsicht beeinflussen, nur größenordnungsmäßig in Analogie zu den Verhältnissen in der Kippe Berrenrath abgeschätzt werden.

Für abstromige Bereiche des Kippengrundwasserleiters Garzweiler II (etwas direkt aufstromig zum geplanten Restsee) ist zu erwarten, daß frühestens 150 ( $\pm$  50) Jahre nach Beginn des Grundwasseranstiegs in der Kippe die Stoffkonzentrationen des Grundwassers in der Kippe deutlich abgesunken sein werden (von ca. 6 bis 8 g/l Sulfat + Eisen bei maximaler Mineralisation

auf ca. 2 g/l bei maximaler Versauerung). In weiter aufstromig dazu gelegenen Kippenteilen wird diese Phase des Stoffeintrages – entsprechend der kürzeren mittleren Aufenthaltszeit des Grundwassers auf dieser kürzeren Fließstrecke – nach einem kürzeren Zeitraum erreicht werden.

#### 4.3.2 Prognose des Stoffeintrages in den Restsee (Garzweiler II)

Einem im Kippengrundwasserleiter Garzweiler II gelegenen Restsee (Abb. 4.11) wird – je nach seiner Lage im Grundwasserströmungsfeld der Kippe und des Umfeldes – auch Grundwasser zuströmen, das unterschiedlich lange *Fließwege durch den Kippengrundwasserleiter* hinter sich gebracht und eine entsprechende Versauerung und Mineralisation erfahren hat. Die mit dem Kippengrundwasser in den Restsee gelangenden Stoffe werden, je nach dem Anteil an Kippengrundwasser an der Restseefüllung (und ohne Berücksichtigung hydraulischer Abwehrmaßnahmen), einen Stoffeintrag in den Restsee bewirken, der durch die hydrochemische Zusammensetzung der zuströmenden Kippengrundwässer geprägt ist. Dabei sind Größe und Zeitdauer des Stoffeintrages in den Restsee wegen der räumlich-zeitlichen Differenzierung der Kippengrundwasserchemie davon abhängig, wo sich der Restsee im Grundwasserströmungsfeld der Kippe befindet.

Beim *Übertritt aus dem Kippengrundwasserleiter in den Restsee* gerät das Kippengrundwasser, insbesondere an der ansteigenden Oberfläche des Restsees, in intensiven Kontakt mit Luftsauerstoff. Dabei werden die im Kippengrundwasser in hohen Konzentrationen gelösten Eisen<sup>2+</sup>-Ionen oxidiert. Die Eisen<sup>3+</sup>-Ionen hydrolysieren, Eisen<sup>3+</sup>-Hydroxide und Eisen<sup>3+</sup>-Hydroxosulfatphasen werden aus dem Kippengrundwasser ausgefällt, wodurch eine weitere Versauerung des ausgetretenen, ehemaligen Kippengrundwassers (jetzt Restseewasser) ausgelöst wird.

Die Eisen<sup>2+</sup>-Konzentration des austretenden Kippengrundwassers gibt vor, wie weit das Kippengrundwasser bei vollständiger Oxidation mit Luftsauerstoff versauern kann. Maximal versauerte Kippengrundwässer mit pH-Werten um pH 4 und relativ geringen Eisen<sup>2+</sup>-Konzentrationen von unter 500 mg/l erreichen bei vollständiger Oxidation pH-Werte um pH 3. Versauerte und maximal mineralisierte Kippengrundwässer mit Eisen<sup>2+</sup>-Konzentrationen von bis zu ca. 3000 mg/l können dagegen noch extremer, bis auf pH-Werte um pH 2,5 versauern. Die weitere Versauerung der Kippengrundwässer beim Übertritt in den Restsee vermindert, ausgelöst durch die Oxidation, Hydrolyse und Ausfällung der Eisengehalte, die Eisen- und Sulfatkonzentrationen des in den Restsee übergetretenen Kippengrundwassers.

Auf der Grundlage von hydrochemischen Untersuchungen an austretenden Kippengrundwässern (Kippe Berrenrath), am Seewasser des Restsees in der Kippe Berrenrath (Zieselsmaar) und gestützt auf chemisch-thermodynamische Gleichgewichtsberechnungen zu den Reaktionen bei der Oxidation der Kippengrundwässer, die die zuvor gemachten Aussagen belegen, kann folgende *Prognose zum Stoffeintrag aus der Abraumkippe Garzweiler II* in einen Restsee Garzweiler II abgeleitet werden.

Je nach der Lage des Restsees im Grundwasserströmungsfeld des Kippengrundwasserleiters Garzweiler II und dessen Umfeldes erfährt der Restsee (zeitlich differenziert) mit den in den See übertretenden Kippengrundwässern einen massiven Stoffeintrag. Dieser wird, wenn der Restsee im aufstromigen Teil der Kippe angelegt wird, und dem See Kippengrundwasser nach nur kurzer Fließstrecke durch die Kippe zuströmen, nach Größe und zeitlicher Dauer nicht so extrem sein, wie er sich

einstellen würde, wenn einem im abstromigen Kippenteil gelegenen See Kippengrundwässer nach langer Fließstrecke durch die Kippe und entsprechend hoher und langanhaltender Mineralisation zuströmen würden.

Abhängig von den Eisen<sup>2+</sup>-Konzentrationen der in den See übertretenden Kippengrundwässer wird das Seewasser noch über den Grad der Versauerung der Kippengrundwässer hinaus weiter versauern. Für einen Restsee, der entweder im aufstromigen oder abstromigen Teil des Kippengrundwasserleites Garzweiler II liegt, sind folgende *Konzentrationen des Stoffeintrages in den Restsee* (mit Kippengrundwässern) zu erwarten, über den Zeitraum hinweg, in dem das Kippengrundwasser seine jeweils extreme hydrochemische Prägung im aufstromigen (maximale Versauerung) oder abstromigen Kippenteil (maximale Mineralisation) erfährt.

	Aufstromige Lage	Abstromige Lage
pH-Wert	ca. pH bis 3,5	ca. pH 2,5 bis 3
Sulfat (mg/l)	1500 bis 2500	2500 bis 3500
Eisen (mg/l)	10 bis 100	10 bis 500

Mit den genannten Hauptbestandteilen des Kippengrundwassers (Säure, Sulfat, Eisen) werden auch die anderen, wirtschaftlich relevanten Stoffe (u. a. die metallischen und metalloiden Spurenelemente) in den See eingetragen. Die Stoffkonzentrationen des Seewassers selbst werden zwar vom Eintrag mit den Kippengrundwässern geprägt, doch modifizieren und überprägen Mischung und Reaktion mit anderen den See füllenden Wässern sowie die weitere limnologische Entwicklung des Sees diese Konzentrationen. Dazu können jedoch entsprechend der vorgegebenen Aufgabenstellung der Untersuchung keine weitergehenden Aussagen gemacht werden sondern nur *grundsätzlich mögliche Entwicklungen der Seewasserzusammensetzung* aufgezeigt werden. Sollte der Restsee überwiegend durch den Eintrag von Kippengrundwasser geprägt werden, so ist eine Sauerstoffarmut in tieferen Bereichen des Sees (bis zu einer völligen O<sub>2</sub>-Abwesenheit) zu erwarten, da die aus dem Kippengrundwasser eingetragene Eisenkonzentration eine Erhöhung des gelösten Sauerstoffgehaltes – durch eine dann folgende Oxidation des Eisens und anschließender Hydrolyse zu Fe(OH)<sub>3</sub> – verhindert. Die in tieferen, sauerstofffreien Bereichen des Restsees evtl. ablaufende Sulfatreduktion kann zu einer Verminderung der Sulfatkonzentration bei gleichzeitiger Bildung eines lebensfeindlichen H<sub>2</sub>S-haltigen Milieus führen.

Die Beurteilung der möglichen Entwicklung des Seewassers und Wirkung der o. g. Einflüsse erfordert spezielle limnologische Kenntnisse. Die Beurteilung sollte daher einer speziellen *limnologischen Untersuchung* vorbehalten bleiben.

Ist danach eine Prägung der Wasserchemie des Restsees durch den Zufluß von Kippengrundwasser – mit seinen negativen Folgen – unerwünscht, so könnte der Kippengrundwasserzufluß möglicherweise durch hydraulische Maßnahmen verhindert werden, was Gegenstand einer speziellen *hydraulischen Untersuchung* sein sollte.

#### 4.3.3 Prognose des Stoffeintrages in die Grundwasserleiter des unverritzten Gebirges

Mit den aus dem Kippengrundwasserleiter abströmenden, mineralisierten und versauerten Kippengrundwässern wird der Stoffaustrag der Abraumkippe Garzweiler II auch in die vom Tagebau unberührten Grundwasserleiter des unverritzten Gebirges im Grundwasserunterstrom der Kippe gelangen.

Wie die Braunkohlenebengesteine im Bereich des Tagebaus Garzweiler II enthalten auch diese Sedimente der unverritzten Grundwasserleiter ein bestimmtes Säure-pufferndes Potential in Form karbonatischer Mineralphasen. Im Gegensatz zum Abraum des Tagebaus Garzweiler II enthalten die Sedimente der unverritzten Grundwasserleiter jedoch keine gespeicherten Säuremengen.

Treten mineralisierte und versauerte Kippengrundwässer aus der Kippe Garzweiler II in solche Grundwasserleiter mit karbonatischem Pufferpotential über, dann wird die mit dem Kippengrundwasser nachgelieferte Säuremenge auf der Fließstrecke mit den Säure-puffernden Karbonatphasen der Sedimente reagieren, bis die Säuremenge des ehemaligen Kippengrundwassers im Kalk/Kohlensäure-Gleichgewicht vollständig abgepuffert ist. Ist dieser Zustand bei pH-Werten um pH 6 im Grundwasser nach einer bestimmten Fließstrecke des Grundwassers durch den unverritzten Grundwasserleiter erreicht, wird er für längere Zeit stationär.

In Richtung des abströmenden Grundwassers wird sich eine *Säure-Neutralisationsfront* durch den Grundwasserleiter bewegen. An dieser Reaktionsfront wird die Säure des versauerten Kippengrundwassers (mobil) mit den Säure-puffernden Karbonaten der Sedimente im Grundwasserleiter (fixiert) reagieren. Dabei läuft die Titration der Säure mit den Karbonaten unter Ausfällung von Kalziumsulfat/Gips, unter Freisetzung von Kohlendioxid und unter Bildung von Eisen-dominierten Mischkarbonaten ab, so daß auch die geochemische Zusammensetzung der Sedimente im Grundwasserleiter verändert wird. Im Bereich dieser Neutralisationsfront werden bei steigenden pH-Werten im hydrochemischen Milieu des Grundwassers die zuvor im versauerten Kippengrundwasser mit hohen Konzentrationen gelösten und mobilen Elemente Nickel, Kobalt, Zink und Aluminium zunehmend immobil; sie werden durch Fällung, Mitfällung und Sorption als bzw. an den sich bildenden Eisenmischkarbonaten vom Grundwasser an das Sediment im Grundwasserleiter umverteilt.

Den für die Grundwasserbeschaffenheit positiven Effekten, – Neutralisation des versauerten Grundwassers, Verminderung der Sulfatkonzentrationen, Verminderung der Fe-, Ni-, Co-, Zn- und Aluminiumkonzentrationen im Grundwasser – stehen folgende negative Effekte gegenüber. Die Sedimente des Grundwasserleiters werden auf einer bestimmten Fließstrecke, in Grundwasserfließrichtung „oberstromig zur Neutralisationsfront“, vollständig entkarbonatisiert. In ihnen reichern sich dafür leicht lösliche Kalziumsulfatmengen (Gips) an, was eine weiterhin hohe Mineralisation dieser (jetzt neutralisierten) über die Neutralisationsfront hinaus fließenden Grundwässer mit Sulfat verursacht. In Grundwasserfließrichtung „unterstromig zur Neutralisationsfront“ wandeln sich dadurch die primären Kalziumkarbonate des Sediments in Eisenkarbonate und die gelösten Sulfate durch mikrobielle Sulfatreduktion teilweise in Sulfide um, mit denen sich auch umweltrelevante und remobilisierbare Metalle (Nickel, Kobalt, Zink) im Sediment anreichern.

Auf der Fließstrecke des Grundwassers zwischen dem unterstromigen Rand der Kippe Garzweiler II und der davon weg wandernden Neutralisationsfront entwickeln sich danach die hydrochemischen Verhältnisse (von der Kippengrundwasserbeschaffenheit ausgehend) zu höheren pH-Werten und niedrigeren Eisen-, Sulfat-, Ni-, Co-, Zn- und Aluminiumkonzentrationen sowie zu höheren Kohlendioxidkonzentrationen hin. Dagegen bleiben die Stoffkonzentrationen auf der Fließstrecke „unterstromig zur Reaktionsfront“ auf dem erreichten, vergleichsweise niedrigen Niveau relativ konstant. Im weiteren Unter-

strom wirken im wesentlichen Diffusion, Dispersion, mikrobieller Abbau und Kationenaustausch vermindern auf die Stoffgehalte des vom Stoffaustrag der Abraunkippe Garzweiler II beeinflussten Grundwassers.

Das Grundwasser im oberen freien Grundwasserstockwerk, das durch Grundwasserneubildung regeneriert wird, erfährt zudem eine Verdünnung der sich durch den Kippengrundwasser-einfluß und durch die zuvor beschriebenen Vorgänge ergebenden Stoffkonzentrationen.

Solange der Stoffaustrag aus der Kippe noch anhält, und im Bereich der Neutralisationsfront sowie auf der dazu aufstromigen Fließstrecke noch Gips in den Sedimenten vorhanden ist, sind folgende Stoffkonzentrationen „unterstromig zur Neutralisationsfront“ zu erwarten.

pH-Wert		ca. pH 6
Sulfat	(mg/l)	ca. 1100
Eisen	(mg/l)	ca. 5
Kalzium	(mg/l)	ca. 900
Ni+Co+Zn+As	(mg/l)	< 1
Kohlendioxid ges.		im Bereich der Sättigung.

In der Endphase des Stoffeintrages in das Grundwasser der Kippe Garzweiler II wird es zur vollständigen Auflösung der im Kippengrundwasserleiter gebildeten Gipsmengen kommen. Damit läßt dann die Mineralisation dieser auch nicht mehr versauerten Kippengrundwasser mit Sulfat (bei Untersättigung an Gips) stark nach. Damit läßt dann auch der Stoffeintrag in die Grundwässer im engeren und weiteren Umfeld der Kippe nach, die Sulfat-, Kalzium-, Kohlendioxid- und Spurenelementkonzentrationen des Grundwassers im Unterstrom sinken in der Endphase des Stoffaustrages aus der Kippe unter die zuvor genannten Werte ab. Unterstromig zur Neutralisationsfront kann Sulfat mehr oder weniger stark mikrobiell abgebaut und Calcium als Karbonat ausgefällt werden. Dabei baut sich das auch natürlicherweise in den Grundwasserleitern vorhandene anaerob-reduzierende (sulfidische) Milieu dort wieder auf.

Wie schnell und wie weit sich diese Reaktionsfront und damit der durch den Stoffaustrag der Kippe Garzweiler II belastete Grundwasserraum über die Zeit des Stoffaustrages der Kippe in deren Unterstrom ausbreiten wird, kann derzeit nicht abgeschätzt werden.

#### 4.4 Untersuchungsergebnisse zum Fragenkatalog 4

Eine weitere – allerdings wegen des kurzen Untersuchungszeitraumes nicht vordringlich zu verfolgende – Zielsetzung der bisher durchgeführten Untersuchungen war es, erste Ansätze zu entwickeln, mit denen eine Verminderung des Stoffaustrages aus den in den Kippen abgelagerten Abraum-mengen erreicht werden kann.

Zwei grundsätzliche Vorgaben sollten den Rahmen abgrenzen, in dem solche Maßnahmen sowohl vom wissenschaftlichen Ansatz her als auch im Sinne einer technischen Machbarkeit praktikabel und wirksam werden könnten.

- Maßnahmen zur Vermeidung des Stoffaustrages müssen darauf abzielen, die Ursache für die Versauerung und Mineralisation des Kippengrundwassers, die fortschreitende Pyritoxidation und die damit verbundene zunehmende Speicherung von Säure und Sulfat im versauernden Abraum, zumindest an den temporären Oberflächen der Kippenschüttscheiben (evtl. auch an den abbauseitigen Oberflächen) in ihrer Entwicklung zu hemmen oder zu unterbinden.

- Maßnahmen zur Verminderung des Stoffaustrages sollen möglichst auf die vorhandenen geogenen Ressourcen und auf die technischen Möglichkeiten des Tagebaubetriebes zurückgreifen.

Mit diesen Vorgaben ergeben sich auf der Grundlage der Erkenntnisse, die zum Versauerungsverhalten der unterschiedlichen Abraummengen gewonnen wurden, die folgenden Ansatzpunkte zur Verminderung des Stoffaustrages.

Von den Faktoren, die die Größe des im versauerten Abraum gespeicherten Vorrats an Säure und Sulfat bestimmen, sind die folgenden Faktoren so zu beeinflussen, daß eine insgesamt wesentliche Verminderung der gespeicherten Säure- und Sulfatmengen zu erwarten ist:

- Der Anteil relativ schwefelreicher und damit versauerungsempfindlicher Abraummengen, der an den jeweiligen temporären Oberflächen einer intensiven Pyritoxidation ausgesetzt ist.
- Die mittleren Expositionszeiten des Abraums an den abbau- und kippenseitigen, temporären Oberflächen des Tagebaus.
- Das Verhältnis von exponierter Abraumoberfläche im Luftkontakt zum Volumen der abgelagerten Abraummenge.

Hier können Maßnahmen ansetzen, um die insgesamt im Kippenkörper gebildete und gespeicherte Säure- und Sulfatmenge als Ursache für Versauerung und Mineralisation des Kippengrundwassers möglichst klein zu halten. Dies kann zunächst durch einen selektiven Abbau und durch eine selektive Verkip-pung der durch unterschiedliches Versauerungsverhalten gekennzeichneten Abraummengen erreicht werden.

Voraussetzung für einen selektiven Abbau und eine selektive Ablagerung von Abraummengen mit unterschiedlichem Versauerungsverhalten ist, daß mit einer „Abraum-Prospektion“ im Vorfeld des Tagebaus und mit dem Tagebaufortschritt ständig erfaßt wird, welche Abraummengen mit welchem Versauerungsverhalten wann und wo beim Tagebaufortschritt anfallen werden.

Mit diesen Informationen sollen selektiver Abbau und selektive Ablagerung der Abraummengen mit unterschiedlichem Versauerungsverhalten so zeitlich-räumlich gesteuert werden, daß

- schnell versauernde (versauerungsempfindliche) Abraummengen jeweils in die unteren Bereiche des Kippenkörpers verkippt werden, um den Austrag hoch mineralisierter Kippengrundwässer zunächst im Bereich der Kippe und später auch im Bereich des unterstromigen unverritzten Gebirges auf die tieferen Bereiche der Grundwasserleiter zu beschränken
- diese schnell versauernden Abraummengen auf der Kippe möglichst direkt oder innerhalb eines bestimmten, kurzen Zeitraums nach ihrer Ablagerung mit langsam versauerndem bzw. nicht versauerungsfähigen Abraummengen als Versauerungsschutz in ausreichender Mächtigkeit abgedeckt werden, um sie vor weiterer Oxidation und Versauerung zu schützen
- nicht versauerungsfähige Abraummengen in den obersten Schüttscheiben der Kippe verkippt werden, die zuletzt mit kultivierbarem Boden (z. B. Forstkies) überdeckt wird, um später in diesem Bereich nur gering mineralisierte Kippengrundwässer evtl. nutzen zu können

- insbesondere die schnell versauernden Abraumengen in einem Schüttvorgang zu besonders mächtigen Schüttscheiben angekippt werden, um deren Expositionszeit und exponierte Oberfläche möglichst klein zu halten.

Der *Effekt dieser Abdeckungsmaßnahmen* besteht darin, durch die Abdeckung der schnell versauernden Abraumengen mit langsam versauernden oder nicht versauerungsfähigen Abraumengen den weiteren Zutritt von Luftsauerstoff zu den versauerungsempfindlichen, schwefelreichen Abraumengen auf der Kippenseite zu hemmen bzw. ganz zu unterbinden. Damit wird die mittlere Expositionszeit der versauerungsempfindlichen Abraumengen an den Oberflächen der Kippenschüttscheiben im direkten Kontakt mit Luftsauerstoff soweit verkürzt, daß selbst versauerungsempfindliche Abraumengen daran gehindert werden, größere Säure- und Sulfatmengen zu produzieren und zu speichern. Nicht vermindert bzw. verhindert werden kann damit die abbauseitige Versauerung des Abraums, die aber nicht mehr als 50% der gesamten in der Kippe gespeicherten Säuremenge verursachen kann.

Noch nicht abgeschlossene Untersuchungen an *Versuchsan-schüttungen*, in denen versauerungsempfindliches Abraummaterial zum Teil offen exponiert, zum anderen Teil durch zunehmend mächtigere Schichten aus nicht versauerungsfähigem Abraum (1 bis 6 Meter) abgedeckt wird (Abb. 4.12) haben dazu erste Ergebnisse erbracht. Sie liefern deutliche Hinweise darauf, können aber noch nicht abschließend nachweisen, daß eine Abdeckung versauerungsempfindlicher Abraumengen mit nicht versauerungsfähigen bzw. nicht versauerungsempfindlichen Abraumengen in einer Mächtigkeit von einigen Metern über eine Expositionszeit von bisher einigen Wochen unter realen Verwitterungsbedingungen ausreicht, um die Produktion und Speicherung von Säure und anderen Sulfatmengen im schwefelreichen Abraum wesentlich zu vermindern (Abb. 4.13). Die unter der als Sauerstoffbarriere und als Versauerungsschutz wirkenden Abdeckung noch freigesetzten Säure- und Sulfatmengen sind dabei vergleichsweise sehr klein und würden nur eine wesentlich geringere Versauerung und Mineralisation des Kippengrundwassers auslösen können. Schon bei einer Verminderung der im versauerten Abraum gespeicherten Säuremenge auf ca. die Hälfte der Menge, die ohne Gegenmaßnahmen zur Versauerung gebildet würden, ist zu erwarten, daß auch die Fracht des Stoffaustrages aus dem Kippenabraum um die Hälfte vermindert werden könnte.

Die Untersuchungen zum Versauerungsverhalten unterschiedlicher Abraumengen unter realen Bedingungen im Tagebau und unter kontrollierten, realen Bedingungen in Versuchsan-schüttungen haben gezeigt, daß die relativen Zuordnungen „schnell“, „langsam versauernd“, „nicht versauerungsfähig“ und „versauerungsempfindlich“ auch praktikabel zu quantifizieren sind. Auch reichen die zu erwartenden Anteile langsam versauernder und nicht versauerungsfähiger Abraumengen an der gesamten Abraummenge der Kippe Garzweiler II durchaus aus, um eine solch selektive Abraumablagerung mit effektiver Wirkung zu ermöglichen. Ob eine selektive Abraumablagerung soweit mit den betriebstechnischen Erfordernissen des Tagebaubetriebes vereinbar ist, daß sie auch unter diesem Aspekt als technisch-ökonomisch durchführbar anzusehen ist, wurde im Rahmen dieser Untersuchung nicht geprüft.

#### 4.5 Ausblick

Im weiteren Verlauf der Untersuchungen (zweiter Teilabschnitt) sollte geprüft werden, wie die Pyritoxidation auch an den abbauseitigen Oberflächen des Tagebaus zu minimieren ist. Vom theoretischen Ansatz denkbar wären folgende Maßnahmen:

- Mechanische *Verdichtung der Planumsoberflächen* zur Verminderung des Zutritts von Luftsauerstoff, und/oder
- Einarbeitung von Calciumkarbonat (oder ähnlichem) als *zusätzliches Säurepufferungspotential* in die oberflächennahen Bereiche des Planums und der Böschungen zur lokalen Erhöhung des Säurepufferungspotentials und Verhinderung der initialen Pyritoxidation durch Erhöhung des pH-Wertes.

Mit diesen Maßnahmen könnte – auch wenn sie nur auf versauerungsempfindliche Abraumengen beschränkt werden – eine weitere wesentliche Verminderung der gespeicherten Säuremenge erreicht werden.

Der bisherige Kenntnisstand eröffnet die begründete Aussicht darauf, daß mit selektivem Abraumabbau, selektiver Abraumablagerung und Abdeckung auf der Kippe, Verdichtung und Kalkungsmaßnahmen an der Abbauseite des Tagebaus die Versauerung des Kippenabraums so weitgehend verhindert werden kann, daß

- die maximale Mineralisation des Grundwassers bevorzugt in den tieferen Bereichen des Kippengrundwasserleiters auftreten wird
- sowohl die jeweils extreme Ausprägung der Kippengrundwasserbeschaffenheit mit maximaler Mineralisation bzw. maximaler Versauerung als Folge des Stoffaustrages aus dem Kippenabraum nicht erreicht wird
- als auch die Zeitdauer des Stoffeintrages und damit der Belastung der Kippengrundwasserbeschaffenheit deutlich vermindert wird
- und zudem die Auswirkungen des Stoffaustrages der Abraumkippe auf das Grundwasser in den unverritzten Grundwasserleitern des Unterstroms in räumlicher und zeitlicher Dimension deutlich geringer sein werden.



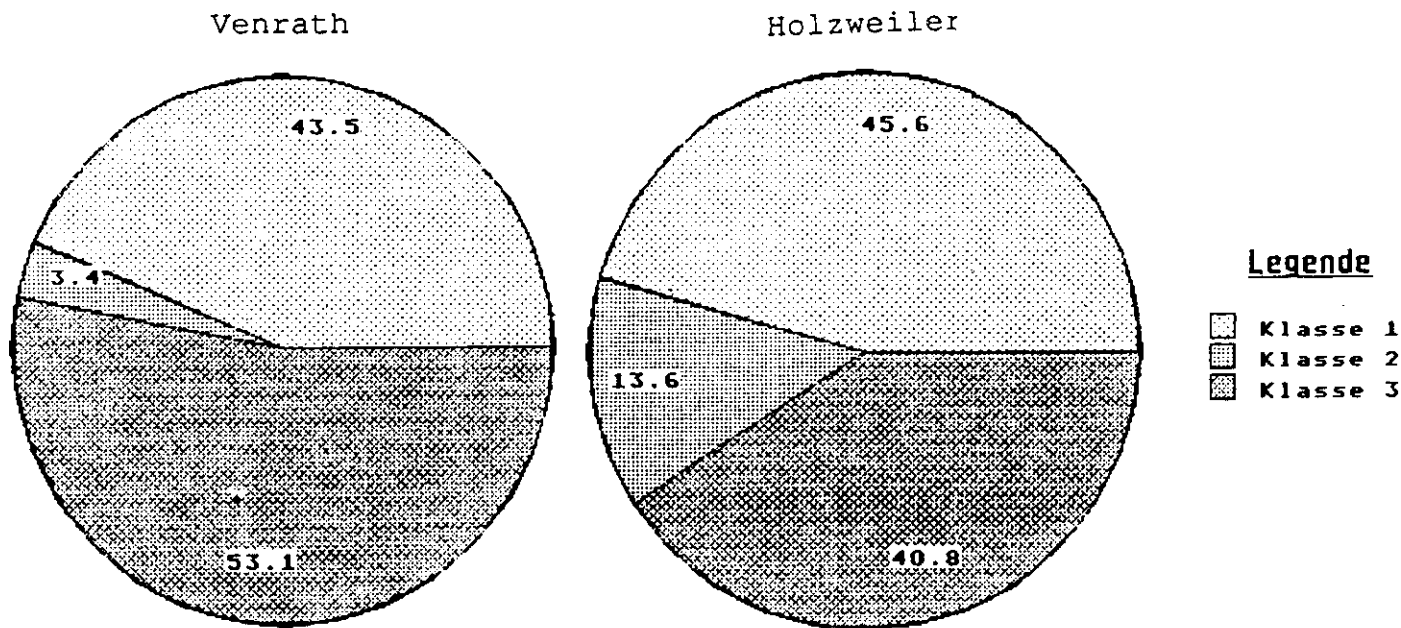


Abb. 4.1: Prozentualer Anteil der einzelnen Versauerungsklassen am gesamten kippenrelevanten Abraum der Bohrung **Venrath** und **Holzweiler**

Klasse 1: versauerungsempfindlicher Abraum  
 Klasse 2: versauerungsfähiger Abraum  
 Klasse 3: nicht versauerungsfähiger Abraum

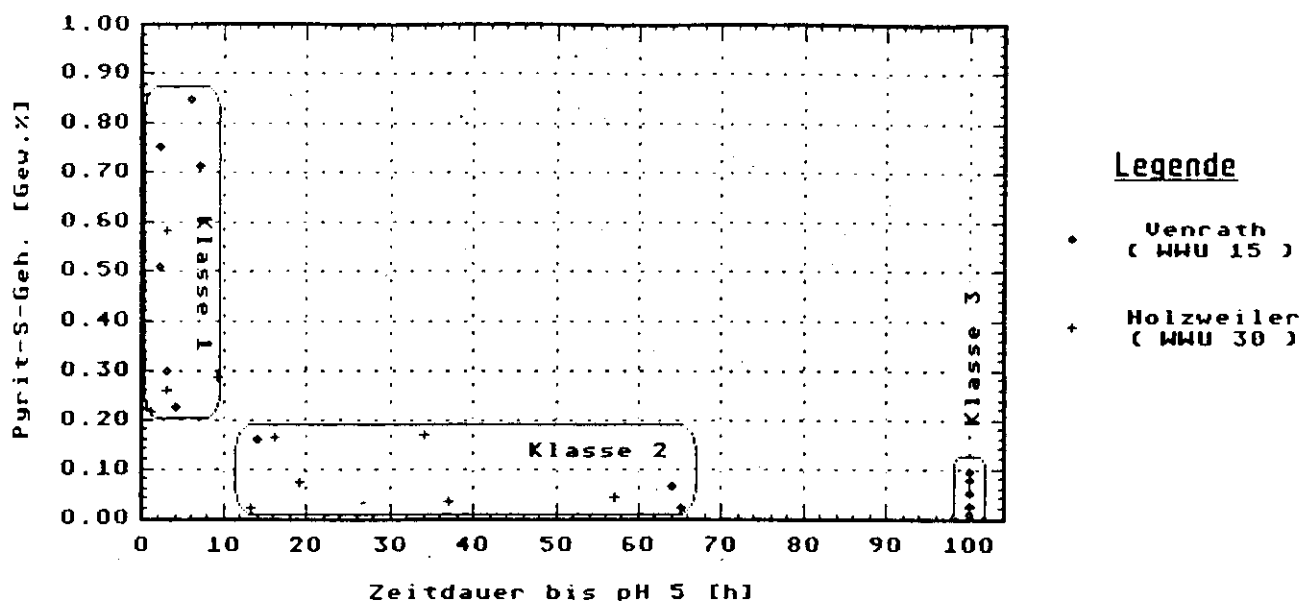
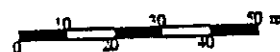
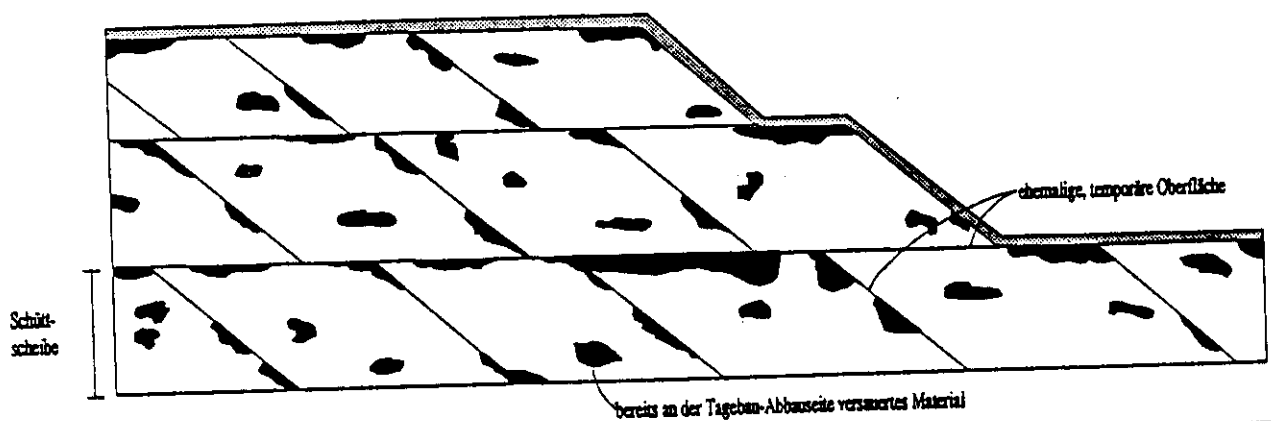





Abb. 4.2: Versauerungsgeschwindigkeiten der Sedimente der Bohrungen **Holzweiler** und **Venrath** in Abhängigkeit vom Säurefreisetzungspotential. (Dargestellt ist der Pyrit-Schwefelgehalt der Proben als Säurefreisetzungspotential und die im Säurefreisetzungsversuch bis zum Erreichen von pH 5 benötigte Zeit)

### Schematisierte Verteilung von versauertem Abraum in einem Kippenprofil:



#### Zeichenerklärung

-  Rekulktivierungsdeckschicht - Forstkieles oder L08
-  versauerter Abraum durch starke Eisenoxidhydratation
-  nicht versauerter Abraum durch fehlende oder nur geringfügige Eisenoxidhydratation


 Lehrstuhl für die Anordnungen der Abwasserwerke im Institut für Umwelt- und Wasserbau der RWTH Aachen University	
Lehrstuhl WANKW - PG 123	
Prof. Univ.-Dozent Bochum - AB Hydrologie	
Schematisierte Verteilung v. versauertem Abraum in einem Kippenprofil	
Erstellt: P. Wenzler	Datum: IAPR. 1991
Digitisiert: I. Langner	Arbeits-
Gezeichnet: W. von Beth	

Abb. 4. 3: Schematisierte Verteilung von versauertem Abraum in einem Kippenprofil

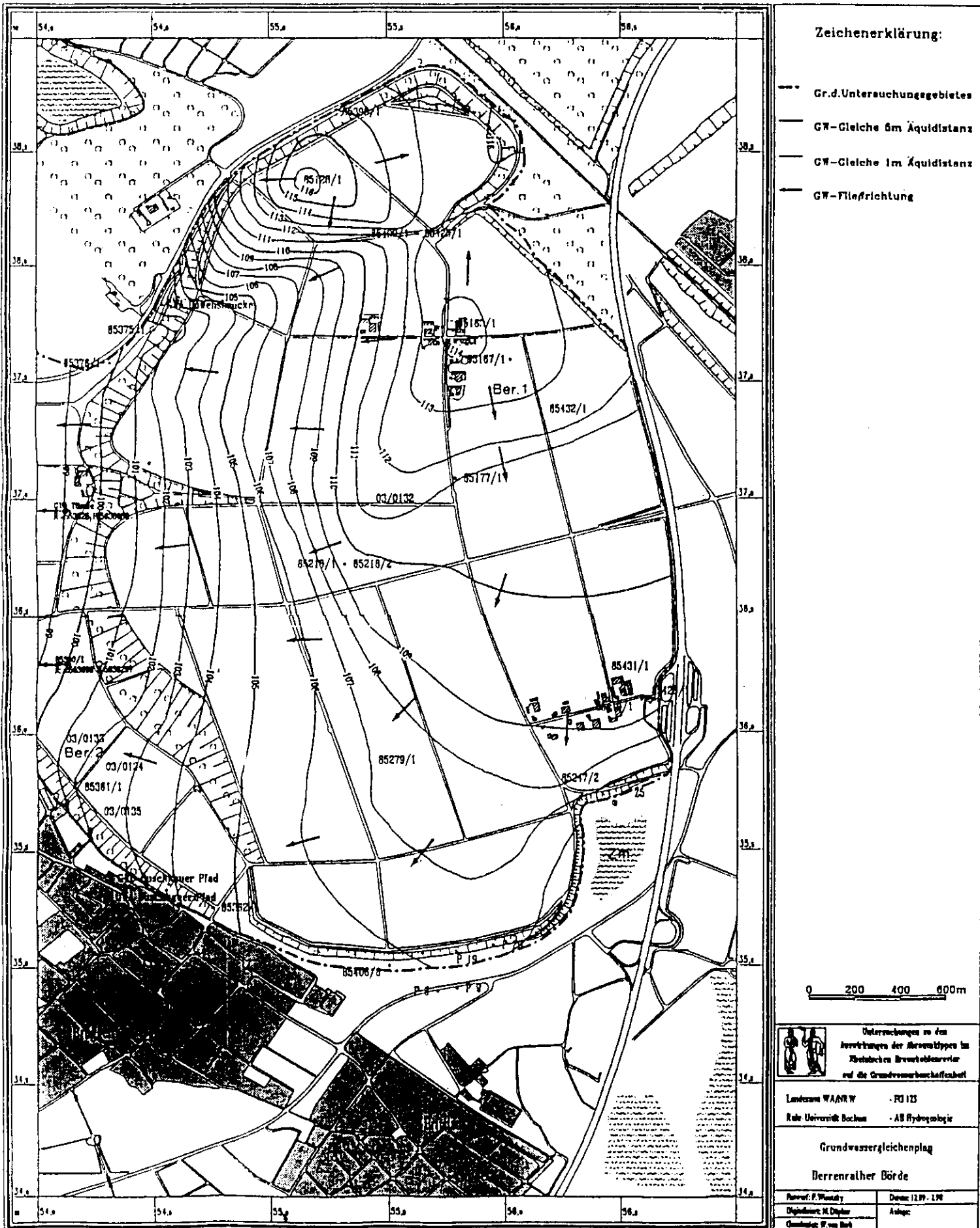


Abb. 4.4: Grundwassergleichenplan der Kippe Berrenrath (12.89 - 02.90; ZM: Zieselsmaar See; GW: Grundwasser)

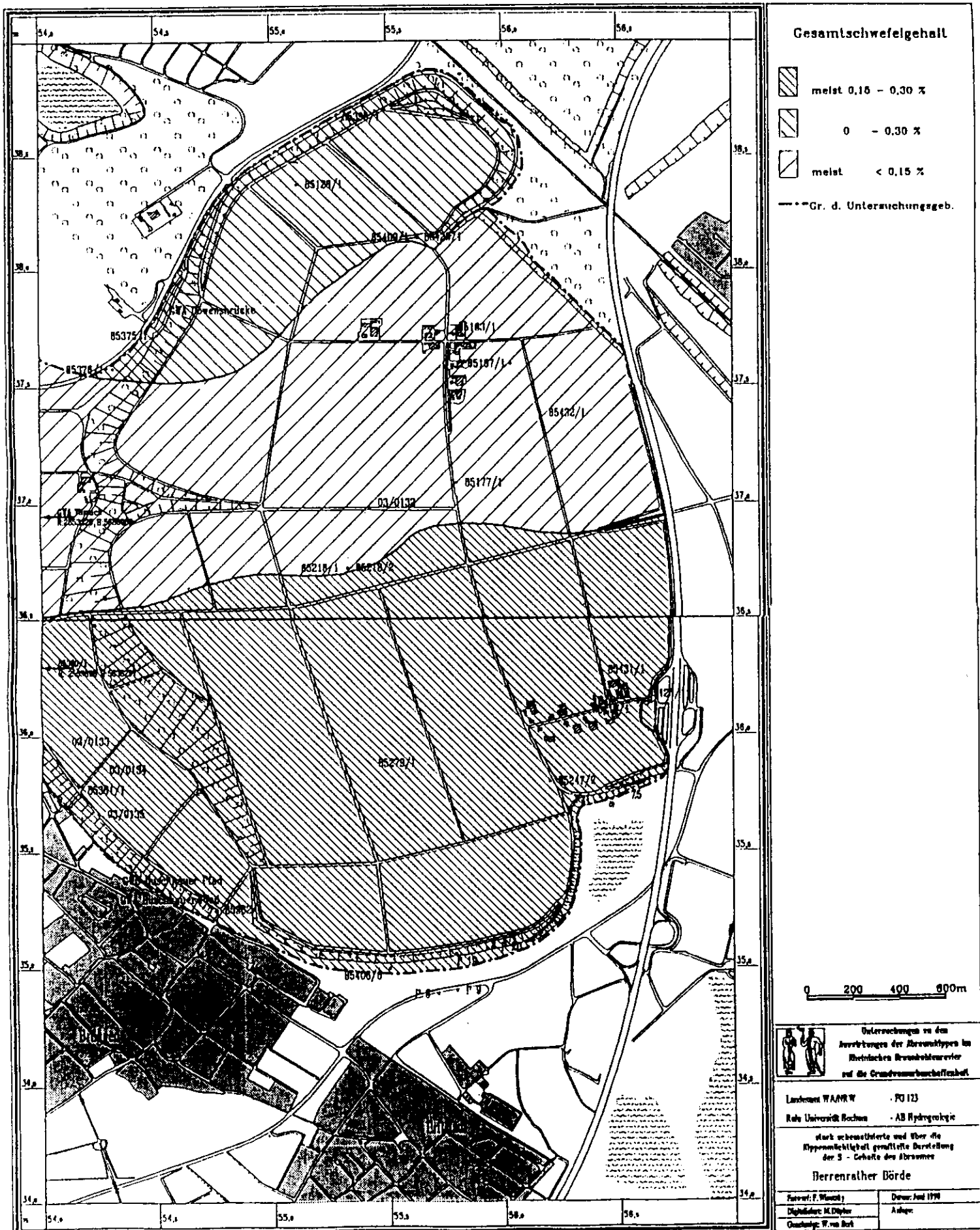


Abb. 4.5: Stark schematisierte und über die Kippenmächtigkeit gemittelte Darstellung der Gesamtschwefelgehalte (in Gew.%) der Sedimente (Abraum) der Kippe Berrenrath (Erstellt anhand der vom Bergbautreibenden zur Verfügung gestellten Unterlagen)

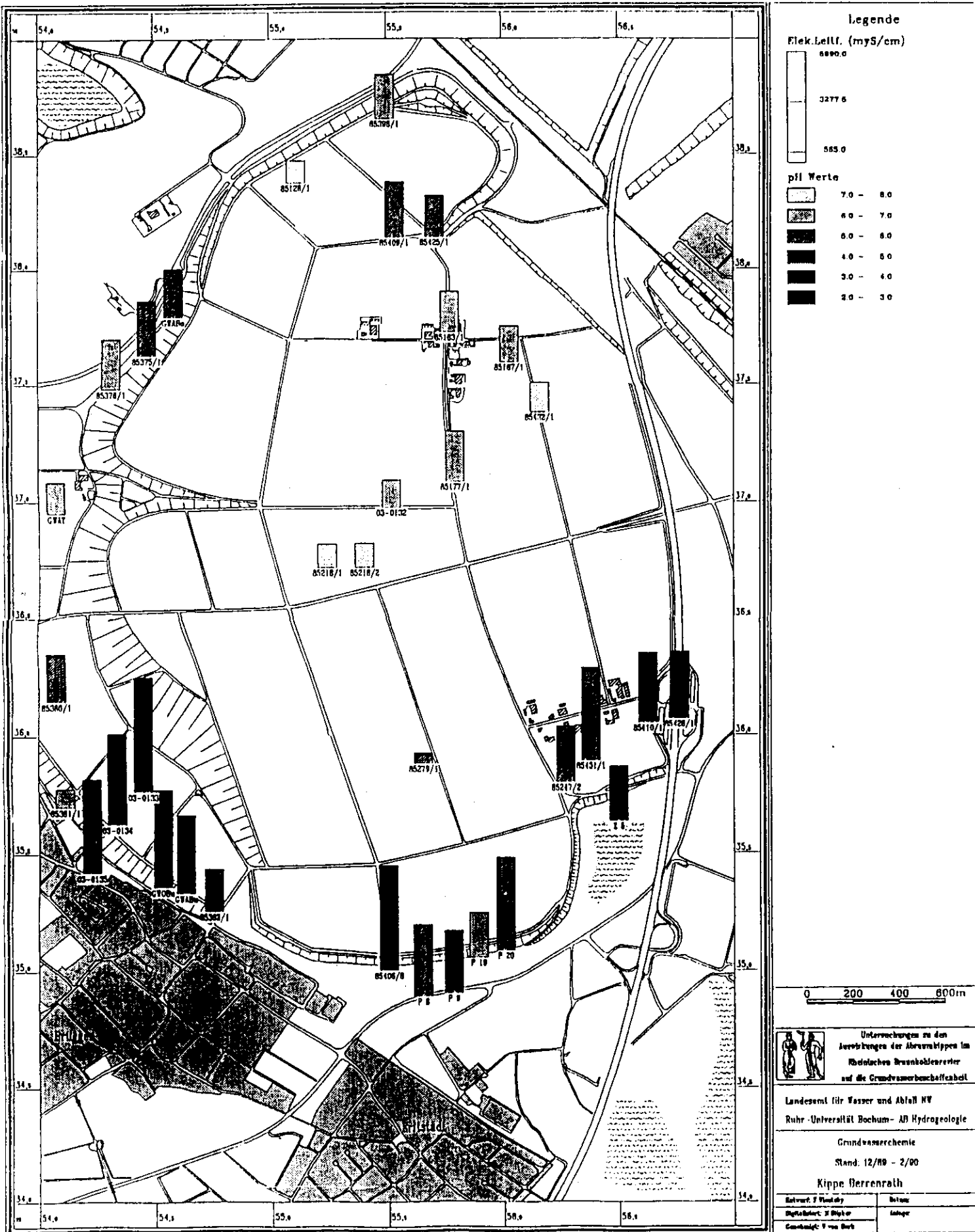


Abb. 4 . 6: Regionale Verteilung von pH-Wert und elektr. Leitfähigkeit im Grundwasser der Kippe Berrenrath (12.89 - 02.90; GWA: Grundwasseraustritte; Bu: Buschkauer Pfad; T: Türnich; Bo: Bowensbrücke; 03-0134: Bezeichnung der Grundwasser-Meßstelle)

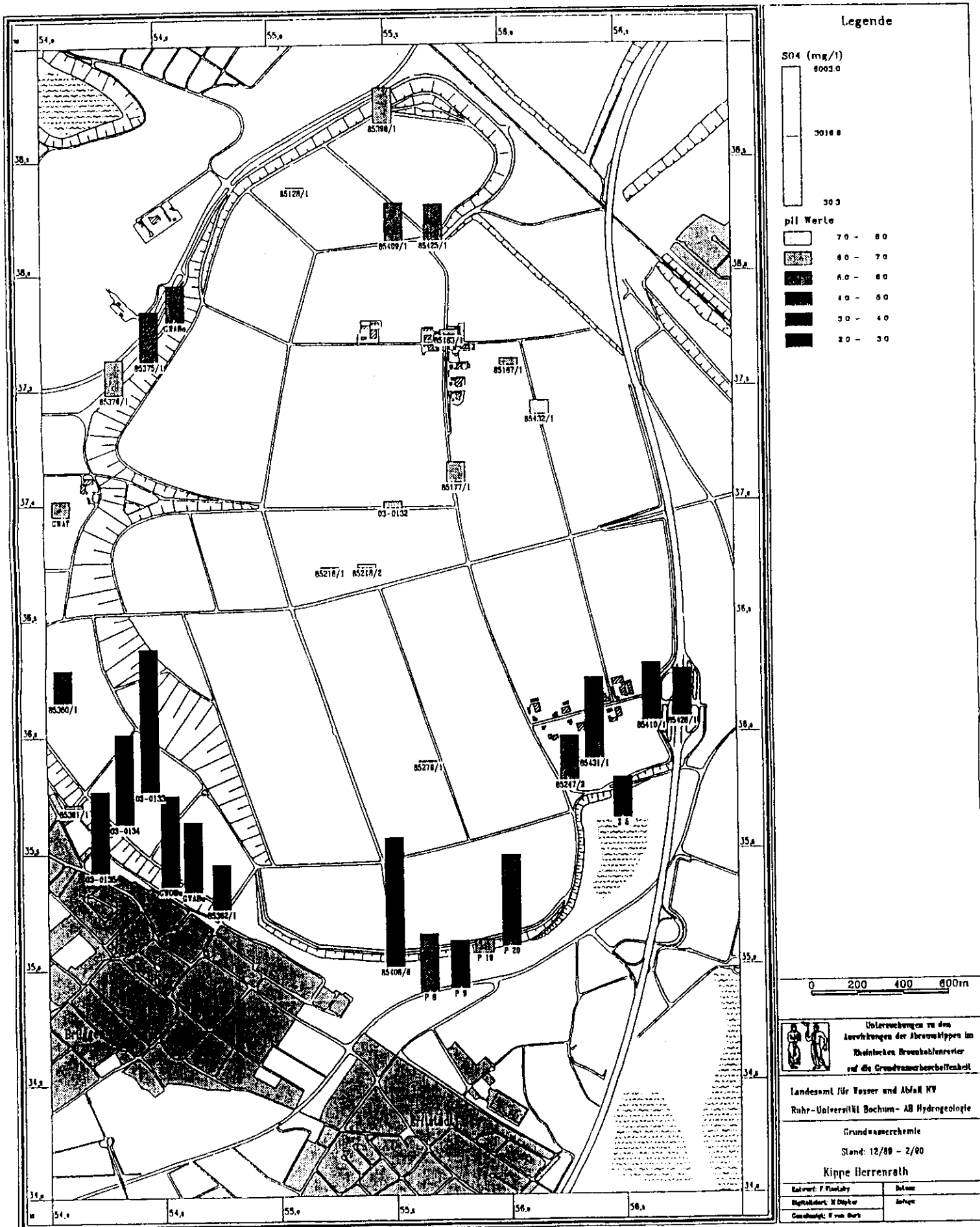


Abb. 4.7: Regionale Verteilung von pH-Wert und Sulfatkonzentration ( $SO_4$ ) im Grundwasser der Kippe Berrenrath (12.89 - 02.90 ermittelt; GWA: Grundwasseraustritt; Bu: Buschkauer Pfad; T: Törnich; Bo: Bowensbrücke; 03-0134: Bezeichnung der Grundwasser-Meßstelle)

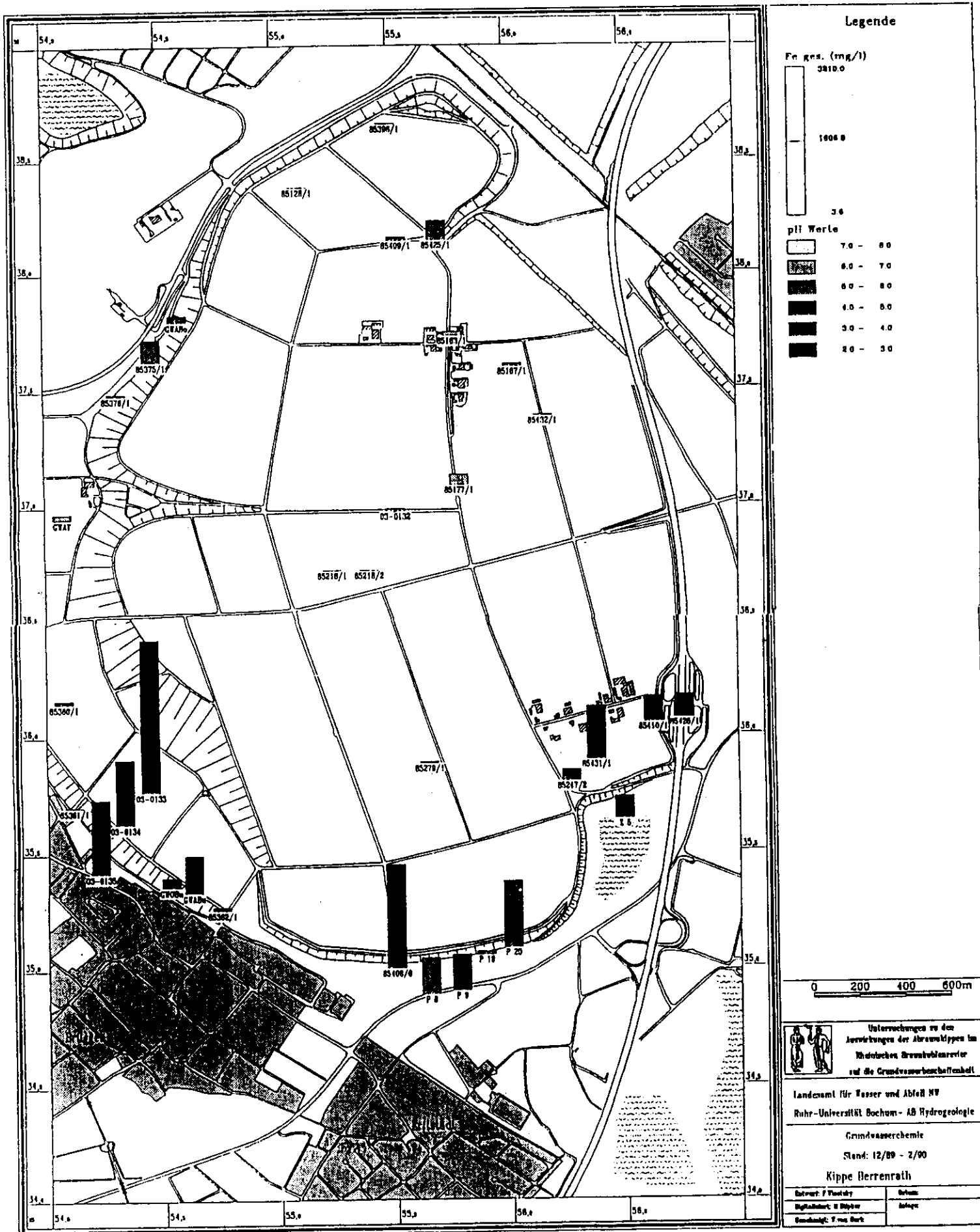


Abb. 4.8: Regionale Verteilung von pH-Wert und Eisenkonzentration ( $Fe_{ges.}$ ) im Grundwasser der Kippe Berrenrath (12.89 - 02.90 ermittelt; GWA: Grundwasseraustritt; Bu: Buschkauer Pfad; T: Törnich; Bo: Bowensbrücke; 03-0134: Bezeichnung der Grundwasser-Meßstelle)

MINERALISATION DES KIPPENGRUNDWASSERS  
 SULFAT+EISEN (g/L) PROGNOSE  
 Garzweiler 2 Oberstrom Restissee

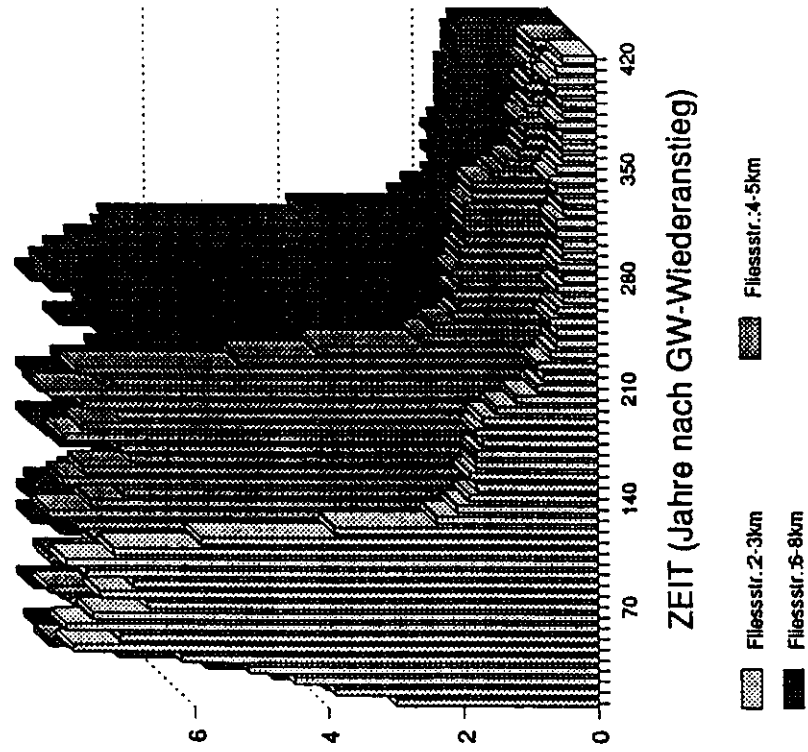


Abb. 4.9

MINERALISATION DES KIPPENGRUNDWASSERS  
 SULFAT+EISEN (g/L) PROGNOSE  
 Garzweiler 2 GW-Flieβstrecke

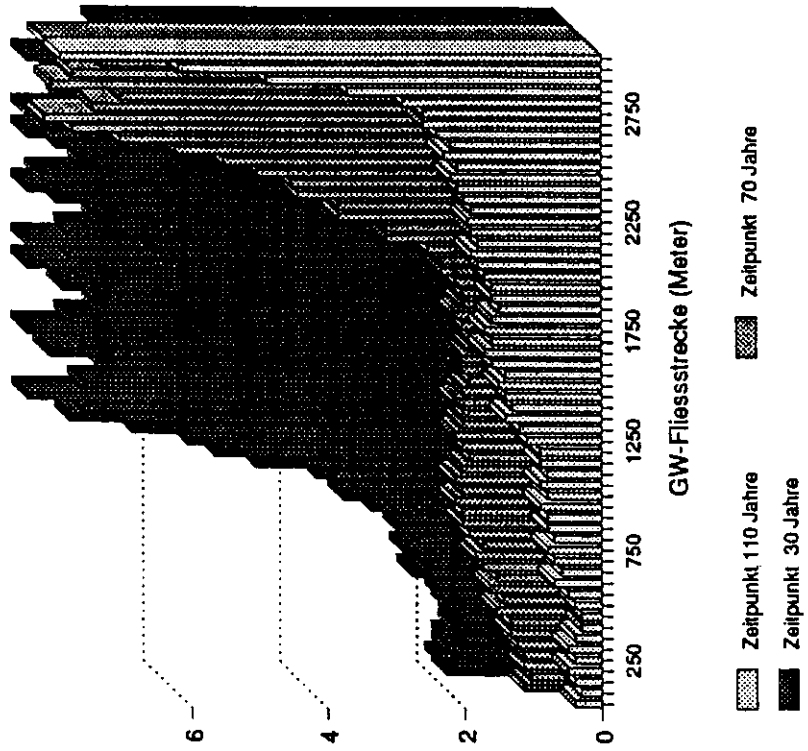
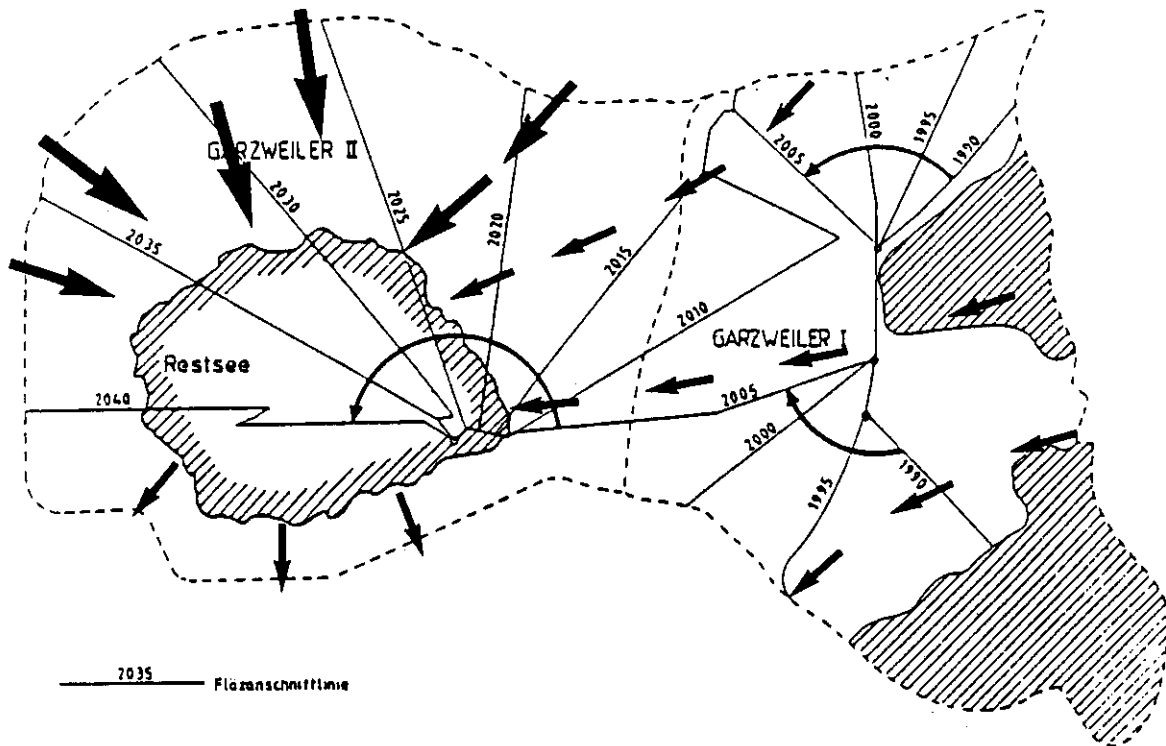


Abb. 4.10





**Abb. 4.11:** Der geplante Tagebaufortschritt Garzweiler II und die für den Zeitraum 2045 bis 2100 zu erwartenden Grundwasserströmungsverhältnisse (Richtung und Größe stark schematisiert und umgezeichnet nach "Grundwassermodell Venloer Scholle"; RWTH Aachen/1990). Nordrichtung entspricht dem Blattrand. Maßstab: 1cm entspricht ca. 1 km.  
 Etwa ab dem Zeitraum 2050/2060 strömt Wasser aus dem Restsee aus und später (ab 2080/2100) auch aus der Kippe Garzweiler I und II in die unverritzten Grundwasserleiter der südlich der Kippe gelegene Erftscholle

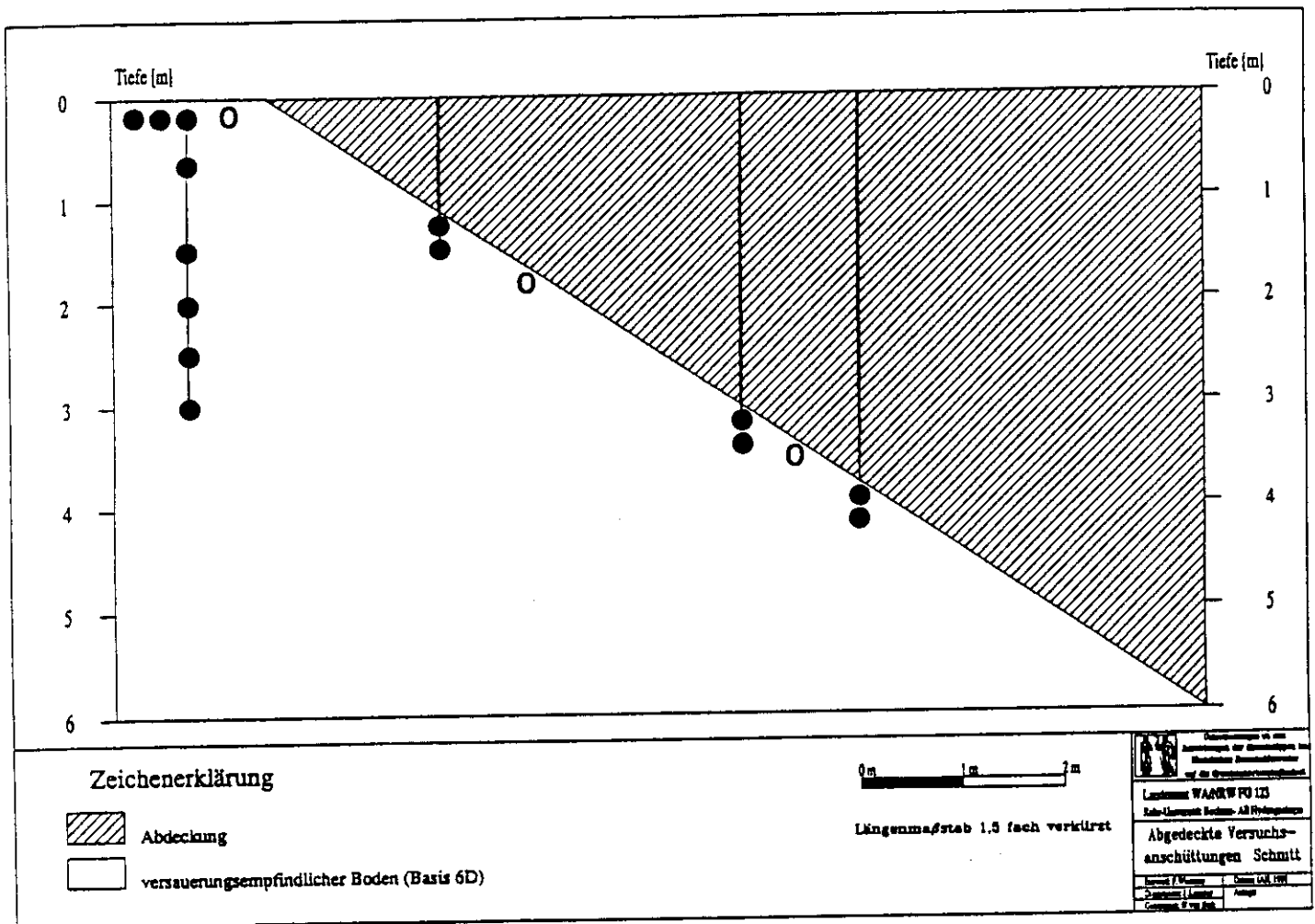


Abb. 4.12: Aufbau der Versuchsanschnitten der 2. Generation. Mit eingetragen sind die Entnahmestellen der Null-Beprobung (O) und der ersten Beprobung

Versauerung der Neurather Sande  
 Versuchsanschüttungen mit und ohne Ab-  
 deckung: Expositionszeit 3 Wochen

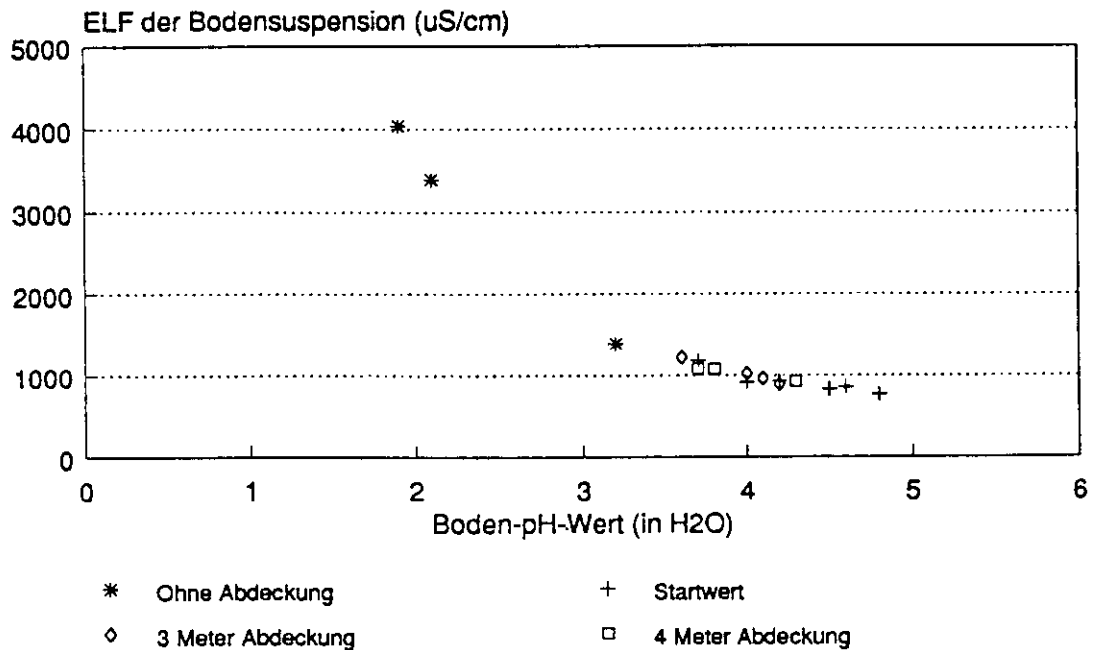


Abb. 4.13: Die Versauerung versauerungsempfindlicher Abraumengen (Neurather Sande) in den Versuchsanschüttungen der 2. Generation. Dargestellt sind die gemessenen Werte des versauerungsempfindlichen Abraums aus den oberflächennächsten 50 cm ohne Abdeckung, aus den obersten 50 cm unterhalb der Grenzfläche Abdeckung/versauerungsempfindlicher Abraum und die Startwerte am Beginn der Exposition.

# Stellungnahme des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen zu „Auswirkungen von Braunkohlenabraumkippen auf die Grundwasserbeschaffenheit“

## 1. Aufgabenstellung

Im Juni 1989 wurde Herr Prof. Dr. Obermann vom Institut für Geologie der Ruhr-Universität Bochum beauftragt, eine Untersuchung zu den Auswirkungen der Abraumkippen im Rheinischen Braunkohlenrevier auf die Grundwasserbeschaffenheit durchzuführen. Erste Ergebnisse dieser bis Mitte 1993 terminierten Studie werden auftragsgemäß in einem Zwischenbericht vorgestellt. Ausgehend von den in der Kippe Berrenrath (Ville) und im Zieselsmaar beobachteten Versauerungsprozessen, sollten die Mechanismen der Versauerung erklärt und darauf aufbauend speziell für den Tagebau Garzweiler II

- zur Beschaffenheit des Grundwassers in der Abraumkippe,
- zur Beschaffenheit des Grundwassers im Abstrombereich der Kippe,
- zum Stoffeintrag in den Restsee,

eine Prognose erstellt und mögliche Gegenmaßnahmen entwickelt werden.

Zur Beantwortung der aufgeworfenen Fragestellungen wurden zum einen intensive *geochemische Sediment-/Abraumuntersuchungen* durchgeführt, zum andern wurden bereits vorhandene *Kippengrundwasseranalysen* und weiterhin *Modellrechnungen* zu den im Kippengrundwasser ablaufenden hydrogeochemischen Reaktionen durchgeführt. Die räumlich-zeitliche Entwicklung der hydrogeochemischen Verhältnisse wurde beispielhaft an der Kippe Berrenrath nachvollzogen. Dabei wurden auch die bisher vorliegenden Erkenntnisse aus Untersuchungen anderer Braunkohlengebiete berücksichtigt. Die Ergebnisse wurden anschließend in eine Prognose für Garzweiler II übertragen.

## 2. Wesentliche Ergebnisse

Die durchgeführten Untersuchungen kamen zu folgenden Ergebnissen:

Nach den geochemischen Sedimentanalysen aus dem Tagebau Garzweiler I/II läßt sich der Abraum in drei Gruppen unterteilen, die sich hinsichtlich der Versauerungsgeschwindigkeiten beim Säurefreisetzungsversuch unterscheiden:

- Versauerungsempfindliche Abraumengen: Mehr als 0,2 Gewichtsprozent FeS<sub>2</sub> (Eisendisulfid); das heißt: beim Säurefreisetzungsversuch wird pH 5 innerhalb 10 Stunden unterschritten,
- Versauerungsfähige Abraumengen: zwischen 0,1 und 0,2 Gewichtsprozent FeS<sub>2</sub>; beim Säurefreisetzungsversuch wird pH 5 in 10 bis 70 Stunden erreicht,

- Nicht versauerungsfähige Abraumengen: weniger als 0,1 Gewichtsprozent FeS<sub>2</sub>; beim Säurefreisetzungsversuch bleibt der pH-Wert konstant.

Etwa die  *Hälfte des Gesamtabraums* gehört in die Gruppe versauerungsempfindliche Abraumengen und kann innerhalb einiger Wochen unter realen Verwitterungsbedingungen extrem versauern, wenn er mit Luftsauerstoff in Kontakt kommt. Der Anteil an Säurepufferpotential ist mit < 0,01 Gewichtsprozent Karbonatkohlenstoff sehr gering. Die Eisendisulfidverbindungen oxidieren in Kontakt mit Luftsauerstoff unter Bildung von Protonen (Säure) und Sulfatverbindungen. Die Menge der gebildeten Säure ist abhängig von der Ausgangsmenge an Eisendisulfiden, der Menge an säurepuffernden Verbindungen sowie der Menge des nachgelieferten Sauerstoffs.

Der Zutritt von Luftsauerstoff erfolgt hauptsächlich an den Abbau- und Kippenböschungen und beim Transport des Abraums. Die Eindringtiefe der Oxidationsfront beträgt etwa einige Meter in drei Monaten. Ausgehend von diesen Beobachtungen ist zu erwarten, daß die nicht abgebauten, sondern nur entwässerten Grundwasserleiter, im wesentlichen keine Versauerungserscheinungen aufweisen werden.

Zur Versauerung tragen somit die an den alten Abbauböschungen bereits versauerten Materialien sowie die an der Oberfläche der Kippe längere Zeit freiliegenden versauerungsfähigen Materialien bei. Der Anteil der versauerten Abraumengen, in denen Säure und Sulfat gespeichert sind, wird größenordnungsmäßig nur  *zwischen 10 und 15% der Gesamtabraummenge* liegen. Dennoch ist dieser Anteil so groß, daß es zu erheblichen Auswirkungen auf die Beschaffenheit des Grundwassers kommen kann.

Die hydrochemischen Untersuchungen wurden im wesentlichen an der Kippe Berrenrath durchgeführt. Die Ergebnisse sind jedoch aufgrund des geochemisch weitgehend gleichen Abraums auf Garzweiler II übertragbar.

Es wurden in Berrenrath saure, zum Teil hoch mineralisierte Grundwässer angetroffen. Das im Abraum vorhandene säurepuffernde Potential wurde weitgehend aufgebraucht. Dies führte in weiten Bereichen zu einer Versauerung des Kippenwassers bis zu pH-Werten um 4. Bei längeren Fließwegen des Wassers durch den Kippenkörper gehen immer mehr Stoffe in Lösung, so daß ein hoch mineralisiertes Wasser mit 5000 bis 6000 mg/l Sulfat und 2000 bis 3000 mg/l Eisen entstehen kann. Dadurch, daß auf diesen Wegen immer wieder neue säurepuffernde Mineralphasen vorhanden sind, versauert das Wasser nicht so stark (pH-Werte > 4,4). Maximal versauerte Kippenwässer sind somit zeitlich früher und nach kürzerer Fließstrecke anzutreffen, wohingegen die maximal mineralisierten Wässer nach längerer Fließstrecke und zeitlich später auftreten.

Die generelle Versauerung der Wässer bewirkt, daß in stärkerem Maße geogen vorhandene, umweltrelevante Spurenelemente in Lösung gehen. So kommt es im Kippengrundwasser zu einer deutlichen Erhöhung der Ni-, Co-, As-, Zn- und Al-Konzentrationen.

Die Zeitdauer des Austrags von versauertem und hochmineralisiertem Kippenwasser ist abhängig von

- dem im Kippenabraum gespeicherten Vorrat an löslichen Säure-, Sulfat-, Eisen- und Karbonatmengen,
- der mittleren Aufenthaltszeit des Grundwassers auf seinem Weg durch den Kippenkörper.

Nach einer groben Abschätzung kommt der Gutachter zu dem Ergebnis, daß für Garzweiler II ein deutliches Absinken der Stoffkonzentrationen frühestens  $150 \pm 50$  Jahre nach Tagebauende zu verzeichnen sein wird. Selbst dann wird das aus der Kippe abströmende Wasser noch stark erhöhte Lösungsinhalte aufweisen.

Der Antrag zum Abbau im Tagebaufeld Garzweiler II sieht einen Restsee im Süden des Feldes vor. Je nach seiner Lage zum Kippenkörper wird dem Restsee auch Grundwasser zuströmen, das unterschiedlich lange Fließwege durch den Kippenkörper hinter sich gebracht und so eine entsprechende Versauerung und Mineralisation erfahren hat. Ohne Gegenmaßnahmen wird ein massiver und langanhaltender Stoffeintrag in den Restsee erfolgen. Im Kippengrundwasser sind  $\text{Fe}^{2+}$ -Ionen in sehr hohen Konzentrationen vorhanden. Bei Übertritt des Kippenwassers in den Restsee kommt es zu einem intensiven Kontakt mit Luftsauerstoff. Dabei werden die  $\text{Fe}^{2+}$ - zu  $\text{Fe}^{3+}$ -Ionen oxidiert. Dies führt zu einem weiteren Versauerungsschub bis unterhalb pH 3.

Die Untersuchungen zeigen, daß die Höhe und Dauer des Stoffeintrages in den See wesentlich von der Länge des Fließweges durch die Kippe abhängt. Das bedeutet, daß die geplante Restseelage unter diesen Aspekten recht ungünstig ist, da zuströmendes Grundwasser allseits durch einen einige Kilometer breiten Kippenkörper zum Restsee strömt.

Nach Ende der Wiederanstiegsphase tritt das versauerte und mineralisierte Kippenwasser aus der Kippe in das unverritzte Gebirge über. Dort werden die  $\text{H}^+$ -Ionen des versauerten Wassers durch vorhandene Karbonate abgepuffert. Dies erfolgt unter Ausfällung von Gips und Freisetzung von Kohlendioxid. Die so entstehende Neutralisationsfront bewegt sich im Abstrom der Kippe in das unverritzte Gebirge hinein. Die dort dann ablaufenden Reaktionen werden im zweiten Untersuchungsabschnitt (1991–1993) eingehend betrachtet.

Anschließend wurden mögliche Maßnahmen zur Verminderung des Stoffaustrages aus den Abraumkippen aufgezeigt. Hierbei müssen zwei Maßnahmenbereiche unterschieden werden:

- A – Maßnahmen, die an der *Ursache* für die Versauerung des Abraums als Folge der Eisendisulfidoxidation ansetzen.
- B – Maßnahmen, die die Stoffumsetzungen zulassen, jedoch den *Stoffaustrag* vermindern wie z. B. eine künstliche Restseebefüllung oder die Anlage von Abfangbrunnen im Kippenkörper.

Als Maßnahmen unter Punkt A empfiehlt der Gutachter, den Sauerstoffzutritt zu den empfindlichen Abraumteilen durch geeignete Verfahren möglichst zeitlich zu begrenzen. Hiermit soll u. a. erreicht werden, daß in weiten Kippenbereichen die extreme Ausprägung der Grundwasserbeschaffenheit mit maximaler Mineralisation und maximaler Versauerung nicht erreicht wird. Für einige Abraumpartien mit sehr hohen Eisendisulfidgehalten können die Verfahren zur zeitlichen Begrenzung des Sauerstoffzutritts eventuell nicht ausreichen, um deren maximale Ausprägung im Kippengrundwasser zu verhindern. Daher soll dieses sehr versauerungsempfindliche Material zudem nach Möglichkeit in die tiefen Bereiche eines Tagebaus eingebracht werden. Desweiteren wird empfohlen, die oberen Kippenteile aus möglichst schwefelarmen bzw. -freien Material zu erstellen („Schaffung eines künstlichen oberen Stockwerks“). Auch technische Maßnahmen, wie Verdichtung der Planumsflächen zur Minimierung des Sauerstoffzutritts bzw. chemische Maßnahmen, wie Kalkung von Planums- und Böschungsflächen, könnten den Versauerungs und Mineralisierungsprozeß deutlich reduzieren.

Die Ergebnisse von kleinmaßstäblichen Feldversuchen (Versuchsanschüttungen mit und ohne Überdeckung zur Untersuchung des Oxidationsverhaltens des Abraummaterials) liefern bereits Hinweise darauf, daß die Produktion und Speicherung von Säure und Sulfatmengen im schwefelreichen Abraum mit den unter Punkt A angeführten Maßnahmen wirkungsvoll zu vermindern ist. Diese Versuche werden im 2. Untersuchungsabschnitt intensiver fortgeführt.

Maßnahmen zu Punkt B waren nicht Gegenstand der Untersuchung. Wie der Gutachter empfiehlt, werden solche Maßnahmen in einem speziellen Gutachten (Prof. Dr. Kinzelbach) untersucht.

### 3. Wertung

Mit diesem Gutachten liegt erstmals eine umfassende Studie vor, die alle wesentlichen Vorgänge und Wirkparameter bei der Eisendisulfidoxidation erfaßt und beschreibt. Die Problematik wurde systematisch und gründlich aufgearbeitet. Die Ergebnisse wurden aus einer Vielzahl von Untersuchungen im Gelände und im Labor erzielt und konnten anschließend durch Modelluntersuchungen erklärt und abgesichert werden. Daraus wurden ausgewogene und nachvollziehbare Schlußfolgerungen abgeleitet. Die Ausarbeitungen haben damit den Wissensstand über die geochemischen Prozesse in den Abraumkippen beträchtlich erweitert. Sie erlauben erstmalig eine größenordnungsmäßige Abschätzung zum Stoffaustrag aus einer Abraumkippe.

Aus wasserwirtschaftlicher Sicht sind die Ergebnisse wie folgt zu bewerten:

- Die in der Kippe Berrenrath und im Zieselsmaar beobachteten Erscheinungen stellen keinen ungünstigen Sonderfall dar. Bei den vergleichbaren Sedimentverhältnissen im Tagebau Garzweiler I und beantragten Tagebau Garzweiler II sind ohne Gegenmaßnahmen ähnliche Auswirkungen zu erwarten.
- Bei einer Durchströmung von Abraumkippen ist generell mit einem unerwünschten massiven und langanhaltenden Austrag von Säure, Sulfat, Eisen, Kalzium, Kohlendioxid und umweltrelevanten Spurenelementen zu rechnen, wenn nicht Gegenmaßnahmen ergriffen werden.

- Ohne Gegenmaßnahmen würde die Grundwasserbeschaffenheit erheblich und nachhaltig beeinträchtigt. Diese Beeinträchtigung wird erst dann spürbar, wenn sich der Grundwasseranstieg in der Kippe vollzieht. Zu dem Zeitpunkt, da sich der Grundwasserhaushalt allmählich normalisiert, tritt dann verstärkt die Belastung der Grundwassergüte auf.
- Die Nutzung eines so belasteten Kippenwassers ist aus heutiger Sicht nicht möglich. Darüber hinaus sind ohne Gegenmaßnahmen auch Gewässernutzungen in benachbarten Bereichen (Restsee, Fließgewässer, Grundwasser im Abstrombereich der Kippe) gefährdet.

Aus dem oben Angeführten wird deutlich, daß Gegenmaßnahmen zwingend erforderlich sind: vordringlich solche, die an den Ursachen der Schadstoffentstehung ansetzen. Die vom Gutachter vorgeschlagenen Maßnahmen liefern hierzu bereits wertvolle Ansätze. Sie sollten vordringlich weiter verfolgt und technische Durchführbarkeit und Auswirkungen im halbertechnischen Maßstab untersucht werden.

Diese Maßnahmen greifen stark in den Tagebaubetrieb ein. Inwieweit sie betriebstechnisch und ökonomisch zu Einschränkungen führen bzw. die Wirtschaftlichkeit des Abbaus beeinträchtigen, müßte von fachkundiger Seite untersucht werden.

Es wird sicherlich nicht möglich sein, das Entstehen von Säure völlig zu verhindern. Es wäre jedoch eine eindeutige Verbesserung zu erreichen, wenn nur noch soviel Säure entstehen würde, wie durch das vorhandene Pufferpotential neutralisiert werden kann. Denn dann würden auch für die Mikroorganismen, die den Versauerungsprozeß wesentlich beschleunigen, weniger günstige Lebensbedingungen entstehen.

Ebenso sollten von fachkundiger Seite die unter Punkt B angesprochenen hydraulischen Maßnahmen untersucht werden. Hier wären Maßnahmen zu betrachten, wie

- verstärkte künstliche Befüllung des Restsees mit Rheinwasser.
- Erstellung eines künstlichen oberen Grundwasserleiters aus schwefelfreiem Material,
- Errichtung von Abfangbrunnen innerhalb der Kippe,
- Steuerung des Wasserspiegels des Restsees.

Hierzu hat das Landesamt für Wasser und Abfall eine kurzfristige gutachterliche Stellungnahme in Auftrag gegeben. Eine Bewertung kann somit erst nach Vorliegen dieser Stellungnahme erfolgen.

Neben den Maßnahmen, wie in den Punkten A und B angesprochen, erscheint eine weitere Möglichkeit, die Auswirkungen der Abraumkippen auf das Grundwasser zu vermindern, erfolgversprechend. Die Lage des Restsees, wie sie sich aus der vorliegenden Planung ergibt, ist als ungünstig anzusehen. Aus Qualitätsüberlegungen wäre eine Restseelage wünschenswert, bei der anströmendes Grundwasser ohne oder nur mit einer sehr kurzen Kippenpassage während der Wiederanstiegsphase zum Restsee strömt und bei der in der Endphase Wasser aus dem Restsee ohne Kippenpassage entsprechend den ursprünglichen Fließrichtungen nach Norden und Nordosten ins unverritzte Gebirge abströmen kann. Eine günstigere Restseelage wäre zum einen durch eine geänderte Abbauführung, zum anderen durch eine Änderung der Abbaugrenze zu erreichen.

Hinzuweisen ist, daß durch das sich verschlechternde Abraum-/Kohleverhältnis die zukünftige Abraummenge stark ansteigt

(1950 ca. 1:1; 1975 ca. 2,6:1; nach 2000 ca. 6:1). Bis zum Jahr 1990 wurden im gesamten Rheinischen Braunkohlengebiet insgesamt etwa 10 Mrd. m<sup>3</sup> Abraum bewältigt. Bis zum Jahr 2045 kämen mit den genehmigten und beantragten Tagebauen etwa 30 Mrd. m<sup>3</sup> hinzu. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit von Gegenmaßnahmen und zeigt, daß für den überwiegenden Teil der gesamten Abraummenge noch Einwirkungsmöglichkeiten bestehen.

Generell ist aus den bisher vorliegenden Untersuchungsergebnissen der Schluß zu ziehen, daß zukünftig neben der land- und forstwirtschaftlichen Wiedernutzbarmachung auch eine die wasserwirtschaftlichen Belange wesentlich stärker berücksichtigende „wasserwirtschaftliche Rekultivierung“ anzustreben ist.

# **Möglichkeiten und Grenzen von hydraulischen Maßnahmen zur Vermeidung des Stoffaustrags aus der Abraumkippe des Tagebauvorhabens Garzweiler II**

**– Gutachten –**

Auftraggeber:  
Landesamt für Wasser und Abfall  
Nordrhein-Westfalen

Bearbeiter:  
W. H. Chiang  
R. Hassinger  
W. Kinzelbach  
J. Y. Lin  
W. Schäfer

Datum: Juli 1991

# Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Fragestellungen und hydraulische Optionen	287
2. Regionale Simulation	287
2.1 Verwendete Modelle	287
2.2 Diskretisierung, Aquiferparameter und Randbedingungen	288
2.3 Untersuchte Varianten	290
2.4 Ergebnisse	292
3. Dichteproblematik	302
3.1 Problemstellung	302
3.2 Theoretische Überlegungen	302
3.3 Physikalisches Modell	304
3.4 Numerische Modellierung	304
4. Schlußfolgerungen	305
5. Literaturangaben	307
Anlagen in separatem Anlagenband	



## 1. Fragestellungen und hydraulische Optionen

Im geplanten Tagebau Garzweiler II ist infolge von Pyritoxidation im offenliegenden Kippenmaterial mit der Bildung von Schwefelsäure zu rechnen. Bei Wiederanstieg des Grundwassers nach Beendigung des Tagebaus wird es daher zu einer Versauerung des Grundwassers im Kippenbereich kommen. Dies zieht zwei Wassergüteprobleme nach sich.

1. Durch Zufluß versauerten Grundwassers zum Restsee ist eine Beeinträchtigung der Wassergüte des Restsees möglich.
2. Nach Erreichen des Füllungsziels kann saures Wasser aus der Kippe in den wasserwirtschaftlich stark genutzten Nordbereich abströmen.

Für beide Problembereiche soll untersucht werden, inwieweit hydraulische Maßnahmen in der Lage sind, die See- bzw. Grundwasserbeschaffenheit günstig zu beeinflussen.

Als Ziele der Wasserwirtschaft werden angesehen:

- (1) Verhinderung bzw. Begrenzung der Versauerung des Restsees
- (2) Verhinderung des Abstroms sauren Grundwassers von der Kippe nach Norden

bei gleichzeitiger Einhaltung von Mindestgrundwasserständen im Bereich der Feuchtgebiete.

Die hydraulischen Maßnahmen umfassen die folgenden Optionen:

- (1) Verhinderung bzw. Minimierung des Zustroms von saurem Kippenwasser in den Restsee während der Anstiegsphase durch hinreichend schnelle Füllung des Restsees mit Rheinwasser.
- (2) Verzögerung des Abschaltens der Sumpfung, um den Grundwasserandrang zum See während der Füllphase zu vermindern
- (3) Aquifergestaltung im Bereich der Kippe, die zu einer geringeren Durchströmung stark säurehaltiger Aquiferschichten beiträgt
- (4) Festlegung der Wasserspiegellage des Restsees, um den Einzugsbereich des Sees im Endzustand zu beeinflussen
- (5) Entnahmen am nördlichen Kippenrand, die eine Beeinträchtigung des nördlichen Bereichs im Endzustand verhindern (Abfangbrunnen)

Für jede Maßnahme wird der Größenordnung nach die Möglichkeit und Tendenz der Einflußnahme auf die oben angeführten Qualitätsprobleme untersucht.

## 2. Regionale Simulation

Die großräumigen Grundwasserverhältnisse auf der Venloer Scholle sowie die voraussichtlichen Auswirkungen des Tagebaus Garzweiler II auf Feuchtgebiete waren bereits Gegenstand ausführlicher Modelluntersuchungen durch die RWTH Aachen (Rouvé et al., 1990). Auf der Basis der dabei gewonnenen Erkenntnisse wird hier ein Ausschnitt um den Restsee Garzweiler II in größerer horizontaler und vertikaler Auflösung untersucht. Dies erlaubt eine realistischere Nachbildung der Füllkurve (und damit Speicherung) des Sees sowie seiner Flächenzunahme. In der regionalen Simulation wird wie im Aachener Modell aus Gründen des Rechenaufwands vereinfachend der Einfluß von Dichteunterschieden zwischen Kippenwasser und Seewasser vernachlässigt.

## 2.1 Verwendete Modelle

Zur Modellierung werden die Modelle MODFLOW und MODPATH des United States Geological Survey herangezogen (McDonald, Harbaugh, 1988, Pollock, 1989). MODFLOW ist ein 3-dimensionales Grundwasserströmungsmodell auf der Basis der Differenzenmethode. Es berechnet Strömungen in geschichteten Aquiferen mit gespannten oder freien Grundwasserverhältnissen. Für jede Zelle des Aquifers wird eine Wasserbilanz aufgestellt und durch die unbekanntenen Piezometerhöhen (Grundwasserstände) der Zelle und ihrer (maximal) 6 Nachbarzellen ausgedrückt. Zusammen mit den Randbedingungen ergibt sich für einen Aquifer mit  $N$  Zellen – stationär oder für jeden Zeitschritt – ein Gleichungssystem mit  $N$  unbekanntenen Piezometerhöhen. Dieses wird mit der Methode der konjugierten Gradienten mit Vorkonditionierung gelöst.

Das Modell MODFLOW ist in der Originalversion nicht in der Lage, instationär einen ansteigenden Grundwasserspiegel zu simulieren. Deshalb war zunächst die Entwicklung eines Moduls erforderlich, das die Berücksichtigung dieses bei der Auffüllung des Absenkungstrichters Garzweiler II entscheidenden Vorgangs erlaubt. Es wurde eine Fallunterscheidung eingebaut, die bei Anstieg einer Piezometerhöhe über die Unterkante einer trockenen und damit inaktiven Aquiferzelle diese Zelle wieder flutet. Für die Stabilität des Verfahrens ist es essentiell, daß in der iterativen Berechnung die neue Höhe in der „wiederbelebten“ Zelle zunächst nur ganz wenig über die Unterkante der Zelle gesetzt wird (z. B. 1 mm). Das Verfahren wurde ausgetestet und hat sich in allen Simulationsläufen bestens bewährt. Die Nichtlinearität des Problems sowie die zwischen See und Kippe auftretenden großen Durchlässigkeitskontraste führten zunächst zu Konvergenzproblemen bei der Lösung des Gleichungssystems. Hier konnte durch Einbau eines neuen Gleichungslösers (Hill, 1990) Abhilfe geschaffen werden.

Die Differenzenmethode ist leichter handhabbar als die Finite Elemente Methode des Aachener Modells. Sie ist jedoch in der geometrischen Beschreibung der Aquifere weniger flexibel. Sie diskretisiert den Aquifer durch quaderförmige Blöcke. Die Größe der Quader kann sich den Bedürfnissen anpassen. Die Modellränder haben jedoch charakteristischerweise immer Stufenform (Abb. 2.1). Genauso kann eine Verwerfung nur durch

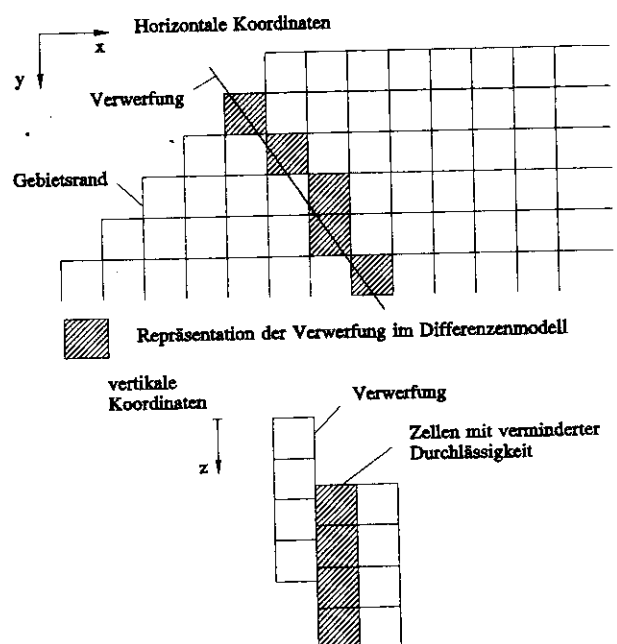


Abbildung 2.1: Diskretisierung von Rand und Verwerfungen in Differenzenmodellen

eine Reihe von Zellen geringer Durchlässigkeit modelliert werden, die zwischen die gegeneinander vertikal verschobenen Aquifere eingebracht wird (Abb. 2.1).

Mit dem Modell MODPATH lassen sich Bahnlinien in der durch MODFLOW berechneten Strömung konstruieren. Dazu werden Punkte in das nach DARCY berechnete Geschwindigkeitsfeld eingesetzt und in der Strömung schrittweise verfolgt. Die rechnerische Bestimmung von Bahnlinien ist insbesondere in 3 Dimensionen unerlässlich, um den Strömungszusammenhang zu beurteilen, da die optische Auswertung der Höhengleichungen zu ungenau ist. Die Bahnlinienberechnung liefert auch Angaben über erforderliche Laufzeiten.

Zur Vereinfachung der Dateneingabe in die Modelle wurde am Fachgebiet Technische Hydraulik und Ingenieurhydrologie der GhK ein Prä- und Postprozessor für beide Modelle entwickelt. Dieser wurde bei der Erstellung der Datensätze aller untersuchten Varianten und der grafischen Darstellung der Ergebnisse eingesetzt (Chiang und Kinzelbach, 1991).

## 2.2 Diskretisierung, Aquiferparameter und Randbedingungen

Als Grundlage der Dateneingabe dienen die Werte, die im Grundwassermodell „Venloer Scholle“ der RWTH Aachen (Rouvé et al., 1990) verwendet wurden. Aufgrund unterschiedlicher vertikaler Diskretisierung und unterschiedlicher räumlicher Erstreckung des Modellgebietes im Vergleich zum Aachener Modell war es jedoch notwendig, die Eingabedaten entsprechend anzupassen. Die Anpassungen werden bei der Beschreibung der einzelnen Parameter erläutert. Alle Eingabedaten sind in Form von Tabellen und Listen in Anlage 1 zusammengestellt. Die Zahlenwerte beziehen sich auf Zellen unterschiedlicher Größe. Die Tabellen geben deshalb die jeweilige Verteilung nicht maßstäblich wieder.

### 2.2.1 Gebietserstreckung und horizontale Diskretisierung

Das Modellgebiet (Abb. 2.2) enthält die Kippen von Garzweiler I und II und den Restsee als Zentrum. Die Wahl des Ausschnittes ergab sich aus der Anforderung, die Strömungsverhältnisse in der Nähe des geplanten Restsees und den Restsee selbst detaillierter als es im Aachener Modell möglich ist zu simulieren, und aus der Notwendigkeit, hydraulisch sinnvolle Ränder für das Teilgebiet zu finden (siehe auch Abschnitt 2.2.8).

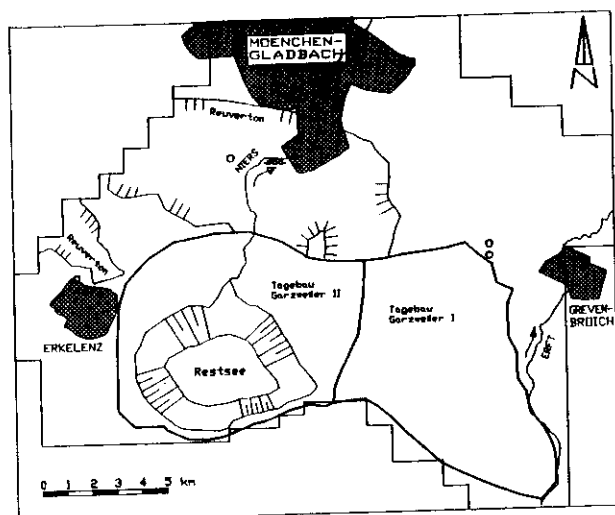


Abbildung 2.2: Lageplan des Modellgebiets

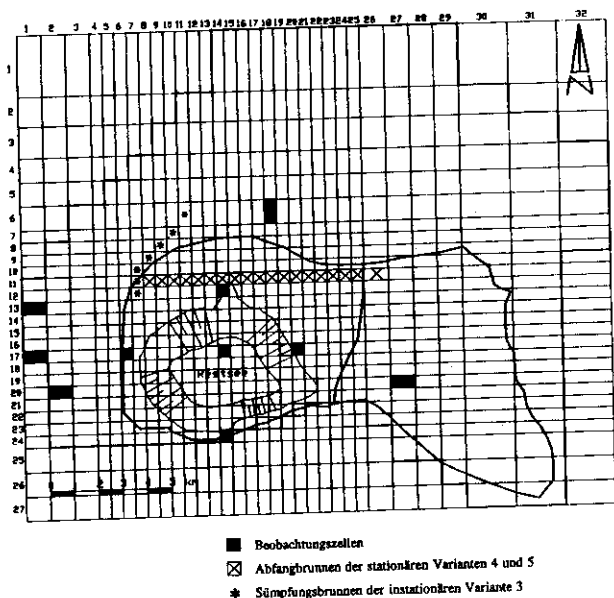


Abbildung 2.3: Diskretisierungsnetz des regionalen Modells (Aufsicht)

Das Modellgebiet ist in 32 Spalten (x-Richtung) und 27 Zeilen (y-Richtung) aufgeteilt. Die räumlichen Schrittweiten sind variabel und reichen von 500 m bis 2500 m. Damit hat das Modellgebiet eine maximale Ost-West-Erstreckung von 24 km und eine maximale Nord-Süd-Erstreckung von 20 km. Das horizontale Modellgitter ist in Abb. 2.3 dargestellt.

### 2.2.2 Vertikale Diskretisierung

In vertikaler Richtung (z-Richtung) werden 8 Schichten berücksichtigt. Ihre Ober- und Untergrenzen sind der Stratigraphie des Modellgebiets angepaßt. Auch im Bereich der beiden Kippen wird diese Unterteilung gemäß den heutigen Zuständen beibehalten, obwohl dort abbaubedingt nur noch die Kippe und im Liegenden die Schicht 8 als stratigraphische Einheit erhalten bleiben werden. Die Beibehaltung der ursprünglichen vertikalen Stratifizierung erleichtert jedoch die Dateneingabe. Im einzelnen sind die Modellschichten folgendermaßen charakterisiert:

Schicht 1: Diese Schicht entspricht den überwiegend kiesigen Ablagerungen der jüngeren Hauptterrasse. In Teilen des Gebietes bildet der Reuverton die Basis dieser Schicht. Er wird jedoch nicht als eigene Schicht berücksichtigt, sondern in Form erniedrigter vertikaler Durchlässigkeiten in Schicht 1 (Abschnitt 2.2.3) eingebracht. Die Verteilung des Reuvertons ist in Abb. 2.2 angedeutet.

Schicht 2-6: Diese Schichten repräsentieren die über dem Flöz Frimmersdorf hangenden Feinsande. Ihre Unterteilung in 5 einzelne Schichten ist nicht stratigraphisch begründet, sondern dient allein dazu, im Bereich der Kippe Garzweiler II den Restsee in 3 Dimensionen detaillierter nachbilden zu können. Die Grenzen dieser 5 Schichten werden interpoliert zwischen der Untergrenze von Schicht 1 und der Obergrenze der liegenden Schicht 7.

Schicht 7: Mit dieser Schicht werden die zwischen den beiden Flözen Frimmersdorf und Morken befindlichen Sande, das sogenannte Zwischenmittel, dargestellt. Die Flöze selbst werden wie der Reuverton nicht als eigene Schichten behandelt, sondern

werden in Form einer sehr geringen vertikalen Durchlässigkeit (Abschnitt 2.2.3) der Schicht 7 berücksichtigt.

Schicht 8: Die tiefste Modellschicht erfaßt das Liegende des Flözes Morken. Die Untergrenze dieser Schicht und damit des Modellgebiets wird bestimmt durch eine konstante Schichtmächtigkeit von 300 m.

Schicht 1 wird als freier Aquifer behandelt, in den Schichten 2-7 können sich je nach Wasserständen freie oder gespannte Verhältnisse ausbilden und in Schicht 8 herrschen immer gespannte Verhältnisse. Die Daten über die Schichtgrenzen befinden sich in den Anlagen 1.9 bis 1.15.

### 2.2.3 Durchlässigkeitsbeiwerte

Die Verteilung der horizontalen Durchlässigkeitsbeiwerte der einzelnen Schichten ist in den Anlagen 1.1 bis 1.6 dargestellt. Der See wird durch eine im Vergleich zur Umgebung um mehr als einen Faktor 1000 vergrößerte Durchlässigkeit im Grundwassermodell simuliert. Bei der gewählten Größe des Kontrasts werden die Höhendifferenzen des Seewasserspiegels bereits so gering, daß die Seeoberfläche als eben betrachtet werden kann.

In den Schichten 7 und 8 werden der Holzweiler und der Rheindahlener Sprung in den horizontalen Durchlässigkeitsbeiwerten berücksichtigt. Wegen der z. T. groben Diskretisierung des Modellgebiets im Bereich der Sprünge konnten diese jedoch nicht so gut aufgelöst werden, wie es mit dem Finite Elemente Netz des Aachener Modells möglich war. Die tatsächlichen  $k_f$ -Werte des Sprunges wurden im Verhältnis von Sprungbreite zur jeweiligen Gitterweite verkleinert, um die gitterbedingte künstliche Verbreiterung des Sprunges zu kompensieren.

Die vertikale Durchlässigkeit ist für die Schichten 2-6 und 8 gleich der horizontalen Durchlässigkeit. Der Einfluß des Reuvertons wird (wo vorhanden) im vertikalen  $k_f$ -Wert der Schicht 1 berücksichtigt, während die sehr geringen Durchlässigkeiten von Flöz Frimmersdorf und Morken im reduzierten vertikalen  $k_f$ -Wert von Schicht 7 zur Geltung kommen. In den Anlagen 1.7 und 1.8 sind daher nur die vertikalen  $k_f$ -Werte der Schichten 1 und 7 dargestellt. Das Modell MODFLOW errechnet programmintern aus den eingegebenen vertikalen Durchlässigkeiten in den Schichten und dem Abstand der Schichtmitten die entsprechenden vertikalen Leakage – Faktoren zwischen den Schichten durch gewichtete harmonische Mittelung. Das Modell erlaubt zwar auch die direkte Eingabe der vertikalen Leakagefaktoren, doch ist die Berechnung dieser Faktoren aufgrund der stark wechselnden Schichtmächtigkeiten sehr aufwendig. Mit der Näherung, daß die beiden Kohlenflöze in ihrer Wirkung auf die vertikale Durchlässigkeit gleich behandelt werden können, ist es möglich, ihre Sperrwirkung in Form eines geringen vertikalen  $k_f$ -Wertes in Schicht 7 einzugeben.

Im gesamten Bereich der Kippen Garzweiler I und II herrschen isotrope Verhältnisse. Der Restsee ist wiederum durch eine sehr hohe vertikale Durchlässigkeit gekennzeichnet. Dadurch treten auch in vertikaler Richtung im See nur vernachlässigbar kleine Höhenunterschiede auf.

### 2.2.4 Porositäten und Speicherkoeffizienten

Für das gesamte Modellgebiet mit Ausnahme des Restsees wird eine effektive Porosität von 0.2 benutzt. Im See wird eine effektive Porosität von 1 verwendet (100 % Hohlraumvolumen).

Der spezifische Speicherkoeffizient der zumindest zeitweise gespannten Schichten 2 - 8 ist schichtenweise konstant. Er beträgt  $5 \times 10^{-6} m^{-1}$  in den Schichten 2-6,  $4 \times 10^{-6} m^{-1}$  in der Schicht 7 und  $2 \times 10^{-6} m^{-1}$  in Schicht 8.

### 2.2.5 Zugaben und Entnahmen

Im Modellgebiet gibt es 7 ständige Entnahmebrunnen mit einer Gesamtentnahme von  $0.434 m^3/s$  (13.7 Millionen  $m^3/a$ ) (Anlage 1.21). Einige Brunnen repräsentieren ganze Brunnengruppen, deren Auflösung nicht erforderlich oder aufgrund grober Diskretisierung nicht möglich war. Diese 7 Entnahmebrunnen sind in jeder Variante gleich.

In den stationären Varianten 4 und 5 werden weitere 19 Entnahmebrunnen zur Verhinderung des Kippenabstroms nach Norden berücksichtigt. Ihre Gesamtentnahme beträgt  $0.27 m^3/s$  (8.5 Mio.  $m^3/a$ ) in Variante 4 und  $0.22 m^3/s$  (6.9 Mio.  $m^3/a$ ) in Variante 5 (Anlage 1.21).

In der instationären Variante 3 sind zusätzlich zu den 7 ständigen Brunnen für die Dauer von 25 Jahren noch 7 Sumpfungsbunnen am nordwestlichen Rand der Kippe mit einer Gesamtentnahme von  $0.95 m^3/s$  (30 Mio.  $m^3/a$ ) aktiv (Anlage 1.21).

Die Einspeisung von Rheinwasser in den Restsee wird im Modell ebenfalls durch Zugabebrunnen realisiert. Es sind dies 11 Infiltrationsbrunnen an der tiefsten Stelle des geplanten Sees mit einer variantenabhängigen Gesamtzugabe von 60 bzw. 90 Mio.  $m^3/a$  ( $1.90 m^3/s$  bzw.  $2.85 m^3/s$ ).

Eine zusätzliche zeitabhängige Zugabe besteht in den instationären Varianten zur Stützung des Feuchtgebietes an der Niers. Das Feuchtgebiet wird mittels eines Festpotentials bei 59.2 m ü. NN festgehalten. Die dafür notwendigen Infiltrationen ergeben sich dann automatisch aus dem Modell. Sie belaufen sich auf ca.  $0.25 m^3/s$  (7.88 Mio.  $m^3/a$ ) zu Beginn der instationären Simulation. Die Lage der Brunnen und des Feuchtgebietes an der Niers geht aus Abb. 2.2 hervor.

### 2.2.6 Oberflächengewässer

Das wichtigste Gewässer im Modellgebiet ist der Restsee Garzweiler. Er wird in dem eigentlich für Strömungen in porösen Materialien geschaffenen Modell durch sehr hohe Durchlässigkeiten und eine Porosität von 1 berücksichtigt (siehe vorhergehende Abschnitte). Seine größte Ausdehnung besitzt er in den Schichten 1 und 2, in den Schichten 3 - 5 ist er kleiner, und die geringste Ausdehnung besitzt er in den Schichten 6 und 7 (Gebiete mit "\*" in den Anlagen 1.1 bis 1.6). Da die Seeoberfläche bei der hier gewählten Art der vertikalen Diskretisierung die Schichtflächen schneiden kann, ist eine grafische Darstellung der gesamten Seefläche durch die entsprechende Piezometerhöhenlinie in einer Schicht nur bei Vollfüllung möglich. Bei Teilfüllung muß die Höhenlinie in Seespiegelhöhe aus Isolinten in mehreren Schichten geeignet zusammengesetzt werden. Der Seespiegel bei Vollfüllung wird durch eine Überlaufkante zu einer Drainage im Modell festgelegt. In der Realität entspricht dieser Seeauslauf der Niers. Die in unterschiedlichen Varianten gewählten Seespiegel bei Vollfüllung sind 67 m ü. NN, 63.5 m ü. NN und 55 m ü. NN.

Die Eigenschaften des so definierten Sees hinsichtlich Speicherung und Oberflächenausdehnung entsprechen in hohem Maße den Vorgaben des Landesamts für Wasser und Abfall, NRW. Der Vergleich zwischen Vorgabe und Modell ist für die Spei-

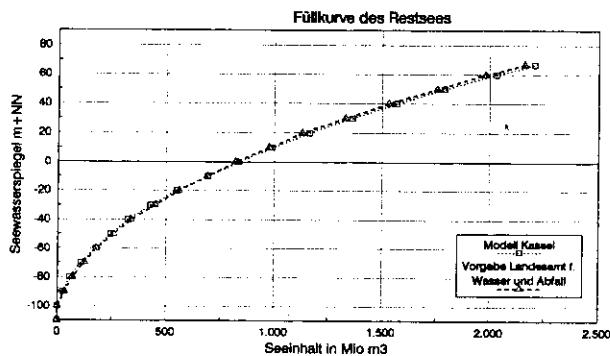


Abbildung 2.4: Volumeninhalte des Restsees als Funktion des Seewasserspiegels

cherinhaltlinie als Funktion des Wasserstands in Abb. 2.4 und für die Seeoberfläche als Funktion des Wasserstands in Abb. 2.5 dargestellt.

Als weitere Oberflächengewässer kommen in dem Modell noch die Niers und die Erft vor. Die Niers verläuft in Schicht 1 und ist mittels ihrer Wasserspiegellhöhe über der Sohle und Leakagefaktoren an die Strömung im Modellgebiet angeschlossen (Anlage 1.24). Die Erft stellt die östliche Berandung dar. Sie ist in Abschnitt 2.2.8 über die Randbedingungen beschrieben.

### 2.2.7 Anfangsbedingungen

Die nur für die instationären Varianten interessanten Anfangshöhen stammen aus den Ergebnissen der Variante 2 des Modells "Venloer Scholle" für das Jahr 2045 (Anlagen 5.3.1 – 5.3.4 in Rouvé et al., 1990). Außerhalb des Verbreitungsgebietes des Reuvertons (Verbreitung siehe Abb. 2.2) gibt es 3 vertikale Bereiche mit unterschiedlichen Anfangshöhen, nämlich die Schichten 1 - 6, Schicht 7 und Schicht 8. Innerhalb des Verbreitungsgebietes des Reuvertons ist der erste Bereich nochmals unterteilt in Schicht 1 über dem Reuverton und in die Schichten 2 - 6 darunter (Anlagen 1.16 – 1.19).

### 2.2.8 Randbedingungen

Da das Modellgebiet einen Ausschnitt aus dem Aachener Modell darstellt, wurde zur Festlegung der Modellberandung die dort für das Jahr 2100 berechnete großräumige Piezometerhöhenverteilung herangezogen. Für die Wasserstände in der benachbarten Erftscholle gibt es 2 Varianten, einmal mit abgesenkten Wasserständen und einmal mit hohen Wasserständen nach Ende des Braunkohletagebaus in der Erftscholle. Diese Höhen wurden vom Landesamt für Wasser und Abfall, NRW, vorgegeben. Sie sind in Anlage 1.22 zusammengestellt.

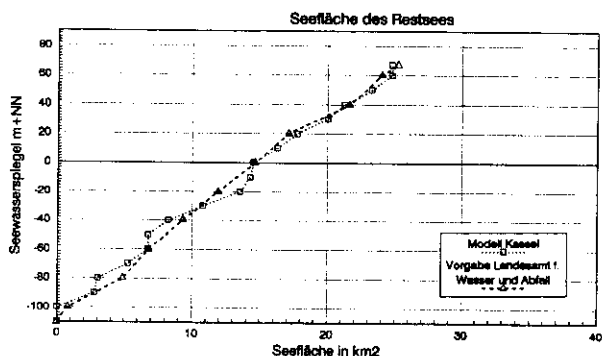


Abbildung 2.5: Seefläche des Restsees als Funktion des Seewasserspiegels

In den Schichten 1 - 6 werden im Norden und Nordosten des Gebiets die Wasserstände am Rand über ein Festpotential bestimmt. In Schicht 7 und 8 beschränkt sich der Festpotentialrand auf den NE des Gebiets (Anlage 1.22). Bei diesen Festlegungen wurde davon ausgegangen, daß die Piezometerhöhen dort zu keiner Zeit vom Tagebaubetrieb merklich beeinflußt werden.

Der Ostrand des Modellgebiets wird in allen Schichten über eine Randbedingung der dritten Art (Leakage - Rand) an die Erft angeschlossen (Anlage 1.22).

Die Wasserstände in der Erftscholle bestimmen wiederum über eine Randbedingung der dritten Art den gesamten Südrand des Gebiets. Bei der Variante mit tiefen Grundwasserständen in der Erftscholle gibt es unterschiedliche Höhen für die Schichten 1 - 6 und die Schichten 7 - 8, bei der Variante mit hohen Wasserständen sind die Höhen in allen Schichten gleich. (Anlage 1.22).

In den Schichten 1 - 6 wird der Südwestrand teilweise als Stromlinie modelliert (undurchlässiger Rand), in den Schichten 7 und 8 ist er ein Leakagerand, der an die Piezometerhöhen des Wassenberger Horsts angeschlossen ist (Anlage 1.22).

Der West- und Nordwestrand des Gebiets wird in allen Schichten als Leakage - Rand behandelt. Die maßgeblichen Piezometerhöhen sind die der Wasserscheide, die sich in den jeweiligen Schichten vom Hochpunkt im Bereich des Wassenberger Horsts aus nach Richtung Nordosten zieht.

### 2.2.9 Grundwasserneubildung

Im Gebiet wird wie im Aachener Modell eine räumlich variable aber zeitlich konstante Grundwasserneubildung von 189 mm/a – 278 mm/a angenommen (Anlage 1.20). Im Bereich des Restsees wird die Grundwasserneubildung durch Niederschlag zu Null gesetzt, da sich in offenen Gewässern in Mitteleuropa Verdunstung und Neubildung in etwa die Waage halten.

## 2.3 Varianten

Gegenstand der grundwasserhydraulischen Modellierung ist der Füllvorgang des Restsees nach Beendigung des Tagebaus Garzweiler II (Auffüllphase) sowie der sich letztendlich einstellende Beharrungszustand (Endphase). Die resultierenden Grundwasserhöhen und Strömungszustände werden bei unterschiedlicher Vorgabe der wählbaren Steuerparameter untersucht. Kriterien für die Auswertung und den Vergleich der Varianten sind je nach Fragestellung Ganglinien an Beobachtungszellen, Bilanzen, Höhengleichen und Bahnlinien. Die Ergebnisse werden anhand der wichtigsten Abbildungen im Text erläutert. Die komplette Dokumentation der Simulationsergebnisse ist in den Anlagen enthalten. Die Grundwasserhöhenganglinien der instationären Varianten an allen ausgewählten Beobachtungszellen sind komplett in Anlage 2 zusammengestellt. Die Ganglinien der Bilanzposten für dieselben Simulationläufe sind in Tabellenform in Anlage 3 enthalten. Die Grundwasserhöhengleichen für die stationären Varianten sind für die Schichten 1, 6, 7 und 8 komplett in Anlage 4 dokumentiert. Die Bahnlinien für ausgewählte stationäre Varianten sind in Anlage 5 zusammengestellt.

Auffüllphase und stationäre Endphase sind wie folgt charakterisiert:

#### Auffüllphase des Restsees:

In dieser Phase liegt der Grundwasserspiegel im Kippenbereich noch tiefer als in der weiteren Umgebung. Grundwasser strömt dem Restsee zu. Eine Gefährdung des Bereichs nördlich der

Kippe ist auszuschließen. Für diese Phase wird die Größe des Zuflusses von saurem Kippenwasser zum See untersucht. Drei Einflußgrößen bzw. Maßnahmen werden berücksichtigt: Rate der Wasserüberleitung in den Restsee, Modus der Abschaltung der Sumpfung von Garzweiler II und Gestaltung der obersten Kippenschicht. Für die Grundwasserhöhen in der benachbarten Erftscholle werden die Verhältnisse zu Ende des Tagebaus Garzweiler II zugrundegelegt.

Für die Auffüllphase reicht die stationäre Betrachtung nicht aus. Aus Voruntersuchungen war ersichtlich, daß ein Simulationszeitraum von 50 Jahren für die Seefüllung in jedem Fall angemessen ist. Die instationäre Simulation wurde deshalb generell in 50 Schritten der Dauer 1 Jahr vorgenommen. In einigen Simulationsläufen wurde an kritischen Stellen eine feinere zeitliche Diskretisierung gewählt.

#### Endphase

Der Beginn der Endphase wird durch Erreichen des gewünschten Wasserspiegels im Restsee definiert. Es ist möglich, daß infolge weiterer Tagebaue zu diesem Zeitpunkt die Grundwasserstände in der Erftscholle im Vergleich zur ursprünglichen Situation vor Beginn des Braunkohletagebaus immer noch tief liegen. Die Endphase wird deshalb mit Hilfe von zwei unterschiedlichen Szenarien untersucht. Im ersten Szenario liegen die Grundwasserstände der Erftscholle noch tief (Endzustand "Erftscholle tief"). Dieses Szenario liegt auch allen instationären Simulationen zugrunde. Im zweiten Szenario wird nach Beendigung des Braunkohletagebaus in der Erftscholle von hohen Grundwasserständen in der Erftscholle ausgegangen (Endzustand "Erftscholle hoch"). Diese führen dazu, daß auch im Bereich Garzweiler II sich bis auf etwa 10 m die früheren Grundwasserstände wieder einstellen.

Bei tiefen Grundwasserständen in der Erftscholle ist im Endzustand über die Füllphase hinaus zur Einhaltung des Seespiegels eine weitere Einleitung von Rheinwasser in den Restsee erforderlich, da Wasser aus dem Restsee in die Erftscholle abfließt.

Bei hohen Grundwasserständen in der Erftscholle wird der Restsee aus seinem eigenen Einzugsgebiet mit Wasser versorgt. Der Seespiegel von 67 m ü. NN kann gehalten werden. Eine Rheinwassereinleitung ist dann wahrscheinlich zur Verbesserung der Seewasserqualität zusätzlich erforderlich.

In der stationären Endphase werden die folgenden Einflußgrößen bzw. Maßnahmen untersucht: Seewasserstand bei Vollfüllung, Abfangbrunnen am nördlichen Kippenrand und Gestaltung der obersten Kippenschicht. Für die Grundwasserverhältnisse in der Erftscholle werden in der Regel die Höhen der Endphase "Erftscholle hoch" angenommen. Wahlweise wird in zwei Varianten auch die Endphase "Erftscholle tief" verwendet. Die regionale Simulation geht von der vereinfachenden Annahme aus, daß Dichteunterschiede zwischen Kippenwasser und Seewasser bzw. Grundwasser in Liegendleiter oder außerhalb der Kippe vernachlässigt werden können.

Der Einfluß der Dichteunterschiede zwischen See und Kippe auf den Zutritt sauren Grundwassers in den See wird in einem vertikalen radialsymmetrischen Modell von See und Kippe separat untersucht (Kapitel 3). Die möglichen Modifikationen gegenüber der Simulation mit konstanter Dichte werden abgeschätzt.

Die angeführten Phasen und Steuerparameter führten zur Auswahl der folgenden Simulationsläufe (Varianten):

#### Instationäre Varianten:

##### Variante 1:

Die Variante ist charakterisiert durch eine Überleiterraten von Rheinwasser von 60 Mio. m<sup>3</sup>/a. Der Seespiegel wird durch einen Überlauf zur Niers bei 67 m begrenzt. Die Grundwasserstände auf der Erftscholle sind durch den fortgesetzten Tagebaubetrieb noch abgesenkt (Erftscholle tief). Die Sumpfung von Garzweiler II wird zum Zeitpunkt 0 der Simulation eingestellt. Gleichzeitig beginnt die Überleitung von Rheinwasser.

##### Variante 2:

Variante 2 unterscheidet sich von Variante 1 nur in der Größe der Überleitung von Rheinwasser. Sie liegt bei 90 Mio. m<sup>3</sup>/a.

##### Variante 3:

In dieser Variante werden die Sumpfungsbunnen nordwestlich der Kippe Garzweiler II noch 25 Jahre lang mit einer verringerten Entnahme von 30 Mio. m<sup>3</sup>/a weiterbetrieben. Die Lage der Brunnen geht aus Abbildung 2.3 hervor. Das entnommene saubere Grundwasser wird in den Restsee eingeleitet, sodaß dem Restsee von Zeitpunkt 0 bis zum Jahr 25 der Simulation 90 Mio. m<sup>3</sup>/a zugeführt werden. Danach wird die Sumpfung ganz eingestellt und die Gesamteinleitung geht auf 60 Mio. m<sup>3</sup>/a zurück.

##### Variante 4:

Variante 4 unterscheidet sich von Variante 1 nur durch die Gestaltung der Kippe. Es interessiert, inwiefern die Aufbringung einer schwefelarmen (und damit säurefreien) Oberschicht größerer Durchlässigkeit dazu beisteuern kann, daß das vom Aquifer zuströmende Wasser aus Grundwasserneubildung bevorzugt über Schicht 1 in den See gelangt und damit insgesamt eine geringere Säurefracht in den See eingetragen wird. Es wird angenommen, daß im Bereich der Kippe Schicht 1 des Modells zehnmal so durchlässig ist wie die übrigen Schichten 2 - 7.

#### Stationäre Varianten:

##### Variante 1:

Die Grundvariante ist charakterisiert durch hohe Grundwasserstände in der Erftscholle, einen Seespiegel bei 67 m ü. NN und eine Überleitung von Rheinwasser von 60 Mio. m<sup>3</sup>/a.

##### Variante 2:

Variante 2 unterscheidet sich von Variante 1 lediglich durch die Erftschollenwasserstände (Erftscholle tief).

##### Variante 3:

Variante 3 ist vergleichbar mit Variante 1. Bei hohen Grundwasserständen auf der Erftscholle wird lediglich der Seespiegel auf 63.5 m ü. NN erniedrigt.

##### Variante 4:

In Variante 4 wird eine Galerie von 19 Abfangbrunnen in der Kippe nördlich des Sees angebracht (Abb. 2.3). Ansonsten sind alle Annahmen mit denen der Variante 1 identisch. Die Gesamtentnahme beträgt 0,27 m<sup>3</sup>/s (8,5 Mio. m<sup>3</sup>/a). Die Brunnen werden in die Kippe gesetzt, um die unnötige Entnahme von sauberem Grundwasser von außerhalb der Kippe zu minimieren. Die Variante soll lediglich die Realisierbarkeit eines Sperrgürtels untersuchen. Die Brunnenpositionen und Entnahmeraten wurden nicht optimiert. Dies muß einer Detailplanung vorbehalten bleiben.

**Variante 5:**

Gegenüber Variante 4 wird der Seespiegel bei 63.5 m ü. NN festgelegt. Die Entnahme der 19 Abfangbrunnen wird auf 0.22 m<sup>3</sup>/s (6.94 Mio. m<sup>3</sup>/a) reduziert.

**Variante 6:**

Variante 6 ist vergleichbar mit Variante 2. Gegenüber Variante 2 wird jedoch der Seespiegel bei 55 m ü. NN festgelegt.

**Variante 7:**

Variante 7 ist direkt vergleichbar mit Variante 1. Während in Variante 1 die Kippe in allen Schichten dieselbe Durchlässigkeit besitzt, wird in Variante 7 die Durchlässigkeit der 1. Modellschicht in der Kippe Garzweiler II um einen Faktor 10 gegenüber den Schichten 2 - 7 vergrößert.

**2.4 Ergebnisse**

Im folgenden werden die Ergebnisse aller Varianten dargestellt und diskutiert. Für die Grundvariante werden alle Ausgaben im einzelnen erläutert. Für die übrigen Varianten werden nur Ergebnisse dargestellt, an denen sich Unterschiede zur Grundvariante zeigen.

*Instationäre Varianten:*

**Variante 1:**

Das Anstiegsverhalten in den instationären Varianten läßt sich am besten an Ganglinien der Piezometerhöhen erkennen. Es wurden je 10 Beobachtungspunkte in 8 Schichten ausgewählt. Ihre horizontale Lage geht aus Abb. 2.3 hervor. In Abb. 2.6 werden zuerst Ganglinien im oberen Grundwasserleiter verglichen. Die fünf dargestellten Linien gehören zu einem Punkt im See (+) sowie 4 Punkten am Seerand in der Kippe, die direkt nördlich, südlich, westlich und östlich vom zentralen Beobachtungspunkt im See liegen. Zu Beginn der Simulation liegt die Position der Beobachtungsstelle im See noch trocken. Die Flutung beginnt an dieser Stelle im 5. Jahr. Die Piezometerhöhen am nördlichen und westlichen Beobachtungspunkt liegen bis etwa zum 35. Jahr oberhalb der Piezometerhöhe im See, d. h. von Norden und Westen fließt dem See bis zu diesem Zeitpunkt Wasser zu. Dann kommt es zu einer Überkreuzung der Ganglinien und der See kann in diese Richtungen Wasser abgeben. In südliche und östliche Richtung gibt der See dagegen immer Wasser ab. Dies ist durch die tiefen Grundwasserstände auf der Erftscholle bedingt. Der Knick in der Ganglinie des südlichen Beobachtungsknotens erklärt sich aus der im diskretisierten Modell sprunghaft erfolgenden Flutung einer ganzen Zelle.

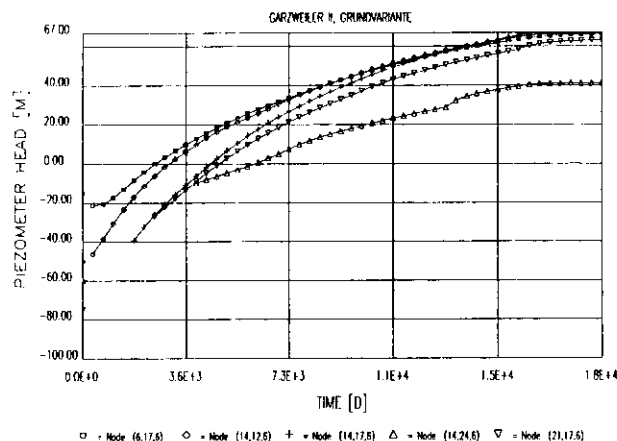
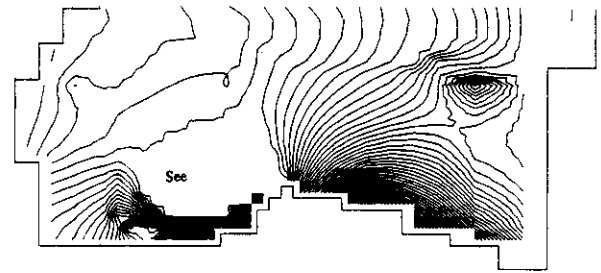


Abbildung 2.6: Piezometerhöhenganglinien der instationären Variante 1 im Seebereich

**Seeform nach 3 Jahren**



**Seeform nach 4 Jahren**

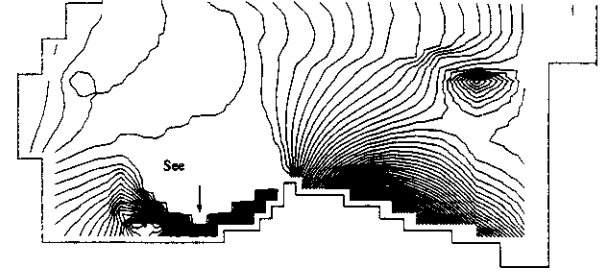


Abbildung 2.7: Fluten einer Seezelle innerhalb eines Zeitschnitts

Dadurch nähert sich der Seespiegel innerhalb eines Jahres dem Beobachtungspunkt um eine Zelle. Der Zustand vor dem Sprung und nach dem Sprung ist in Abb. 2.7 dargestellt. Der Pfeil zeigt die geflutete Seezelle an. In der Natur wird dieser Vorgang über etwas längere Zeit verteilt aber Wassermengenmäßig in gleicher Weise stattfinden.

In Abb. 2.8 ist die Piezometerhöhe an einem Punkt im See in allen Schichten gezeigt. Sie stellt den Seewasserspiegel dar. Die Piezometerhöhen in unterschiedlicher Tiefe sind erwartungsgemäß praktisch gleich. Es ist ersichtlich, daß der Seewasserspiegel bis zum 44. Jahr nach Simulationsbeginn ansteigt und dann bei 67 m verharrt. Die Füllzeit liegt damit bei rund 44 Jahren.

In Abbildung 2.9 sind die Ganglinien für vertikal verteilte Beobachtungspunkte in der Nähe des Feuchtgebiets an der Niers dargestellt. Die oberste Ganglinie liegt oberhalb des Reuvertons im 1. Grundwasserleiter. Die darunterliegenden Ganglinien, die sukzessive tiefer liegen, zeigen die Verhältnisse unter dem Reuverton und unter den beiden Flözen in derselben horizontalen Position an. Während die erste Ganglinie durch

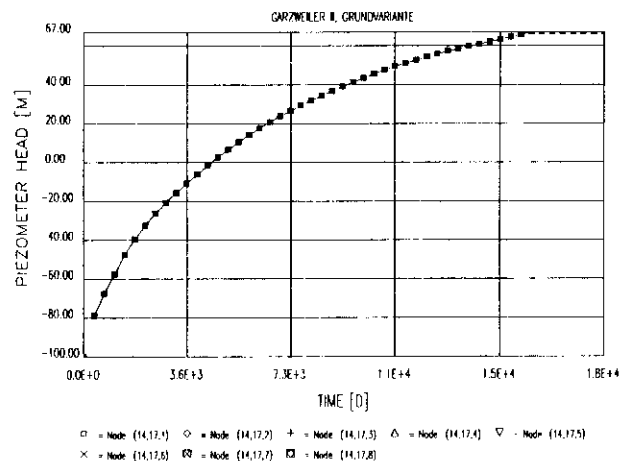


Abbildung 2.8: Piezometerhöhenganglinien der instationären Variante 1 in Seemitte

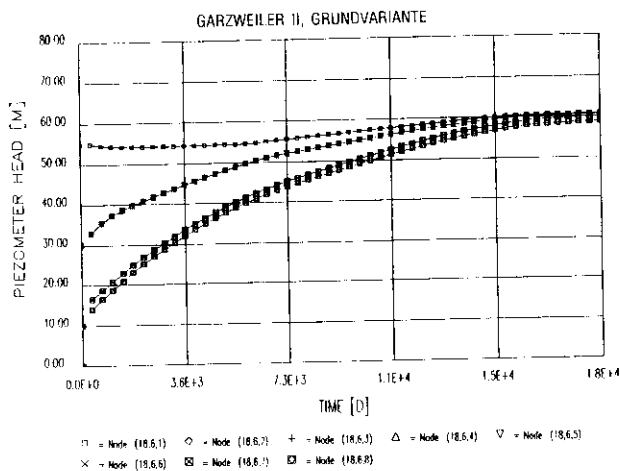


Abbildung 2.9: Piezometerhöhenganglinien der instationären Variante 1 in Feuchtgebietsnähe

das mittels Infiltration gestützte benachbarte Feuchtgebiet relativ konstant bleibt, steigen alle anderen Piezometerhöhen infolge der Auffüllung des Absenktrichters durch Grundwasserneubildung an.

Abbildung 2.10 zeigt Ganglinien an Beobachtungspunkten am nordwestlichen Rand des Modellgebiets. Zwei Typen von Ganglinien sind zu sehen. Der erste Typ steigt sehr rasch auf den Beharrungswert an. Er entspricht Ganglinien in den tieferen gespannten Schichten, in denen sich lediglich der Druck wieder aufbaut, ohne daß dafür große Zuflüsse benötigt werden. Die Ganglinien des zweiten Typs steigen langsam an. Sie zeigen die Auffüllung des freien oberen Aquifers, die sehr viel langsamer verläuft, da tatsächlich Porenvolumen gefüllt werden muß. Es ist auch ersichtlich, daß hier die Wahl einer Randbedingung der dritten Art angemessen war. Sie gestattet ein Ansteigen des Randwerts vom Startwert zu Beginn der Simulation auf einen Wert, der sich an die Grundwasserstände auf der Wasserscheide außerhalb des Gebiets (Wasserscheide Wassenberger Horst) anlehnt und den Verlust zwischen Hochpunkt und Rand von etwa 10 km korrekt berücksichtigt.

In Abb. 2.11 schließlich sind die Verhältnisse an einem Beobachtungspunkt in der Kippe von Garzweiler I gezeigt. Die Grundwasserhöhe steigt dort kontinuierlich an. Sie ist wie viele andere Ganglinien nach 50 Jahren noch nicht ganz im stationären Beharrungszustand angelangt. Diese Beobachtung ist zum Verständnis der Bilanzkurven von Wichtigkeit.

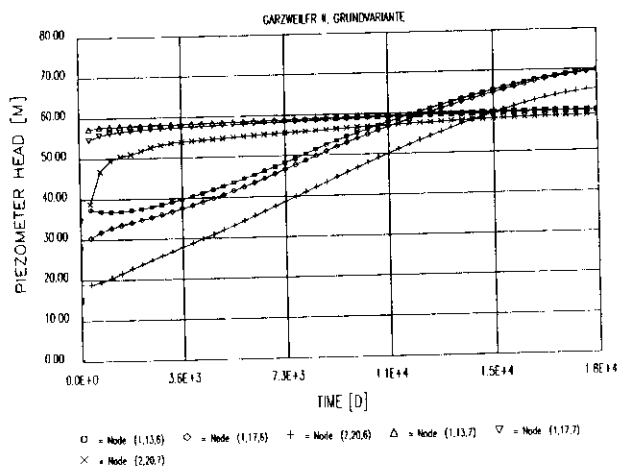


Abbildung 2.10: Piezometerhöhenganglinien der instationären Variante 1 am Nordwestrand

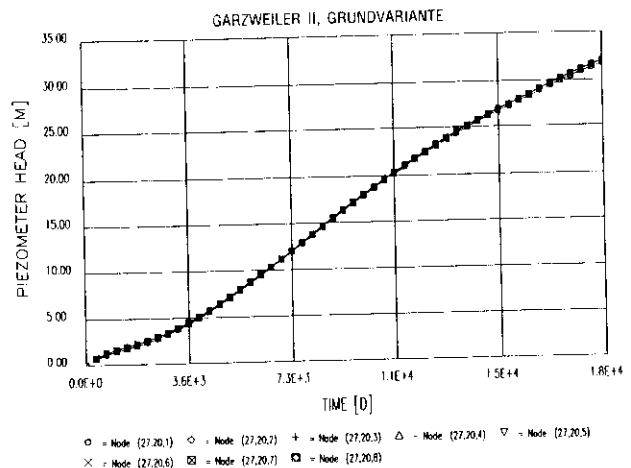


Abbildung 2.11: Piezometerhöhenganglinien der instationären Variante 1 in Kippe Garzweiler I

Die Bilanzen sind in Abb. 2.12 bis 2.15 als Ganglinien von Zu-/Abflüssen dargestellt. In Abb. 2.12 ist als oberste Ganglinie die Zuflußganglinie der Rheinüberleitung zu sehen. Sie wird über den gesamten Simulationszeitraum als konstant angenommen. Die unterste Kurve zeigt die Speicherung im See. Diese springt im Jahre 44 nach Simulationsbeginn auf 0 hoch. Dies entspricht der Füllung des Sees. Von diesem Zeitpunkt an wird die Vorflut (Drainage) aktiviert. Die Kurve (+) liegt bis zum Jahr 43 bei 0 und gibt dann den Überschuß der Rheinwasserzuleitung über den Bedarf an, den der Grundwasserleiter (im wesentlichen zur Erftscholle nach Süden hin) aufnimmt. Dieser Überschuß ist mit  $0,90 \text{ m}^3/\text{s}$  (28 Mio.  $\text{m}^3/\text{a}$ ) größer als der mittlere Abfluß, den die Niers derzeit abführt. Dies bedeutet, daß ab dem Zeitpunkt der Füllung die Rheinwasserüberleitung reduziert werden kann. Falls kein Oberflächenabfluß aus dem See ausströmen soll, muß der Rheineintrag gerade um den Überschuß vermindert werden. In der Praxis kann die Überleitung nur soweit reduziert werden, daß ein Überschuß im Umfang des erforderlichen Abflusses in der Niers verbleibt.

Die übrigen Kurven zeigen den Austausch zwischen See und Aquifer sowohl netto als auch aufgetrennt nach positiven und negativen Bilanzposten. Es zeigt sich (Kurve x), daß dem See bis etwa zum Jahr 35 nach Simulationsbeginn Kippenwasser zufließt. Das Verhältnis von Zufluß Kippe zu Rheinüberleitung ist im 7. Jahr nach Simulationsbeginn am größten und beträgt etwa 1 : 5. Es ist auch ersichtlich, daß ab dem 10. Jahr zunehmend Wasser aus dem See an den Aquifer abgegeben wird und

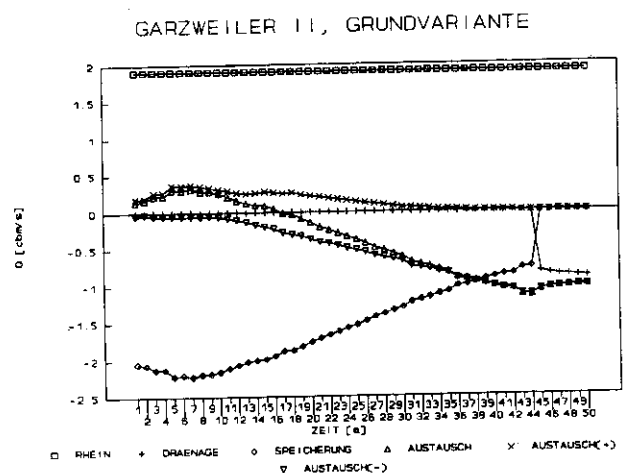


Abbildung 2.12: Ganglinien der Bilanzposten Zuleitung, Speicherung, Drainage, und Austausch

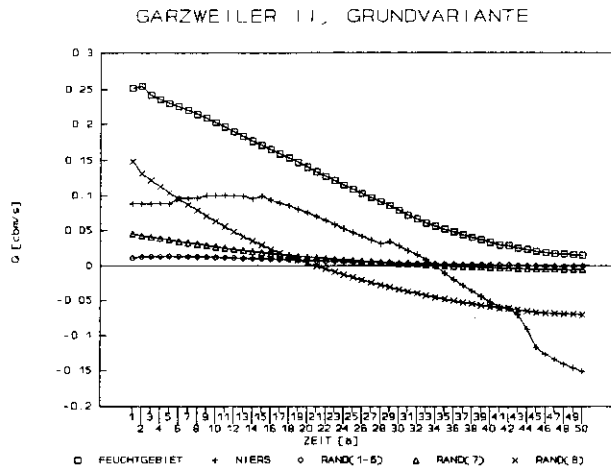


Abbildung 2.13: Ganglinien der Bilanzposten Infiltration im Feuchtgebiet, Niers und Nordwestrand

zwar zunächst nur nach Süden. Nach der Füllung geht die Abgabe von Seewasser an den Aquifer wieder etwas zurück. Dies erklärt sich aus dem schon beobachteten Umstand, daß die regionalen Grundwasserstände auch nach Füllung des Sees noch ansteigen. Der Wert im Jahre 50 ist jedoch nicht weit vom stationären Endzustand entfernt, wie das Abflachen der Kurve andeutet. Die Zu- und Abflüsse zum See sind nach Schichten unterschieden noch feiner aufgegliedert in Abb. 2.14 und 2.18 dargestellt. In Abb. 2.14 sind die Nettoflüsse gezeigt, in Abb. 2.15 sind die Nettoflüsse nach positiven und negativen Anteilen getrennt dargestellt. Es zeigt sich, daß die Zuflüsse zum See in der Hauptsache in den Schichten 2 bis 7 erfolgen. Der Zufluß in Schicht 1 ist sehr gering. Bis zum Jahr 19 ist er Null, da bis zu diesem Zeitpunkt Schicht 1 in Seenähe noch trocken ist. Der dann einsetzende Zufluß wird später mit dem Zufluß in Schicht 1 der Variante 4 verglichen werden, um die Auswirkung der alternativen Kippgestaltung beurteilen zu können. Über den Seeboden strömt dem See nur anfangs Wasser zu. Dann überdrückt die Wassersäule im See die Piezometerhöhen im Liegenden. Die relativ großen Verluste aus dem See werden hauptsächlich über die Schichten 2 bis 7 abgeleitet.

In Abb. 2.13 sind die Randzuflüsse im Nordwesten, die Zu- und Abflüsse zur Niers und die im Feuchtgebiet an der Niers erforderlichen Infiltrationsleistungen gezeigt. Der Abfluß aus der das Feuchtgebiet charakterisierenden Festpotentialzelle ins Gebiet stellt die erforderliche Infiltration zur Beibehaltung des vorgegebenen Grundwasserspiegels dar. Diese liegt bei rund

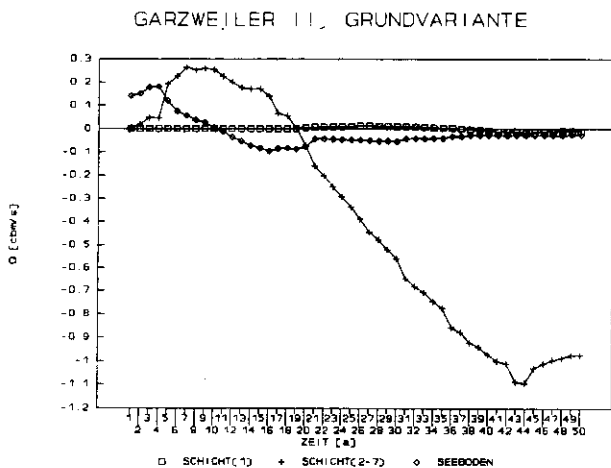


Abbildung 2.14: Ganglinien des Bilanzpostens Austausch mit Aquifer nach Schichten getrennt

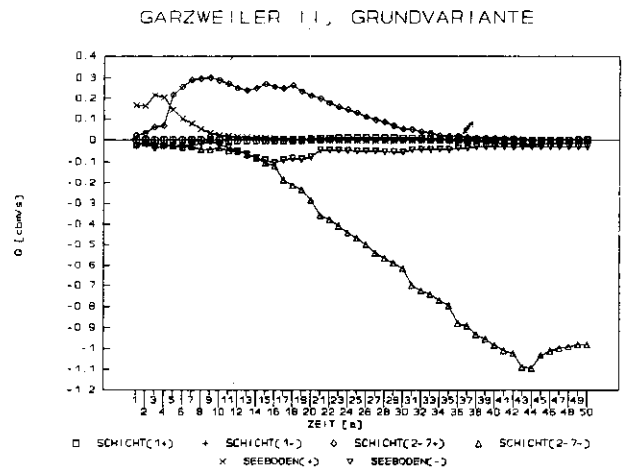


Abbildung 2.15: Ganglinien des Bilanzpostens Austausch nach Schichten und pos.-neg. Beiträgen getrennt

0.25 m<sup>3</sup>/s (7.88 Mio. m<sup>3</sup>/a) zu Beginn der Simulation und sinkt bis zum Jahr 50 auf nahezu 0 ab. Im stationären Endzustand, der später erreicht wird, beträgt sie 0. Bei der Niersbilanz ist zu sehen, daß bis zum Jahr 35 die Niers Wasser an den Aquifer abgibt und daß sie im weiteren Verlauf wieder zur Vorflut wird. Die Ganglinien der nordwestlichen Randzuflüsse sind nach Schichten 1 - 6, Schicht 7 und Schicht 8 getrennt angegeben. Sie werden erst im Vergleich mit Variante 3 interessant, wo Veränderungen in diesen Größen anzeigen, ob die fortgesetzte Sumpfung die westlich des Modellgebiets gelegenen Feuchtgebiete stärker beansprucht.

Neben den Ganglinien der Flüsse sind für das letztendliche Mischungsverhältnis im See die Volumina über längere Zeiten entscheidend. Sie können aus den Ganglinien durch Aufsummation über vorgegebene Zeitabschnitte gewonnen werden. Sie sind in Tabellenform im Vergleich aller 4 instationären Varianten in Tab. 2.1 (Seite 295) angegeben. Für die Grundvariante ist wesentlich, daß das insgesamt bis zur Seefüllung zugeströmte Kippenwasser rund 9% des in derselben Zeit vom Rhein eingeleiteten Wasservolumens beträgt.

#### Variante 2:

In Variante 2 werden 90 Mio. m<sup>3</sup>/a an Rheinwasser in den Restsee eingeleitet. Dies führt zu einer schnelleren Seefüllung. Aus Abb. 2.16, die die Ganglinie am Beobachtungspunkt im See zeigt, ist ersichtlich, daß der See bereits nach 30 Jahren

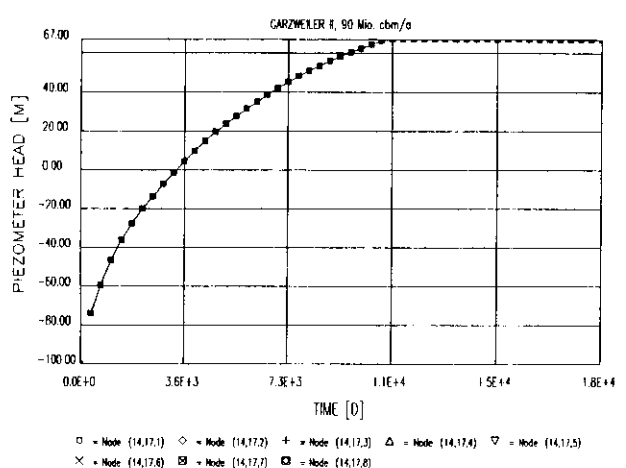


Abbildung 2.16: Piezometerhöhenganglinien der instationären Variante 2 in Seemitte



Variante	Füllzeit (Jahre)	Rheinwasser ( $10^6 \text{ m}^3$ )	Kippenwasser ( $10^6 \text{ m}^3$ )
1 (60 Mio.)	44	2.64	0.23
2 (90 Mio.)	30	2.70	0.08
3 (Sümpfung)	37	2.97	0.04
4 (Kippengest.)	44	2.64	0.26

Tabelle 2.1: Füllzeiten und Zustromvolumina zum See bis zur Füllung

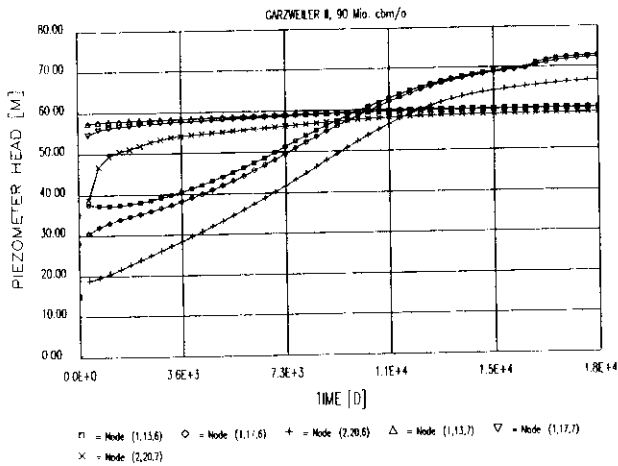


Abbildung 2.17: Piezometerhöhenganglinien der instationären Variante 2 am Nordwestrand

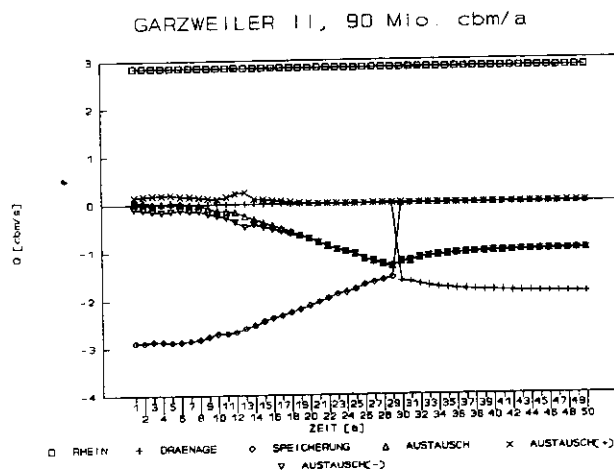


Abbildung 2.18: Ganglinien der Bilanzposten Zuleitung, Speicherung, Dränage, und Austausch

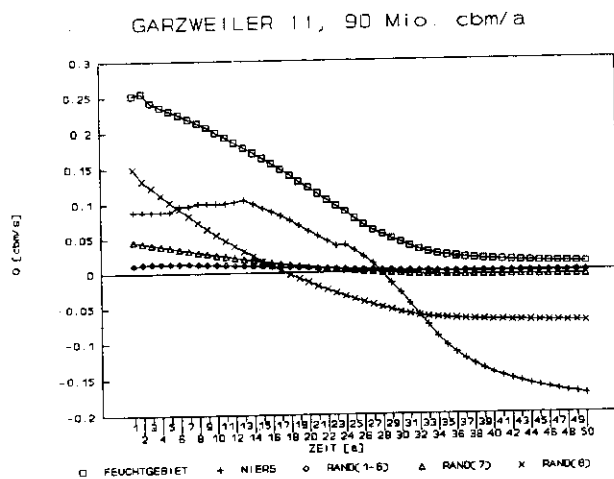


Abbildung 2.19: Ganglinien der Bilanzposten Infiltration im Feuchtgebiet, Niers und Nordwestrand

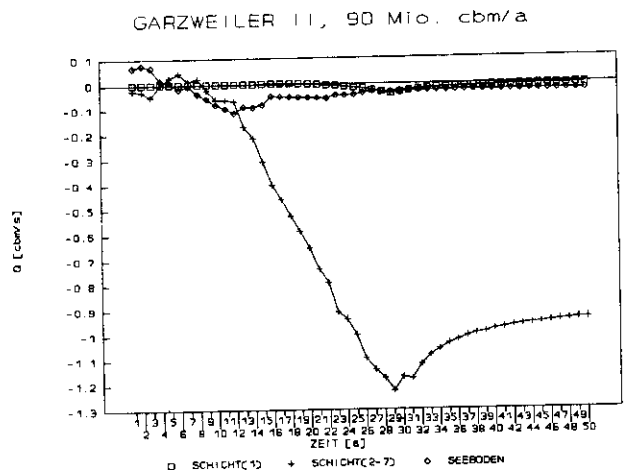


Abbildung 2.20: Ganglinien des Bilanzpostens Austausch mit Aquifer nach Schichten getrennt

gefüllt ist. Entsprechend erreichen auch alle anderen Ganglinien ihren stationären Endzustand schneller als in Variante 1. Ansonsten ist der qualitative Verlauf der Ganglinien an den Beobachtungszellen mit dem in Variante 1 unmittelbar vergleichbar. Der verstärkte Anstieg in den Knoten (1,17) und (1,13) nach dem 33. Simulationsjahr (Abb. 2.17) ist auf das Fluten der Knoten in Schicht 1 in dieser horizontalen Position zurückzuführen. In der Grundvariante ist dieses Phänomen noch nicht zu sehen, da durch die langsamere Seefüllung die Grundwasserstände zu diesem Zeitpunkt insgesamt noch etwas niedriger sind.

Auch der Verlauf der Zu-/Abflußbilanzposten ist vergleichbar mit dem der Grundvariante. Durch die schnellere Füllung erscheinen die Kurven gegenüber denen der Grundvariante zeitlich gestaucht (Abb. 2.18 – 2.21). Die Dränage zur Abfuhr des Überschußwassers aus dem See springt schon nach 30 Jahren an. Aus Abb. 2.18 ist auch ersichtlich, daß der Gesamtzufluß an Kippenwasser zum See durch die schnelle Füllung gegenüber der Grundvariante stark verringert wird. Eine Volumenbetrachtung bis zur Füllung (Tab. 2.1) zeigt, daß das Verhältnis von Kippenwasservolumen zu Rheinwasservolumen bis zum Vollfüllungszeitpunkt nur noch 3 % beträgt. Noch deutlicher als bei der Grundvariante ist zu sehen, daß nach der Füllung die Zu- und Abflüsse von dem generellen Anstieg des Grundwassers durch Grundwasserneubildung bestimmt werden. Die Variante kommt näher an den stationären Endzustand heran als die Grundvariante. In den Ganglinien von Grundwasserzu- und -abfluß des Sees in Schicht 2 bis 7 (Abb. 2.21) ist zwischen

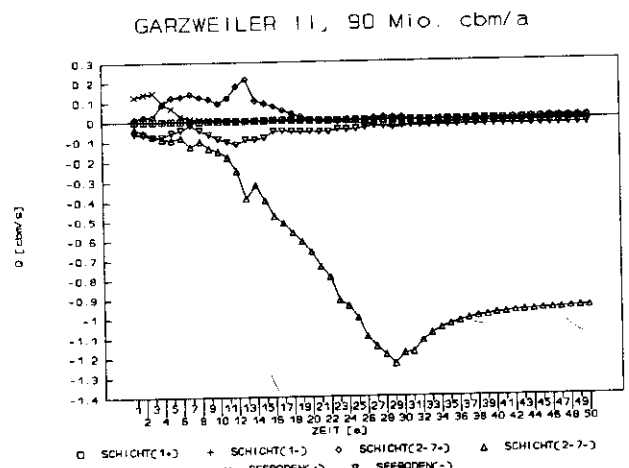


Abbildung 2.21: Ganglinien des Bilanzpostens Austausch nach Schichten und pos.-neg. Beiträgen getrennt

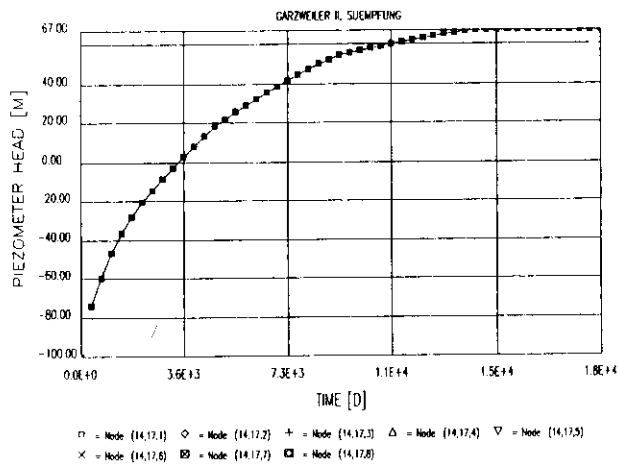


Abbildung 2.22: Piezometerhöhenganglinien der instationären Variante 3 in Seemitte

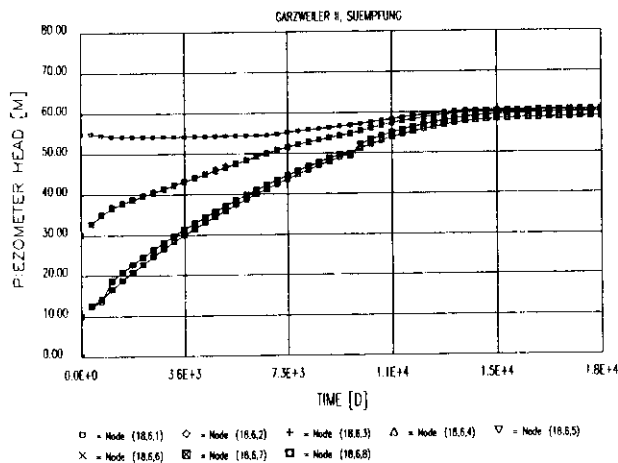


Abbildung 2.23: Piezometerhöhenganglinien der instationären Variante 3 in Feuchtgebietenähe

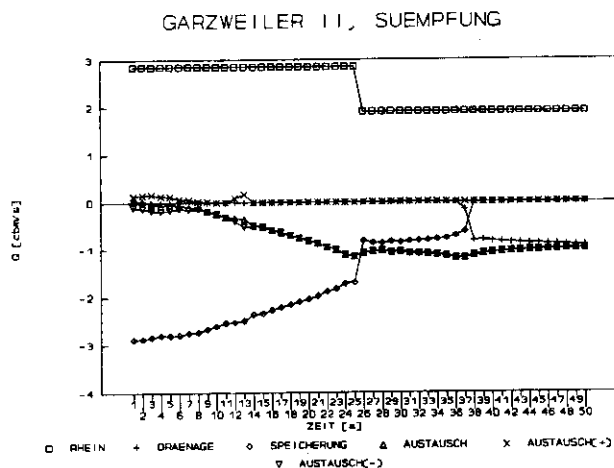


Abbildung 2.24: Ganglinien der Bilanzposten Zuleitung, Speicherung, Drainage, und Austausch

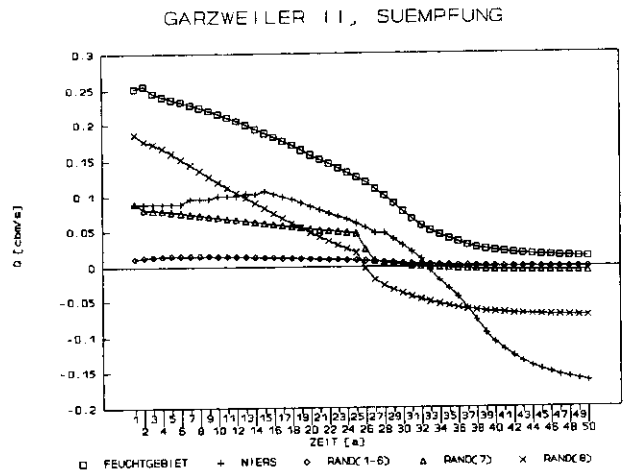


Abbildung 2.25: Ganglinien der Bilanzposten Infiltration im Feuchtgebiet, Niers und Nordwestrand

Jahr 10 und 13 ein Anstieg zu sehen, der im Jahr 14 wieder zurückgeht. Er ist auf Fluten von Knoten im Seebereich zurückzuführen, das in 3 Dimensionen zu neuen Wegsamkeiten führt.

Variante 3:

In Variante 3 wird die Sumpfung des Tagebaus mit 30 Mio.  $m^3/s$  über eine Zeit von 25 Jahren weiterbetrieben. Die Füllung des Sees mit 90 Mio.  $m^3/a$  verläuft vergleichbar mit der Füllung in Variante 2. Nach 25 Jahren macht sich in der Ganglinie des Seespiegels ein Knick bemerkbar (Abb. 2.22), da dann die Füllrate wieder auf 60 Mio.  $m^3/a$  zurückgeht. Die Seefüllung wird in 37 Jahren erreicht. Die Ganglinienverläufe an den anderen Beobachtungsstellen sind vergleichbar. Der Knick im Anstieg an Knoten (18,6,7) im Jahr 26 (Abb. 2.23) ist auf die Abschaltung der Sumpfung zurückzuführen.

Die Bilanzkurven sind in Abb. 2.24-2.27 dargestellt. Die oberste Kurve in Abb. 2.24 zeigt den Verlauf der Einleitung von Rhein- und Sumpfungswasser in den See. Die Einleitung geht nach 25 Jahren von 90 auf 60 Mio.  $m^3/a$  zurück. In den Verlustganglinien des Sees (unterste Kurven der Abbildung 2.24) ist nach 25 Jahren ein Rückgang zu sehen, der durch die Abschaltung der Sumpfung bedingt ist. Dies bedeutet, daß zwischen See und Sumpfung ein Kurzschluß bestand. Ein weiterer Knick in der Kurve bei 37 Jahren ist durch die Vollfüllung des Sees bedingt, dessen Wasserspiegel von diesem Zeitpunkt an konstant bleibt. Insgesamt ist der Zufluß von Kippenwasser

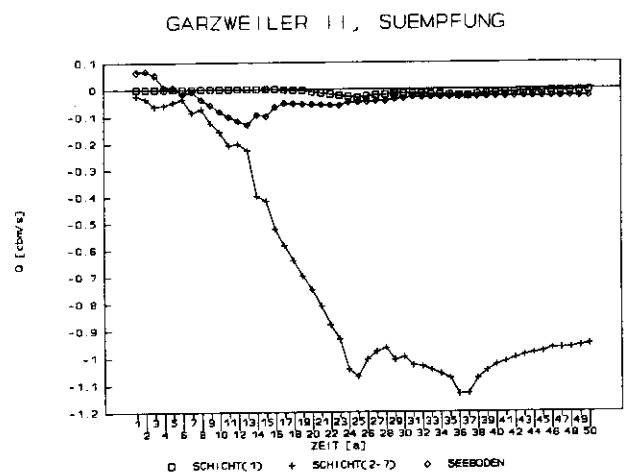


Abbildung 2.26: Ganglinien des Bilanzpostens Austausch mit Aquifer nach Schichten getrennt

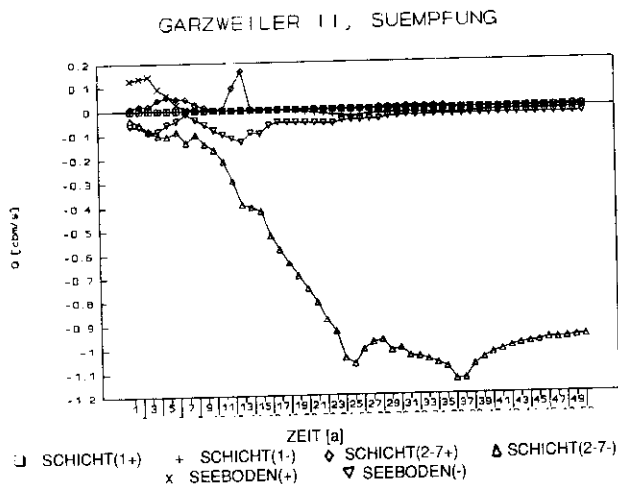


Abbildung 2.27: Ganglinien des Bilanzpostens Austausch nach Schichten und pos.-neg. Beiträgen getrennt

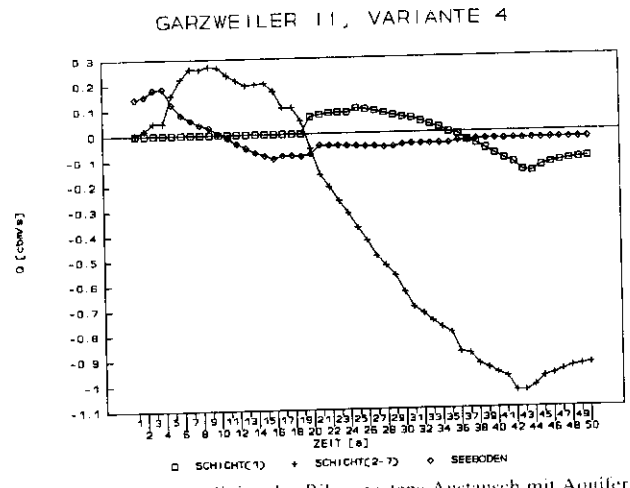


Abbildung 2.30: Ganglinien des Bilanzpostens Austausch mit Aquifer nach Schichten getrennt

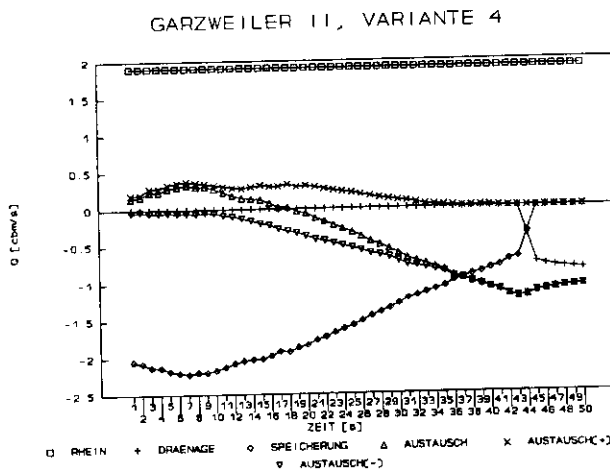


Abbildung 2.28: Ganglinien der Bilanzposten Zuleitung, Speicherung, Drainage, und Austausch

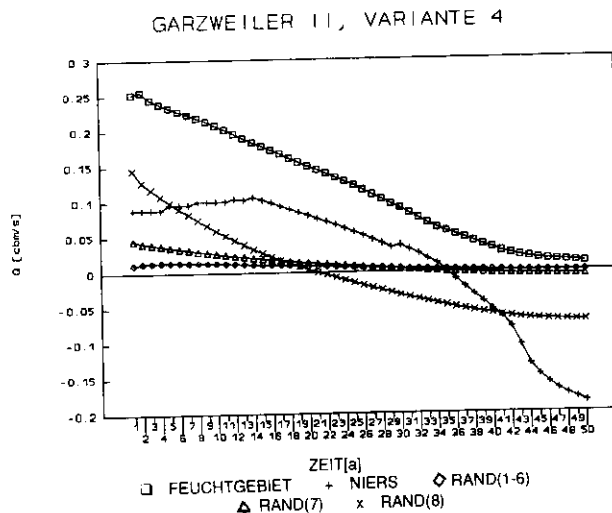


Abbildung 2.29: Ganglinien der Bilanzposten Infiltration im Feuchtgebiet, Niers und Nordwestrand

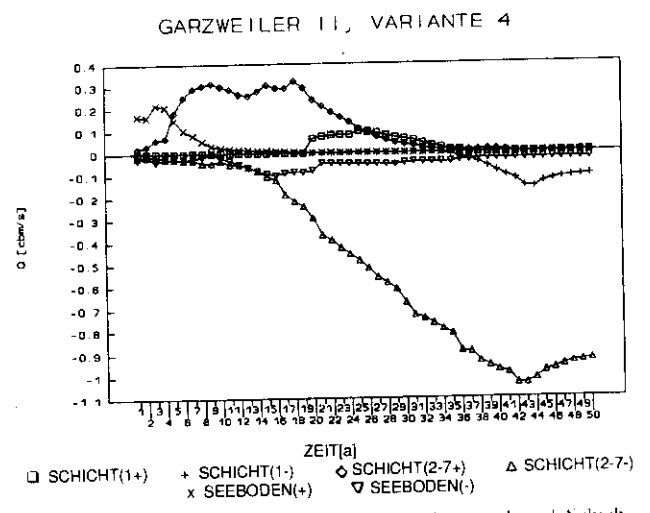


Abbildung 2.31: Ganglinien des Bilanzpostens Austausch nach Schichten und pos.-neg. Beiträgen getrennt

zum See noch geringer als in Variante 2. Es kommt nur noch zu einem Nettozufluß durch den Seeboden (Abb. 2.27). Ein Vergleich der Randzuflüsse im Nordwesten (Tab. 2.2) mit denen der Grundvariante zeigt, daß in dieser Variante insbesondere in Schicht 7 und 8 bis zum Ende der Sumpfung ein stark erhöhter Zufluß (etwa Verdoppelung) zu verzeichnen ist. Dies ist ungünstig für die Variante, da der erhöhte Zustrom eine höhere Infiltration in den Feuchtgebieten westlich des Untersuchungsgebietes erforderlich macht. Die Knicke in den Kurven des Randzuflusses (Abb. 2.25) deuten das Ende der Sumpfung an.

#### Variante 4:

Diese Variante ist in den Ganglinien an Beobachtungspiegeln praktisch nicht von Variante 1 zu unterscheiden. Unterschiede ergeben sich nur in der Zuflußbilanz zum See (Abb. 2.28 – 2.31). Hier zeigt sich deutlich, daß der Zufluß in Schicht 1 gegenüber dem der Grundvariante stark erhöht ist. Gleichzeitig ist aber auch der Abfluß über Schicht 1 erhöht. Insgesamt wird geringfügig mehr Kippenwasser in den Schichten 2 - 7 in den See eingetragen, sodaß die in den See eingetragene Säuremenge eher ansteigt. Die besondere Kippengestaltung bringt deshalb in der Füllphase keine entscheidenden Vorteile was den Säureeintrag angeht. Sie bringt eine Verdünnung, die sich im Bereich von rund 10 % bewegt. Die Volumenverhältnisse der Einträge über die Füllzeit sind im Vergleich mit allen anderen Varianten in Tab. 2.3 zusammengestellt.

Variante	Zufluß Nordwestrand ( $10^6 \text{ m}^3$ )	Infiltration Feuchtgebiet Niers ( $10^6 \text{ m}^3$ )	Maximale Infiltrationsrate Feuchtgebiet Niers ( $\text{m}^3/\text{s}$ )
1 (60 Mio.)	64	159	0.254
2 (90 Mio.)	49	146	0.254
3 (Sümpfung)	140	170	0.256
4 (Kippengest.)	63	165	0.255

Tabelle 2.2: Verhalten Nordwestrand und Feuchtgebiet Niers über 30 Jahre

Variante	Füllzeit (Jahre)	Zufluß See Schicht 1 ( $10^6 \text{ m}^3$ )	In % des ges. Kippen- zuflusses	Zufluß See Schichten 2- 7 ( $10^6 \text{ m}^3$ )	Zufluß See Boden ( $10^6 \text{ m}^3$ )
1 (60 Mio)	44	4.4	2	184	41
2 (90 Mio)	30	0.4	0.5	58	21
3 (Sümpfung)	37	0.01	0.02	20	19
4 (Kippengest.)	44	33.1	13	187	41

Tabelle 2.3: Verteilung des Kippenzuflusses zum See auf Schichten

In den folgenden Tabellen sind die wichtigsten Ergebnisse für die einzelnen Varianten noch einmal summarisch in Tabellen gegenübergestellt.

#### Stationäre Varianten:

##### Variante 1:

Der stationäre Endzustand wird zunächst anhand der Höhengleichen in Schicht 1 diskutiert (Abb. 2.32), die abgesehen vom Bereich des Reuvertons stellvertretend für den gesamten oberen Grundwasserleiter stehen kann. Im stationären Endzustand strömt Grundwasser von Westen, Süden und Osten in den Restsee ein. Das aus dem Restsee nach Norden in den oberen Grundwasserleiter eintretende Wasser fließt der Niers zu. Dies ist aus Abb. 2.36 ersichtlich, wo mit Hilfe des Modells MOD-PATH Fließwege von Teilchen mit einem Startpunkt auf dem Seerand verfolgt wurden. Nur im Norden bewegen sich Linien vom See weg. Sie werden alle von der Niers aufgenommen. (Abb. 2.36 zeigt nur die Situation für Startpunkte in Schicht 1. Die übrigen Schichten zeigen ähnliches Verhalten. Sie sind in Anhang 5 dokumentiert.) Das bedeutet, daß der See nur Wasser

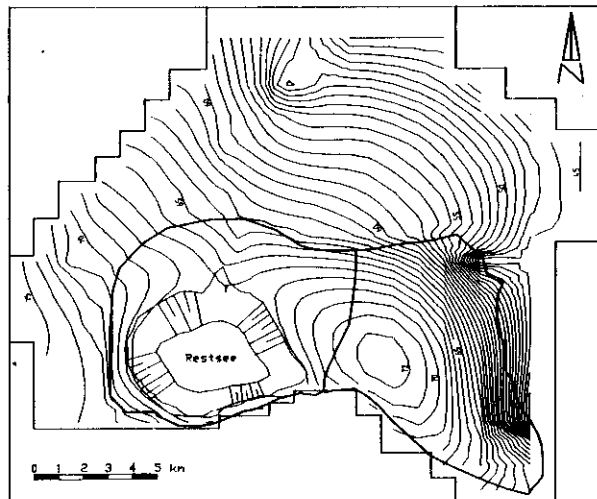


Abbildung 2.33: Höhengleichen der stationären Variante 1: Schicht 6

an die Niers verliert. Da der Grundwasseranteil die Kippe durchquert hat, trägt er jedoch Säure in die Niers ein. Die Bahnkurven aller Schichten sind in Anlage 5.1 dokumentiert. Der Einfluß der Niers zeigt sich im Kippenbereich beginnend deutlich durch V-förmige Krümmung der Höhengleichen (Abb. 2.32). Auf der Kippe Garzweiler I bildet sich ein Wasserberg aus der Grundwasserneubildung aus, der nach allen Seiten abströmt. Sein Gefälle ist innerhalb der geringeren Durchlässigkeiten größer als außerhalb der Kippe. Im Norden fließt er teilweise einem Brunnen, teilweise der Erft zu. Am Ostrand, in einem kleineren Bereich im Südwesten des Gebiets und am Nordrand liegen in Schicht 1 trockenfallene Zellen, die durch Absenktrichter von Entnahmebrunnen in diesen Positionen bedingt sind. Sie sind erkenntlich am Fehlen der Höhenlinien. Am Westrand findet ein Zustrom statt, der nach Norden hin und zur Niers entwässert.

Das im nördlichen Kippenbereich neugebildete Wasser kann nach Norden abströmen. Dies wird durch Bahnlinien nachgewiesen. Die berechneten Bahnlinien sind in Abb. 2.37 beispielhaft für Startpunkte in Schicht 1 am Nordrand der Kippe dargestellt. Sie sind den Bahnen mit Startpunkten in den übrigen Schichten der Kippe sehr ähnlich. Alle Bahnlinien sind in Anlage 5.2 zusammengestellt. Es ist zu beachten, daß die dargestellten Linien Projektionen von dreidimensionalen Teilchenbahnen sind. Die Bahnen, die den Nordbereich erreichen, tun dies durch Abtauchen in das Zwischenmittel und den Lie-

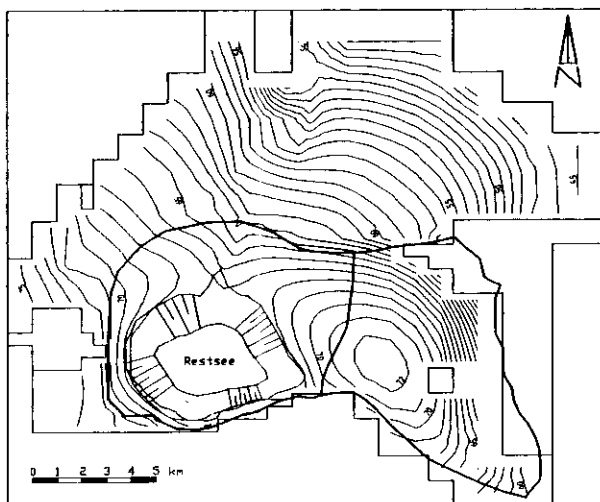


Abbildung 2.32: Höhengleichen der stationären Variante 1: Schicht 1

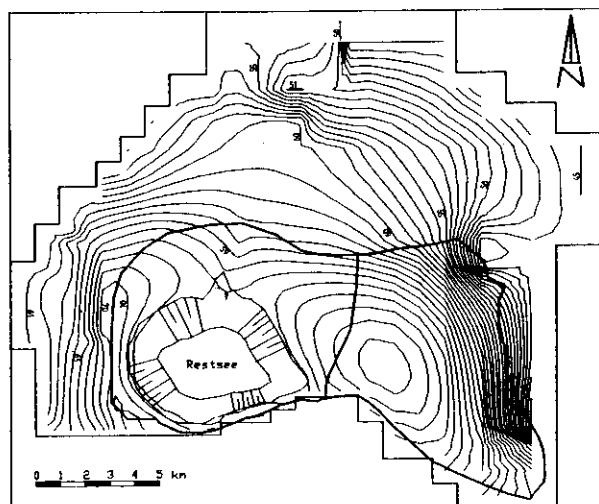


Abbildung 2.34: Höhengleichen der stationären Variante 1: Schicht 7

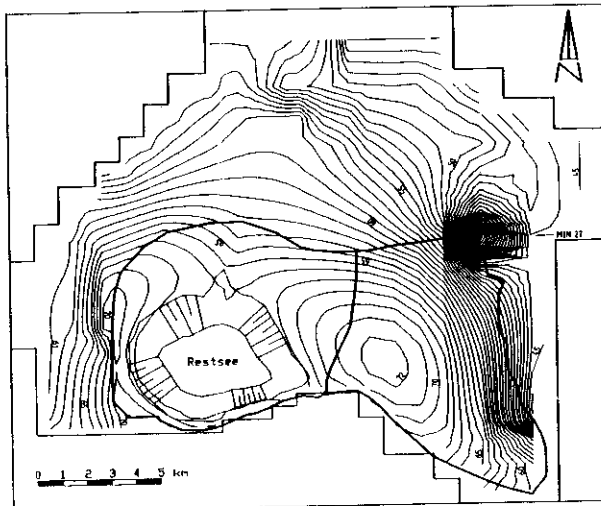


Abbildung 2.35: Höhengleichen der stationären Variante 1: Schicht 8

gendleiter (Schichten 7 und 8). Die Richtungen der Bahnen sind deshalb besser mit den Höhengleichen in Schicht 8 zu verstehen (Abb. 2.35). Die Laufzeiten variieren von Bahn zu Bahn stark. Teilchen, die in die Niers austreten, sind nur relativ kurze Zeit unterwegs (bis 200 Jahre). Teilchen, die bis zum Nordrand des Modellgebiets vorstoßen, benötigen 600-1700 Jahre oder mehr. Diese Zahlen müssen mit Vorsicht interpretiert werden, da die ihnen zugrundeliegenden effektiven Porositäten nur ungenügend bekannt sind. Da die Porosität in die Laufzeit invers eingeht, ist mit Unsicherheiten in den Laufzeiten von einer Größenordnung zu rechnen.

In Schicht 6 (Abb. 2.33) ist außerhalb der Kippe der Einfluß der Niers aufgrund der trennenden Wirkung des Reuvertons nicht mehr deutlich sichtbar. In diesem Bereich liegen die Piezometerhöhen tiefer als in Schicht 1.

In den Schichten 7 und 8 (Abb. 2.34 und 2.35) sind am Westrand der Kippe noch innerhalb der Kippe Infiltrationen aus den darüber liegenden Schichten zu erkennen. Hier schließen wegen der fehlenden ausgekohlten Flöze die tieferen Aquifere, die vom Rand her geringere Piezometerhöhen als der obere Grundwasserleiter aufweisen, mit diesem kurz. Der Absenkrichter der Entnahme am Ostrand ist in Schicht 8 am stärksten ausgeprägt, der der Entnahme am Nordrand in Schicht 6. Dies entspricht der Verfilterung. Der Wasserberg auf der Kippe Garzweiler I paust sich bis in die 8. Schicht durch.

Die Bilanzen des Sees und die Zuflüsse über die Leakageknoten am Nordwestrand sind für alle stationären Varianten in Tabelle 2.4 zusammengefaßt. Für Variante 1 ist daraus ersichtlich, daß mehr Wasser per Drainage den See verläßt als aus dem

Variante	Abflußbilanzung (m <sup>3</sup> /a)	Drainage (m <sup>3</sup> /a)	Anstrom mit Apfel per Anteil (m <sup>3</sup> /a)	Anstrom mit Apfel ang. Anteil (m <sup>3</sup> /a)	Anstrom mit Apfel Schicht 1 (+) (m <sup>3</sup> /a)	Anstrom mit Apfel Schichten 2-7 (+) (m <sup>3</sup> /a)	Anstrom mit Apfel Schicht (+) (m <sup>3</sup> /a)	Zufluß von Rheinstrand (m <sup>3</sup> /a)
1	1.903 0.000	-1.146 -0.243	0.244	-0.001	0.029	0.213	0.003	0.601
2	1.903 0.935	-0.908 0.000	0.027	-1.144	0.026	0.021	0.000	0.383
3	1.903 0.000	-2.295 -0.392	0.391	-0.000	0.042	0.346	0.004	0.047
4	1.903 0.000	-1.205 -0.132	0.184	-0.023	0.019	0.163	0.002	0.042
5	1.903 0.000	-2.313 -0.309	0.310	-0.001	0.027	0.279	0.004	0.052
6	1.903 0.554	-1.849 0.000	0.210	-0.761	0.003	0.177	0.001	0.063
7	1.903 0.000	-1.157 -0.254	0.272	-0.017	0.141	0.128	0.002	0.048

Tabelle 2.4: Zu/Abflußbilanzen des Sees und Zuflußbilanzen Nordwestrand (stationäre Varianten)

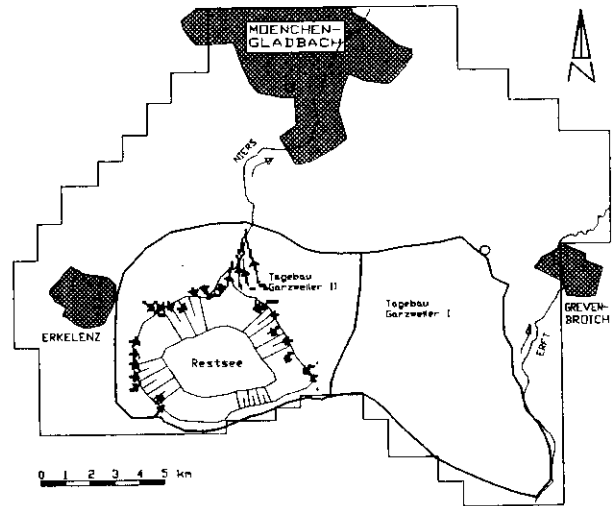


Abbildung 2.36: Bahnlinien von Startpunkten am Seeufer in Schicht 1 (Stationäre Variante 1)

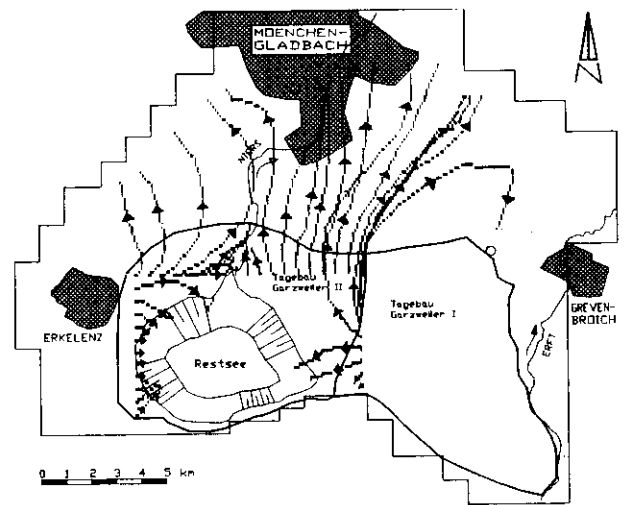


Abbildung 2.37: Bahnlinien von Startpunkten in Schicht 1 der Kippe (Stationäre Variante 1)

Rhein übergeleitet wird. Das bedeutet, daß in dieser Endphase (Erftscholle hoch) zur Erhaltung eines Seewasserspiegels von 67 m ü. NN keine Rheinwasserüberleitung notwendig ist. Das Einzugsgebiet des Sees spendet einen Abfluß von rund 0.24 m<sup>3</sup>/s (7.57 Mio. m<sup>3</sup>/a) über die Drainagekante in die Niers. Das Strömungsbild ändert sich nicht, wenn die Rheinüberleitung abgeschaltet wird. Allerdings bedeutet eine Abschaltung auch, daß in dieser Phase alles Wasser, das dem See zufließt, die Kippe oder den Seeboden durchquert und damit potentiell versauert ist. Damit sollte der See in dieser Phase vollständig versauern, wenn keine weiteren Maßnahmen ergriffen werden. Durch eine permanente Rheinüberleitung kann dem See Verdünnungs- und Austragspotential zur Verfügung gestellt werden. Eine andere Maßnahme wird in Variante 7 diskutiert.

#### Variante 2:

Die Höhengleichen der 2. Variante (Abb. 2.38 bis 2.41) unterscheiden sich von denen der ersten wesentlich durch das extreme Gefälle zur Erftscholle hin. Der Restsee gibt nun nach Norden, Osten und Süden Wasser an den Aquifer ab (Abb. 2.39). Nur vom Westen her erhält er Kippenwasser. Der Wasserberg auf der Kippe Garzweiler I kann sich nicht ausbilden. Die Schicht 1 (Abb. 2.38) fällt in einem weiten Bereich in der Südostecke des Gebiets trocken. In der nördlichen Gebietshalb-

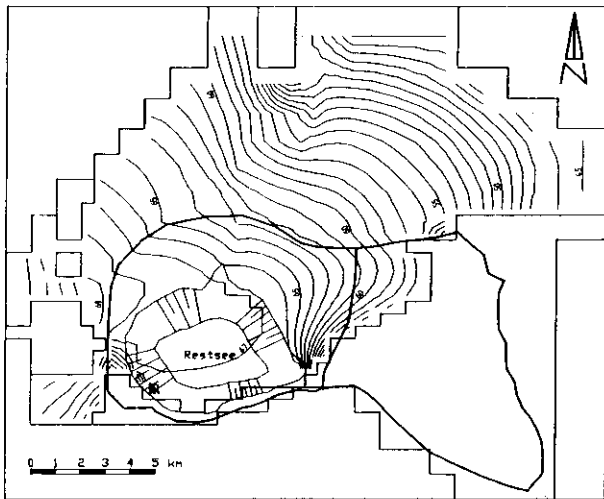


Abbildung 2.38: Höhengleichen der stationären Variante 2: Schicht 1

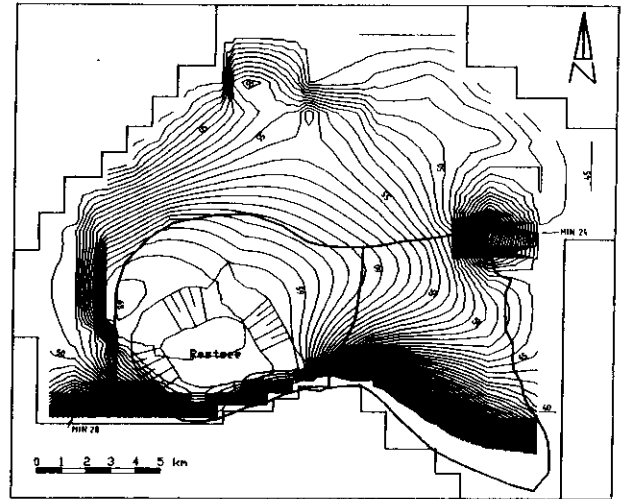


Abbildung 2.41: Höhengleichen der stationären Variante 2: Schicht 8

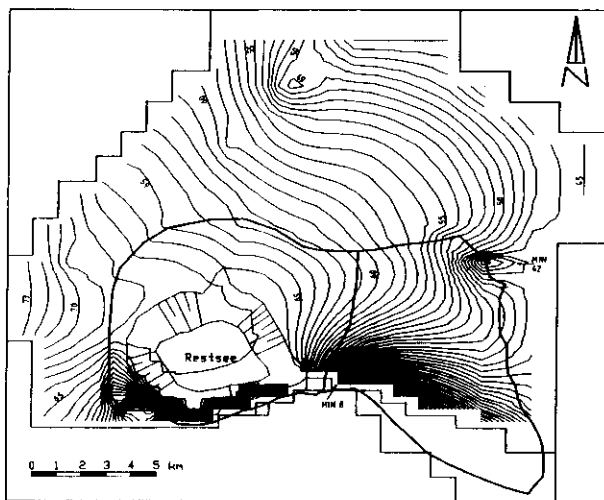


Abbildung 2.39: Höhengleichen der stationären Variante 2: Schicht 6

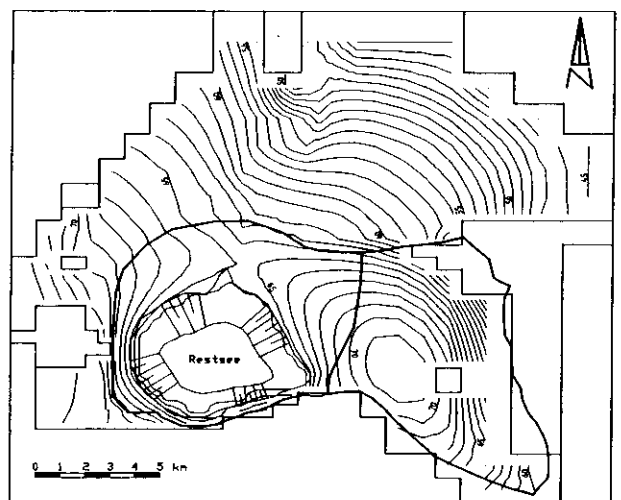


Abbildung 2.42: Höhengleichen der stationären Variante 3: Schicht 1

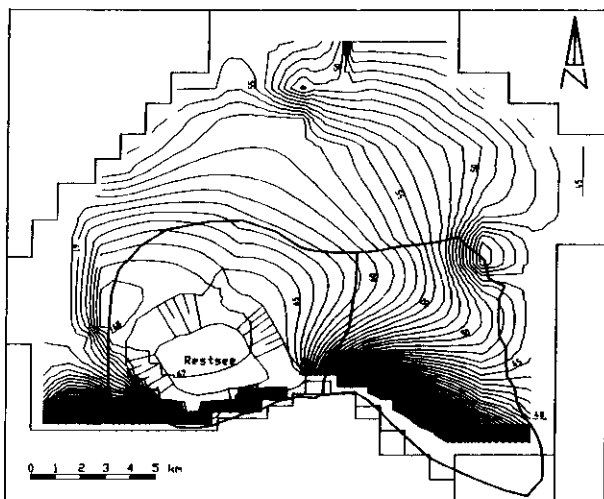


Abbildung 2.40: Höhengleichen der stationären Variante 2: Schicht 7

wesentlich kleiner als in Variante 1. Dies ist unmittelbar verständlich, da der See in fast alle Richtungen Wasser abgibt. Der Eintrag von Säure in den See ist in dieser Phase gering.

#### Variante 3:

Das Strömungsbild der Variante 3 ist dem von Variante 1 sehr ähnlich. Abweichungen ergeben sich in Zu- und Abfluß zum See vor allem in den Schichten 1 bis 6 (Abb. 2.42). Während das Gefälle vom Südwestrand zum See deutlich stärker wird, nimmt das Gefälle vom See nach Norden etwas ab. In den Schichten 7 und 8 sind die Unterschiede zu Variante 1 unerheblich. Im Drainageposten der Bilanz zeigt sich, daß durch die tiefere Lage des Seespiegels der Zufluß zum See, d. h. das Einzugsgebiet des Sees, erwartungsgemäß größer wird (Tab. 2.4). Der Abfluß aus dem See wird fast Null, während der Zufluß gegenüber der Variante 1 zunimmt.

#### Variante 4:

Gegenüber Variante 1 ist in Abb. 2.43 am nördlichen Kippenrand der Absenktrichter der Abfangbrunnengalerie zu erkennen. Durch die größere Absenkung am Kippenrand wird der Kurzschluß von den Schichten 1 bis 6 zu den Schichten 7 und 8 innerhalb der Kippe deutlicher sichtbar. Ansonsten ist das Strömungsmuster sehr ähnlich zu dem der Variante 1. Das Bahnlinienbild (Abb. 2.44) zeigt am Beispiel von Startpunkten

te ist das Höhengleichenbild mit dem der Variante 1 vergleichbar. In den Schichten 7 und 8 (Abb. 2.40 und 2.41) zeigen sich analoge Unterschiede zur Variante 1. Eine Einstellung der Rheinüberleitung würde dazu führen, daß der Seespiegel von 67 m ü. NN nicht gehalten werden kann. Dazu ist eine Überleitung von mindestens  $0.925 \text{ m}^3/\text{s}$  (29 Mio.  $\text{m}^3/\text{a}$ ) erforderlich. Der Eintrag aus der Kippe ist mit  $0.027 \text{ m}^3/\text{s}$  (0.85 Mio.  $\text{m}^3/\text{a}$ )

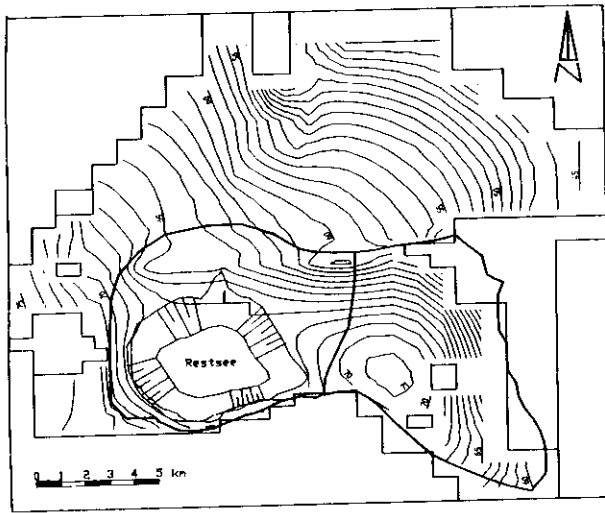


Abbildung 2.43: Höhengleichen der stationären Variante 4: Schicht 1

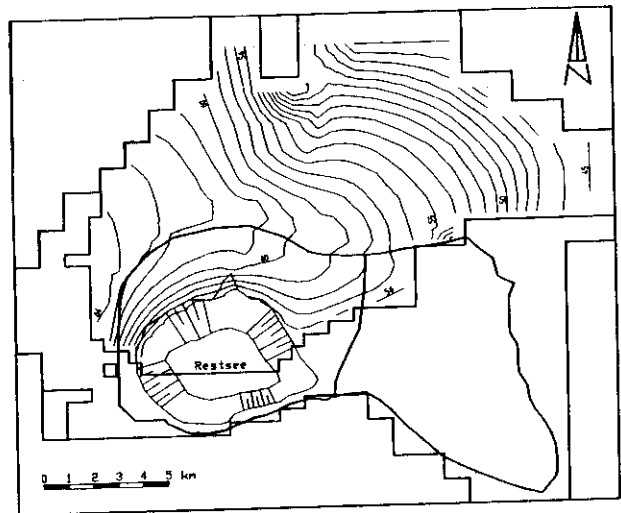


Abbildung 2.46: Höhengleichen der stationären Variante 6: Schicht 1

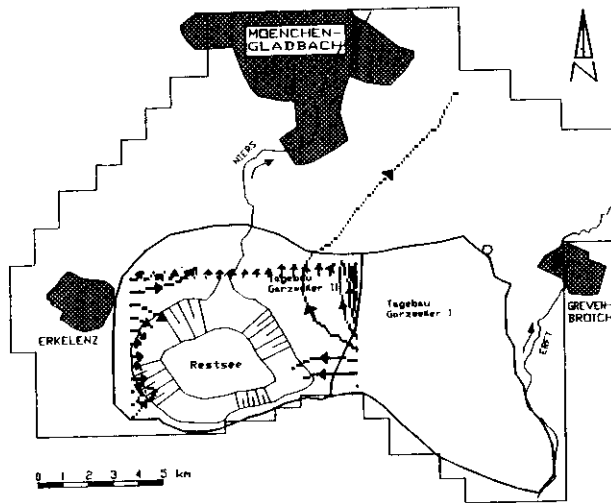


Abbildung 2.44: Bahnlinien von Startpunkten in Schicht 1 der Kippe (Stationäre Variante 4)

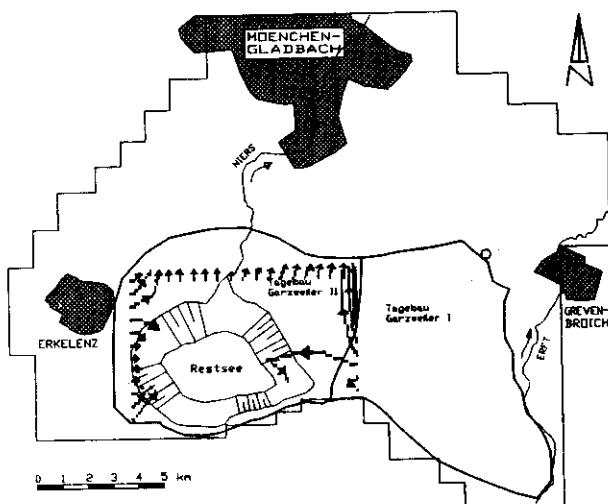


Abbildung 2.45: Bahnlinien von Startpunkten in Schicht 1 der Kippe (Stationäre Variante 5)

in Schicht 1, daß die Entnahme im Brunnenriegel ausreicht, um den Abstrom nach Norden zu unterbinden. Die Bilder für Startpunkte in weiteren Schichten sind in Anlage 5.3 zusammengestellt. In allen stationären Varianten tritt bereits ein geringer Abfluß über den Nordwestrand auf. Dieser wird in Variante 4

gegenüber Variante 1 lediglich etwas verringert (siehe Tab. 2.4). Ein Einfluß auf die nordwestlich gelegenen Feuchtgebiete ist daher auszuschließen.

#### Variante 5:

Variante 5 unterscheidet sich nur geringfügig von Variante 4. Die Bilanz zeigt, daß durch relative Veränderungen von Entnahmerate an den Abfangbrunnen und Seewasserspiegel eine Optimierung zwischen Abstrom nach Norden und zusätzlichen Wasserbedarf vom Westrand möglich ist. Das Bahnlinienbild mit Startpunkten in Schicht 1 (Abb. 2.45) zeigt, daß auch bei reduzierter Entnahmerate die Sperrwirkung der Brunnen-galerie im wesentlichen erhalten bleibt. Eine Bahnlinie vom Westrand der Kippe Garzweiler I bricht über Schicht 8 nach Norden durch. Eine Erhöhung der Entnahme wäre angebracht. Die Bahnlinien für die tieferen Schichten der Kippe sind vergleichbar mit denen der 1. Schicht. Sie sind in Anlage 5.4 enthalten.

#### Variante 6:

Variante 6 kann mit Variante 2 verglichen werden. Zunächst fällt auf, daß ein wesentlich größerer Teil von Schicht 1 trocken bleibt (Abb. 2.46). Dies ist auf den niedrigen Seespiegel bei 55 m ü. NN zurückzuführen. Weiter existiert überhaupt kein Abstrom von der Kippe nach Norden mehr, womit auch die Versauerung des Aquifers im Nordbereich ausgeschlossen ist. Der Zuström vom Westrand hat sich gegenüber Variante 2 verstärkt. Er dominiert fast die gesamte Strömung im Modellgebiet. In Schicht 7 reicht der Wasserberg durch Zuström aus den höhergelegenen Schichten in der Nähe des Kippenwestrands wesentlich weiter ins Gebiet hinein als bei Variante 2 (Abb. 2.47 vergl. mit Abb. 2.40). Ähnliches gilt in Schicht 8. Für die Erhaltung dieses Füllzustands ist eine geringere Rheinwasser-zuleitung notwendig als in Variante 2 (Tab. 2.4, Spalte 2, jeweils 2. Zeile von Variante 2 und 6). Der Zufluß aus der Kippe zum See ist natürlich wesentlich größer als in Variante 2. Der Abfluß in die Erftscholle und die fortgesetzte Rheinwas-sereinleitung sind jedoch für die Verhinderung der Versalzung des Sees in diesem Zustand günstig.

#### Variante 7:

Die Höhengleichen von Variante 7 unterscheiden sich nur minimal von den Höhengleichen der Variante 4. Was in dieser Variante vor allem interessiert, ist die Wirkung der durchlässi-

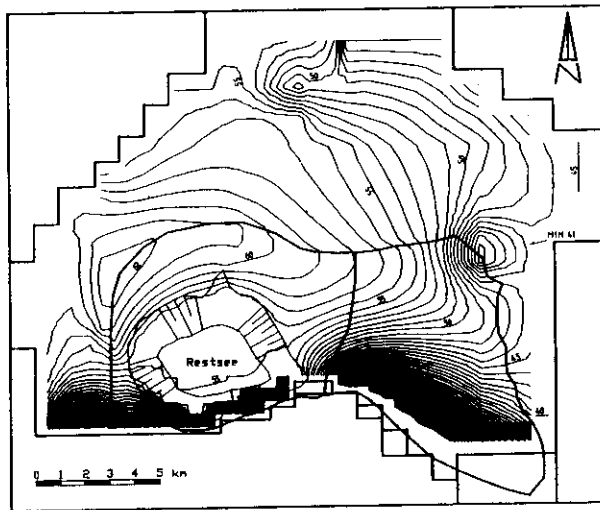


Abbildung 2.47: Höhengleichen der stationären Variante 6: Schicht 7

geren Aquiferauflage. Der Zustrom zum See aus Schicht 1 im Verhältnis zum Gesamtzustrom (Tabelle 2.4) kann durch die günstige Aquifergestaltung von 12% auf 52% gesteigert werden. Da der Gesamtzufluß zum See in beiden Varianten etwa gleich ist, kommt dadurch nicht nur ein deutlicher Verdünnungseffekt sondern eine Nettoverringerung des Salzeintrags zustande. Damit ist die Kippengestaltung mit einer säurearmen Oberschicht im Gegensatz zur Füllphase in der Endphase (Erftscholle hoch) ein effektives Mittel zur Verringerung des Säureeintrags. Dabei muß vorausgesetzt werden, daß das geeignete Material in ausreichendem Maße im Tagebau vorhanden ist.

### 3. Dichteproblematik

#### 3.1 Problemstellung

Das im Verlauf der Seefüllung in die Kippe gelangende Wasser wird dort im Kontakt mit oxidierten, schwefelhaltigen Verbindungen höher mineralisiert und erhält eine größere Dichte als Rheinwasser. Damit entsteht das Problem einer dichteinduzierten Zuströmung zum Restsee, die auch dann zu einer Versauerung des Sees führen kann, wenn die Grundströmung aus dem See heraus in den Aquifer gerichtet ist.

Im nachfolgenden Abschnitt wird theoretisch, im physikalischen Modell und in numerischen Modellen untersucht, wie die aus den genannten Dichteunterschieden resultierende Dichteströmung verläuft und welche Größenordnung die Massenumsätze erreichen können.

In Überlegungen und Berechnungen wird dabei von einer Dichteerhöhung von 1% ausgegangen, das heißt, daß das Kippengrundwasser eine Dichte von  $1010 \text{ kg/m}^3$  erreicht. Diese Zahl orientiert sich an den Ergebnissen der Bochumer Studie (Obermann und van Berg, 1991).

#### 3.2 Theoretische Überlegungen

##### 3.2.1 Veranschaulichung der Ursachen

Unter Voraussetzung zweier homogener, ruhender Grundwasserkörper in See und Kippe, die die Dichten  $1000 \text{ kg/m}^3$  bzw.  $1010 \text{ kg/m}^3$  besitzen, nehmen in See und Kippe die Drücke im Wasser nach hydrostatischen Gesetzen mit der Tiefe zu. Der Gradient der Druckzunahme ist das Produkt aus Fluidichte und Erdbeschleunigung, so daß in der Kippe der Druck mit der Tiefe stärker zunimmt als im See. Da der betrachteten Dichte-

strömung zunächst keine Grundströmung überlagert sein soll, kann die Höhe der Flüssigkeitssäule in der Kippe überschläglich nach der Überlegung bestimmt werden, daß die horizontalen hydrostatischen Druckkräfte in See und Kippe im Mittel gleich groß sein müssen, da sie sich in etwa die Waage halten. Die Quadrate der Wassertiefen in See und Kippe verhalten sich also umgekehrt wie die Dichten, so daß bei 150 m Wassertiefe im See resultiert:

$$h_{\text{Kippe}} = \sqrt{\frac{\rho_w}{\rho_s} \cdot h_{\text{See}}^2} = 149.25 \text{ m}$$

Stellt man die hydrostatischen Druckverteilungen aus den Flüssigkeitssäulen einander gegenüber, dann erhält man in Höhe des Kippengwasserspiegels einen Drucküberschuß im See entsprechend 0.75 m Süßwassersäule und in Höhe der Seesohle einen Drucküberschuß in der Kippe in gleicher Höhe.

Diese Druckgradienten bewirken oben eine Zuströmung von Seewasser in die Kippe und in Höhe des Seebodens den Austritt von Kippengrundwasser in den See. Es resultiert eine Dichteströmungswalze, die dafür verantwortlich ist, daß auch bei fehlender Grundströmung eine langsame Verschlechterung der Wasserqualität in tieferen Seeschichten stattfinden kann.

Die Größenordnung der Fließbewegungen aus Dichteströmung ergibt sich aus den genannten Zahlenwerten. Der gesamten Piezometerhöhendifferenz von 1,5 m (Süßwassersäule) steht eine Fließlänge von mindestens 1500 m (Böschungslänge bei Neigung 1:10 und 150 m Wassertiefe) gegenüber, so daß sich mit  $k_f = 2.0 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$  nach Darcy folgende Filtergeschwindigkeit errechnen läßt:

$$v_f = k_f \frac{\Delta h}{\Delta l} = 2.0 \cdot 10^{-5} \cdot \frac{1.5}{1500} = 1 \cdot 10^{-7} \frac{\text{m}}{\text{s}}$$

Hieraus resultiert bei einer Porosität von  $n_e = 0.1$  eine Abstandsgeschwindigkeit von

$$v_a = \frac{v_f}{n_e} = \frac{2 \cdot 10^{-7}}{0.1} = 2 \cdot 10^{-6} \frac{\text{m}}{\text{s}} = 17 \frac{\text{cm}}{\text{d}} = 62 \frac{\text{m}}{\text{a}}$$

Aus diesen Zahlen ergibt sich bereits, daß die Fließbewegungen infolge Dichteunterschieden sehr langsam sind.

##### 3.2.2 Überlagerung der Dichteströmung mit Grundströmungen

Zur Frage, inwieweit eine aufgeprägte Grundströmung aus dem See in die Kippe den Zutritt von versauertem, schwererem Wasser verhindern kann, liefert folgende Überlegung Anhaltspunkte. Eine Grundströmung aus dem See in die Kippe kann ohne Dichteinfluß näherungsweise als Potentialströmung aufgefaßt werden (Abb. 3.1). Die Stromlinien im Grundwasserlei-

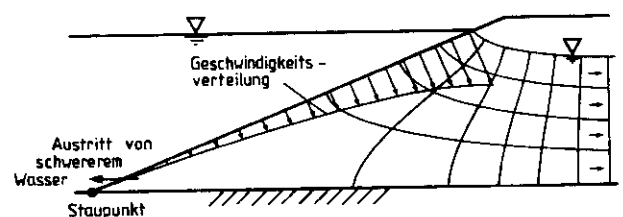


Abbildung 3.1: Potentialnetz und qualitative Geschwindigkeitsverteilung bei der Einströmung in einen geböschten Grundwasserleiter



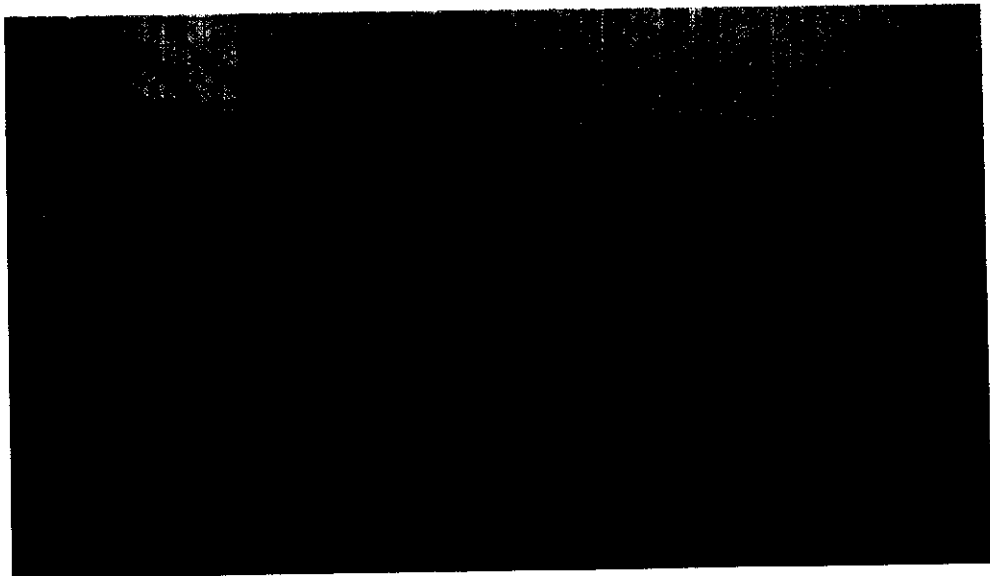


Abb. 3.2: Eintritt von Kippenwasser während der Füllung

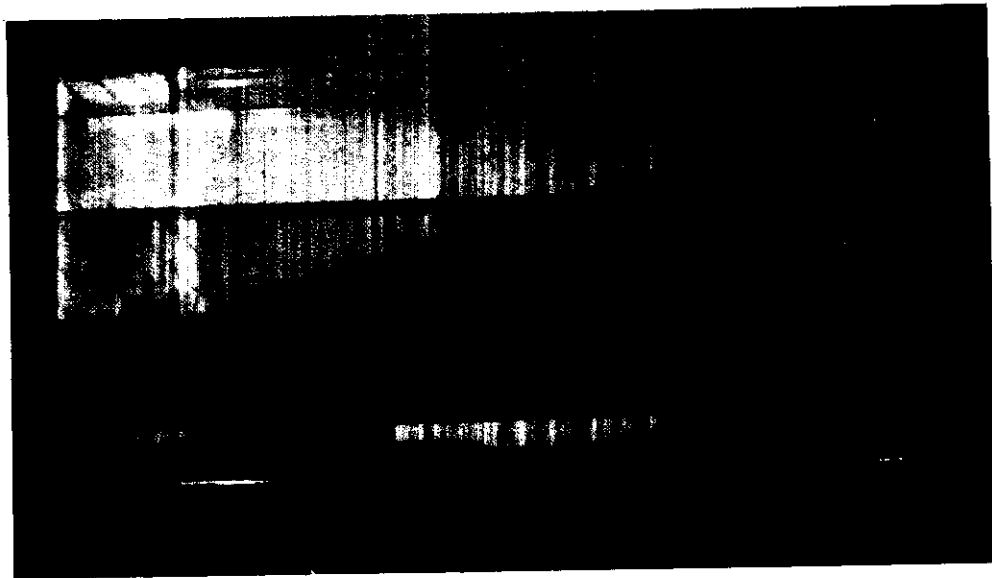


Abb. 3.3: Ausspülen von Salz und Farbstoff durch Zutritt von Süßwasser

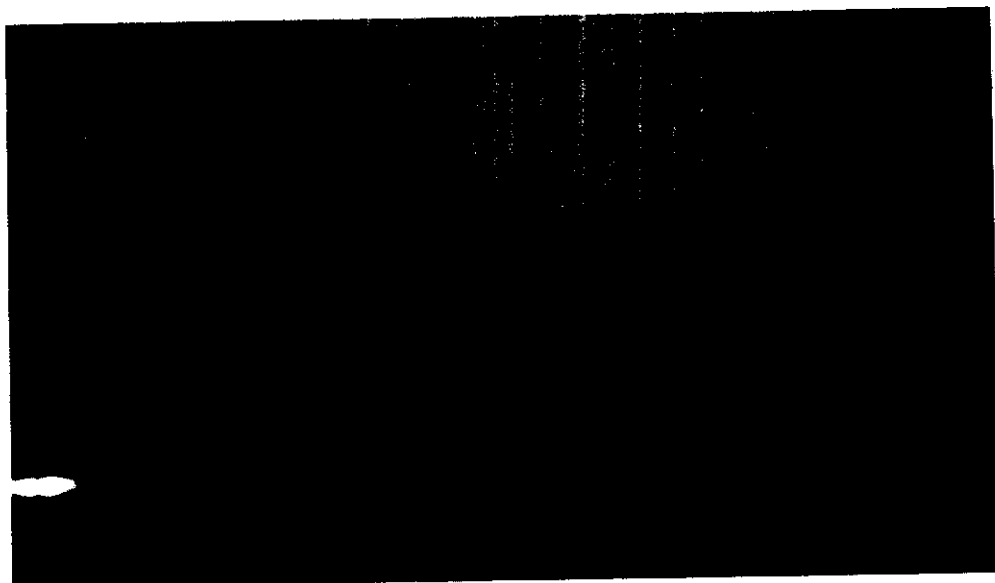


Abb. 3.4: Einschichten von Salzwasser im See

ter stehen senkrecht auf der Böschung, so daß am Böschungsfuß ein Staupunkt entsteht. In der Nähe dieses Staupunktes werden die Geschwindigkeiten sehr klein, so daß von der Theorie her immer eine Zone besteht, innerhalb der sich die Dichteströmung gegenüber der überprägten Grundströmung durchsetzen kann. Es ist also bei geneigter Grenzfläche aus theoretischer Sicht nicht möglich, den dichteinduzierten Zutritt von schwerem Kippengrundwasser mit Hilfe einer überlagerten Strömung aus dem See heraus vollständig zu verhindern.

Das Bild zeigt überdies bereits anhand der Stromlinien, daß in der Nähe des Wasserspiegels der spezifische Durchfluß (Durchfluß pro Quadratmeter Böschungsfläche) wesentlich größer ist als am Rampenfuß. Dies folgt aus der Tatsache, daß der kürzeste Fließweg für die Grundströmung über einen relativ schmalen Böschungstreifen knapp unterhalb des Seewasserspiegels führt. Dies gilt sowohl für ein- als auch für ausströmende Grundströmungen.

Zur zeitlichen Entwicklung kann gefolgert werden, daß die antreibenden Druckdifferenzen am Anfang des Dichteströmungsvorgangs am größten sind. Da das Geschwindigkeitsfeld aus Dichtegradierten sich relativ schnell einstellen dürfte, ist damit zu rechnen, daß die Dichteströmung schnell auf den Maximalwert ansteigt und dann abklingt.

### 3.3 Physikalisches Modell

Die dichtebeeinflusste Strömungssituation am Übergang zwischen Kippe und Restsee wurde zur Veranschaulichung der Vorgänge in einem physikalischen Modell realisiert. In einer Plexiglasrinne wurde aus Sand ein Grundwasserleiter (Kippe) eingebaut, der zur Seeseite mit einer Neigung von ca. 1:3 geböschet war. Zur Landseite hin wurde der Grundwasserleiter mit einem Feinsieb und einer senkrechten Wand abgestützt, über die ein Überfließen möglich war.

Zur Erzeugung eines spezifisch schwereren Grundwassers in der Kippe wurde der Sand mit Kochsalz und einem Lebensmittelfarbstoff vermischt. Ein Unterschied dieser Beimischung zu den tatsächlichen Verhältnissen in der Kippe besteht in dem wesentlich größeren Dichteunterschied im Modell (Faktor 10), der in Verbindung mit der größeren Durchlässigkeit des Modellsands zu einem stärker ausgeprägten Dichteeffekt führt.

Der Versuch begann mit dem Füllen des „Sees“, wobei das Wasser die vorher trockene Kippe füllte. Bereits während dieser Füllphase, in der noch ein großer Druckgradient zur Landseite hin existierte, zeigten sich am Böschungsfuß dünne Fahnen von salzhaltigem Wasser (Abb. 3.2). Das im oberen Teil eindringende Süßwasser führte dort zu einer Auswaschung von Farbe und Salz (Abb. 3.3).

Nach Füllung des Systems bestand weiterhin ein Gefälle vom See zur Auslaufwand hin, so daß eine ständige vom See weg gerichtete Grundströmung erhalten blieb. Trotzdem setzte sich in der Modellkippe eine Dichteströmung durch, infolge der salzhaltiges Wasser in den See austrat und sich im See einschichtete (Abb. 3.4). Das im unteren Teil der Böschung austretende Wasser floß dabei in einem dünnen Film über die Kippenböschung dem Seegrund zu. Die nach rechts gerichtete Grundströmung war demnach – wie theoretisch erwartet – nicht in der Lage, ein Austreten von schwererem Kippenwasser in den See zu verhindern.

## 3.4 Numerische Modellierung

### 3.4.1 Verwendete Modelle

Zur numerischen Modellierung der Dichteströmung wurden zwei Modelle herangezogen, nämlich ein Differenzenmodell (Herzer, 1989) sowie ein Finite-Elemente-Modell des US Geological Survey (Voss, 1984). Beides sind zweidimensionale Modelle, die bei vertikal-ebener Gebietsanordnung einen Dichteinfluß berücksichtigen können. Für den Restsee Garzweiler II wurde vereinfacht ein radialsymmetrisches System zugrundegelegt, das in beiden Modellen durch vom Zentrumsabstand ( $r = x$ ) abhängige Dicken  $m$  ( $m = 2\pi r$ ) des Leiters berücksichtigt werden kann.

### 3.4.2 Diskretisierung, Aquiferparameter und Randbedingungen

Das modellierte Gebiet erstreckt sich in beiden Fällen vom Seemittelpunkt aus bis auf 3500 m in die Kippe. Es hat eine Höhenausdehnung von 210 m. Zusätzlich zur Kippe wurden 55 m Mächtigkeit des liegenden Grundwasserleiters (Schicht 8) in die Modelle aufgenommen. Weitere Daten finden sich in Abbildung 3.5.

Die Diskretisierung des Gebiets erfolgt bei beiden Modellen in jeder Koordinatenrichtung äquidistant mit rechtecksförmigen Elementen der Abmessungen 100 m x 10 m. Damit kann die Restseeböschung als Treppe mit 15 Stufen eingebaut werden.

Die Sohle und die Seemitte (linker Rand) sind als undurchlässige Ränder, der rechte Rand als Zu- bzw. Abflußrand gestaltet. Das Druckniveau wird durch ein in Seemitte befindliches Fenster im ansonsten als geschlossen angenommenen oberen Rand (See- bzw. Grundwasserspiegel) bestimmt. In diesem Fenster gilt als Randbedingung ein konstanter Druck ( $p = 0$ , Atmosphärendruck).

Im Ausgangszustand ist der Schadstoff innerhalb der Kippe gleichverteilt. Der See, der liegende Grundwasserleiter sowie eine Elementreihe über der Böschung sind säurefrei. Die Anfangswerte der Konzentration sind so gewählt, daß die Dichteänderung genau um den Faktor 1000 größer ist als die Konzentrationsänderung. Damit ergibt sich eine Anfangskonzentration von  $0,01 \text{ kg/l} = 10 \text{ g/l}$ .

Die Berechnung erfolgt instationär über einen Zeitraum von ca. 80 Jahren. Es wurden hinsichtlich der Grundströmung mehrere Varianten mit variablem  $Q$  in der Grundströmung untersucht, die zum Teil noch mit und ohne Dichteinfluß berechnet wurden.

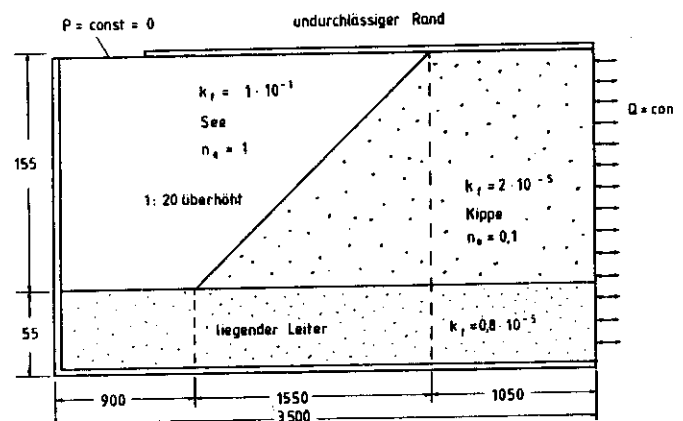


Abbildung 3.5: Eingabedaten und Randbedingungen (Maßangaben in m)

### 3.4.3 Ergebnisse

Die Rechenergebnisse bestätigen die theoretischen Überlegungen und auch die Beobachtungen im physikalischen Modell. Die Ergebnisse sind in kompakter Form in Abb. 3.6 dargestellt:

In der folgenden Erläuterung werden die Richtungsangaben zu und ab bzw. ein und aus immer auf den See bezogen. Auf der Abszisse ist die Grundströmung in l/s (verteilt über den gesamten Umfang des radialsymmetrischen Modells) aufgetragen, die sowohl in den See zuströmen als auch nach außen abströmen kann. Die Ordinate repräsentiert die voneinander getrennten Zu- bzw. Abflüsse über die Seeböschung. Infolge der Dichteströmung sind in einem bestimmten Bereich der Grundströmung gleichzeitig sowohl Zu- als auch Abflüsse möglich.

Bei fehlender Grundströmung stellt sich eine Dichteströmungswalze ein, infolge der ein Massenumsatz  $Q_0$  über die Seeböschung vorliegt. Wegen der insgesamt geringen Fließgeschwindigkeiten beträgt dieser Massenumsatz nur ca. 15 l/s. Bei zunehmender Grundströmung aus dem See heraus wird der infolge Dichtedifferenz zirkulierende Anteil immer kleiner. Dem aus der Grundströmung resultierenden Abfluß ist ein rotierender Abfluß überlagert. Diese Zirkulation erhöht den Abfluß aus dem See; gleichzeitig existiert aber auch noch ein gleich großer Zufluß. Der aus der Theorie resultierende Schluß, daß auch bei starker Grundströmung ein gewisser Zustrom zum See erhalten bleibt, bestätigt sich auch in der Rechnung und wird im Bild dadurch deutlich, daß die Zirkulationsströmung nach rechts nur sehr langsam kleiner wird und asymptotisch auf 0 zurückgeht.

Liegt eine in den See gerichtete Grundströmung vor, ist die Situation prinzipiell anders. Auch hier nimmt der zirkulierende Anteil mit zunehmender Grundströmung ab. Die Abnahme erfolgt aber wesentlich schneller als im vorhergehenden Fall. Bei einem bestimmten Grenzwert, der in dem zugrundegelegten Modell bei ca. 20 l/s lag, verschwindet die Zirkulation. Der Dichteinfluß führt nunmehr lediglich noch dazu, daß die Geschwindigkeiten im unteren Teil der Böschung deutlich größer sind als bei fehlendem Dichteinfluß.

Aus den Anlagen 6.1 bis 6.4 im Anhang wird deutlich, worauf dieses unterschiedliche Verhalten bei Zu- und Abströmung zurückzuführen ist. Das Potentialnetz (Abb. 3.1) zeigt bereits, daß die Grundströmung in die Kippe wegen des hier kurzen Fließweges sich vorzugsweise knapp unterhalb des Seewasserspiegels bewegt (Geschwindigkeitsverteilung in Abb. 3.1). Sie überlagert sich demnach nicht überall gleichmäßig mit der Zirkulation der Dichteströmung. Deshalb heben sich bei globaler Zuströmung zum See im oberen Teil Zirkulation und

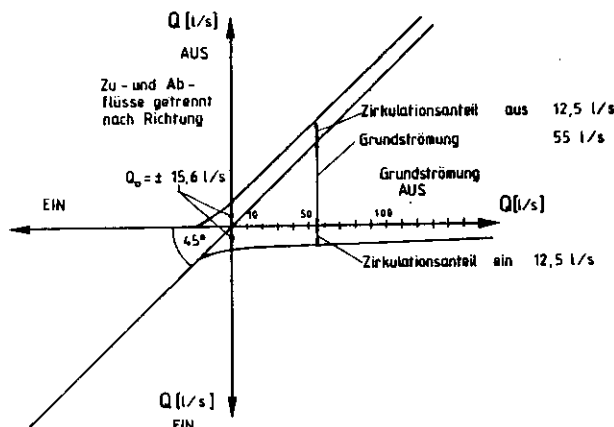


Abbildung 3.6: Zirkulation in Abhängigkeit von der Grundströmung

Grundströmung auf, so daß der Ausfluß von Süßwasser in die Kippe auf 0 zurückgeht. Der untere Teil der Zirkulation ist durch die Grundströmung sehr viel schwächer beeinflusst (Nähe zum Staupunkt), weshalb einfließende Zirkulationsströmungsanteile auch bei Grundströmung nach außen erhalten bleiben.

Die instationären Rechenergebnisse zeigen, daß die zeitliche Entwicklung den Erwartungen entspricht. Die Massenumsätze aus Dichteströmungen erreichen nach kurzer Zeit ihre Höchstwerte und klingen dann langsam ab. Es geht daraus aber auch klar hervor, daß die unterschiedlichen Dichten noch über sehr lange Zeiträume die wenn auch langsamen Fließbewegungen sauren Wassers zum See hin unterhalten werden.

## 4. Schlußfolgerungen

Die Schlußfolgerungen aus den Simulationsläufen hinsichtlich der wasserwirtschaftlichen Ziele sind im folgenden getrennt nach den 4 Problembereichen

See in der Füllphase  
 See in der Endphase  
 "Ertscholle tief"  
 "Ertscholle hoch"  
 Abstrom von Kippenwasser in den Nordbereich

dargestellt.

See in der Füllphase

Die Füllzeit des Restsees liegt in der Grundvariante bei 44 Jahren. Sie kann bei Erhöhung des Zuflusses auf 90 Mio.  $m^3/a$  auf rund 30 Jahre verkürzt werden. Die Zuflußrate an saurem Wasser zum Restsee in der Auffüllphase beträgt in der Grundvariante maximal etwa ein Viertel des vom Rhein angelieferten Zuflusses. Summiert man über die gesamte Fülldauer so beträgt das Volumenverhältnis von zugeflossenem Kippenwasser zu eingeleitetem Rheinwasser rund 9 %. Dieser Anteil kann auf 3% und weniger verringert werden durch schnellere Füllung (90 Mio.  $m^3/a$ ) oder verzögerte Abschaltung der Sumpfung. Letztere Maßnahme hat den Nachteil, daß von den Feuchtgebieten im Nordwesten (Schwalm-Nette Gebiet) etwa doppelt soviel Wasser ins Gebiet abgezogen wird als in der Grundvariante. Insofern ist die Erhöhung der Rheinüberleitung der fortgesetzten Sumpfung vorzuziehen.

Der Dichteeffekt ist bei Zustrom in der Füllphase unerheblich. Er führt in dieser Phase zu keiner wesentlichen Erhöhung des Säureeintrags in den See.

Bei gemittelter Betrachtung über den See erscheint der Eintrag von saurem Wasser in der Füllphase gering. Jedoch muß bei einer ökologischen Beurteilung beachtet werden, daß die Folgen des Zustroms von reduziertem Wasser in der Uferzone in vollem Umfang wirksam werden. Die Uferzone ist gleichzeitig der kritische Bereich für den Besucher. Folgen in der Uferzone lassen sich auch durch weitestgehende Absenkung des Mischungsverhältnisses (verzögerte Abschaltung der Sumpfung und Erhöhung der Rheinwassereinleitung) nicht verhindern. Eventuell können geotechnische Maßnahmen wie Dränagen in den Seeflanken, die das schwerere Kippenwasser in die Tiefe abführen, Abhilfe schaffen. Über die technische Machbarkeit kann im Augenblick noch keine feste Aussage gemacht werden.

## See in der Endphase

Überall dort, wo der Restsee nach Erreichen des Füllziels Wasser in den Aquifer abgibt, erfolgt dieser Abstrom konzentriert in der Uferzone, die damit vor reduziertem Kippenwasser geschützt ist. Damit entfällt in diesen Zonen die Uferproblematik, solange die Seewasserqualität selbst akzeptabel ist.

## Erftscholle tief

In dieser Phase erhält der See in der Grundvariante rund  $0,027 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $0,85 \text{ Mio. m}^3/\text{a}$ ) an Kippenwasser. Um einen Wasserspiegel von  $67 \text{ m ü. NN}$  zu halten, müssen dem See mindestens  $0,935 \text{ m}^3/\text{s}$  vom Rhein zugeführt werden. Der See verfügt damit über ein beträchtliches Verdünnungs- und Säureaustragspotential. Die Tieferlegung des Seespiegels auf  $55 \text{ m ü. NN}$  verringert den Rheinwasserbedarf auf  $0,554 \text{ m}^3/\text{s}$  bei einem Kippenwasserzustrom von  $0,209 \text{ m}^3/\text{s}$ . Wird in beiden Fällen eine Mindestwasserführung der Niers von  $0,24 \text{ m}^3/\text{s}$  eingehalten, so kommt ein Zuflußverhältnis von 4:1 von Rheinwasser über Kippenwasser im ungünstigsten Fall zustande. Für die Größe des realisierbaren Vermischungsverhältnisses unter Berücksichtigung der Aufnahmefähigkeit der Niers ist die Wahl des höheren Seewasserspiegels günstiger.

Der Dichteinfluß führt bei Zuströmung zum See zu keinem nennenswerten zusätzlichen Eintrag von Kippenwasser. Bei Abströmungen aus dem See in die Kippe bleibt eine Zirkulationsströmung bestehen, die der Größenordnung nach etwa  $0,01$  bis  $0,02 \text{ m}^3/\text{s}$  an saurem Grundwasser in den See bringt. Dies bedeutet etwa eine Verdopplung des geringen Kippenwasserzustroms von  $0,027 \text{ m}^3/\text{s}$  bei einem Seespiegel von  $67 \text{ m ü. NN}$ . Da auch der verdoppelte Zufluß noch weit unter der notwendigen Rheinüberleitung von  $0,935 \text{ m}^3/\text{s}$  in dieser Phase liegt, ist der Dichteinfluß auch in diesem Fall von untergeordneter Bedeutung.

## Erftscholle hoch

In der Endphase (Erftscholle hoch) wird der See durch ein eigenes Einzugsgebiet mit Wasser versorgt. Der Zufluß liegt bei rund  $0,24 \text{ m}^3/\text{s}$  für einen Seespiegel bei  $67 \text{ m ü. NN}$ . Das gesamte zutretende Wasser durchströmt Anteile der Kippe und ist damit sauer. Auch saures Kippenwasser, das sich in der Füllphase eventuell vom See entfernt hat, kann nun wieder zum See zurücktransportiert werden. Eine Versauerung des Sees kann in dieser Phase nur durch permanente Einleitung von Rheinwasser verhindert werden. Die notwendige Mindestgröße der Einleitung kann wegen fehlender Untersuchungen über die zu erwartende Dynamik des Sees derzeit noch nicht angegeben werden. Eine Tieferlegung des Seespiegels ist wegen der dadurch bedingten Erhöhung des Zuflusses von Kippenwasser ungünstig.

Die Gestaltung der Kippe durch eine obere säurefreie und durchlässigere Schicht stellt eine interessante Maßnahme für den Endzustand mit hohen Grundwasserständen in der Erftscholle dar. Sie kann eine deutliche Entlastung hinsichtlich des Säureeintrags bringen. Der säurefreie bzw. säurearme Zustromanteil durch die 1. Schicht macht dann  $52 \%$  des Gesamtzustroms aus im Vergleich zu  $12 \%$  ohne die Maßnahme.

## Abstrom von Kippenwasser in den Nordbereich

Ein Belastungspfad von der Kippe Garzweiler II zum Nordbereich besteht für beide Szenarien der Erftschollenwasserstände. Dieser kann durch eine Brunnengalerie in der Kippe mit einer Gesamtentnahme in der Größenordnung von  $0,25 \text{ m}^3/\text{s}$  unter-

brochen werden. Diese Maßnahme muß über lange Zeit betrieben werden. Sie kann durch Variation von Seespiegellhöhe und Lage der Brunnen optimiert werden. Im Grenzfall eines Seespiegels bei  $55 \text{ m}$  kann bei tiefer Erftscholle erreicht werden, daß kein Kippenwasser nach Norden abströmt. Tieferlegung des Seespiegels bedeutet zwar immer eine Verringerung des Abstroms nach Norden, sie ist aber gleichzeitig ungünstiger für den Säureeintrag in den See und die eventuell dann noch notwendige Stützung des Feuchtgebiets an der Niers.

Der Abstrom von Seewasser nach Norden wird nach Durchströmen von Teilen der Kippe durch die Niers aufgenommen. Dieser versauerte Zufluß kann dort zu Eisenausfällung und eventuell Versauerung führen.

Auch aus der Kippe von Garzweiler I kann saures oder hoch-mineralisiertes Wasser nach Norden gelangen. Diese Möglichkeit sollte bei einer zukünftigen wasserwirtschaftlichen Planung für das Gesamtgebiet berücksichtigt werden.

Von allen Problemen wird das Versauerungsproblem des Sees im Endzustand Erftscholle hoch als das kritischste angesehen. Die anderen Probleme erscheinen technisch lösbar. Die Gefahr der Belastung des Nordbereichs ist wahrscheinlich auch ohne Maßnahmen wegen der Pufferkapazität des Gebirges und der weiteren Vermischung im Aquifer weniger akut.

Ein vollständiges Paket von Maßnahmen könnte letztendlich so aussehen:

1. Füllung mit  $60 \text{ Mio. m}^3/\text{a}$  Rheinwasser oder mehr
2. Anschließend Zugabe von  $38 \text{ Mio. m}^3/\text{a}$  ( $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$ ) Rheinwasser, solange die Grundwasserstände der Erftscholle tief liegen (Ersatz des Abstroms und Verdünnung des Zustroms)
3. Anschließend noch zu ermittelnde Zugabe Rheinwasser im Endzustand mit hohen Grundwasserständen auf der Erftscholle (Verdünnung des Zustroms).
4. Gestaltung der Kippe mit einer säurefreien und durchlässigeren oberen Schicht im Bereich des Grundwasserspiegels (Verringerung und Verdünnung des Säureeintrags)
5. Entnahmebrunnen in der Kippe, die einen Abstrom nach Norden verhindern. Das Wasser kann nach Aufbereitung (Neutralisierung) möglicherweise in den See zurückgegeben werden. Die Größenordnung der Entnahme liegt bei  $0,25 \text{ m}^3/\text{s}$ .
6. Technische Maßnahmen zur Beeinflussung der Strömungsvorgänge im Böschungsbereich (z. B. Ableitung von saurem Wasser in die Tiefe durch Dränagen)

Die Durchführbarkeit dieser Maßnahmen ist unterschiedlich zu bewerten. Die Überleitung von Rheinwasser ist unproblematisch. Auch die Entnahme von saurem Wasser in der Kippe ist bei maximal  $20 \text{ l/s}$  pro Brunnen technisch ohne weiteres durchführbar. Ob für eine durchlässigere Oberschicht der Kippe genügend geeignetes Material vorhanden ist, ist fraglich. Insbesondere ist zu beachten, daß diese Kippengestaltung nur wirksam ist, wenn die durchlässigere schwefelarme Schicht sich von der Mutterbodenaufgabe bis deutlich unter den Grundwasserspiegel erstreckt. Schließlich bedürfen die technischen Maßnahmen im Uferbereich, die theoretisch denkbar sind, noch des Nachweises der Funktionsfähigkeit und der praktischen Entwicklung.

Mit den geschilderten Maßnahmen können die folgenden Ziele erreicht werden:

1. Im Mittel gute Seequalität während Auffüllphase und Zeit mit tiefen Grundwasserständen auf der Erftscholle.

## 2. Unterbindung des Abströmens von Kippenwasser nach Norden

Es verbleiben jedoch noch Risiken bzw. unerwünschte Effekte:

1. Die dauerhafte Erhaltung einer ausreichend dicken Süßwasserlamelle im See mit realisierbaren Überleitungen von Rheinwasser bleibt unsicher.
2. Durch den Dichteeffekt wird saures bzw. hochmineralisiertes toxisches Wasser in der Tiefe des Sees akkumuliert mit der Möglichkeit eines Upwelling bei extremen Sturmereignissen. Wo sich die Einschichtung von dichterem saurem Wasser stabilisiert ist unklar.
3. Die Zugabe von Rheinwasser und die Entnahme am Kippennordrand müssen bis zur endgültigen Auswaschung der Säure fortgeführt werden. Das bedeutet, daß diese Maßnahmen im Endzustand über 100 bis 300 Jahre andauern können.

Sowohl wegen der Restrisiken als auch wegen der Langfristigkeit der aktiven Maßnahmen und der damit verbundenen Hypothek auf die Zukunft erscheint es sinnvoll, weitere Vorgehensweisen zu überlegen.

Es bietet sich die folgende Alternative an:

Andere Lage und Form des Restsees. Ein Restsee, der mit dem größeren Anteil seines Umfangs an das unverritzte Gebirge anstößt, ist in weitaus geringerem Maße der Versauerung ausgesetzt. Die Größe der verbleibenden Kontaktzone mit der Kippe kann durch Wahl der Form und Lage des Restsees eventuell in Verbindung mit einer Verkleinerung des Tagebaus günstig beeinflußt werden.

Die Planung der endgültigen Lösung bedarf weiterer Untersuchungen. Der größte Bedarf wird in den folgenden Bereichen gesehen:

1. Detailuntersuchung der Varianten und neuer Alternativen (z. B. andere Lage des Restsees)
2. Hydraulik des dichtegeschichteten Sees und Kopplung an Aquifer
3. Machbarkeitsstudie zu Dränagen in den Seeflanken zur Tiefenverfrachtung sauren Wassers
4. Optimierung der Abfangbrunnen in der Kippe
5. Prognose der Säureausbreitung nach Norden und der zu erwartenden Wassergüte in Brunnen unter Berücksichtigung von Neutralisierung im Aquifer und Vermischung

Alle Modellaussagen wurden aus Zeitgründen nur für den aus dem Aachener Modell vorliegenden Aquiferdatensatz durchgeführt. Da jedes Modell mit Unsicherheiten in der Eichung behaftet ist, wären für die Detailplanung in der Zukunft noch Parametervariationen hinsichtlich der Sensitivität bzw. Robustheit der Ergebnisse notwendig.

## 5. Literaturangaben

- Chiang, W. H. und W. Kinzelbach (1991)  
Processing MODFLOW, FG Technische Hydraulik und Ingenieurhydrologie, Gesamthochschule Kassel – Universität
- Herzer, J. (1989)  
CHEMFLO, Dokumentation eines Schadstofftransportmodells für mehrere wechselwirkende Komponenten im Grundwasser. Bericht Nr. 89/34(HG 118), Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart
- Hill, M. C. (1990)  
Preconditioned conjugate-gradient 2 (PCG2), a computer program for solving ground-water flow equations, US Geological Survey
- McDonald, M. G. und A. W. Harbaugh (1988)  
MODFLOW: A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. US Geological Survey, Tech. Water-Resources Inv. Bk. 6, chap. A1. Washington D. C.
- Obermann, P. und W. van Berg (1991)  
Untersuchungen zu den Auswirkungen der Abraumkippen im Rheinischen Braunkohlenrevier auf die Grundwasserbeschaffenheit. Institut für Geologie, Ruhr-Universität Bochum
- Pollock, D. W. (1989)  
MODPATH: Documentation of computer programs to compute and display pathlines using results from the US Geological Survey modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. US Geological Survey, Open File Report 89-381, Denver
- Rouvé, G., B. Romunde, H.-W. Dorgarten, A. Braxein und S. Opheys (1990)  
Grundwassermodell Venloer Scholle, Gutachten für die Landesanstalt für Wasser und Abfall, Düsseldorf. Lehrstuhl für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen
- Voss, C. (1984)  
A finite-element simulation model for saturated-unsaturated, fluid-density-dependent ground-water flow with energy-transport or single-species solute transport, USGS, Reston

# Stellungnahme des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen zu „Möglichkeiten und Grenzen von hydraulischen Maßnahmen zur Vermeidung des Stoffaustrags aus der Abraumkippe des Tagebauvorhabens Garzweiler II“

## 1. Aufgabenstellung

Die Untersuchung von Prof. Obermann, Ruhr-Universität Bochum, zeigen, daß große Anteile des Abraums der Braunkohlentagebaue Eisendisulfidverbindungen (z. B. Pyrit) enthalten. Durch die intensive Belüftung des Abraums bei Abbau, Transport und Verkippung kommt es zur Oxidation des Eisendisulfids. Die leicht löslichen Oxidationsprodukte gehen bei ansteigendem Grundwasser in Lösung, was zu einer deutlichen Versauerung und Mineralisation des Kippenwassers führt.

Grundsätzlich bestehen zwei Möglichkeiten, das Versauerungsproblem einzuzugrenzen:

- Eine *deutliche Minimierung des Sauerstoffzutritts zu den Eisendisulfidverbindungen* von vornherein bewirkt eine wesentlich geringere Produktion besonders an Säure und Sulfat. Hierzu werden von Prof. Obermann geeignete Maßnahmen aufgeführt.
- Eine Minimierung des Stoffaustrags durch *hydraulische Maßnahmen* wird, für den Fall, daß die oben beschriebenen Maßnahmen aus verschiedenen Gründen nicht oder nicht vollständig durchgeführt werden können, empfohlen.

Von Prof. Dr.-Ing. Kinzelbach von der Gesamthochschule Kassel wurden in einem dreimonatigen Gutachten verschiedene hydraulische Maßnahmen auf ihre Wirksamkeit überprüft.

Der geplante Tagebau Garzweiler II wird etwa im Jahr 2045 ausgekohlt sein. Für das Restloch ist eine Füllung mit Grundwasser und Rheinwasser vorgesehen.

Die Versauerung des Kippenwassers infolge der Eisendisulfidoxidation hat im wesentlichen zwei Auswirkungen:

- Der *Restsee* wird sich zum Teil mit Grundwasser füllen, das insbesondere im Osten und Norden auf einer langen Strecke den Kippenkörper durchströmt hat und somit versauert und mineralisiert sein wird.
- Mit dem Ansteigen des Seespiegels wird sich in der Endphase die Strömungssituation umkehren und saures und mineralisiertes Kippenwasser in den wasserwirtschaftlich intensiv genutzten *Nordraum* abströmen.

## 2. Vorgehensweise

Zum Schutz des *Restsees* erscheinen zwei hydraulische Maßnahmen sinnvoll:

- Die Erhöhung der Restseefüllung mit Rheinwasser, die in der Variante 7 des Grundwassermodells Venloer Scholle der RWTH Aachen mit 60 Mio m<sup>3</sup>/a angenommen wurde. Ein schnellerer Anstieg des Seespiegels führt dann zu einem geringeren Einstrom von Kippenwasser in den Restsee.
- Durch gezielte Weiterführung der Sumpfungmaßnahmen kann der Zustrom von belastetem Kippenwasser zum Restsee vermindert werden.

Zur Minimierung des *Abstroms von Kippenwasser nach Norden* können folgende Maßnahmen getroffen werden:

- Herabsetzung des vorgesehenen Seespiegels von 67 m NN. Hierbei muß jedoch die Anbindung an die Niers (ca. 63,5 m NN) erhalten bleiben. Für tiefere Seespiegel müssen auch die Wasserstände in den Feuchtgebieten durch permanente Infiltration gehalten werden.
- Errichtung einer Brunnengalerie im Norden des Tagebaufeldes. Hierdurch kann das Kippenwasser abgefangen und somit der Nordraum geschützt werden.
- Aufbringung eines künstlichen oberen Leiters aus durchlässigem, versauerungsunempfindlichen Material im Bereich der Kippe Garzweiler II.

Die hydraulische Wirksamkeit dieser Maßnahmen wurde von Prof. Kinzelbach mit Hilfe eines dreidimensionalen Grundwasserströmungsmodells geprüft. Das Modellgebiet stellt einen Ausschnitt von 20 km x 24 km Fläche aus dem Venloer Schollenmodell dar, besitzt jedoch eine wesentlich höhere Auflösung. Als Datengrundlage dienen die Eingabedaten und Modellergebnisse des Grundwassermodells Venloer Scholle.

Für zwei verschiedene Phasen wurden jeweils unterschiedliche Varianten gerechnet:

- Für die Befüllungsphase des Sees wurden *instationäre* Modellrechnungen durchgeführt. Es wurden unterschiedliche Füllmengen für den Restsee (60 Mio m<sup>3</sup>/a und 90 Mio

m<sup>3</sup>/a), eine Weiterführung der Sumpfung (30 Mio m<sup>3</sup>/a) über 25 Jahre nach Tagebauende und ein künstlicher oberer Leiter im Bereich der Kippe simuliert.

- Der Endzustand in der Venloer Scholle wurde *stationär* mit verschiedenen Seespiegelnhöhen (67 m NN, 63,5 m NN und 55 m NN) gerechnet, Abfangbrunnen und ein künstlicher oberer Leiter simuliert. Zusätzlich wurden in der Erftscholle hohe und tiefe Grundwasserstände berücksichtigt.

### 3. Ergebnisse

Mit dem dreidimensionalen Grundwassermodell wurden Simulationen für die Befüllungsphase und den Endzustand durchgeführt. Gleichzeitig wurde anhand von Laborversuchen und theoretischen Überlegungen der Einfluß der dichteinduzierten Strömung im Restsee aufgezeigt.

#### 3.1 Befüllungsphase

In der Grundvariante (Rheinwasserfüllmenge 60 Mio m<sup>3</sup>/a, Restseespiegel 67 m NN) beträgt die Fülldauer 44 Jahre. Bei Erreichen der Seefüllung hat das Kippenwasser einen Anteil von 9% am Gesamtwasser. Dieser Anteil kann durch Erhöhung der Rheinwasserüberleitungsmenge auf 90 Mio m<sup>3</sup>/a auf 3% bzw. bei zusätzlicher Fortführung der Sumpfung auf ca. 1,5% abgemindert werden. Die Fülldauer beträgt 30 bzw. 37 Jahre.

Die Fortführung der Sumpfung besitzt jedoch den Nachteil, daß sich dadurch der Abzug von Wasser aus den Feuchtgebieten gegenüber der Grundvariante verdoppelt.

Bezüglich der Güte des Restseewassers während der Befüllung ist festzustellen, daß der maximale Anteil von Kippenwasser im Seewasser etwa bei 25% liegt. Dies tritt etwa 7 Jahre nach Beginn der Füllung auf.

Der Einfluß des künstlichen oberen Leiters ist während der Füllphase gering. Lediglich kurz vor Erreichen des endgültigen Seespiegelniveaus tritt verstärkt aus dem oberen Leiter Wasser zum See über.

#### 3.2 Endphase

Bei *tiefen Grundwasserständen in der Erftscholle* reicht der Zustrom an Kippenwasser nicht aus, den Seewasserspiegel zu halten. Bei einer Seespiegelnhöhe von 67 m NN müssen jährlich ca. 30 Mio m<sup>3</sup> Rheinwasser zugeleitet werden. Damit wird dem See ein beträchtliches Verdünnungspotential zugeführt. Bei Tieferlegung des Seespiegels auf 55 m NN verringert sich die notwendige Rheinwasserzufuhr auf 17,5 Mio m<sup>3</sup>/a und der Zustrom von belastetem Kippenwasser verstärkt sich (ca. Faktor 8). Bei diesem Seespiegel kann ein Abstrom aus der Kippe nach Norden vermieden werden. Es ist jedoch zu beachten, daß die Grundwasserstände am Nordwestrand des Modells, somit nahe an den Feuchtgebieten, um 2–3 m tiefer liegen als in der Variante mit höherem Seewasserspiegel.

Bei *hohen Grundwasserständen in der Erftscholle* (d. h. nach erfolgtem Grundwasserwiederanstieg nach Ende der Tagebautätigkeit in dieser Scholle) besitzt der See ein genügend großes Einzugsgebiet, so daß die Überleitung von Rheinwasser zur Erhaltung des Wasserstandes nicht mehr erforderlich ist. Es besteht jedoch durch das weiterhin zuströmende Kippenwasser die Tendenz zur stetigen Versauerung, die umso stärker ist, je tiefer der Seespiegel eingestellt wird.

Eine Entlastung könnte hier durch die Gestaltung der Kippe mit einem durchlässigen Leiter aus versauerungsunempfindlichem Material geschaffen werden. Der säurefreie bzw. säurearme Zustromanteil aus dem 1. Leiter würde bei gleicher Seespiegelnhöhe auf 52% des Gesamtzustroms erhöht werden, im Vergleich zu 12% ohne Maßnahmen.

Ein Abstrom nach Norden kann durch eine Abfangbrunnengalerie im Norden der Kippe verhindert werden. Bei einer Seespiegelnhöhe von 67 m NN wären dazu nach einer ersten Ermittlung 19 Brunnen mit einer Gesamtentnahme von ca. 8,5 Mio m<sup>3</sup>/a notwendig, bei einer Seespiegelnhöhe von 63,5 m NN ca. 7 Mio m<sup>3</sup>/a.

#### 3.3 Einfluß der Dichteströmung

Als Folge der Eisendisulfidoxidation im Abraum erfährt das ansteigende Grundwasser in den Kippen eine Aufmineralisation. Diese führt zu einer um ca. 1% höheren Dichte des Kippenwassers. Die hydrostatischen Druckgradienten des unterschiedlich dichten Rhein- und Kippenwassers bewirken im oberen Seebereich eine dichteinduzierte Strömung von Seewasser in die Kippe, oberhalb des Seebodens kommt es zu einem Austritt von Kippengrundwasser in den See. Dieser dichteinduzierte Zustrom von belastetem Kippenwasser in den See tritt während der Füllphase auf. Er ist aber auch – wenn auch in geringerem Maße – in der Endphase zu verzeichnen, wenn eigentlich die Grundwasserströmung aus dem See heraus gerichtet ist.

Der Dichteeffekt führt in der Füllphase zu keiner wesentlichen Erhöhung des Säureeintrages in den See. Auch in der Endphase ist dieser Eintrag gering (1–2% der Rheinwasserüberleitung bei tiefen Grundwasserständen in der Erftscholle), kann jedoch bei hohen Grundwasserständen in der Erftscholle ohne Gegenmaßnahmen (weitere Rheinwasserzufuhr) zur weiteren Versauerung des Sees führen.

### 4. Bewertung

Trotz der knappen zur Verfügung stehenden Zeit von drei Monaten konnten mit dem Gutachten wesentliche, neue Erkenntnisse über die Wirksamkeit hydraulischer Maßnahmen bei der Versauerungsproblematik aufgezeigt werden. Das zur Verfügung stehende Rechenmodell wurde speziell auf die hier vorhandene Aufgabenstellung angepaßt und erweitert. Dieses dreidimensionale Finite-Differenzen-Modell eignet sich besonders gut für kleinräumige Betrachtungen, wie sie hier erforderlich sind. Zusätzlich wurde im Laborversuch ein Restsee mit Kippe nachgebildet, speziell zur Veranschaulichung der Dichteströmung aufgrund der unterschiedlichen Kippen- und Rheinwasserdichte.

Die Ergebnisse bilden wichtige Beurteilungskriterien für weitere im „Ergänzenden Untersuchungsprogramm Braunkohle“ aufgeworfene Fragestellungen.

Zu den vom Gutachter untersuchten Maßnahmen ist folgendes festzustellen:

- Durch die *Weiterführung der Sumpfung* nach Tagebauende kann zwar der Zustrom von Kippenwasser in den Restsee verringert werden, gleichzeitig bleiben die Grundwasserabsenkungen in den Feuchtgebieten bestehen, so daß die Infiltrationsmaßnahmen deutlich länger fortgeführt werden müssen. Die Maßnahme kann daher nicht empfohlen werden.

- Der *Seespiegel* sollte auf 67 m NN eingestellt werden. Hierbei ist der Abstrom nach Norden nur geringfügig höher als bei tieferem Seespiegel (63,5 m NN), für den See selber ist dies jedoch aufgrund des verringerten Kippenwasserzustroms von Vorteil.
- Die *Füllmenge* sollte mindestens 60 Mio m<sup>3</sup>/a, besser 90 Mio m<sup>3</sup>/a betragen. Durch eine höhere Überleitungsmenge kann die Fülldauer des Sees erheblich verkürzt werden, so daß auch die Grundwasserstände des gesamten Gebietes schneller ansteigen und Infiltrationsmaßnahmen in den Feuchtgebieten früher beendet werden können. Zusätzlich wird auch das Mischungsverhältnis von Rheinwasser zu Kippenwasser im See günstiger.

Auch nach Erreichen des endgültigen Seespiegels sollte die Überleitung in verminderter Höhe fortgesetzt werden. Bei tiefen Grundwasserständen in der Erftscholle wäre laut Gutachter eine Zuführung vom Rhein von ca. 38 Mio m<sup>3</sup>/a zur Aufrechterhaltung des Seespiegels erforderlich. Bei hohen Grundwasserständen in der Erftscholle wäre ebenfalls eine Überleitung zur Verdünnung des dichteinduzierten Kippenwasserzustroms in den See notwendig, bis dessen Konzentration auf ein verträgliches Maß abgenommen hat. Die Festlegung der genauen Menge kann erst nach Vorliegen weiterer Untersuchungen erfolgen.

- Der *künstliche obere Leiter* wirkt sich in der Endphase sowohl für den Restsee als auch für den Nordraum positiv aus. In der Endphase mit hohen Grundwasserständen in der Erftscholle strömt dem See das Kippenwasser zum größten Teil über diesen Leiter zu und ist somit nicht versauert und mineralisiert. Auch der Abstrom in den oberen Grundwasserleiter des Nordraums wird hauptsächlich über diesen Leiter erfolgen. Dabei ist jedoch wichtig, daß der Leiter im Vergleich zur Kippe eine deutlich erhöhte Durchlässigkeit (im Modell Faktor 10 angesetzt) und eine genügend große Mächtigkeit besitzt, damit er hydraulisch wirksam ist.
- Das Errichten einer *Abfangbrunnengalerie* im Norden des Kippenbereiches stellt grundsätzlich eine Möglichkeit dar, den Abstrom von Kippenwasser in den Nordraum zu verhindern. Diese Maßnahme müßte jedoch aufrechterhalten werden bis das versauerungsfähige Potential aus der Kippe ausgetragen worden ist. Für diesen Zeitraum muß das gesümpfte Wasser aufbereitet werden, so daß es unbeschadet beispielsweise in den Restsee eingeleitet werden kann.

Aufgrund der Langfristigkeit dieser Maßnahme und evtl. Problemen bei der Aufbereitung (Entsorgung) sollte hierauf nur zurückgegriffen werden, wenn eine Untersuchung z. B. anhand von Stofftransportmodellen aufzeigen sollte, daß ein weitreichender Säureaustrag in den Nordraum weder durch gezielte Maßnahmen im Tagebau (s. Gutachten Prof. Obermann), eine Neutralisation im unverritzten Gebirge oder durch einen künstlichen oberen Leiter zu vermeiden ist.

Der Gutachter beschreibt zusätzlich auftretende unerwünschte Auswirkungen:

Einen Problembereich wird die Uferzone des Restsees darstellen. Das versauerte und mineralisierte Kippenwasser wird an den Böschungen austreten und hier zunächst in nur wenig verdünnter Form die Wasserqualität bestimmen. Gerade aber der Uferbereich eines Sees ist ökologisch besonders wertvoll und bestimmt auch für den Menschen den Gesamteindruck des Sees. Hierzu sollten weitere Maßnahmen untersucht werden,

wie z. B. das Einbauen von Dränagen in den Seeflanken, die das Kippenwasser in die Tiefe abführen.

Weiterer Untersuchungsbedarf besteht für die Prognose zur Säureausbreitung nach Norden unter Berücksichtigung von Neutralisation und Vermischung im Aquifer, sowie für die Optimierung der Abfangbrunnen in der Kippe hinsichtlich der Brunnenstandorte und der Entnahmemengen. Da die bisherigen Betrachtungen von einem volldurchmischten Restsee ausgingen, sollten auch die Strömungsverhältnisse des dichte geschichteten Sees und die Kopplung an den Aquifer näher untersucht werden.

Wie in der Untersuchung zu den „Auswirkungen von Braunkohlenabraumkippen auf die Grundwasserbeschaffenheit“ bereits beschrieben wird, zeigt auch die vorliegende Studie, daß die Restseelage in vieler Hinsicht als ungünstig anzusehen ist. Sowohl für den Zustrom zum See als auch für den Abstrom aus dem See und aus der Kippe wäre eine randständige Seelage mit geringerer Kontaktfläche zum Kippenkörper vorteilhafter. Das vorliegende Abbaukonzept für den Tagebau Garzweiler II sollte, wie dies auch der Gutachter anspricht, auf die Möglichkeit einer veränderten Restseelage in Verbindung mit einer Verkleinerung der Abbaufäche untersucht werden.



**Szenario Studien  
Wasserbeschaffung für den  
Tagebau Garzweiler II  
mit Ausblick auf das Gesamtrevier**  
- Zusammenfassende Darstellung -

Berichtersteller:  
Rheinbraun AG

Datum: November 1988/Juli 1991

## Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Wasser für den Tagebau Garzweiler II	313
2. Wasser für Inden und Hambach	315
3. Gesamtwasserbedarf aus dem Rhein	316

## 1 Wasser für den Tagebau Garzweiler II

In dem Ökologischen Anforderungsprofil für den Tagebau Garzweiler II, das von Rheinbraun erarbeitet wurde, wird aufgezeigt, daß durch großflächige Versickerungsmaßnahmen die Auswirkungen der Sumpfung auf die grundwasserabhängigen Landschaftsteile des Nordraumes minimiert werden können. Zu diesem Zweck soll während des Abbaues das Sumpfungswasser genutzt werden. Gegen Ende des Tagebaues und danach müssen hierfür und für die Füllung des Restsees große Mengen von Fremdwasser herangeführt werden.

Im Rahmen der Leitentscheidungen der Landesregierung von September 1987 zur zukünftigen Braunkohlepolitik wird unter anderem gefordert, langfristige Szenario-Studien mit denkbaren Alternativen der quantitativen und qualitativen Bereitstellung von Ersatz- und Ausgleichswasser zu entwickeln, die zugleich Aussagen über die Realisierbarkeit enthalten. Für die Erstellung der Studie ist zunächst die Höhe des Wasserbedarfes sowie dessen zeitlicher Verlauf von Bedeutung.

Eine Sparte des *Bedarfes* stellt die Ersatzwasserversorgung von öffentlichen Wasserwerken, Industrie- und Gewerbebetrieben sowie von Privatentnehmern, deren Eigenversorgung durch die Sumpfungmaßnahmen beeinträchtigt werden. Bisher ist eine große Zahl von Ersatzmaßnahmen erfolgreich ausgeführt worden. Der Bergbautreibende hat in den durch die bergbaubedingte Grundwasserabsenkung betroffenen Gebieten die Wasserversorgung von öffentlichen Wasserwerken, Industrie- und Gewerbebetrieben sowie von Privatentnehmern zu jeder Zeit gewährleistet. Rheinbraun wird auch langfristig der Ersatzverpflichtung nachkommen.

Die geplanten umfangreichen Versickerungsmaßnahmen mit dem Ziel der Erhaltung der 1983er Grundwasserstände werden nicht nur den Feuchtgebieten zugute kommen. Die Unterstützung des Gesamtwasserhaushaltes wird sicherstellen, daß Fördermöglichkeiten der öffentlichen, gewerblichen oder privaten Wasserversorgung an Ort und Stelle weitgehend erhalten bleiben. D. h., die Fassungsgebiete können weiterhin genutzt werden, da trotz der außerhalb der Feuchtgebiete noch absinkenden Grundwasserstände die Grundwasserneubildung immer zur Verfügung stehen wird. Die Wasserwerkseinzugsgebiete bleiben dabei in ausreichender Größe erhalten bzw. werden durch die Versickerungsmaßnahmen gestützt. Wenn durch das örtliche Absinken des Grundwasserstandes die ursprüngliche bzw. wasserrechtlich mögliche Wasserförderung verhindert wird, so ist davon auszugehen, daß solche Beeinträchtigungen in der Regel durch Brunnenvertiefungen und/oder neue Brunnen auszugleichen sind.

Das Konzept – Ersatzwasserbeschaffung am Ort des Geschädigten – floß folgerichtig in die Grundwassermodellrechnungen mit ein, die im Zusammenhang mit umfangreichen wasserwirtschaftlichen Berechnungen und Planungen für den Abbau des Tagebaues Garzweiler II durchgeführt wurden. Die Berechnungen ermöglichen einen Überblick über die zu hebenden Grundwassermengen, die Auswirkungen der Grundwasserabsenkung sowie praktikable Gegenmaßnahmen zur Schonung der vorhandenen schützenswerten Feuchtgebiete und zum Ausgleich beeinträchtigter Grundwassernutzungen.

Für die Sparte des Bedarfs verbleibt somit die Berücksichtigung eines speziellen Wasserbedarfes für Ersatzwasserzwecke nur in Höhe von 4 Mio m<sup>3</sup>/a für das Wasserwerk Fürth.

Der Rheinbraun-Eigenbedarf für Emissionsschutzmaßnahmen wird über die gesamte Laufzeit aus dem Aufkommen aus Sumpfungswasser zu decken sein.

Der Kühl- und Kesselspeisewasserbedarf der Kraftwerke wird zunächst ebenfalls mit Sumpfungswasser, später dann mit Wasser aus dem Rhein zu decken sein. Damit sind Rückwirkungen auf die Sumpfungswasserbilanz letzten Endes nicht mehr gegeben und es wird hier auf weitere Ausführungen verzichtet.

Den für die Studie wichtigsten Posten mit bis zu 90 Mio m<sup>3</sup>/a macht die Sparte „Ausgleichswasser“ aus, die das Wasser für die Versickerungsmaßnahmen, Einspeisung in Vorfluter und die Restseebefüllung umfaßt (*Anlage 1*)

Die Versickerungsmengen einschließlich der Wassereinspeisungen in Vorfluter werden in den Jahren 2025 bis 2030 bei rd. 90 Mio m<sup>3</sup>/a liegen und damit ihr Maximum erreichen. Danach werden sie kontinuierlich zurückgehen und in den Jahren 2040 bis 2045 bei rd. 70 Mio m<sup>3</sup>/a liegen. Danach wird infolge der Restseebefüllung nach dem Konzept des Ökologischen Anforderungsprofils die erforderliche Wassermenge bei rd. 90 Mio m<sup>3</sup>/a bis etwa zum Jahr 2085 liegen. Nach Seefüllung verbleiben langfristig Wasserversickerungen und Einspeisungen in Vorfluter in Höhe von rd. 25 Mio m<sup>3</sup>/a.

Zur *Befriedigung des Wasserbedarfes* steht zunächst *Sumpfungswasser* zur Verfügung, das als Voraussetzung für den Abbau des Tagebaufeldes gefördert werden muß. Auch hier liegen aufgrund umfangreicher Mehrschichtenmodellrechnungen recht genaue Aufschlüsse über die jährlich anfallenden Wassermengen vor. Entsprechend den örtlichen Verhältnissen sieht die Bergbauplanung den direkten Übergang des Tagebaues Garzweiler I in den Tagbau Garzweiler II vor. Die Sumpfungswassermengen setzen sich aus den Hangend-, Zwischenmittel- und Liegendgrundwassermengen zusammen. Sie erreichen ihr Maximum mit rd. 230 Mio m<sup>3</sup>/a um das Jahr 2015 und können den Bedarf bis zum Jahr 2030 abdecken.

Ab 2030 ist mit einer Unterdeckung des Wasserbedarfes zu rechnen. Der Tagebau geht zu dieser Zeit bereits der Auskohlung entgegen und die Sumpfungswassermengen werden damit stark rückläufig. Der Bedarf an Ersatz- und Ausgleichswasser bleibt – wenn auch zunächst mit etwas geringeren Mengen – weiterhin in erheblichem Ausmaß bestehen. Die anfänglich geringen, später mit rückläufigem Sumpfungsdargebot größer werdenden Deckungslücken müssen durch Zufuhr von Fremdwasser ausgefüllt werden.

Der Tagebau Garzweiler I/II wird in seiner Nordhälfte planmäßig von Osten nach Westen wandern. Entsprechend werden sich auch die technischen Anlagen für die Sumpfung mit der Zeit von Osten nach Westen verlagern. Das Sumpfungswasser wird von den Brunnen des Vorfeldes über Sammelleitungen jeweils zum Nordrand des Tagebaus geführt und dort über Leitungen zu den Verbrauchern transportiert.

Für die Versorgung des Wasserwerkes Fürth wird eine spezielle Rohwassersammelleitung vom Wasserwerk am Nordrand des Tagebaues nach Westen mitgeführt. An diese sind jeweils einige Liegend-Randbrunnen angeschlossen, die speziell für die Trinkwasserversorgung ausgebaut werden.

Die Bereitstellung von Ausgleichswasser erfolgt über die Sumpfungswassersammelleitung am Nordrand. Von dieser wird das Wasser an ein bis zwei Stellen abgezweigt, Aufbereitungsanlagen zugeführt und von dort zu den Versickerungsgebieten im Norden und Nordwesten über Fernleitungen transportiert (*Anlage 2*).

Die nicht für Ersatzwasser- und Ausgleichswasserzwecke benötigten Sumpfungswassermengen werden nach Osten abgelei-

tet und für die Kraftwerksversorgung genutzt. Zeitweise überschüssige Mengen werden wie bisher in die Erft abgeleitet. Der Eigenwasserbedarf wird örtlich den Sammelleitungen entnommen und in der Regel für Immissionsschutzzwecke und als Feuerlöschwasser eingesetzt.

Die Beschaffenheit des Sumpfungswassers Garzweiler II kann mit ausreichender Zuverlässigkeit anhand verschiedener Quellen beurteilt werden. Dabei ist insbesondere die Kenntnis der bisherigen mehr als 30jährigen Entwicklung der Sumpfungswasserqualität im rheinischen Braunkohlenrevier und insbesondere im Nordrevier von wesentlicher Bedeutung. Sie ist in einer Vielzahl von Analysen dokumentiert. Daneben sind die geologischen und hydrologischen Verhältnisse im geplanten Abbau Feld Garzweiler II ausreichend bekannt, um Zusammenhänge zwischen bisheriger und zukünftiger Entwicklung des Sumpfungsumfeldes mit dem Ziel einer zuverlässigen Qualitätsprognose herstellen zu können. Nicht zuletzt kann sich eine Prognose der Beschaffenheit des Sumpfungswassers Garzweiler II auf vorliegende Untersuchungen Dritter stützen.

Daraus lassen sich zuverlässige Prognosen für die voraussichtliche Beschaffenheit von Versickerungswasser aus Sumpfung erarbeiten (*Anlage 3, Spalte 1*).

Die Beschaffenheit dieses Versickerungswassers ist nach einem Vergleich mit der Beschaffenheit des in den geplanten Versickerungsbereichen heute vorhandenen Wassers nach ersten Einschätzungen für den geplanten Verwendungszweck geeignet. Es bleibt abzuwarten, inwieweit die laufenden gutachterlichen Untersuchungen der Professoren Mull, Schulz und Kunze diese erste Einschätzung stützen.

Bei abnehmendem Sumpfungswasseraufkommen nach 2030 ist der Ausgleichsbedarf in immer stärkerem Maße und nach Beendigung des Tagebaues völlig durch *Fremdwasserzufuhr* zu gewährleisten.

Eine Fremdwasserzufuhr aus Grundwasservorkommen ist bei einer Menge von 90 Mio m<sup>3</sup>/a unrealistisch.

Realistische Überlegungen können daher nur die Erschließung von Oberflächenwasser zum Ziel haben. In Frage käme u. a. die Nutzung vorhandener Talsperren in der Eifel. Das Wasser wäre über Transportleitungen den Versickerungsanlagen zuzuführen. Die Entfernung ist mit über 60 km bis zur leistungsstärksten Rurtalsperre erheblich. Daneben ist freie Kapazität in der erforderlichen Menge nicht verfügbar. Die Erstellung neuer Talsperren ist in absehbarer Zeit nicht realistisch. Es scheint z. Z. nicht sinnvoll, Überlegungen in dieser Richtung weiter zu betreiben.

Aussicht auf Erfolg haben dagegen Planungen mit dem Ziel Flußwasser zu nutzen. In Frage kommen hier Maas und Rhein. Die Maas verläuft allerdings außerhalb der Grenzen der Bundesrepublik, so daß neben technischen Schwierigkeiten aufgrund großer Entfernungen sicher auch politische Aspekte die gewünschte Nutzung beeinflussen würden. Probleme in Bezug auf Nutzung des Rheinwassers werden dagegen geringer eingeschätzt.

Deshalb werden für die Heranführung von Fremdwasser vom Rhein zwei Varianten näher betrachtet, nämlich die Wasserlieferung vom linken Niederrhein und aus dem Bereich Zons. In den Bergsenkungsgebieten des linken Niederrheins müssen in großem Maße Grundwässer abgepumpt werden, um die Flächen trocken zu halten. Es handelt sich dabei aber zunehmend um Uferfiltrat des Rheins. Eine Heranführung von Uferfiltrat

kann bei so großen Entfernungen und Förderhöhen, wie sie zwischen dem linken Niederrhein und dem Tagebaubereich gegeben sind, nicht sinnvoll sein.

Dem Schwerpunkt der geplanten Versickerungsanlagen am nächsten liegt der Rhein im Bereich zwischen Zons und Düsseldorf (*Anlage 2*). Für diesen Bereich wird die Heranführung von Rheinwasser untersucht und es werden die Wasserqualitäten von Rheinuferfiltrat und aus der fließenden Welle des Rheins dem Versickerungswasser gegenübergestellt. Aus der eingehenden Betrachtung der einzelnen Gruppen von Inhaltsstoffen im Flußwasser des Rheins und im Rheinuferfiltrat ergibt sich unter Berücksichtigung der zu erwartenden Rückgänge von bestimmten Umweltbelastungen in den nächsten Jahrzehnten auf der Grundlage von Prognosen der Fachabteilungen des Landesamtes für Wasser und Abfall NRW die für 2030 zu erwartende Qualität des Versickerungswassers aus Flußwasser des Rheins nach *Anlage 3, Spalte 4*. Die aufgeführte Bandbreite der einzelnen Parameter berücksichtigt sowohl die Prognoseunsicherheit als auch die Tatsache, daß die Salzgehalte bei unterschiedlicher Wasserführung sich im gewissen Rahmen verändern können. Aus den Konzentrationswerten ergibt sich, daß sowohl aus Uferfiltrat als auch aus Flußwasser des Rheins die Versickerungsmaßnahmen fortgeführt und eine Restseefüllung durchgeführt werden können.

Für eine Uferfiltratgewinnung sprechen eine begrenzte Minderung einiger Inhaltsstoffe und eine Pufferung bei Rheinunfällen.

Für eine direkte Flußwasserentnahme bei Zons sprechen der deutliche Minderaufwand bei der Wasserfassung und die guten zu erwartenden Qualitätsparameter. Hinsichtlich der technischen Konzeption einer direkten Flußwasserentnahme ist zunächst das benötigte Wasser mit Hilfe eines Entnahmebauwerkes aus der fließenden Welle des Rheins abzuziehen. Eine Reinigung des Rheinwassers von Schwebstoffen über Grobrechen und Siebmaschinen o. ä. reichen für den Weitertransport zu den einzelnen Verbrauchern.

Sollten einzelne Parameter sich nicht entsprechend entwickeln, besteht die Möglichkeit, die vorhandenen Aufbereitungsanlagen zur Verringerung der Stoffgehalte zu nutzen. Hierbei ist neben der Schwebstoffeliminierung eventuell an eine Phosphatreduzierung zu denken. Anlagen auch solcher Größenordnung sind schon heute Stand der Technik (z. B. an der Wahnbachtalsperre). Aber auch eine noch weitergehende Reinigung des Rheinwassers und damit die Sicherstellung der Eignung für Seebefüllung und Versickerung ist realistisch.

Immerhin wird schon heute Rheinwasser nach einer Direktentnahme und entsprechender Aufbereitung im größeren Umfang für Versickerungszwecke genutzt (z. B. Hessisches Ried). Bei Rheinunfällen besteht jederzeit die Möglichkeit zur vorübergehenden Abschaltung der Wasserentnahme.

Für den Wassertransport sind eine Druckerhöhungsanlage am Rhein und eine Rohrleitung bis an den Nordrand des Tagebaues Garzweiler I/II erforderlich. Hier wird an vorhandene Leitungen anzuschließen sein, die vorher für die Verteilung des Sumpfungswassers benutzt worden sind. Solange noch Sumpfungswasser zur Verfügung steht, kann ein Teil des Wassers auch als Mischwasser zur Versickerung gelangen.

Aus vorgenannten Gründen wird die direkte Flußwasserentnahme aus dem Rhein bei Zons nach dem Jahr 2030 in Höhe von rd. 90 Mio m<sup>3</sup>/a für die richtige und geeignete Art der Wasserbeschaffung gehalten. Diese Entnahmemenge entspricht einer

sekundlichen Menge von rd. 3 m<sup>3</sup> bei einem mittleren Niedrigwasserabfluß (MNQ) des Rheins von etwa 980 m<sup>3</sup>/s.

Sollte aufgrund weiterer Untersuchungen oder zusätzlicher Erkenntnisse die erforderliche Rheinentnahme nach dem Jahr 2030 über den o. g. 90 Mio m<sup>3</sup>/a liegen (z. B. verstärkte Restseefüllung auf ein höheres Niveau), dann wäre es bei der Wasserführung des Rheins durchaus möglich, auch eine größere Menge dem Rhein zu entnehmen.

## 2 Wasser für Inden und Hambach

Bei der ersten Diskussion der Szenario Studie Wasserbeschaffung für den Tagebau Garzweiler II mit den Wasserbehörden kam die Frage auf, ob auch für die übrigen Revierteile die Wasserversorgung langfristig sichergestellt ist und ob sich Verknüpfungen mit dem Nordraum ergeben. Die hierzu durchgeführten Untersuchungen sind im folgenden zusammengefaßt.

Im Bereich der Rur-Scholle liegt das *Abbaufeld Inden* mit den Tagebauen Inden I und Inden II. Tagebau Inden II wird nach heutigen Planvorgaben im Jahr 2030 ausgekohlt sein. Etwa zu diesem Zeitpunkt wird auch die Sumpfung beendet werden können.

Soweit öffentliche, gewerbliche oder private Wasserversorgungsanlagen durch die Sumpfungmaßnahmen beeinträchtigt werden, soll überwiegend Ersatz durch Maßnahmen an Ort und Stelle, z. B. durch Brunnenvertiefung sichergestellt werden. Ausgenommen hiervon sind die Wasserwerke Aldenhoven und Merken sowie ein Industriebetrieb in Kirchberg, die Zug um Zug an ausgesuchte Sumpfungsbunnen anzuschließen sind.

Wasser für Emissionsschutzmaßnahmen und Feuerlöschwasser für den Tagebaubedarf werden zu jedem Zeitpunkt mit Sumpfungswasser zu decken sein. Der Bedarf an Kühl- und Kessel Speisewasser des Kraftwerkes Weisweiler wird zunächst zum überwiegenden Teil ebenfalls aus dem Aufkommen an Sumpfungswasser zu liefern sein. Bei langfristig rückläufiger Sumpfungswassermenge muß allerdings in zunehmendem Maße Wasser aus der Rur für die Kraftwerksversorgung verfügbar gemacht werden. Das Recht zur Entnahme von z. Z. 18 Mio m<sup>3</sup>/a ist derzeit bis 2004 befristet. Eine Verlängerung muß rechtzeitig erwirkt werden.

Die Bereitstellung von Sumpfungswasser für ökologische Ausgleichsmaßnahmen wird nicht erforderlich werden, da nach heutigem Erkenntnisstand mögliche Beeinträchtigungen von Feuchtbiotopen durch Erhalt der Anbindung an vorhandene Oberflächengewässer zu vermeiden bzw. auszugleichen sein werden.

Zur Frage der Behandlung des Restloches im Tagebau Inden hat sich der Braunkohlensausschuß für eine Füllung mit Massen aus dem Tagebau Hambach ausgesprochen. Hierfür ist kein Wasser erforderlich und der Wiederanstieg des entleerten Gebirges wird sich aus der natürlichen Grundwasserneubildung über viele Jahrzehnte ergeben.

Sollte man jedoch zu einem späteren Zeitpunkt darauf zurückkommen, das Restloch als See zu gestalten, so besteht die Möglichkeit, den See aus der vorbeifließenden Rur zu befüllen. Bei einer Entnahme von 45 Mio m<sup>3</sup>/a aus der Rur und Füllung des entwässerten Gebirgsvolumens über den von Rheinbraun geplanten Restsee, wäre die Auffüllzeit auf ca. 25 Jahre zu verkürzen (gegenüber 60 Jahren ohne Ausgleichswasser).

Die Wasserqualität des Rurwassers im betreffenden Gewässerabschnitt wird im Gewässergütebericht des LWA in die Güteklasse I-II, also gering belastet, eingestuft. Man darf davon ausgehen, daß sich die Wasserqualität langfristig eher besser als schlechter entwickeln wird, so daß die Wasserentnahme aus der Rur als die richtige und geeignete Art der Wasserbeschaffung angesehen wird, zumal aufgrund der günstigen Höhenverhältnisse kein Pumpen erforderlich und auch auf Dauer eine Teildurchströmung des Sees möglich wäre.

In der Erft-Scholle wird der Grundwasserhaushalt zukünftig im wesentlichen durch die Sumpfung für den *Tagebau Hambach* bestimmt werden. Eine flächenhafte Ausweitung der Beeinflussungen über das heutige Maß ist nicht zu erwarten. Die Abbautätigkeit und parallel dazu die Sumpfung werden ab etwa 2038 zu Ende geführt werden. Nach Ende des Tagebaues ist die Heranführung von Rheinwasser zur Füllung des Restsees und schnelleren Wiederauffüllung des entwässerten Gebirges geplant.

Im Rahmen der Ersatzwassergestellung werden im Bereich der nördlichen und mittleren Erft-Scholle z. Z. ca. 12 Mio m<sup>3</sup>/a für die öffentliche Trinkwasserversorgung und weitere 12 Mio m<sup>3</sup>/a für die Industrie abgedeckt. Im südlichen Teil der Erft-Scholle wird sich die Grundwasserförderung zukünftig nur noch im Rahmen der natürlichen Regeneration bewegen.

Während der Dauer der Sumpfungmaßnahmen wird eine Teilwassermenge von z. Z. 30 Mio m<sup>3</sup>/a für die öffentliche Wasserversorgung der Städte Neuss und Düsseldorf vorgehalten.

Die Vorhaltung von Sumpfungswasser für Rheinbraun-Eigenbedarf für Kohleveredlungsanlagen und für Emissionsschutz wird max. 25 Mio m<sup>3</sup>/a betragen. Mit Beendigung des Bergbaues entfällt die weitere Vorhaltung.

Der Wasserbedarf der RWE-Kraftwerke wird zunächst ausschließlich mit Sumpfungswasser gedeckt. Mit rückläufiger Sumpfungswassermenge ist in zunehmendem Maße die Zufuhr von Rheinwasser vorgesehen.

Im Bereich der Erft-Scholle ist bisher und voraussichtlich auch bis zum Ende der Abbautätigkeit Tagebau Hambach kein Bedarf an Ausgleichswasser zum Erhalt schützenswerter Feuchtgebiete gegeben. Allerdings ist festgelegt, Sumpfungswasser aus der Erft-Scholle bis zu 14 Mio m<sup>3</sup>/a Feuchtgebieten und Bächen im Bereich der Kölner Scholle (Knechtstedener Graben, Nievenheimer Bruch, Rosellen etc.) im Rahmen des I. Nachtrages zur wasserrechtlichen Erlaubnis Tagebau Garzweiler (MURL-Konzept) zuzuführen.

Wie im Nordraum sind auch in der Erft-Scholle die Wiederauffüllung des entleerten Gebirgsvolumens und die Füllung des Restsees mit Fremdwasser vom Rhein vorgesehen. Ab etwa 2040 soll die Befüllung des Restsees beginnen. Das bisher geplante Seespiegelniveau von + 30 mNN wird sich bei Einleitung von durchschnittlich 270 Mio m<sup>3</sup>/a etwa im Jahre 2110 einstellen. Bei einer eventuellen Auffüllung bis zu einem höheren Seespiegelniveau würde sich dieser Zeitraum entsprechend verlängern. Das für die Befüllung benötigte Wasser soll zu Zeiten ausreichender Wasserführung und Wasserqualität des Rheins mit bis zu 20 m<sup>3</sup>/s der fließenden Welle entnommen werden.

Der Rhein verfügt ganzjährig über ausreichende Wassermengen (mittlerer Abfluß (MQ) ca. 2100 m<sup>3</sup>/s, mittlerer Niedrigwasserabfluß (MNQ) ca. 980 m<sup>3</sup>/s), so daß der beabsichtigten Entnahme von etwa 270 Mio m<sup>3</sup>/a, die im Mittel bei rd. 9 m<sup>3</sup>/s liegt, keine quantitativen Hemmnisse entgegenstehen.

### 3 Gesamtwasserbedarf aus dem Rhein

Zunächst wurden die Bereiche Tagebau Garzweiler II (Nordraum, Venloer Scholle), Tagebau Inden (Rur-Scholle) und Tagebau Hambach (Erft-Scholle) für sich betrachtet. Diese separate Betrachtungsweise der Teilgebiete ist aufgrund der hydrogeologischen Verhältnisse durchaus möglich.

Allen Teilbereichen gemeinsam ist die Notwendigkeit einer Fremdwasserversorgung, wenn auch der Bedarf zu recht unterschiedlichen Zeitpunkten einsetzen wird. Das Fremdwasser für die Erft-Scholle und Venloer Scholle soll vom Rhein übergeleitet werden. Um die Gesamtentnahmemenge darzustellen, wurde der Fremdwasserbedarf für die Teilbereiche Erft-Scholle und Venloer Scholle in *Anlage 4* gemeinsam dargestellt.

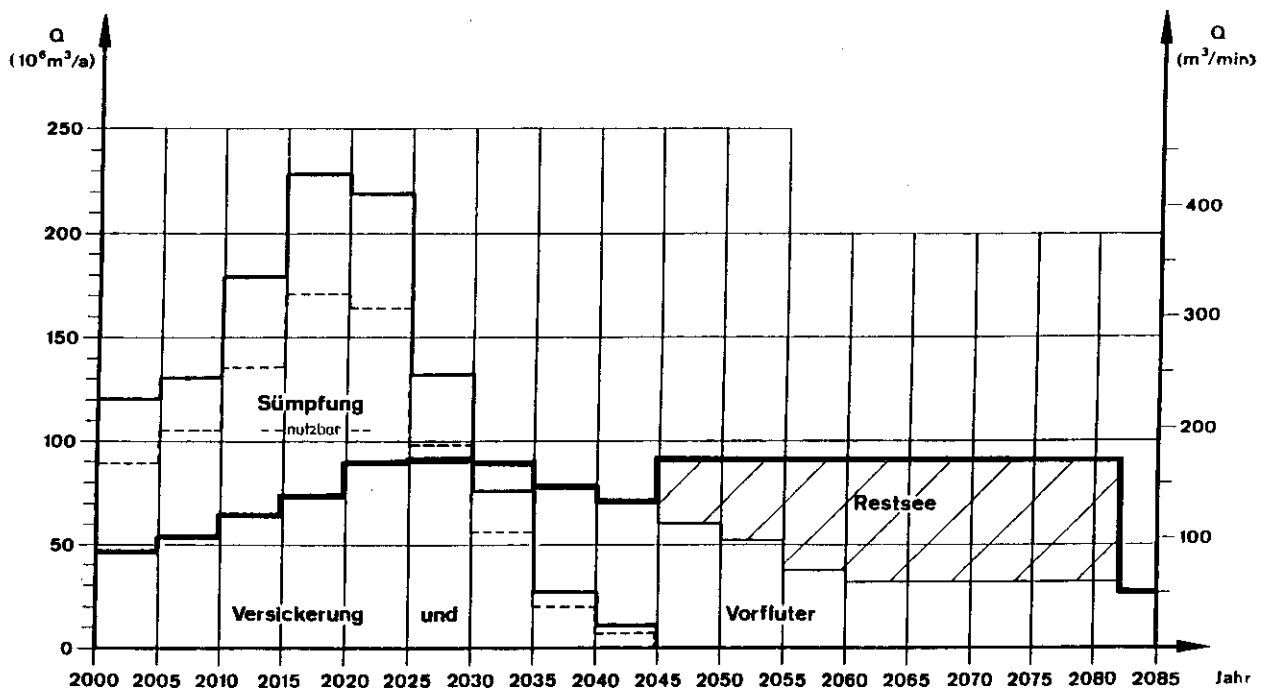
Demnach wird für die Zeit von 2045 bis 2085 die Entnahme von 360 Mio m<sup>3</sup>/a (Erft-Scholle 270 Mio m<sup>3</sup>/a, Venloer Scholle (Nordraum) 90 Mio m<sup>3</sup>/a) vorgesehen, entsprechend einer Menge von durchschnittlich ca. 12 m<sup>3</sup>/s. Auch in der Zeit, in der der Wasserbedarf für den Bereich Erft-Scholle und Venloer Scholle gemeinsam in maximaler Höhe mit Wasserentnahmen aus dem Rhein befriedigt werden soll, wird die Rheinwasserentnahme nicht mehr als rd. 1% des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) des Rheins betragen. Bei extremen Niedrigwassersituationen, die nur kurzzeitig auftreten, besteht zudem die Möglichkeit, die Entnahme aus dem Rhein zu reduzieren oder vorübergehend ganz abzustellen.

Hierdurch wird nicht nur ein ausreichender Wasserstand im Fluß erhalten, sondern es wird auch die Nutzung von höher mineralisiertem Wasser, wie es bei extremem Niedrigwasser auftreten kann, vermieden. Zu Zeiten einer über dem Mittel liegenden Wasserführung des Rheins kann die Minderung der Entnahme durch eine entsprechend höhere sekundliche Entnahme ausgeglichen werden.

Insgesamt zeigt die Untersuchung, daß nicht nur die Ersatzwasserversorgung sondern auch die Bereitstellung der Ausgleichswasser- und Restseefüllmengen im Revier langfristig – auch nach Tagebauende – sichergestellt sind.

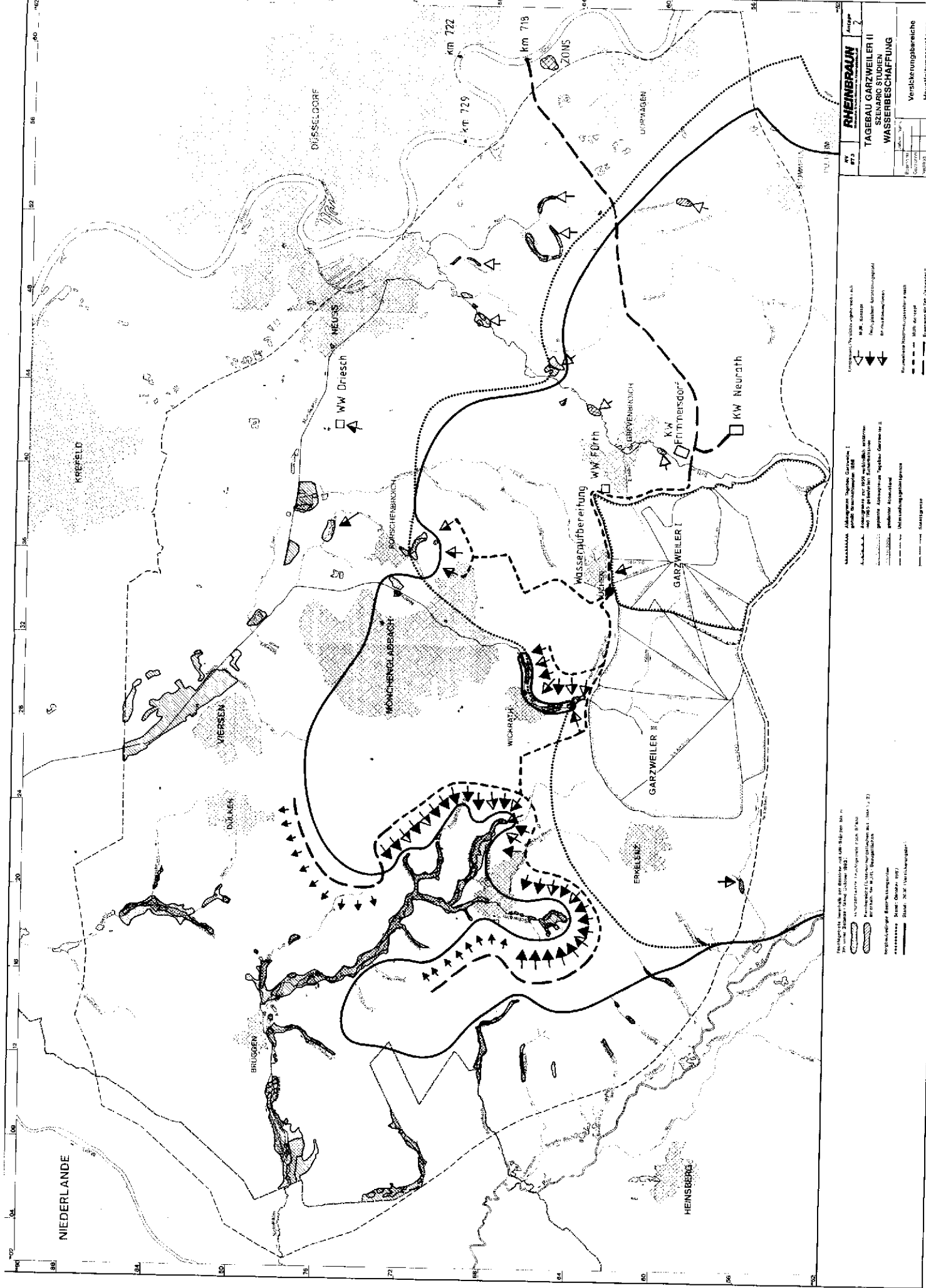
#### Anlagen

1. Wassermengenbilanz für Tagebau Garzweiler
2. Versickerungsbereiche/Hauptzuleitungssysteme
3. Wasserbeschaffenheit Versickerungswasser aus Sumpfung und Flußwasser des Rheins
4. Zeitliche Entwicklung der Gesamtwasserentnahme



Tagebau Garzweiler II – Wassermengenbilanz

Anlage 1



**RHEINBRAUN**  
Anger

**TAGEBAU GARZWEILER II**  
SZENARIO STUDIEN  
WASSERBESCHAFFUNG

1:10000 1:10000 1:10000

Veränderungsbereiche  
Hauptleitungssysteme

---

**Kontext:** / 1:50000 **W. 1:50000** A. 1:50000

**Legende:**

- [Symbol] Gewässerversorgung / Wasserversorgung
- [Symbol] Wasserreinigung
- [Symbol] Lagerbereich
- [Symbol] K.W. (Kühlwasser)
- [Symbol] Hauptleitungssystem
- [Symbol] Veränderungsbereich
- [Symbol] Hauptleitungssystem

**Abkürzungen:** / 1:50000 **W. 1:50000** A. 1:50000

**Legende:**

- [Symbol] Gewässerversorgung / Wasserversorgung
- [Symbol] Wasserreinigung
- [Symbol] Lagerbereich
- [Symbol] K.W. (Kühlwasser)
- [Symbol] Hauptleitungssystem
- [Symbol] Veränderungsbereich
- [Symbol] Hauptleitungssystem

**Abkürzungen:** / 1:50000 **W. 1:50000** A. 1:50000

**Legende:**

- [Symbol] Gewässerversorgung / Wasserversorgung
- [Symbol] Wasserreinigung
- [Symbol] Lagerbereich
- [Symbol] K.W. (Kühlwasser)
- [Symbol] Hauptleitungssystem
- [Symbol] Veränderungsbereich
- [Symbol] Hauptleitungssystem

Bezeichnung	Versickerungswasser aus Sumpfung	Rheinwasser bei Düsseldorf Mittelwerte 1987	Rhein-Memorandum 1986 (Anforderungen für Trinkwasser)	Versickerungswasser aus Flußwasser des Rheins im Jahr 2030
	1	21)	32)	41)
Temperatur °C	13 - 17	13,4	-	8 - 20
pH-Wert	6,5 - 7,5	7,6	-	7 - 8,0
Redox-Potential (Eh-Wert)	-	-	-	-
Leitfähigkeit µS/cm	600 - 700	771	700 - 1000	500 - 700
Ges. Härte mmol/1EQ	6,0 - 8,0	-	-	-
Ca-Härte mmol/1EQ	5,0 - 6,0	-	-	-
MG-Härte mmol/LEQ	1,0 - 2,0	-	-	-
Natrium mg/l	5,5 - 10,0	64	60 - 90	30 - 40
Kalium mg/l	2,0 - 3,0	5,6	-	3 - 4
Ammonium mg/l	0,1 - 0,3	0,39	0,2 - 1,5	0,1
Aluminium mg/l	0,02	-	-	-
Mangan mg/l	0,05	0,06	-	0,05
Kieselsäure mg/l	10 - 15	-	-	-
Fe-gelöst mg/l	0,1	-	-	0,1
Fe-gesamt mg/l	0,1	0,1	-	0,1
Säurekap. pH 4,3 mmol/l	4 - 6	2,2	-	2,2
Chlorid mg/l	15 - 30	111,3	100 - 150	50 - 100
Sulfat mg/l	40 - 100	61,1	100 - 150	50 - 70
Sulfid mg/l	-	-	-	-
Nitrat mg/l	0,5 - 10	3,43	25	0,1 - 1
Gesamt-Phosphat-P mg/l	0,03 - 0,1	0,32	-	0,03 - 0,1
Sauerstoff mg/l	7 - 9	9,4	-	6 - 12
CO <sub>2</sub> freie mg/l	20 - 50	-	-	-
DOC mg/l	0,4 - 0,7	4,82	4 - 8	1 - 3
AOX µg/l	-	60	50 - 100	5 - 15
CSB mg/l	-	15,8	10 - 20	5 - 10
BSB <sub>5</sub> mg/l	-	4,5	-	1 - 3

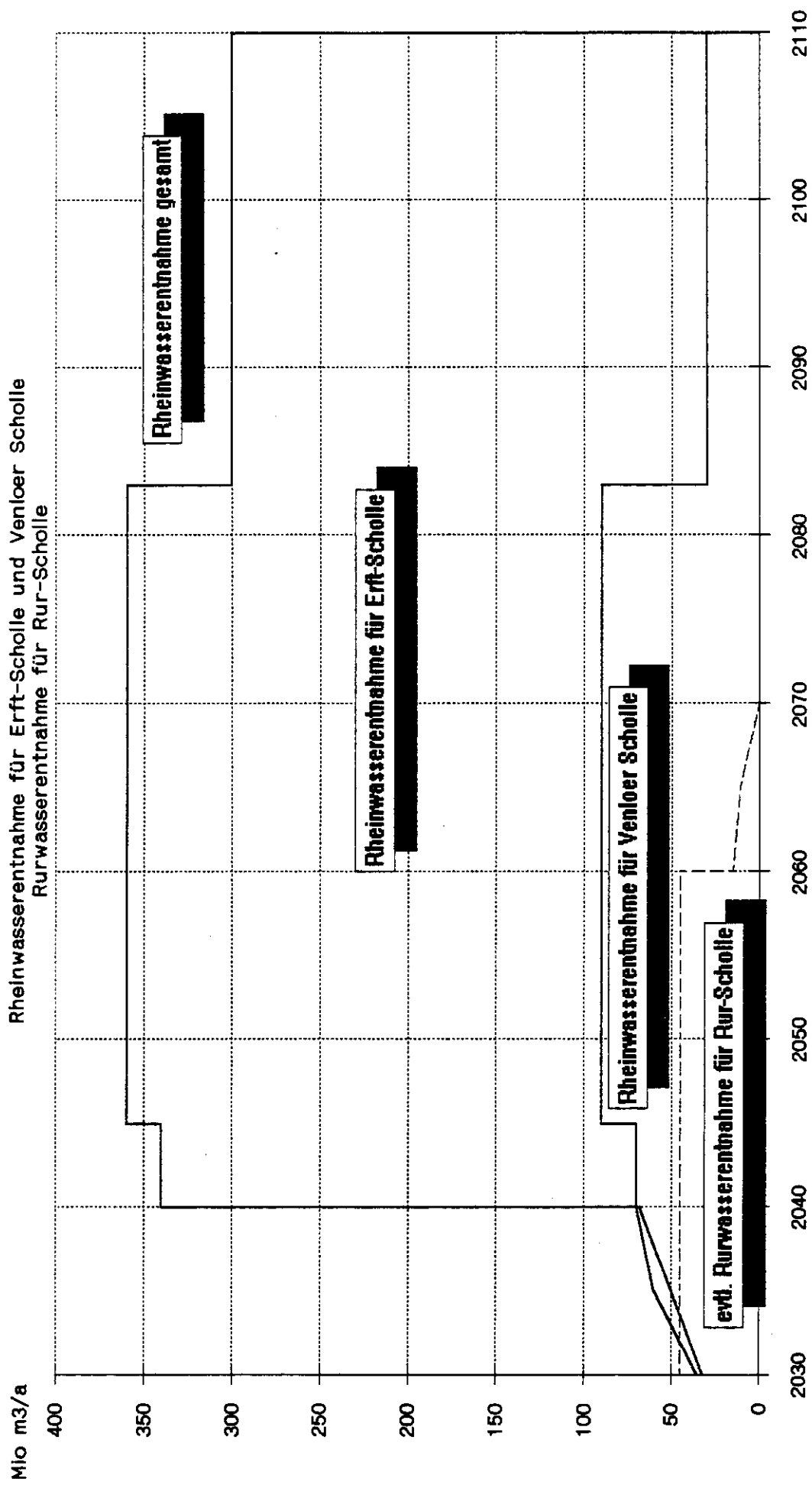
1) Quelle: LWA Düsseldorf

2) Quelle: Anforderungen an Flußwasser zur Trinkwasserversorgung, herausgegeben von Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet

**Wasserbeschaffenheit von Versickerungswasser aus Sumpfung und Flußwasser des Rheins**



**Szenario Wasserbeschaffung**



# Stellungnahme des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen zu „Szenario Studien Wasserbeschaffung für den Tagebau Garzweiler II“

In den Leitentscheidungen der Landesregierung zur künftigen Braunkohlepolitik vom September 1987 wurde der Bergbaubetriebende aufgefordert „langfristige Szenario-Studien mit denkbaren Alternativen der quantitativen und qualitativen Bereitstellung von Ersatz- und Ausgleichswasser (zu) entwickeln, die zugleich Aussagen über die Realisierbarkeit enthalten“.

Im Dezember 1988 wurde vom Bergbaubetriebenden die Szenario-Studie für den Tagebau Garzweiler II (Venloer Scholle) vorgelegt. Da aus wasserwirtschaftlicher Sicht eine Betrachtung für das gesamte Rheinische Braunkohlegebiet erforderlich ist, wurde diese Studie anschließend auf den Tagebau Hambach (Erftscholle) und den Tagebau Inden (Rurscholle) ausgedehnt.

Zur Sicherung der Wasserversorgung in dem durch Grundwasserabsenkung betroffenen Braunkohlegebiet ist der Bergbaubetriebende zu Ersatzmaßnahmen verpflichtet. In zunehmendem Maße ist auch die Lieferung von Ausgleichswasser zur Stützung der Grundwasserstände in den Feuchtgebieten und zur Erhaltung der Wasserführung in Fließgewässern erforderlich. Nach Tagebauende kommt ein erheblicher Wasserbedarf zur Füllung der Restlöcher und des entwässerten Porenraums der Lockergesteine hinzu. Dies hat zur Folge, daß etwa im Jahr 2030 der Zeitpunkt eintritt, bei dem der Bedarf an Ersatz- und Ausgleichswasser nicht mehr durch Sumpfungswasser gedeckt werden kann.

Der Einsatz von Fremdwasser in großem Umfang ist dann erforderlich. Nur der Rhein ist aufgrund seiner hohen und ausgeglichenen Wasserführung in der Lage, diese Wassermengen bereitzustellen. Folgerichtig wird in der Studie vom Bergbaubetriebenden vorgeschlagen, zur Fortführung der Versickerungsmaßnahmen in der Venloer Scholle und zur Befüllung des Restloches Garzweiler, Rheinwasser zu verwenden. Auch die zur gleichen Zeit einsetzende Befüllung des besonders großen Restraumes von Hambach und des stark entwässerten oberen Grundwasserleiters in der Erftscholle kann nur durch Rheinwasser erfolgen.

Lediglich in der Rurscholle, deren Grundwasserhaushalt durch den Tagebau Inden vergleichsweise gering beeinflußt wird, könnte grundsätzlich auch Rurwasser zur Restseefüllung eingesetzt werden. Allerdings nur für den Fall, daß man sich im Gegensatz zur derzeit gültigen Planung für einen Restsee Inden entscheiden sollte. Die für diesen Fall von dem Bergbaubetriebenden vorgesehene Entnahmemenge aus der Rur von 45 Mio. m<sup>3</sup>/a erscheint allerdings im Verhältnis zur Rurwasserführung zu hoch.

Zur Entnahme von Ausgleichs- und Ersatzwasser aus dem Rhein sind zwei Verfahren denkbar: Uferfiltrat durch ufernahe

Brunnen oder direkte Flußwasserentnahme. Bei der Uferfiltratentnahme wird die Reinigungswirkung bei der Bodenpassage genutzt, so daß der Aufwand bei der Wasseraufbereitung vermindert werden kann. Angesichts des hohen Bedarfs an Ausgleichswasser nach Tagebauende würden dafür allerdings sehr lange Rheinuferstrecken (mehr als 10 km) benötigt. Es ist deshalb wahrscheinlicher, daß der überwiegende Teil des Ausgleichswassers direkt aus dem Rhein entnommen wird. Die künftig zu erwartende weitere Verbesserung der Rheinwasserqualität könnte den Aufwand für die Wasseraufbereitung erheblich reduzieren.

In der vorliegenden Studie wird ein Szenario zur Wasserbeschaffung bis zum Jahr 2110 aufgezeigt. Dabei ist zu beachten, daß zu diesem Zeitpunkt die Restseen Garzweiler und Hambach längst nicht ihren endgültigen Wasserstand erreicht haben. Dadurch ist auch das Grundwasser in den Kippenbereichen und in den angrenzenden Grundwasserleitern noch nicht auf seinem endgültigen Stand angelangt. Insbesondere die tiefen Grundwasserstände in der Erftscholle führen dazu, daß entgegen der ursprünglichen Situation weiterhin Grundwasser aus den benachbarten Schollen, der Rurscholle und vor allem der Venloer Scholle zuströmt. Dies hat zur Folge, daß der Wasserspiegel des Restsees Garzweiler auch bei einer künstlichen Befüllung relativ langsam ansteigt und die Versickerungsmaßnahmen zum Schutz der Feuchtgebiete an der Niers und im Schwalmgebiet über sehr lange Zeiträume durchgeführt werden müssen. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht ist eine Befüllung der Restseen Hambach und Garzweiler über das Jahr 2110 hinaus bis zum Erreichen des endgültigen Wasserspiegels geboten.

Die Szenario-Studie Wasserbeschaffung geht von der Annahme aus, daß eine Beeinträchtigung der Grundwasserbeschaffenheit durch den Braunkohlenbergbau nicht auftritt. So wird beispielsweise angenommen, daß selbst Wasserwerke, die sich in unmittelbarer Nähe der Kippen befinden (z. B. das Wasserwerk Aldenhoven am Tagebau Inden oder das Wasserwerk Fürth am Tagebau Garzweiler I), ihre Wasserförderung beibehalten können. Aufgrund des Zwischenberichtes zur Untersuchung über die Auswirkungen der Abraumkippen des Braunkohlenbergbaus auf die Grundwasserbeschaffenheit ist anzunehmen, daß es ohne Gegenmaßnahmen langfristig zu einer Beeinträchtigung der Wasserversorgung durch Qualitätsveränderungen kommt. Das könnte zur Folge haben, daß auch aus Gründen der Wasserqualität der Bedarf an Ersatz- und Ausgleichswasser höher ist und länger anhält, als es in der Studie aufgezeigt wurde.

Durch die vorliegende Szenario-Studie sind Informationsdefizite deutlich geworden, die eine zuverlässigere Prognose über die wasserwirtschaftliche Situation nach Tagebauende nicht

zulassen: Zum einen fehlt bislang ein funktionstüchtiges Grundwassermodell für die Erftscholle, so daß dort die Prognosen über den Grundwasseranstieg, die Füllung des Restsees Hambach und die endgültigen Grundwasserstände sehr unsicher sind. Unter diesem Mangel leidet zum Teil auch die Prognosegenauigkeit der Modellrechnungen für die Rur- und die Venloer Scholle. Durch den Aufbau eines mehrschichtigen Grundwassermodells für die Erftscholle sollte mittelfristig dieser Unsicherheit begegnet werden.

Zum anderen können heute die hydrogeochemischen Vorgänge beim Eintritt von belastetem Kippenwasser in das unverritzte Gebirge bestenfalls qualitativ beschrieben werden. Eine quantitative Beschreibung ist aufgrund der vielfältigen und hochkomplexen hydro- und geochemisch ablaufenden Prozesse ohnehin sehr schwierig und muß zudem noch die zeitlich variablen Strömungsverhältnisse in der Wiederanstiegsphase und nach deren Beendigung berücksichtigen. Dieser für die langfristige Sicherung der Wasserversorgung wichtige Aspekt wird im Rahmen der Fortführung der Kippenuntersuchung verstärkt untersucht und sollte durch ein geochemisch gekoppeltes Stofftransportmodell präzisiert werden. Wenn die Ergebnisse dieser Untersuchungen vorliegen, sollte die Studie aktualisiert werden.

**Untersuchung**  
**zur Abdichtung zwischen**  
**Venloer Scholle und Erftscholle**  
**und**  
**Entwicklung einer künstlichen**  
**Grundwasserlandschaft im Bereich**  
**des Tagebaus Garzweiler I/II**

Verfasser:  
Rheinbraun AG

Datum: Dezember 1990

# Inhaltsverzeichnis

	Seite		
1	Zusammenfassung	325	
2	Einleitung	326	
2.1	Bisherige Untersuchungen	326	
2.1.1	Ökologisches Anforderungsprofil für den Tagebau Garzweiler II (Rheinbraun)	326	
2.1.2	Untersuchungsprogramm (MURL)	326	
2.2	Weitergehende Aufgabenstellung	326	
2.2.1	Allgemeines	326	
2.2.2	Untersuchung zur gezielten Abdichtung zwischen Venloer Scholle und Erftscholle	326	
2.2.3	Untersuchung zur gezielten Entwicklung einer künstlichen Grundwasserlandschaft	327	
3	Hydraulische Berechnungen	327	
3.1	Allgemeines	327	
3.2	Modellrechnungen des stationären Grundwasserzustandes	327	
3.2.1	Allgemeines	327	
3.2.2	Abdichtungen zwischen Venloer Scholle und Erftscholle sowie am Tagebaunordrand (Zwischenzustand)	327	
3.2.3	Entwicklung einer künstlichen Grundwasserlandschaft	329	
3.2.4	Alternativen zur künstlichen Grundwasserlandschaft (Endzustand)	330	
3.3	Ergebnis und Vorgaben für die bergbauplanerischen Untersuchungen	330	
3.3.1	Abstromreduzierung nach Süden	330	
3.3.2	Abstromreduzierung nach Norden	330	
3.3.3	Künstlicher Grundwasserleiter	331	
4	Herstellungsmöglichkeiten von Abdichtungen und eines künstlichen Grundwasserleiters	331	
4.1	Allgemeines	331	
4.2	Herstellungsmöglichkeiten von Abdichtungen	331	
4.2.1	Möglichkeiten zur Wiederherstellung der hydraulischen Wirksamkeit des Tagebausüdrandes		331
4.2.2	Herstellungsmöglichkeiten einer Nordrandabdichtung		332
4.3	Massenbedarf und Vorkommen geeigneter Abdichtungsmaterialien für den Tagebaunordrand		333
4.4	Herstellungsmöglichkeiten eines künstlichen Grundwasserleiters		333
4.5	Massenbedarf und Vorkommen geeigneter Materialien für den künstlichen Grundwasserleiter		333
4.6	Herstellungsausgaben		333
4.6.1	Ausgaben bei Wiederherstellung der hydraulischen Wirksamkeit des Tagebausüdrandes		333
4.6.2	Ausgaben für künstliche Grundwasserlandschaft		333
5	Abwägung der Ergebnisse und Lösungsvorschlag		333
6	Verzeichnis der Anlagen		334
7	Literaturhinweise		334

## 1 Zusammenfassung

Im Zusammenhang mit den Planungen für den Anschlußtagebau Garzweiler II legte Rheinbraun im August 1987 der Landesregierung das Ökologische Anforderungsprofil für den Tagebau Garzweiler II vor. Parallel zu den Planungsarbeiten Rheinbrauns veranlaßte der Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft das Untersuchungsprogramm Braunkohle, das mit der Vorlage der Dokumentation der Gutachten im September 1987 abgeschlossen wurde. In diesen Gutachten wurde u. a. eine hydraulische Sperre im Süden des Tagebaues Garzweiler sowie eine künstliche Grundwasserlandschaft, die sich aus einer Tagebaunordrandabdichtung und einem oberen künstlichen Grundwasserleiter zusammensetzt, vorgeschlagen.

In den Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlepolitik wurden diese Überlegungen wieder aufgegriffen, zu denen der Bergbautreibende Vorschläge vorlegen sollte. Beide Vorstellungen hat Rheinbraun auf die grundsätzliche wasserwirtschaftliche Wirksamkeit untersuchen lassen [6] sowie die technische Durchführbarkeit selbst untersucht [7].

Eine gezielte Abdichtung zwischen Venloer Scholle und Erftscholle wurde als hydraulische Sperre im Süden des Tagebaues Garzweiler I/II vor allem vor dem Hintergrund diskutiert, daß die Grundwasserstände in der Erftscholle sehr lange unter dem Niveau der Grundwasserstände in der Venloer Scholle (*Zwischenzustand*) liegen werden. Deshalb ging es um die Ermittlung des Grundwasserabstromes aus der Kippe in die nördliche Erftscholle. Nach Abwägung der verschiedenen Dichtungsvarianten und der theoretischen sowie praktischen Herstellungsmöglichkeiten ergibt sich, daß der planmäßige Abbau der Braunkohle ohne weitere Dichtungsmaßnahmen, die nicht zu realisieren wären, auch aus wasserwirtschaftlicher Sicht eine vertretbare Lösung ist.

Hierbei wird der Restseewasserspiegel bei rd. + 21 mNN liegen, der Abstrom in die Erftscholle rd. 59 Mio. m<sup>3</sup>/a sowie die erforderlichen Versickerungsmengen an Schwalm und Niers rd. 18 Mio. m<sup>3</sup>/a betragen.

Wenn der langfristige Grundwasseranstieg in der nördlichen Erftscholle abgeschlossen ist, wird auch im Kippenbereich Garzweiler der *Endzustand* erreicht. Hierbei ist davon auszugehen, daß die Grundwasserstände in der nördlichen Erftscholle bis auf rd. 10 m unter das 1955er Niveau angestiegen sind. In diesem stabilen Endzustand bilden sich im Kippenkörper Grundwasserscheiden aus, von denen das in die Kippe einsickernde Niederschlagswasser unterirdisch nach Osten zur Erft und nach Norden in den angrenzenden Wasserwirtschaftsraum abfließt. Dabei ist die Menge der in den Nordraum abfließenden Kippen-Regenerationswässer schon ohne besondere Maßnahmen mit ca. 6 Mio. m<sup>3</sup>/a verhältnismäßig gering.

Entsprechend der Aufgabenstellung wurde untersucht, ob und wie weit dieser Abstrom in den Nordraum durch eine künstliche Grundwasserlandschaft verringert werden kann. Zunächst konnte ermittelt werden, wie sich eine Tagebaunordrandabdichtung auswirkt. Die Grundwassermodellberechnung ergab, daß bei einer 10 m starken Abdichtung mit einem  $k_f$ -Wert von  $1 \times 10^{-7}$  m/s sich der Abstrom auf ca. 2,5 Mio. m<sup>3</sup>/a etwa halbiert. Eine weitere Verbesserung der Abdichtung auf  $k_f = 1 \times 10^{-8}$  m/s führte zu einer weiteren Verminderung des Abstromes auf rd. 0,5 Mio. m<sup>3</sup>/a.

Die technische Durchführbarkeit einer Nordrandabdichtung wurde intensiv untersucht. Es ergaben sich zwei denkbare Alternativen:

- Schüttung einer 10 m starken Dichtungsschicht mit Absetzern,

- Erdbautechnischer Einbau einer 1 m starken Abdichtung mit 10 mal geringerer Durchlässigkeit.

Eine Dichtungsschüttung mit Absetzern würde ganz erhebliche Einschränkungen des Tagebaubetriebes mit sich bringen. Insbesondere würde die notwendige Vergrößerung des betriebsoffenen Raumes eine wesentlich erhöhte Landinanspruchnahme und eine Innenkippenüberhöhung erforderlich machen. Darüber hinaus wäre im Tagebau nur weniger als die Hälfte des notwendigen Dichtungsmaterials vorhanden. Ein erdbautechnischer Einbau läßt sich in der Praxis nicht realisieren, da bei extremen Witterungsverhältnissen ein vorlaufender Einbau der Dichtung nicht möglich ist und damit zeitweise auch der ganze Tagebau zum Stillstand kommen würde.

Als weiterer Teil der künstlichen Grundwasserlandschaft wurde auch die Erstellung eines oberen Grundwasserleiters aus gut durchlässigem und schwefelarmem Material betrachtet. Das Ziel hierbei ist, daß das Kippen-Regenerationswasser möglichst unbelastet in dieser Schicht abströmen kann. Es zeigte sich, daß die anstehenden schwefelarmen Sand- und Kiesmassen den Bedarf nicht kontinuierlich und ab 2020 überhaupt nicht decken können.

Damit wird die technische Machbarkeit der künstlichen Grundwasserlandschaft insgesamt als unrealistisch angesehen. Rein hypothetisch wurden dennoch die erforderlichen Ausgaben für die Dichtschüttung und den künstlichen Grundwasserleiter ermittelt.

Die Berechnungen ergaben für die Erstellung der künstlichen Grundwasserlandschaft Ausgaben in einer Größenordnung von 2,3 Mrd. DM. Zusätzliche Belastungen in dieser Größenordnung würden die Wirtschaftlichkeit des ganzen Tagebauvorhabens in Frage stellen.

Die äußerst kritische Beurteilung der technischen Machbarkeit zusammen mit der extremen Höhe der hypothetischen Ausgaben führt insbesondere gegenüber dem verhältnismäßig unbefriedigenden wasserwirtschaftlichen Nutzen als Gesamtergebnis zu der Schlußfolgerung, daß eine künstliche Grundwasserlandschaft nach dem vorgegebenen Konzept keine Lösung zur Minderung des Kippenwasserabstromes in den Nordraum ist.

Dennoch sollte im Bereich und oberhalb des Endgrundwasserspiegels – soweit möglich – schwefelarmes, gut durchlässiges Material – soweit vorhanden – nördlich der Kippenwasserscheiden verkippt werden.

Da die vorgenannten Konzepte keine Lösung zur Minimierung des Kippenwasserabstromes in den Nordraum sind, wurden auch andere Lösungsmöglichkeiten betrachtet. Mit dem Grundwassermodell konnte berechnet werden, wie sich eine Absenkung des Restseewasserspiegels im Zusammenwirken mit Brunnen am Nordrand des Abbaufeldes auf den Abstrom auswirken. Schon eine Absenkung des Seewasserspiegels um einige Meter verursacht eine Verschiebung der Wasserscheiden in Richtung auf den Tagebaunordrand und mindert damit den Abstrom nach Norden. Würde man mit Erreichen des Endzustands zusätzlich etwa 5 Mio. m<sup>3</sup>/a aus Brunnen fördern, so könnte ein Kippenwasserabstrom ganz verhindert werden.

Es wird daher vorgeschlagen, den Wasserspiegel des Restsees auf + 63,5 m NN einzurichten und soweit erforderlich, einige Brunnen am Nordrand des Tagebaues Garzweiler I/II vorzusehen, damit auch für die endgültigen Grundwasserhältnisse ein Abstrom von Kippenwasser in den Norden des Braunkohlenrevieres weitestgehend verhindert wird.

## 2 Einleitung

### 2.1 Bisherige Untersuchungen

#### 2.1.1 Ökologisches Anforderungsprofil für den Tagebau Garzweiler II (Rheinbraun)

Im August 1987 legte Rheinbraun u. a. der Landesregierung das „Ökologische Anforderungsprofil für den Tagebau Garzweiler II“ [1] vor. In dieser Ausarbeitung wurden umfangreiche Angaben zu den wasserwirtschaftlichen Maßnahmen, die mit diesem Tagebauprojekt geplant sind, gemacht. Bezüglich einer hydraulischen Sperre im Süden wurde die heutige „Dichtheit“ des südlichen Störungssystems bei den Berechnungen unterstellt. Dies bedeutet, daß bei einer Abaggerung auch von nur Teilen des Störungssystems die heutige „Dichtheit“ durch geeignete Maßnahmen wiederhergestellt wird.

Die Berechnung wurde für den *Zwischenzustand*, bei dem ein langfristiger Grundwasserstand in der nördlichen Erftscholle von -90 m aufgrund der Bergbautätigkeit in der Erftscholle vorausgesetzt wurde, durchgeführt. Bei diesem Zwischenzustand sind der Restsee und das umliegende Gebirge im Nordraum bzw. die Kippe bereits wieder soweit aufgefüllt, bis sich ein stationärer Fließzustand eingestellt hat. Dabei fließt das Grundwasser aus dem ehemaligen Tagebaubereich nach Süden ab. Es ergibt sich ein Restseewasserspiegel von rd. + 22 m NN. Die zur weiteren Erhaltung der Feuchtgebiete an Schwalm und Niers notwendigen Versickerungswassermengen belaufen sich auf rd. 20 Mio. m<sup>3</sup>/a.

Es wurde auch der *Endzustand*, der sich nach Beendigung der Bergbautätigkeit in der Erftscholle und erfolgtem Grundwasserwiederanstieg in der nördlichen Erftscholle auf ein Niveau von etwa 10 m unter dem Grundwasserstand von 1955 einstellen wird, berechnet. Die Grundwasserfließrichtung findet bei diesem Zustand aus der Kippe nach Norden statt. Als besondere planerische und wasserwirtschaftliche Maßnahme im Kippenbereich wurde die Lage des Restsees mit einer Überlaufschwelle bei + 67 m NN zur Niers vorgesehen.

Für diesen Restseewasserspiegel im Endzustand ergab die Berechnung, daß die Versickerungen an Schwalm und Niers nicht mehr erforderlich sind.

#### 2.1.2 Untersuchungsprogramm Braunkohle (MURL)

Im September 1987 legte der Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft die Dokumentation der Ergebnisse des „Untersuchungsprogrammes Braunkohle“ vor. Zu diesem Programm gehört auch das Gutachten „Untersuchung zu den Folgen für den Wasserhaushalt nach Tagebauende“ von Noga/Wallbraun. Die Gutachter schlagen u. a. vor, daß „zur Sicherung des Schwalm-Nette-Gebietes bei der Anlage des Restsees Garzweiler II eine Seewasserspiegelhöhe geplant werden sollte, die der ehemals natürlichen Grundwasseroberfläche entspricht“ (S. 146, 4. Absatz [2]).

Für den Zwischenzustand, wie oben angegeben, würde dies eine umfangreiche hydraulische Sperre im Süden des Tagebaues Garzweiler II sowie eine erhebliche ständige Einspeisung von Wasser in den Restsee bedeuten.

Weiterhin schlagen die Gutachter vor, einen künstlichen oberen Grundwasserleiter in Verbindung mit einer Abdichtung zum unverritzten Gebirge, also eine künstliche Grundwasserlandschaft, zu schaffen. Auf diese Weise könnten langfristig im oberen Grundwasserleiter natürliche Verhältnisse entstehen (S. 145 Ziff. A 3.1.1 [2]).

Diese von den Gutachtern vorgeschlagenen Maßnahmen kämen für den Endzustand in Frage.

### 2.2 Weitergehende Aufgabenstellung

#### 2.1.1 Allgemeines

Aufgrund der bisher vorgelegten Gutachten und Ausarbeitungen im Zusammenhang mit den Planungen für den Anschlußtagebau Garzweiler II wird in den Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlepolitik die Idee einer hydraulischen Sperre im Süden des Tagebaues Garzweiler II vorgetragen. Im einzelnen heißt es (Ziff. 6.3, letzter Absatz auf S. 15 [3]):

„Unter langfristigen Aspekten muß auch die Frage der hydraulischen Sperre zwischen der Venloer Scholle und den angrenzenden Schollen mit besonderer Sensibilität behandelt werden. Eine sehr langfristige Abhängigkeit von Grundwasserständen in der Venloer Scholle von möglichen Abbaumaßnahmen in der Erftscholle ist nicht erwünscht. Deshalb sollte der Bergbautreibende Varianten entwickeln, wie entweder beim Abbau eines möglichen Tagebaues Garzweiler II vorhandene Trennschichten erhalten bleiben können oder im Zuge der Verkipfung neue Trennzonen geschaffen werden können.“

In diesem Zusammenhang wurde festgelegt, daß der Bergbautreibende federführend eine Diskussionsgrundlage erstellen soll, in der die Möglichkeiten und Grenzen solcher Dichtungsmaßnahmen aufgezeigt werden. Darüber hinaus soll die Diskussionsgrundlage Angaben darüber enthalten, wie hoch der gewinnbare Kohlevorrat in dem besonders kritischen Bereich zwischen Venloer Scholle und Erftscholle ist (Südteil des Tagebaues Garzweiler II).

Weiterhin wird in den Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlepolitik die Idee einer künstlichen Grundwasserlandschaft im abgebauten Bereich vorgetragen. Im einzelnen heißt es (Ziff. 6.3, vorletzter Absatz auf S. 15 [3]):

„Daneben sollte der Bergbautreibende Vorschläge vorlegen, wie im Bereich der Rekultivierung auch Grundwasserlandschaften neu gestaltet werden können. Zumindest für ein erstes Grundwasserstockwerk erscheint diese Forderung für die Zeit nach Tagebauende von erheblichem Gewicht.“

Auch diese Fragestellung soll vom Bergbautreibenden federführend bearbeitet werden. Es soll eine Diskussionsgrundlage erstellt werden.

Ausgangspunkt für die Aufgabenstellung sind die zwei Phasen zukünftiger Grundwasserstände, ein langfristiger Zwischenzustand und der Endzustand.

Die Aufgabe besteht nun darin, eine gezielte Abdichtung zur Erftscholle zu betrachten sowie künstliche Grundwasserlandschaften zu untersuchen.

#### 2.2.2 Untersuchung zur gezielten Abdichtung zwischen Venloer Scholle und Erftscholle

Ausgangspunkt der Überlegungen ist es, „eine möglichst große Eigenständigkeit der Wiederherstellung der Grundwasserverhältnisse in der Venloer Scholle zu erreichen“ (Ziff. 3.1.2, letzter Absatz [3]). Diese Frage wird vor allem vor dem Hintergrund, daß in der Erftscholle die Grundwasserstände sehr lange unter dem Niveau der Grundwasserstände der Venloer Scholle (Zwischenzustand) liegen werden, diskutiert. Es geht somit um eine Grundwasserstromreduzierung von der Venloer Scholle zur Erftscholle.

Um dieses Ziel zu erreichen, werden die wasserwirtschaftlichen Auswirkungen und Herstellungsmöglichkeiten einer hydraulischen Sperre sowohl im Süden als auch im Norden des Tagebaues Garzweiler I/II untersucht.

Daneben werden Alternativmaßnahmen in die Diskussion mit einbezogen. Letztendlich werden die Vor- und Nachteile abgewogen und ein konkreter Lösungsvorschlag vorgestellt.

Abschließend wird angegeben, wie hoch der gewinnbare Kohlevorrat in dem Bereich ist, der stehen bleiben müßte, um die ermittelte heutige hydraulische Sperre ohne andere Maßnahmen zu erhalten.

### 2.2.3 Untersuchung zur gezielten Entwicklung einer künstlichen Grundwasserlandschaft

Die Untersuchung befaßt sich damit, ob und wie ein künstlicher oberer Grundwasserleiter in Verbindung mit einer Abdichtung zwischen Kippe und unverritztem Gebirge geschaffen werden kann. Die Kombination dieser Maßnahmen wird als künstliche Grundwasserlandschaft bezeichnet.

Diese künstliche Grundwasserlandschaft wird unter dem Gesichtspunkt der Minimierung der Belastung aus der Kippe für die den Abbau umgebenden Grundwasserleiter betrachtet. Die Abdichtung hätte die Aufgabe, den im Kippenbereich mit durchschnittlichem Abraum höher belasteten Kippenwasserabstrom zu reduzieren. Daneben würde der obere künstliche Grundwasserleiter, der aus Abraum mit möglichst geringem Schwefelanteil hergestellt werden würde, die nördlich der Grundwasserscheide im Kippenbereich anfallende Grundwasserneubildung entsprechend gering belastet nach Norden abführen. Diese Frage wird für den Endzustand diskutiert.

Im einzelnen handelt es sich um Untersuchungen

- der Wirksamkeit einer hydraulischen Sperre am Tagebaunordrand,
- der theoretischen und praktischen Herstellungsmöglichkeiten der Dichtung,
- der Bemessung des oberen Grundwasserleiters und Klärung der Materialfrage.

Ergänzend werden Alternativen aufgezeigt und die Vor- und Nachteile abgewogen sowie ein konkreter Lösungsvorschlag vorgestellt.

## 3 Hydraulische Berechnungen

### 3.1 Allgemeines

Zur Berechnung der großräumigen Wirkung von hydraulischen Sperren sowie der Endgrundwasserstände in der Venloer Scholle wurde das im Zusammenhang mit dem „Ökologischen Anforderungsprofil für den Tagebau Garzweiler II“ vorgelegte, nach Süden erweiterte Zweischichten-Grundwassermodell für das Hangendgrundwasserstockwerk im nördlichen Braunkohlenrevier ([1], Anhang 4) eingesetzt. Dieses Modell wurde 1988 aufgrund weiterer Erkenntnisse systematisch überarbeitet und in dem Modellbericht „Zweischichten-Grundwassermodell für das Hangendgrundwasserstockwerk im nördlichen Braunkohlenrevier – Zwischen- und Endzustände nach Tagebauende –“ [6] dokumentiert.

Mit diesem Grundwassermodell wurde der Südrand der Tagebaue Garzweiler

1. mit der sich nach geplantem Abbau einstellenden hydraulischen Wirksamkeit (Variante S1/Z),
2. mit der heutigen hydraulischen Wirksamkeit (Variante S2/Z) und
3. mit einer Abdichtung mit  $k_f = 1 \times 10^{-8}$  m/s bei 10 m Mächtigkeit (Variante S3/Z)

für den Zwischenzustand gerechnet.

Daneben wurden Berechnungen ohne Abdichtung (Variante N1) und mit Abdichtungen ( $k_f = 1 \times 10^{-7}$  m/s (Variante N2)

sowie  $k_f = 1 \times 10^{-8}$  m/s (Variante N3) und jeweils 10 m mächtig) am Tagebaunordrand sowohl für den Zwischen- als auch für den Endzustand durchgeführt. Die bisher geplante Abbauführung [1] wurde als gegeben vorausgesetzt.

Ferner wurden Rechnungen zur Minimierung des Kippenwasserabstromes über die Veränderung des Restseewasserspiegelniveaus und Kippenrandbrunnen (Variante N4/E) sowie mit einer Brunnenreihe am Kippenrand (Variante N5/E) durchgeführt.

Die Modellbeschreibung und die Ergebnisse der Berechnungen sind in dem o. g. Modellbericht [6] im einzelnen dargestellt. Im folgenden werden hieraus die wichtigsten Punkte aufgegriffen.

### 3.2 Modellrechnungen des stationären Grundwasserzustandes

#### 3.2.1 Allgemeines

Die Modellrechnungen wurden mit dem bis in die Erftscholle erweiterten und überarbeiteten Grundwassermodell der Venloer Scholle (s. Ziff. 3.1) stationär durchgeführt. Das Modellgebiet ist im Lageplan, *Anlage 1*, dargestellt.

Dieses Grundwassermodell entspricht dem Zweischichtengrundwassermodell für das Hangendgrundwasserstockwerk unter Einbeziehung des Liegendgrundwasserleiters südlich der Linie Grevenbroich – nördlicher Tagebaurand – Erkelenz – Kleingladbach sowie einer Modellerweiterung bis in den Raum Röttingen-Beidburg. Hierdurch ist es möglich, die Wechselwirkungen zwischen dem Hangend- und dem Liegendgrundwasserleiter nach Ende des Tagebaues Garzweiler I/II, zwischen der Venloer Scholle und der Erftscholle sowie die Gesamtdurchlässigkeit des Störungssystems am südlichen Tagebaurandbereich in der Modelleichung, die instationär über den Zeitraum 1970 bis 1982 erfolgte, zu erfassen.

Aus der Eichung dieses Systems ergeben sich im Störungssystem am südlichen Tagebaurandbereich im Hangenden Abdichtungsfaktoren von 0,70 bis 0,98, was  $k_f$ -Werten von  $9 \times 10^{-6}$  m/s bis  $3 \times 10^{-7}$  m/s entspricht (*Anlage 2*), wenn man unterstellt, daß die Staffelbrüche eine Zone von 100 m Breite einnehmen.

Die im südlichen Randbereich des Tagebaues Garzweiler II im Hangenden vorhandene hydraulische Wirkung ließe sich wiederherstellen, wenn nach erfolgtem planmäßigem Abbau der teilweise abgebagerte südliche Tagebaurandbereich mit dem Störungssystem durch Aufbringen einer Dichtschüttung von 10 m Mächtigkeit und  $k_f$ -Werten von  $1 \times 10^{-7}$  m/s bis  $4 \times 10^{-8}$  m/s oder einer erdbautechnischen Dichtung von 1 m Mächtigkeit mit entsprechend kleineren  $k_f$ -Werten bis auf ein Niveau von + 29 m NN stehen zu lassen, so daß die im Modell unterstellte ursprüngliche Dichtigkeit erhalten bleibt. Dieses bedeutet, daß die Kohle in diesem Bereich nicht vollständig abgebaut werden kann.

Im Bereich der schützenswerten Feuchtgebiete wurden die Grundwasserstände auf 1983er Grundwasserstandsniveau gehalten, um die jeweils erforderlichen Versickerungsmengen zu ermitteln.

#### 3.2.2 Abdichtungen zwischen Venloer Scholle und Erftscholle sowie am Tagebaunordrand (Zwischenzustand)

Bei der Darstellung der Ergebnisse werden die Hangend- und Liegendabströme in die Erftscholle als Summe angegeben. Es



fließen in den Fällen S1/Z und S2/Z jeweils  $\frac{2}{3}$  im Hangenden und etwa  $\frac{1}{3}$  im Liegenden ab. Im Fall S3/Z sind es im Hangenden  $\frac{1}{4}$  und im Liegenden  $\frac{3}{4}$ .

- Abdichtung zwischen Venloer Scholle und Erftscholle (Zwischenzustand)

Zur Beurteilung der Wirkung einer Abdichtung zwischen Venloer Scholle und Erftscholle wurden 3 Varianten mit verschiedenen Durchlässigkeiten gerechnet, wobei jeweils am Tagebaunordrand keine Abdichtung (N1/Z) unterstellt wurde. Es wurden mögliche Abdichtungen im Hangenden der Kohle betrachtet.

*Variante S1/Z: keine Maßnahmen am Tagebausüdrand (Anlage 4)*

Bei dieser Variante wird der planmäßige Abbau ohne besondere Maßnahmen am Tagebausüdrand unterstellt. Die Modellrechnung zeigt, daß 12,7 Mio. m<sup>3</sup>/a an der Schwalmaue und 5,2 Mio. m<sup>3</sup>/a an der Niersaue zu versickern sind. Der Restseewasserspiegel wird sich bei + 21,2 mNN einstellen und der Abstrom in die Erftscholle bei 58,8 Mio. m<sup>3</sup>/a liegen.

*Variante S2/Z: heutige hydraulische Wirksamkeit am Tagebausüdrand (Anlage 5)*

Bei dieser Variante wird nach planmäßigem Abbau im südlichen Randbereich des Tagebaues Garzweiler II bis zu einem Niveau von + 29 mNN eine Dichtschüttung von 10 m Mächtigkeit und  $k_f$ -Werten von  $1 \times 10^{-7}$  m/s bis  $4 \times 10^{-8}$  m/s oder eine erdbautechnische Dichtung von 1 m Mächtigkeit mit  $k_f$ -Werten von  $1 \times 10^{-8}$  m/s bis  $4 \times 10^{-9}$  m/s aufgebracht, so daß in diesem Bereich die heutige hydraulische Wirksamkeit des Störungssystems am südlichen Tagebaurand wiederhergestellt wird. Dieses wird zwischen den Koordinatenrechtswerten 27 000 und 30 000 erforderlich sein.

Eine vergleichbare Wirkung läßt sich anstelle einer entsprechenden Dichtung auch durch das Stehenlassen eines Kohle- und Abraumblockes am Tagebausüdrand in dem Maße, daß das Störungssystem am südlichen Tagebaurand bis zu einem Niveau von etwa 29 mNN erhalten bleibt, erreichen (Anlage 3).

Anhand dieser Modellrechnung ergeben sich Versickerungsmengen von 11,8 Mio. m<sup>3</sup>/a an der Schwalmaue und 4,6 Mio. m<sup>3</sup>/a an der Niersaue. Der Restwasserseespiegel wird sich bei + 25,8 m NN einstellen und der Abstrom in die Erftscholle bei 55,5 Mio. m<sup>3</sup>/a liegen.

*Variante S3/Z: Abdichtung am Tagebausüdrand (Anlage 6)*

Am Tagebausüdrand wird in der Modellrechnung eine Abdichtung mit  $k_f = 1 \times 10^{-8}$  m/s und 10 m Mächtigkeit vorgesehen. Dies entspricht hydraulisch auch einer Abdichtung mit  $k_f = 1 \times 10^{-9}$  m/s und 1 m Mächtigkeit bzw. einem  $k_f$ -Wert von  $1 \times 10^{-6}$  m/s und 1000 m Mächtigkeit.

Durch diese Abdichtung ( $k_f = 1 \times 10^{-8}$  m/s und 10 m Mächtigkeit) wird die hydraulische Wirksamkeit des Störungssystems am südlichen Tagebaurand teilweise um eine Dekade gegenüber der heutigen Wirksamkeit verbessert.

An der Schwalmaue sind bei dieser Variante 9,6 Mio. m<sup>3</sup>/a und an der Niersaue 3,3 Mio. m<sup>3</sup>/a zu versickern. Der Restseewasserspiegel wird bei + 38,3 mNN liegen und der Abstrom in die Erftscholle 49,6 Mio. m<sup>3</sup>/a betragen.

Der Vergleich der Ergebnisse zeigt hinsichtlich der notwendigen Versickerungsmenge an der Schwalmaue und der Niersaue

sowie hinsichtlich der Abflußmenge in die Erftscholle Unterschiede in geringem Umfang. Dieses ist darin begründet, daß eine Dichtschüttung bzw. Dichtung über die Kontaktfläche zum Liegendgrundwasserleiter im Abbaubereich und über den Kippenbereich des Tagesbaues Garzweiler I aufgrund der Naturgesetze teilweise umströmt wird.

#### Vergleich der Varianten

Variante	Maßnahmen Südrand	WSP m NN Restsee	Versickerung Mio m <sup>3</sup> /a		Abfluß Mio m <sup>3</sup> /a zur Erftscholle
			Schwalm	Niers	
S1/Z	keine	+ 21,2	12,7	5,2	58,8
S2/Z	heutige Durchlässigkeit	+ 25,8	11,8	4,6	55,5
S3/Z	10 m/10 <sup>-8</sup> m/s	+ 38,3	9,6	3,3	49,6

Daneben kann der Seewasserspiegel durch die Erhaltung bzw. ersatzweise Wiederherstellung der heutigen hydraulischen Wirksamkeit des Störungssystems am südlichen Tagebaurand von NN + 21,2 m auf + 25,8 mNN geringfügig angehoben und der Abstrom in die Erftscholle um rd. 3 Mio. m<sup>3</sup>/a vermindert werden.

Eine weitere Anhebung des Seewasserspiegels mit einer verbesserten Abdichtung (Variante S3/Z) ist nur in begrenztem Umfang aufgrund der oben erwähnten Kontaktfläche zum Liegendgrundwasserleiter im Abbaubereich und der Umströmung über den Kippenbereich des Tagesbaues Garzweiler I möglich. Ähnlich ist die Situation bei der Abstromreduzierung in die Erftscholle.

- Abdichtungen am Tagebaunordrand (Zwischenzustand)

Zur Beurteilung der Wirkung von Abdichtungen am nördlichen und westlichen Tagebaurand von Gubberath bis Lövenich (Anlage 1) im Hangenden der Kohle hinsichtlich einer Abstromreduzierung von der Venloer Scholle in die Erftscholle wurden 3 Varianten gerechnet und dabei jeweils die heutige hydraulische Wirksamkeit des Störungssystems am südlichen Tagebaurand unterstellt (Variante S2).

*Variante N1/Z: keine Abdichtung (Anlage 5)*

Diese Variante entspricht der Variante S2/Z, bei der am Tagebaunordrand keine Abdichtung und am Tagebausüdrand die heutige hydraulische Wirksamkeit des Störungssystems berücksichtigt wurde.

*Variante N2/Z: Abdichtung mit  $k_f = 1 \times 10^{-7}$  m/s und 10 m mächtig (Anlage 7)*

Bei dieser Variante wird eine Abdichtung am nördlichen und westlichen Tagebaurand von Flöz Morken bis zur Geländeoberfläche unterstellt. Die Modellrechnung zeigt, daß die Versickerungsmenge an der Schwalmaue bei 10,4 Mio. m<sup>3</sup>/a und an der Niersaue bei 3,4 Mio. m<sup>3</sup>/a liegt. Der Restseewasserspiegel liegt bei + 18,7 mNN und der Abstrom in die Erftscholle beträgt 52,1 Mio. m<sup>3</sup>/a.

*Variante N3/Z: Abdichtung mit  $k_f = 1 \times 10^{-8}$  m/s und 10 m mächtig (Anlage 8)*

Mit dieser verbesserten, in der Modellrechnung vorgesehenen Abdichtung, die vom Aufbau her der Variante N2/Z entspricht, reduziert sich die Versickerungsmenge an der Schwalmaue auf 7,5 Mio. m<sup>3</sup>/a und an der Niersaue auf 2,5 Mio. m<sup>3</sup>/a. Der Restseewasserspiegel fällt auf + 8,1 mNN und der Abstrom in die Erftscholle geht auf 47,1 Mio. m<sup>3</sup>/a zurück.

## Vergleich der Varianten

Variante	Maßnahmen Nordrand	WSP m NN Restsee	Versickerung Mio m <sup>3</sup> /a		Abfluß Mio m <sup>3</sup> /a zur Erftscholke
			Schwalm	Niers	
N1/Z	heutige Durchlässigkeit	+ 25,8	11,8	4,6	55,5
N2/Z	10 m/10 <sup>-7</sup> m/s	+ 18,7	10,4	3,4	52,1
N3/Z	10 m/10 <sup>-8</sup> m/s	+ 8,1	7,5	2,5	47,1

Durch das Einbringen einer Dichtschüttung bzw. Dichtung am Tagebaunordrand verkleinert sich das Einzugsgebiet für den Restsee. Deshalb gehen die notwendigen Versickerungsmengen an der Schwalm- und Niersaue entsprechend den Veränderungen in den Einzugsgebieten von in der Summe 16,4 Mio. m<sup>3</sup>/a (N1/Z) auf 13,8 Mio. m<sup>3</sup>/a (N2/Z) bzw. 10,0 Mio. m<sup>3</sup>/a (N3/Z) zurück. Daneben fällt aufgrund des geringeren Einzugsgebietes für den Restsee der Seewasserspiegel von + 25,8 mNN (Variante N1/Z) auf + 18,7 mNN bei Variante N2/Z und auf + 8,1 mNN (Variante N3/Z) bei der noch geringer durchlässigen Abdichtung des Nordrandes. Da der Restseewasserspiegel wesentlich tiefer steht als bei den Varianten N1/Z, S2/Z und S3/Z, geht aufgrund des geringeren hydraulischen Gefälles zur Erftscholke der Abfluß in die Erftscholke von 55,5 Mio. m<sup>3</sup>/a (N1/Z, S2/Z, S3/Z) auf 52,1 Mio. m<sup>3</sup>/a bei Variante N2/Z und weiter auf 47,1 Mio. m<sup>3</sup>/a bei Variante N3/Z zurück (Anlage 9).

### 3.2.3 Entwicklung einer künstlichen Grundwasserlandschaft

Die Entwicklung einer künstlichen Grundwasserlandschaft wird unter dem Gesichtspunkt der Minimierung der Belastung aus der Kippe für die den Abbau umgebenden Grundwasserleiter im Endzustand betrachtet. Diese künstliche Grundwasserlandschaft setzt sich aus den 2 Elementen

- Abdichtung der Kippe des Tagebaues und
- künstlicher oberer Grundwasserleiter

zusammen.

In den Modellrechnungen wurde die Abdichtung von Gubberath bis Lövenich (Anlage 1) von Flöz Morken bis zur Geländeoberfläche unterstellt, um die Wirkung einer solchen Abdichtung exemplarisch zu untersuchen.

*Abdichtung der Kippe des Tagebaues Garzweiler III nach Norden und Westen (Endzustand)*

Zur Beurteilung der Wirkung einer Abdichtung der Kippe des Tagebaues Garzweiler I/II zu den angrenzenden Grundwasserleitern im Norden und Westen wurden 3 Varianten für den Endzustand gerechnet, in dem Grundwasser aus dem Kippenbereich in den Nordraum fließt.

Der Aufbau der Abdichtungen entspricht dem der Varianten N2/Z und N3/Z, die zuvor für den Zwischenzustand vorgestellt wurden sowie der obigen Beschreibung. Bei diesen Berechnungen wurde die heutige hydraulische Wirksamkeit des Störungssystemes am südlichen Tagebaurand unterstellt (Variante S2/Z).

*Variante N1/E: keine Abdichtung (Anlage 10)*

Bei dieser Variante ohne Abdichtung beträgt der Abstrom in den Bereich nördlich des Tagebaues 6,5 Mio. m<sup>3</sup>/a und aus dem Restsee fließen 5,3 Mio. m<sup>3</sup>/a in die Niers ab.

*Variante N2/E: Abdichtung mit  $k_f = 1 \times 10^{-7}$  m/s und 10 m mächtig (Anlage 11)*

Die Modellrechnung weist bei dieser Variante einen Abstrom in den Bereich nördlich des Tagebaues von 2,7 Mio. m<sup>3</sup>/a und einen Abfluß aus dem Restsee in die Niers von 6,6 Mio. m<sup>3</sup>/a aus.

*Variante N3/E: Abdichtung mit  $k_f = 1 \times 10^{-8}$  m/s und 10 m mächtig (Anlage 12)*

Mit dieser verbesserten, in der Modellrechnung vorgesehenen Abdichtung, reduziert sich der Abstrom in den Bereich nördlich des Tagebaues auf 0,5 Mio. m<sup>3</sup>/a. Der Abfluß aus dem Restsee in die Niers liegt dann bei 7,4 Mio. m<sup>3</sup>/a.

Bei diesen 3 Varianten (N1/E, N2/E, N3/E) sind weder Versickerungen noch Einspeisungen in Schwalm und Niers erforderlich. Infolge der auf + 67 mNN festgelegten Überlaufschwelle zwischen Restsee und Niers liegt bei diesen Varianten der Restseewasserspiegel jeweils bei + 67 mNN.

## Vergleich der Varianten

Variante	Maßnahmen Nordrand	WSP m NN Restsee	Abfluß in Nordraum	Abfluß aus dem Restsee in die Niers
			Mio m <sup>3</sup> /a	
N1/E	keine	+ 67	6,5	5,3
N2/E	10 m/10 <sup>-7</sup> m/s	+ 67	2,7	6,6
N3/E	10 m/10 <sup>-8</sup> m/s	+ 67	0,5	7,4

Durch das Einbringen einer Abdichtung am nördlichen und westlichen Tagebaurand wird der Grundwasserstrom vor allem im mittleren Kippenbereich südwestlich von Jüchen um rd. 10 m aufgestaut, so daß in Teilbereichen der Grundwasserstand auf weniger als 3 m unter Gelände ansteigt.

Durch die Abdichtung wird ein Teil des Grundwasserstromes umgelenkt, so daß sich der Abfluß aus dem Restsee in die Niers erhöht und der Abstrom aus der Kippe nach Norden um rd. 90% (N3/E) vermindert (Anlage 9).

### *Künstlicher Grundwasserleiter*

Neben der Abstromreduzierung wurde untersucht, wie mächtig und durchlässig eine obere Grundwasserleiterschicht aus Abraum mit möglichst geringem Schwefelanteil sein muß, damit die Grundwasserneubildung in dieser Schicht zu möglichst großen Teilen und möglichst gering belastet nach Norden abfließen kann. Bei diesen Ermittlungen wird unterstellt, daß die Randabdichtung vom Flöz Morken bis auf ein Niveau von + 60 mNN bzw. höchstens 20 m unter Gelände reicht. Dieser Abstand der Abdichtungsoberkante von der Geländeoberfläche ist erforderlich, damit ein oberer künstlicher Grundwasserleiter die anfallende Regeneration so abführen kann, daß nördlich des verkippten Tagebaubereiches sich in etwa ursprüngliche Grundwasserstände einstellen.

Eine Modellrechnung zur Ermittlung des Grundwasserspiegelniveaus bei der zuvor beschriebenen Abdichtungshöhe wurde nicht durchgeführt, da sich das Grundwasserspiegelniveau in etwa auf dem Niveau der Variante N1/E (keine Abdichtung, Anlage 10) einstellen wird.

Südlich dieser Dichtung wird das Grundwasser im oben angegebenen Umfang im weniger durchlässigen Kippenmaterial ( $k_f = 1 \times 10^{-5}$  m/s) zurückgehalten und die Regeneration fließt im neuen Grundwasserleiter mit dem besser durchlässigen Ma-

terial ( $k_f = 1 \times 10^{-4}$  m/s) über die Dichtung nach Norden ab. Der Abstrom in den Nordraum wird wie bei Variante N1/E bei rd. 6 Mio. m<sup>3</sup>/a liegen.

Die erforderliche Grundwasserleitermächtigkeit wurde um einen Sicherheitszuschlag zum Ausgleich für natürliche Grundwasserstandsschwankungen von 3 m für den Bereich unterhalb der ermittelten Grundwasseroberfläche erhöht. Dieser Grundwasserleiter wäre im Bereich des endgültigen Grundwasserspiegelniveaus anzulegen und bis zur Geländeoberfläche mit schwefelarmem Material zu überdecken.

### 3.2.4 Alternativen zur künstlichen Grundwasserlandschaft (Endzustand)

Als Alternative zur künstlichen Grundwasserlandschaft wurden 2 Varianten für den Endzustand gerechnet.

Bei diesen Berechnungen wurde die heutige hydraulische Wirksamkeit des Störungssystemes am südlichen Tagebaurand unterstellt (Variante S2/Z).

*Variante N4/E:* Veränderung des Restseewasserspiegelniveaus und Brunnen am Kippennordrand (*Anlage 13*)

Mit der Variante N4/E wurden die Zusammenhänge von Restseewasserspiegel und Abstrom nach Norden untersucht.

Durch eine Restseerweiterung nach Norden in der Niersaue bis an den ehemaligen Tagebaurand läßt sich das Restseewasserspiegelniveau bis auf + 63,5 mNN absenken. Hierdurch erhöht sich in gewissem Umfang gegenüber der Variante N1/E die Vorflutwirkung des Restsees (*Anlage*), wodurch sich der Grundwasserabstrom aus der Kippe reduziert. Bei dieser Variante sollte der Überlauf des Restsees in die Niers zwischen + 63,5 und + 67 m NN steuerbar sein, damit eine Steuerung der vorgenannten Vorflutwirkung möglich bleibt. Um einen Abstrom aus der Kippe ganz zu vermeiden, wurden in der Modellrechnung zusätzlich Abfangbrunnen in der Kippe angeordnet.

Die Modellrechnung mit der Variante N4/E weist bei einem Restseewasserspiegel von + 63,5 m NN einen Restseeabfluß in die Niers von 5,4 Mio. m<sup>3</sup>/a und einen Zustrom zu den Brunnen von ca. 11,4 Mio. m<sup>3</sup>/a aus.

*Variante N5/E:* Brunnenreihe am Kippennordrand (*Anlage 14*)

Zur Beurteilung der Wirkung von Brunnen am Kippennordrand ohne Restseewasserspiegelabsenkung wurde die Variante N5/E gerechnet.

Wie in *Anlage 14* angegeben, wäre im Endzustand durch die rechtzeitige gezielte Anlage von Brunnen das Kippenwasser zu fassen und abzupumpen. Die Ermittlung der zu fördernden Wassermengen wurde mit der Variante N5/E durchgeführt. Es wären 13,6 Mio. m<sup>3</sup>/a abzupumpen, wobei der Restsee 1,1 Mio. m<sup>3</sup>/a in die Niers abgeben würde.

Bei beiden Varianten (N4/E und N5/E) wurde ein zu großer Einzugsbereich der Brunnenreihe ermittelt, da die Rasterweite des Modellnetzes 1000 m beträgt und damit die Wasserscheide nördlich des Tagebaurandes liegt. Deshalb wird die von diesen Brunnen zu fördernde Grundwassermenge erheblich unter der mit dem Grundwassermodell ermittelten liegen.

Nach überschläglicher Bilanzierung wird der Zustrom zu den Brunnen bei der Variante N4/E etwa 5 Mio. m<sup>3</sup>/a und bei der Variante N5/E etwa 7 Mio. m<sup>3</sup>/a betragen (*Anlage 9*).

## Vergleich der Varianten

Variante	Maßnahmen Nordrand	WSP m NN Restsee	Abfluß in Nordraum	Abfluß aus dem Restsee in die Niers	Brunnenförderung	
					Modell	Bilanz-rechn.
Mio m <sup>3</sup> /a						
N4/E	Seespiegelabsenkung und Brunnengalerie	+ 63,5	-	5,4	11,4	5
N5/E	Brunnengalerie	+ 67,0	-	1,1	13,6	7

Das aus den Randbrunnen der Varianten N4/E und N5/E abgepumpte Wasser wäre zu nutzen und teilweise in die Niers zur Ergänzung des Basisabflusses abzuleiten.

Bei diesen Varianten sind wie bei den Varianten N1/E, N2/E und N3/E Versickerungen an Schwalm und Niers nicht erforderlich.

## 3.3 Ergebnis und Vorgaben für die bergbauplanerischen Untersuchungen

### 3.3.1 Abstromreduzierung nach Süden (Zwischenzustand)

Der Vergleich der Varianten (*Anlage 9*) zeigt die Abhängigkeit von Restseewasserspiegel und Abfluß in die Erftscholle.

Eine Abdichtung des Nordrandes mit  $k_f = 10^{-8}$  m/s (Variante N3/Z) bzw. mit  $k_f = 10^{-7}$  m/s (Variante N2/Z) bringt keine nennenswerten Vorteile. Eine Abdichtung bringt gegenüber dem Fall ohne Abdichtung (Variante N1/Z) zwar begrenzte Verbesserungen bei der zu versickernden Wassermenge an Schwalm und Niers sowie beim Abstrom in die Erftscholle, sie hat aber auch Nachteile durch den sehr tief liegenden Restseewasserspiegel. Würde der Restseewasserspiegel bei den Varianten N2/Z und N3/Z durch eine künstliche Wassereinspeisung auf das Niveau von rd. + 21,2 mNN (Variante S1/Z) angehoben, dann würden die begrenzten Verbesserungen bezüglich des Abstromes in die Erftscholle aufgehoben werden. Der Abstrom in die Erftscholle würde dann wieder in der Höhe der Variante S1/Z liegen.

Eine Abdichtung des Tagebausüdrandes würde gegenüber der hydraulischen Wirksamkeit nach planmäßiger Kohlegewinnung in diesem Bereich nur eine unwesentliche Verbesserung bewirken. Daneben würde eine künstliche Wasserspiegelanhebung im Restsee durch Wassereinleitungen aufgrund der hydraulischen Verhältnisse den Abstrom zur Erftscholle entsprechend erhöhen.

Als Optimum für den Zwischenzustand ergibt sich somit bei Abwägung der wasserwirtschaftlichen Fakten die Variante S1/Z.

Deshalb werden die Herstellungsmöglichkeiten zur Sicherung bzw. Wiedererlangung der heutigen hydraulischen Wirksamkeit des Störungssystemes am Tagebausüdrand im weiteren nur zu Vergleichszwecken erörtert.

### 3.3.2 Abstromreduzierung nach Norden (Endzustand)

Da die Variante N2/E gegenüber der Variante N1/E eine wesentliche Reduzierung des Grundwasserabstromes aus der Kippe nach Norden bewirkt, die Variante N3/E aber dieses Ergebnis nicht entscheidend verbessert (*Anlage 9*), wurden die erforderlichen Herstellungsmöglichkeiten für eine Nordrandabdichtung vom Flöz Morken bis auf ein Niveau von + 60 mNN bzw. höchstens 20 m unter Gelände im weiteren untersucht.

### 3.3.3 Künstlicher Grundwasserleiter (Endzustand)

Es wurden die Möglichkeiten eines künstlichen oberen Grundwasserleiters untersucht.

Der Massenbedarf wurde, wie im *Kapitel 3.2.3* beschrieben, ermittelt. Es ist der gesamte nördliche Kippenbereich vom Tagebaurand bis zur Wasserscheide der Variante N1/E (*Anlage 10*) zu betrachten.

## 4. Herstellungsmöglichkeiten von Abdichtungen und eines künstlichen Grundwasserleiters

### 4.1 Allgemeines

In einer Studie „Möglichkeiten der Innenkippenabdichtung und der Herstellung eines künstlichen Grundwasserleiters für den Tagebau Garzweiler I/II“ [7] werden verschiedene denkbare Abdichtungsmöglichkeiten und die theoretische Erstellung eines künstlichen oberen Grundwasserleiters vorgestellt.

- Grundbautechnische Maßnahmen
- Abdichtungen mit Folien
- Chemische Maßnahmen
- Mineralische Abdichtungen
- Grundwasserleiterschicht aus gut durchlässigem, schwefelarmem Material

#### *Grundbautechnische Maßnahmen*

Aus den Untersuchungen verschiedener Gutachter geht hervor, daß sich grundbautechnische Maßnahmen wie z. B. Spundwände, Pfahlwände, Schlitzwände, Schmalwände und Injektionsverfahren aufgrund der erforderlichen großen Teufen sowie der besonderen Gegebenheiten am Tagebaurand nicht einsetzen lassen [4], [5].

#### *Folienabdichtung*

Die Wiederbelastung der Tagebaurandböschung durch die Kippenmassen führt auch zu Setzungen im unverritzten Gebirge, welche die mechanische Festigkeit der Folien überschreiten können. Ribbildungen in den Folien sind daher bei den großflächigen Abdichtungsbereichen wahrscheinlich. Eine Folienabdichtung für Innenkippen ist daher kein geeignetes Abdichtungskonzept.

#### *Chemische Maßnahmen*

Zur Begrenzung der Pyrit- und Markasitverwitterung könnten dem Abraum theoretisch auch chemische Substanzen, die die auftretenden Säuren der Kippen vorübergehend puffern, beigegeben oder Kraftwerksasche dem Abraum beigemischt werden. Beide Maßnahmen stellen hypothetische Ansätze einer alternativen Lösung zur Reduzierung der Belastung des Grundwassers aus der Kippe dar, die gegebenenfalls weiter zu untersuchen wären.

#### *Mineralische Abdichtungen*

Mineralische Abdichtungen lassen sich nach unterschiedlichen Vorgehensweisen ausführen. Es kommen sowohl Mischbodenabdichtungen als auch Abdichtungen aus Schluff-/Tonmaterialien zur Ausführung.

#### – *Mischbodenabdichtungen*

Mischböden sind durch eine sehr weite Kornverteilung gekennzeichnet (Ton bis Kies). Das Prinzip der Mischboden-

abdichtung beruht auf der Füllung der zwischen größeren Körnern verbleibenden Hohlräume durch eine feinere Kornfraktion. Hierzu sind bestimmte Mengen jeder Kornfraktion erforderlich. Um eine gute hydraulische Wirksamkeit zu erreichen, ist daneben der Einbauwassergehalt genau einzustellen.

Die Herstellung einer Mischbodenabdichtung müßte aufgrund der großen erforderlichen Mengen mit Großgeräten erstellt werden. Nur so könnte die Erstellung dem Abbaufortschritt folgen. Bei einem Großgeräteinsatz ist aber die erforderliche feine Abstimmung der einzelnen Kornfraktionen aufeinander für die entsprechende Kornverteilung technisch nicht durchführbar. Daneben wirken sich Faktoren wie Wassergehalt, Massenverfügbarkeit etc. negativ auf die Abdichtungsmethode aus.

Eine Mischbodenabdichtung ist deshalb keine praktikable Vorgehensweise bei der Abdichtung von Abraumkippen.

#### – *Abdichtungen aus Schluff-/Tonmaterialien*

Abdichtungen aus Schluffen oder Tonen herzustellen, ist nach den vorstehenden Ausführungen eine möglicherweise realisierbare Vorgehensweise. Im folgenden werden daher planerische Überlegungen zum Einbau als Dichtschüttung und zur erdbautechnischen Herstellung einer Innenkippenabdichtung durchgeführt. Da sich sowohl die wasserwirtschaftlich erforderlichen Maßnahmen als auch die Tagebausituation (Nordbereich: Schwenkbetrieb, d. h. Kippensohlen stehen annähernd senkrecht zur Randböschung; Südbereich: Parallelbetrieb, d. h. Kippensohlen verlaufen nahezu parallel zur Endböschung) grundlegend unterscheiden, werden die bergbauplanerischen Überlegungen zur Süd- bzw. Nordrandabdichtung getrennt durchgeführt.

Weiterhin wird der eventuell notwendige Massenbedarf sowie Vorkommen geeigneter Abdichtungsmaterialien und gut durchlässiger, schwefelarmer Materialien untersucht. Hierauf aufbauend folgt eine vergleichende Wertung der Realisierbarkeit hinsichtlich der technischen Herstellung und Massenverfügbarkeit der verschiedenen Konzepte.

### 4.2 Herstellungsmöglichkeiten von Abdichtungen

#### 4.2.1 Möglichkeiten zur Wiederherstellung der hydraulischen Wirksamkeit des Tagebausüdrandes

Bei planmäßigem Abbau der Kohle bleibt die hydraulische Wirksamkeit des Störungssystems im westlichen Bereich des Tagebausüdrandes erhalten. Für den Bereich ab dem Koordinatenrechtswert 27 000 nach Osten bis etwa zum Koordinatenrechtswert 30 000 (*Anlage 3*) trifft dieses nicht zu.

Deshalb wäre in diesem Bereich die heutige hydraulische Wirksamkeit des Störungssystems am Tagebausüdrand wiederherzustellen.

Da der Restseewasserspiegel bei rd. 25,8 mNN stehen würde, werden die Abdichtungen aus Sicherheitsgründen bis zu einem Niveau von + 29 mNN betrachtet.

Um das vorgenannte Ziel zu erreichen, wären zwei Vorgehensweisen möglich:

#### – *Erhaltung des hydraulisch wirksamen Störungssystems*

In den Leitentscheidungen wird vorgeschlagen, in dem relevanten Abschnitt (südöstlicher Bereich) des Störungssystems soviel Kohle und Abraum stehen zu lassen, daß die

heutige hydraulische Wirkung des Systemes erhalten bleibt. Bei dieser Vorgehensweise müßte Kohle und Abraum bis zum Niveau + 29 mNN und bis zu 1000 m im Bereich der südöstlichen Abbaukante des Tagebaus Garzweiler II stehen bleiben. Dieses bedeutet einen Kohleverlust von mehr als 120 Mio. t.

- *Wiederherstellung der hydraulischen Wirksamkeit des Tagebausüdrandes*

Bei planmäßigem Abbau wird im südöstlichen Randbereich in das Störungssystem am südlichen Tagebaurand im Bereich II (*Anlagen 2 und 3*) eingegriffen. Um die heutige hydraulische Wirksamkeit des Systemes zu erhalten, müßte diese hydraulische Wirksamkeit nach erfolgtem Abbau wiederhergestellt werden. Dieses ließe sich durch das Aufbringen einer Dichtschüttung von 10 m Mächtigkeit mit  $k_f$ -Werten von  $1 \times 10^{-8}$  bis  $4 \times 10^{-9}$  m/s erreichen. Die Dichtung wäre bis zum Niveau + 29 mNN vorzusehen.

Wasserwirtschaftlich gesehen sind die beiden Maßnahmen „Anbau von Kohle“ und „Herstellung einer Dichtung“ gleichwertig. Da aufgrund des auslaufenden Tagebaus Garzweiler und des etwa im Jahre 2040 zu Ende gegangenen Tagebaus Hambach keine Dichtmassen in ausreichender Menge zur Verfügung stehen, könnte das o. g. Ziel nur durch den Anbau von Kohle und Abraum erreicht werden, was einen Kohleverlust von über 120 Mio. t zur Folge hätte.

#### 4.2.2 Herstellungsmöglichkeiten einer Nordrandabdichtung

Obwohl die Ergebnisse der wasserwirtschaftlichen Untersuchung nur eine begrenzte Reduzierung des Kippenwasserabstromes erwarten lassen, wurde eine Nordrandabdichtung mit  $k_f = 1 \times 10^{-7}$  m/s und 10 m mächtig planerisch kalkuliert.

Wie schon oben erwähnt, käme hierfür eine Abdichtung aus Schluff-/Tonmaterialien in Frage. Im weiteren wurde untersucht, inwieweit sich mit diesen Materialien eine Randabdichtung als Dichtschüttung ( $k_f = 1 \times 10^{-7}$  m/s und 10 m mächtig) mit Absetzer oder erdbautechnisch als 1 m mächtige Abdichtung mit  $k_f = 1 \times 10^{-8}$  m/s erstellen läßt.

- *Herstellung einer Randabdichtung als Dichtschüttung mit Absetzer*

Zur Herstellung einer Tagebaurandabdichtung mit einer Mächtigkeit von 10 m und einem  $k_f$ -Wert von  $1 \times 10^{-7}$  m/s gibt es verschiedene Möglichkeiten. Zum einen könnte eine Dichtschüttung auf die Böschung am Tagebaurand aufgelegt werden, zum anderen könnte die Dichtschüttung mit gleichmäßiger Neigung durchgehend ohne Abtreppung („Riegel“) sowie als senkrechte Wand durch das Übereinandersetzen der einzelnen Schüttkegel („seigere Wand“) ausgeführt werden. Aus betriebstechnischen Gründen ist das Auflegen von Dichtungsmassen auf die bestehende Tagebaurandböschung die einzige praktikable Vorgehensweise.

Die Herstellung einer solchen Dichtschüttung erfordert nach Verkipfung der Dichtungsmassen bis zur materialspezifischen Grenzhöhe das unmittelbar folgende Einbringen von Sicherungsmassen.

Bei dieser Dichtschüttungstechnik ist die Verbreiterung jeder einzelnen Abraumsohle notwendig. Dieses bedeutet auch einen insgesamt größeren Raumbedarf für den Verkip-

pungsbetrieb, so daß sich der betriebsoffene Raum an der Tagebaurandböschung z. B. im Jahr 2020 um etwa 500 m vergrößern würde. Der aus diesen Gründen vorzeitig zu fördernde Mehrabraum in Höhe von 250 Mio. m<sup>3</sup> müßte zwangsweise auf die bisher geplante Kippe zusätzlich aufgeschüttet werden, was zu einer Kippenüberhöhung, zu einer erhöhten Landinanspruchnahme und zu einer Restlochvergrößerung führen würde.

Bei der Erstellung einer *Dichtschüttung mit Großgerät* wäre es daneben erforderlich, ein Depot für Abdichtungsmassen mit ca. 150 000 m<sup>3</sup> Inhalt vorzusehen, um die Leistung des Kippenbetriebes so wenig wie möglich einzuschränken. Ferner wäre ein Erstellen von Dichtschüttungen mit Absetzern aus Standsicherheitsgründen nur abschnittsweise mit einer Sicherungsschüttung möglich. Der dazu notwendige Wechselbetrieb des Absetzers würde zu erheblichen Einschränkungen des laufenden Kippenbetriebes führen.

Bei der Erstellung einer *Dichtschüttung mit Sondergerät* würde mit dem Einsatz eines Sonderabsetzers die Dichtschüttung dem normalen Kippenfortschritt voreilend folgen. Dieses Gerät würde getrennt von der Abraumverkipfung arbeiten. Es müßte somit Dichtungsmassen und Sicherungsmassen verkippen. Dieses könnte theoretisch durch ein separates Bandsystem oder einen gemeinsamen Betrieb an der Sohlenbandanlage des Großabsetzers erfolgen. Beides ist jedoch maschinen- und bergbautechnisch nicht möglich.

- *Erdbautechnische Herstellung einer 1 m mächtigen Abdichtung*

Die Herstellung einer 1 m mächtigen Randabdichtung bedingt die Verringerung des Durchlässigkeitsbeiwertes von  $1 \times 10^{-7}$  m/s auf  $1 \times 10^{-8}$  m/s, um die gleiche Wirkung wie bei der zuvor beschriebenen Dichtschüttung von 10 m Mächtigkeit mit  $k_f = 1 \times 10^{-7}$  m/s zu erreichen.

Hierzu sind an das Abdichtungsmaterial höhere Qualitätsanforderungen zu stellen und eine erdbautechnische Verdrichtung vorzunehmen.

Die Möglichkeiten beim erdbautechnischen Einbau werden durch folgende Parameter eng begrenzt:

- max. Neigung der abzudichtenden Einzelböschung: 1 : 2,5
- max. Stärke der Einzellage: 0,2 – 0,3 m
- betrieblich erforderliche Einbau-Bermenbreite: ca. 20 m

Neben den einbautechnischen Schwierigkeiten wie z. B. der Herstellung der erforderlichen 1 : 2,5 geneigten Vorkippe stellt die Witterungsabhängigkeit ein zentrales Problem dar. Bei extremen Witterungsverhältnissen wie Starkregen, längere Trockenheit und Frostperioden läßt sich ein ordnungsgemäßer Einbau nicht durchführen. Dadurch würde zeitweise die kontinuierlich voranschreitende Innenkippe zum Stillstand kommen und somit der Tagebaubetrieb in kritischem Maße beeinträchtigt werden.

Um dieses zu vermeiden, wäre ein ausreichend großer Vorlauf der Abdichtungsmaßnahmen erforderlich. Dieser ist jedoch aus betrieblichen Gründen und vor allem aufgrund der dann verminderten räumlichen Standfestigkeit der Gesamtböschung nicht möglich. Damit ist die erdbautechnische Herstellung einer Abdichtung unrealistisch.

### 4.3 Massenbedarf und Vorkommen geeigneter Abdichtungsmaterialien für den Tagebaunordrand

Für eine mögliche Tagebaunordrandabdichtung, die eine der grundlegenden Voraussetzungen für eine Herstellung einer künstlichen Grundwasserlandschaft ist, wären folgende Massen erforderlich:

Für die bergbautechnische Dichtschüttung von 10 m Mächtigkeit und mit einem  $k_f$ -Wert von  $1 \times 10^{-7}$  m/s von Gubberath bis Lövenich (Anlage 1) im Hangenden der Kohle bis auf + 60 mNN bzw. höchstens 20 m unter Gelände wären 104 Mio.  $m^3$  bei Vorhandensein von 46,4 Mio.  $m^3$  erforderlich.

Für die Herstellung der erdbautechnischen Dichtung von 1 m Mächtigkeit und einem  $k_f$ -Wert von  $1 \times 10^{-8}$  m/s bei gleicher Ausdehnung wie die bergbautechnische Dichtschüttung wären 11,5 Mio.  $m^3$  bei Vorhandensein von 26,8 Mio.  $m^3$  notwendig. Dieses geringere Dargebot ergibt sich aufgrund der höheren Anforderungen an die Materialqualität infolge des niedrigeren  $k_f$ -Wertes.

Bei detaillierter Betrachtung zeigt sich, daß Material für die Dichtschüttung nur von 2010 bis 2020 und für die erdbautechnische Dichtungsherstellung erst ab 2005 in ausreichender Menge im Bereich des Tagebaus Garzweiler I/II vorhanden ist. Das würde eine Zuförderung während der anderen Zeiträume aus anderen Tagebauen erzwingen.

### 4.4 Herstellungsmöglichkeiten eines künstlichen Grundwasserleiters

Obwohl der Einbau des für einen künstlichen Grundwasserleiter erforderlichen gut durchlässigen ( $k_f = 1 \times 10^{-4}$  m/s) Sand-/Kiesmaterials verkipfungstechnisch möglich ist, wäre diese Maßnahme betrieblich und organisatorisch mit erheblichen Zusatzarbeiten und Erschwernissen verbunden.

Hierbei sind vor allem zu nennen:

- leistungsminderndes, selektives Gewinnen gut durchlässiger Sand-/Kies-Partien mit dem Schaufelradbagger,
- größere Stillstände/Transportstillstände des Absetzers aufgrund der äußerst schwierigen Materialdisposition,
- aufwendiger Hilfsgeräteinsatz bei der Herstellung des künstlichen Grundwasserleiters.

### 4.5 Massenbedarf und Vorkommen geeigneter Materialien für den künstlichen Grundwasserleiter

Die für die Erstellung eines künstlichen oberen Grundwasserleiters erforderlichen Massen wurden für die Variante N1/E ermittelt.

Bei dieser Variante werden insgesamt 400 Mio.  $m^3$  bei einem Anfall nutzbarer Vorkommen von rd. 350 Mio.  $m^3$  benötigt. Der Bedarf für andere Nutzungen wurde bereits berücksichtigt und in Abzug gebracht. Die Bilanz zeigt insgesamt einen Fehlbedarf von 50 Mio.  $m^3$ . Vor allem ab 2020 kann der erforderliche Bedarf nicht mehr gedeckt werden.

Für das zentrale Gebiet zwischen südlich von Jüchen bis zur Niers und westlich der Niers gibt es Massendefizite. Es zeigt sich, daß für die Erstellung des künstlichen Grundwasserleiters die zur Verfügung stehenden schwefelarmen Sand-/Kiesmassen nicht ausreichen.

### 4.6 Herstellungsausgaben

#### 4.6.1 Ausgaben bei Wiederherstellung der hydraulischen Wirksamkeit des Tagebausüdrandes

Zur Wiederherstellung der hydraulischen Wirksamkeit des Tagebausüdrandes wäre anstelle des Kohleanbaus eine Dichtschüttung herzustellen. Da die Ermittlungen gezeigt haben, daß die Materialverfügbarkeit nicht gegeben ist, kann die Abdichtung nicht erstellt werden. Eine Abschätzung der Ausgaben ist daher nicht sinnvoll.

#### 4.6.2 Ausgaben für künstliche Grundwasserlandschaft

Obwohl schon die technische Machbarkeit der künstlichen Grundwasserlandschaft insgesamt als unrealistisch angesehen wird, wurden rein hypothetisch dennoch die erforderlichen Ausgaben für eine Dichtschüttung mit Großgerät und einen künstlichen Grundwasserleiter ermittelt. Hierbei wurde unterstellt, daß das fehlende Abdichtungsmaterial aus dem Tagebau Hambach zugeliefert wird. Auf die Ermittlung der erforderlichen Ausgaben für die erdbautechnische Herstellung der Abdichtung sowie für die Dichtschüttung mit Sondergerät wurde verzichtet, da diese Techniken überhaupt nicht möglich sind.

#### Ausgaben bei Dichtschüttung mit Großgerät

Die vorlaufenden Investitionen in Garzweiler I liegen bei 150 Mio. DM und die Zusatzinvestitionen für Garzweiler II bei 350 Mio. DM.

Die Herstellung einer Dichtschüttung durch Großgeräte wird somit Investitionsausgaben von 500 Mio. DM haben. Dieses entspricht Investitionsausgaben von rd. 65 DM/ $m^2$  Abdichtungsfläche.

Hinzu kommen zusätzlich Ausgaben für	
Abraumbewegung	1000 Mio. DM,
Bahntransport	115 Mio. DM
Betrieb des Depots	312 Mio. DM sowie für
Verschiedenes	66 Mio. DM.

Insgesamt liegen die Ausgaben damit bei rd. 2000 Mio. DM bzw. bei rd. 250 DM/ $m^2$  Abdichtungsfläche.

#### Ausgaben für den künstlichen Grundwasserleiter

Durch die erforderliche selektive Gewinnung der schwefelarmen Sand-/Kiesmassen entstehen aufgrund von Leistungseinschränkungen vorhandener und durch den Einsatz zusätzlicher Geräte für je 100 Mio.  $m^3$  Ausgaben in Höhe von 80 Mio. DM. Würde man das gesamte verfügbare geeignete Material (rd. 350 Mio.  $m^3$ ) einsetzen, so ergäben sich Ausgaben von rd. 280 Mio. DM.

## 5. Abwägung der Ergebnisse und Lösungsvorschlag

#### Abdichtung zwischen Venloer Scholle und Erftscholle (Zwischenzustand)

Ziel einer Abdichtung zwischen Venloer Scholle und Erftscholle ist das Minimieren des Grundwasserabstromes aus der Kippe und dem Restsee nach Süden im Zwischenzustand. Dieses könnte durch eine Nordrand- oder Südrandabdichtung erreicht werden. Die Modellrechnungen zeigten die unbedeutende Wirkung einer Abdichtung gegenüber der heute vorhandenen hydraulischen Wirksamkeit einer Abdichtung gegenüber der heute vorhandenen hydraulischen Wirksamkeit des Störungssystems am Tagebausüdrand und auch gegenüber der hydraulischen

schen Restwirksamkeit des Störungssystems nach planmäßigem Abbau der Kohle. Ganz unabhängig davon wäre eine Abdichtung schon allein aufgrund fehlenden Materials nicht praktikabel. Andernfalls müßten 120 Mio. t Kohle angebaut werden, was volkswirtschaftlich nicht vertretbar wäre, da der wasserwirtschaftliche Nutzen in keinem Verhältnis zum Kohleverlust steht.

Daneben bewirkt eine Abdichtung des Tagebaunordrandes zwar maximal einen um 20% verminderten Abstrom aus der Kippe in die nördliche Erftscholle (Variante N3/Z gegenüber Variante S1/Z), aber dieses würde ein Restseewasserspiegelniveau von + 8,1 mNN gegenüber + 21,2 mNN bedeuten (Anlage 9). Als Optimum ergibt sich somit bei Abwägung der wasserwirtschaftlichen Fakten für den Zwischenzustand die Variante Z1/Z, bei der der planmäßige Abbau der Kohle unterstellt wurde.

#### *Künstliche Grundwasserlandschaft/Abstromreduzierung nach Norden* (Endzustand)

Ziel einer künstlichen Grundwasserlandschaft ist es, im Endzustand aus der Kippe so wenig wie möglich sulfatbelastetes Kippengrundwasser nach Norden abströmen zu lassen. Grundlegende Voraussetzung hierfür ist eine wirksame Abdichtung am Tagebaunordrand im unteren Bereich des Grundwasserhorizontes sowie eine gut durchlässige obere Grundwasserleerschicht aus schwefelarmem Material. Mit einer vollständigen Abdichtung des Tagebaunordrandes könnte eine Abstromreduzierung von 6,5 Mio. m<sup>3</sup>/a auf 0,5 Mio. m<sup>3</sup>/a erreicht werden. Dabei ist zu berücksichtigen, daß eine Nordrandabdichtung einen sehr tiefen Restseewasserspiegel während des Zwischenzustandes bewirkt. Da für eine wirksame Abdichtung ausreichende Materialmengen im Tagebau Garzweiler I/II nicht zur Verfügung stehen, ist die Wirkung einer künstlichen Grundwasserlandschaft noch mehr begrenzt.

Daneben muß berücksichtigt werden, daß auch die erforderlichen Materialmengen für einen vollständigen oberen Grundwasserleiter nicht ausreichen. Dieser Grundwasserleiter könnte nur unvollkommen und damit mit geringer Wirkung erstellt werden.

Die äußerst kritische Beurteilung der technischen Machbarkeit zusammen mit der extremen Höhe der hypothetischen Ausgaben führt insbesondere gegenüber dem verhältnismäßig unbefriedigenden wasserwirtschaftlichen Nutzen als Gesamtergebnis zu der Schlußfolgerung, daß eine künstliche Grundwasserlandschaft nach dem vorgegebenen Konzept keine Lösung zur Minderung des Kippenwasserabstromes in den Nordraum ist.

Aus diesen Gründen wurden 2 weitere Varianten untersucht:

- Veränderung des Restseewasserspiegelniveaus und Brunnen am Kippennordrand,
- Brunnenreihe am Kippennordrand.

Mit der Brunnenreihe am Kippennordrand (Variante N5/E) können im Endzustand ca. 7 Mio. m<sup>3</sup>/a gezielt gefaßt und abgepumpt werden, so daß kein Kippengrundwasser in den Nordraum abströmt.

Diese Fördermenge läßt sich auf rd. 5 Mio. m<sup>3</sup>/a reduzieren, wenn das Restseewasserspiegelniveau auf + 63,5 mNN abgesenkt wird, wodurch sich der Abstrom aus dem Restsee in die Niers um rd. 4 Mio. m<sup>3</sup>/a erhöht (Variante N4/E). In diesem Fall wäre eine zusätzliche Einspeisung in die Niers nicht erforderlich.

#### *Lösungsvorschläge*

Aufgrund der durchgeführten Untersuchungen sind folgende Lösungen optimal:

- *Planmäßiger Abbau am Tagebausüdrand*  
(Zwischenzustand)

Der planmäßige Abbau am Tagebausüdrand (Variante S1/2) stellt die sinnvollste Lösung dar, um den Restseewasserspiegel auf einem annehmbaren Niveau von rd. + 21 m NN zu stabilisieren.

- *Künstliche Grundwasserlandschaft/Abstromreduzierung nach Norden*  
(Endzustand)

Eine voll wirksame künstliche Grundwasserlandschaft kann nicht hergestellt werden. Es wird daher vorgeschlagen, den Wasserspiegel des Restsees auf + 63,5 m NN einzurichten und soweit erforderlich, einige Brunnen am Nordrand des Tagebaues Garzweiler I/II vorzusehen, damit auch für die endgültigen Grundwasserverhältnisse ein Abstrom von Kippenwasser in den Norden des Braunkohlenreviers weitgehend verhindert wird.

Daneben sollte im Bereich und oberhalb des Endgrundwasserspiegels – soweit möglich – schwefelarmes, gut durchlässiges Material – soweit vorhanden – nördlich der Kippenwasser-scheiden verkippt werden.

## 6 Verzeichnis der Anlagen

1. Lageplan
2. Abbaubestände, Durchlässigkeiten des südlichen Störungssystems
3. Kohleanbau am südlichen Tagebaurand

Grundwassergleichen mit Wasserscheiden im Zwischenzustand

4. Variante S1/Z
5. Variante S2/Z
6. Variante S3/Z
7. Variante N2/Z
8. Variante N3/Z
9. Variantenvergleich

Grundwassergleichen mit Wasserscheiden im Endzustand

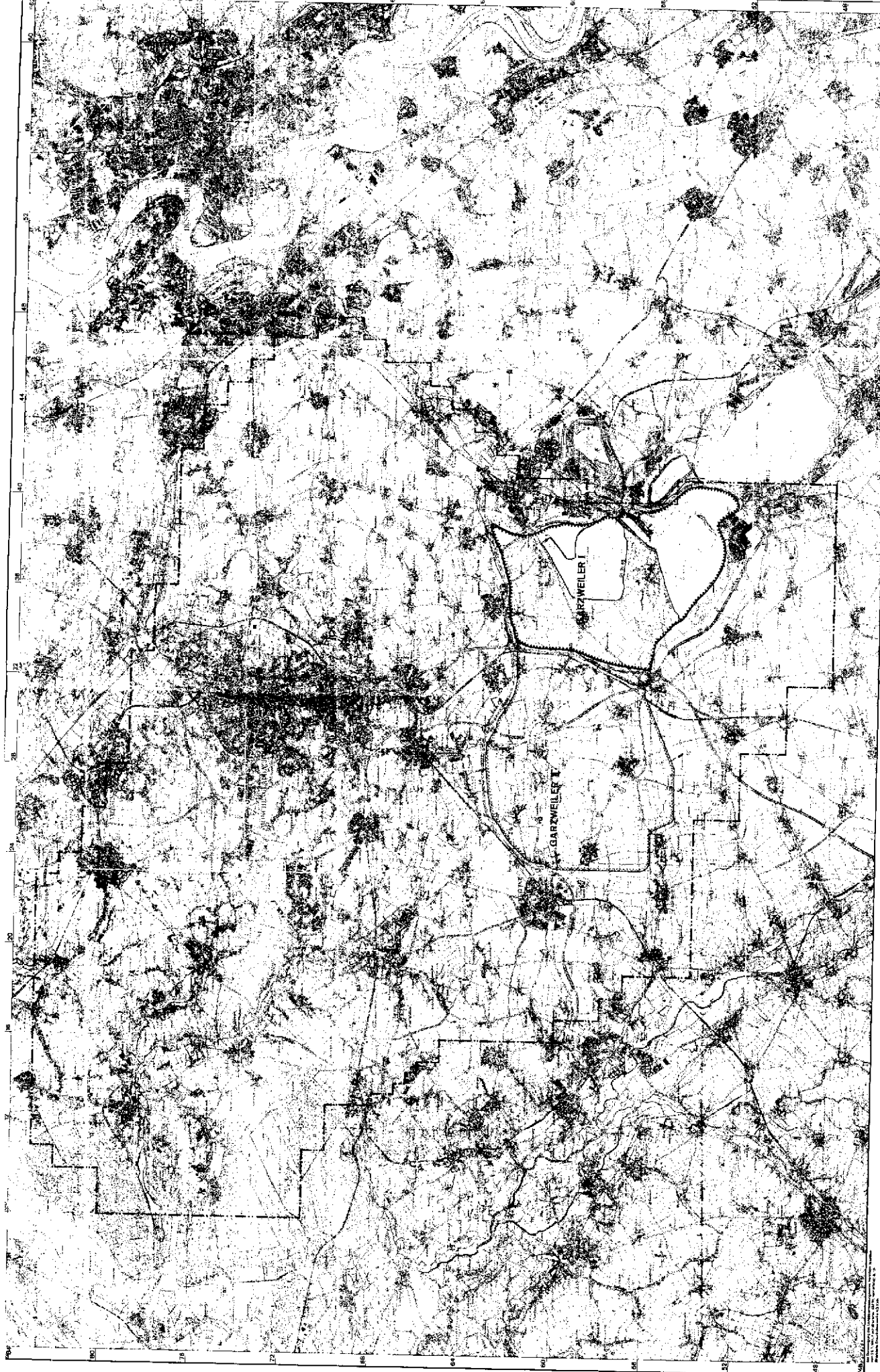
10. Variante N1/E
11. Variante N2/E
12. Variante N3/E
13. Variante N4/E
14. Variante N5/E

## 7 Literaturhinweise

1. Ökologisches Anforderungsprofil für den Tagebau Garzweiler II, Rheinbraun, Köln  
Juni 1987
2. Untersuchungsprogramm Braunkohle der Landesregierung NRW, Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW, Düsseldorf  
September 1987
3. Leitentscheidungen der Landesregierung NRW, Landesregierung NRW, Düsseldorf  
September 1987

4. Alternativen der Tagebauentwicklung im Rheinischen Braunkohlenrevier, Teil I, Bd. IV, Zusammenfassung, Görden/Völtz/Stoll, Aachen 1987
5. Realisierbarkeit, Nutzen, Eigenschaften und Kosten von Untergrund-Abdichtungen unter besonderer Berücksichtigung von Dichtwänden im Lockergestein des Rheinischen Braunkohlenreviers, Heitfeld/Düllmann (Rheinbraun), Aachen/Köln  
Oktober 1985
6. Zweischichten-Grundwassermodell für das Hangendgrundwasserstockwerk im nördlichen Braunkohlenrevier – Zwischen- und Endzustände nach Tagebauende –, Technologieberatung Grundwasser und Umwelt GmbH (Rheinbraun), Koblenz/Köln  
Mai 1990
7. Möglichkeiten der Innenkippenabdichtung und der Herstellung eines künstlichen Grundwasserleiters für den Tagebau Garzweiler I/II, Rheinbraun, Köln  
Oktober 1990

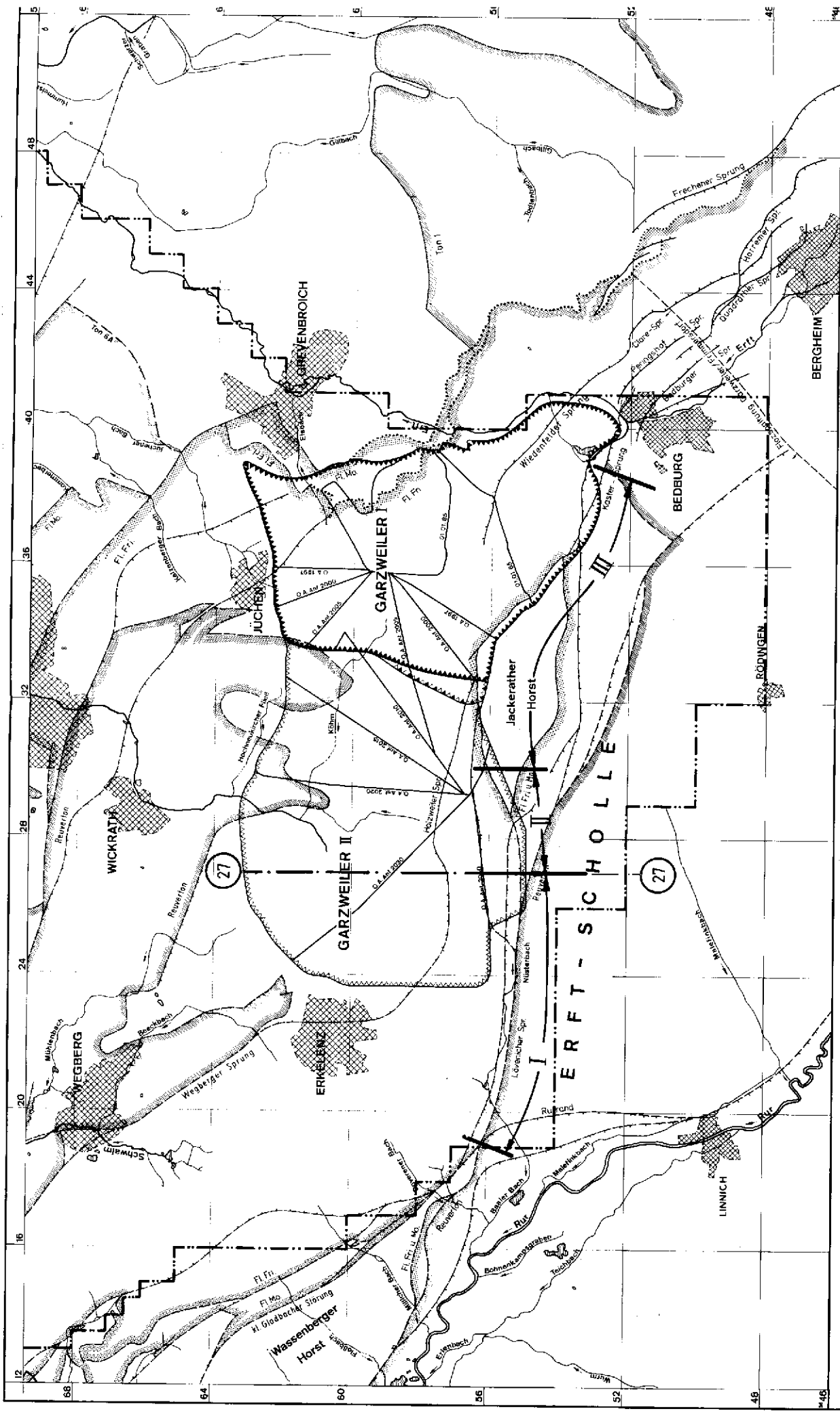




**LEGENDE**

--- Gebiet, das dem Tagebau Garzweiler II zur Verfügung steht  
 - - - - - Grenze der Gemeinde Garzweiler II  
 - - - - - Grenze der Gemeinden Garzweiler I und Garzweiler II  
 - - - - - Grenze der Gemeinden Garzweiler I, Garzweiler II und Garzweiler III  
 - - - - - Grenze der Gemeinden Garzweiler I, Garzweiler II und Garzweiler III sowie der Gemeinden Garzweiler IV und Garzweiler V  
 - - - - - Grenze der Gemeinden Garzweiler I, Garzweiler II und Garzweiler III sowie der Gemeinden Garzweiler IV, Garzweiler V und Garzweiler VI  
 - - - - - Grenze der Gemeinden Garzweiler I, Garzweiler II und Garzweiler III sowie der Gemeinden Garzweiler IV, Garzweiler V, Garzweiler VI und Garzweiler VII

Dieses Urteil wird für ein Bauministerium, einen Bundesrat oder für den Bund erlassen.  
 Die Zuständigkeit für die Ausführung dieses Urteils liegt bei den Bundesländern.  
 Dieses Urteil kann durch die Verwaltungsbehörden der Bundesländer aufgehoben oder  
 durch die Verwaltungsbehörden der Bundesländer aufgehoben werden.  
 In der Sache ist die Verwaltungsbehörde der Bundesländer zuständig.  
 In der Sache ist die Verwaltungsbehörde der Bundesländer zuständig.



Vorhandene Gesamtdurchlässigkeiten des Störungssystems im südl. Tagebaurandbereich bezogen auf 100m Stütztiefe in m/s

Sektor	Hangabtriebe
I	1 x 10 <sup>-5</sup> - 3 x 10 <sup>-5</sup>
II	1 x 10 <sup>-6</sup> - 4 x 10 <sup>-6</sup>
III	8 x 10 <sup>-7</sup> - 3 x 10 <sup>-7</sup>

----- Zweischicht-Hängendeckelmodell-Björnsen  
 AAAAAAAA Abbaugrenze Tagebau Garzweiler I gemäß Braunkohleplan 1985  
 AAAAAAAAAA Abbaugrenze zur 1985 wirtschaftlich erklärten und 1985 geförderten Sicherheitstiefe  
 AAAAAAAAAA geplante Abbaugrenze Tagebau Garzweiler II

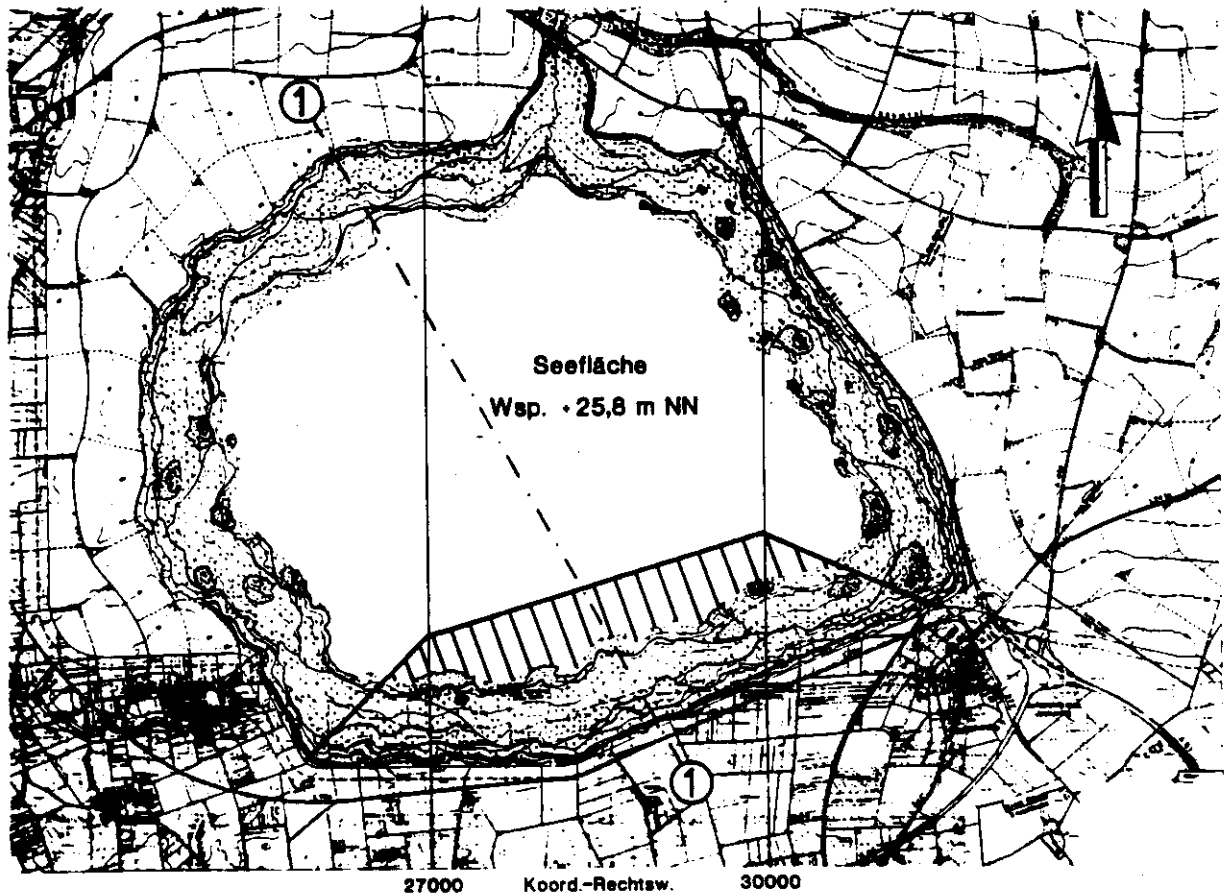
**Versenkung**  
 Die Zahlen zeigen zur liegenden Scholle

**Vermutete Grenze einer zwei Grundwasserleiter im südlichen Schicht II. Sie können liegen auf der Seite der Versenkung der freigelegten Scholle**

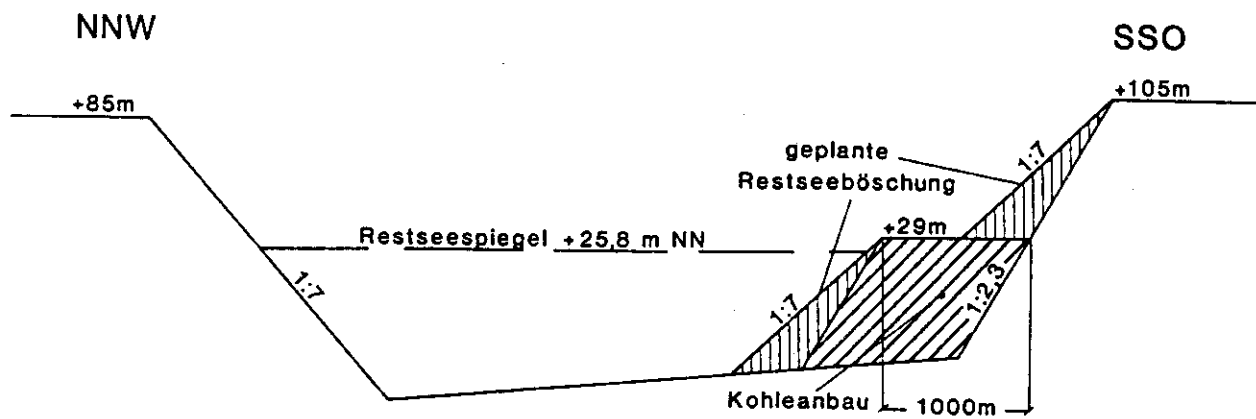
**Ausgehendes eines Braunkohleflöztes**  
 Das Flözteil liegt auf der Seite der Flözabhebung

**3m - Klappe eines Braunkohleflöztes**  
 Das Flözteil liegt auf der Seite der Flözabhebung

Diese Karte ist nur im Rahmen des vereinbarten Auftragsplan, kein Recht, Ansprüche zu erheben. Die Karte ist ein Produkt der Rheinbrunn AG. Die Karte ist ein Produkt der Rheinbrunn AG. Die Karte ist ein Produkt der Rheinbrunn AG.



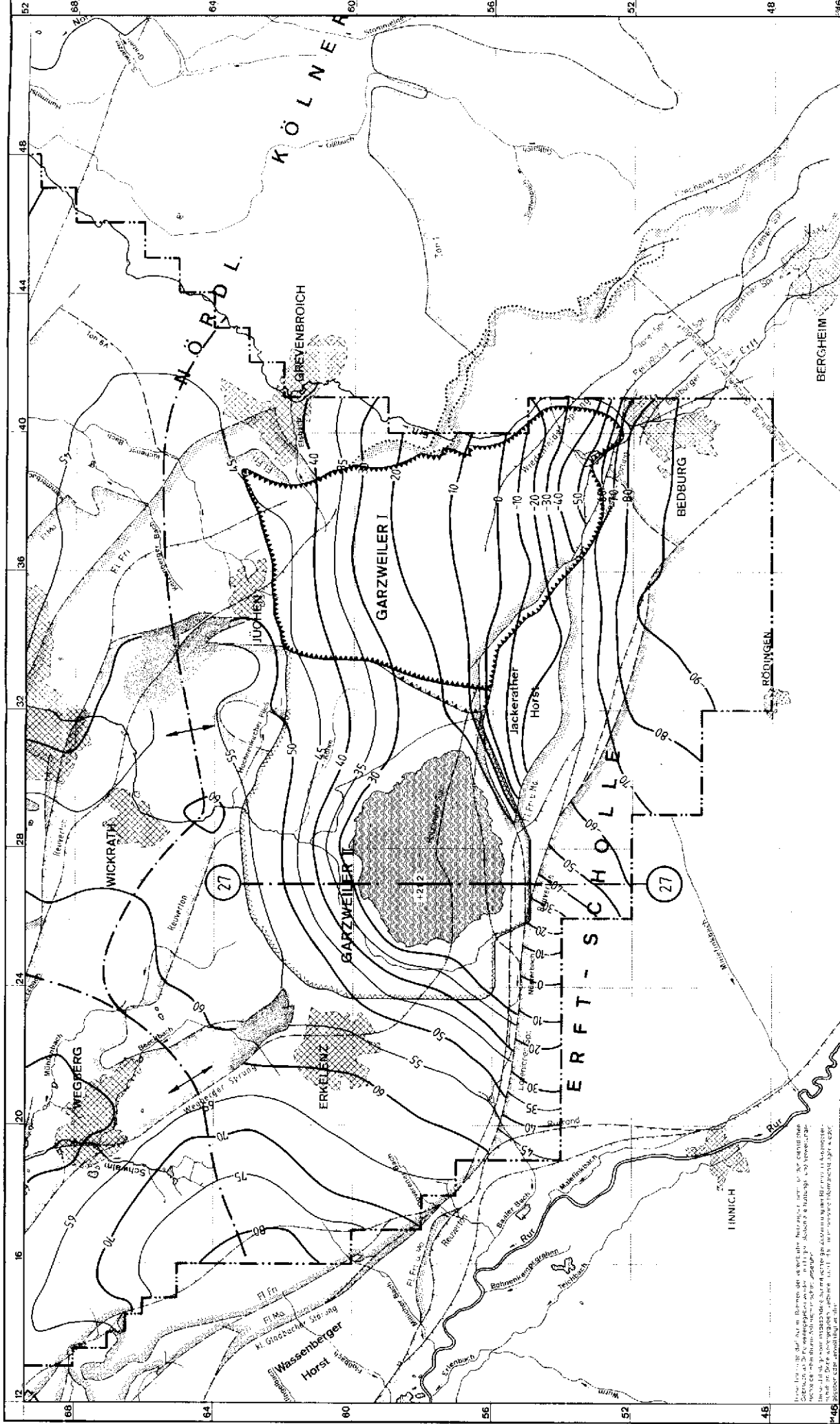
Schnitt 1-1



**RHEINBRAUN**  
HV, Abt. Wasserwirtschaft BT 3

**Tagebau Garzweiler II**  
**Tagebaurandabdichtungen und**  
**künstliche Grundwasserlandschaften**  
**Kohleanbau am**  
**südlichen Tagebaurand**

Bearbeitet:	12/90	/	Maßstab:
Nachtrag:		/	Zeichnung Nr.
z. Schreiben			Anlage 3



Die Zahlen zeigen zur tieferliegenden Scholle  
 Vermutete Grenze einer zwei Grundwasserleiter  
 trennenden Schicht. Die Schichten liegen auf der Seite  
 der Verbindung der trennenden Schicht  
 Ausgehendes eines Braunkohleflözes  
 Das Braunkohle liegt auf der Seite der Flözunterteilung  
 3m - Isoplethe eines Braunkohleflözes  
 Das Braunkohle liegt auf der Seite der Flözunterteilung

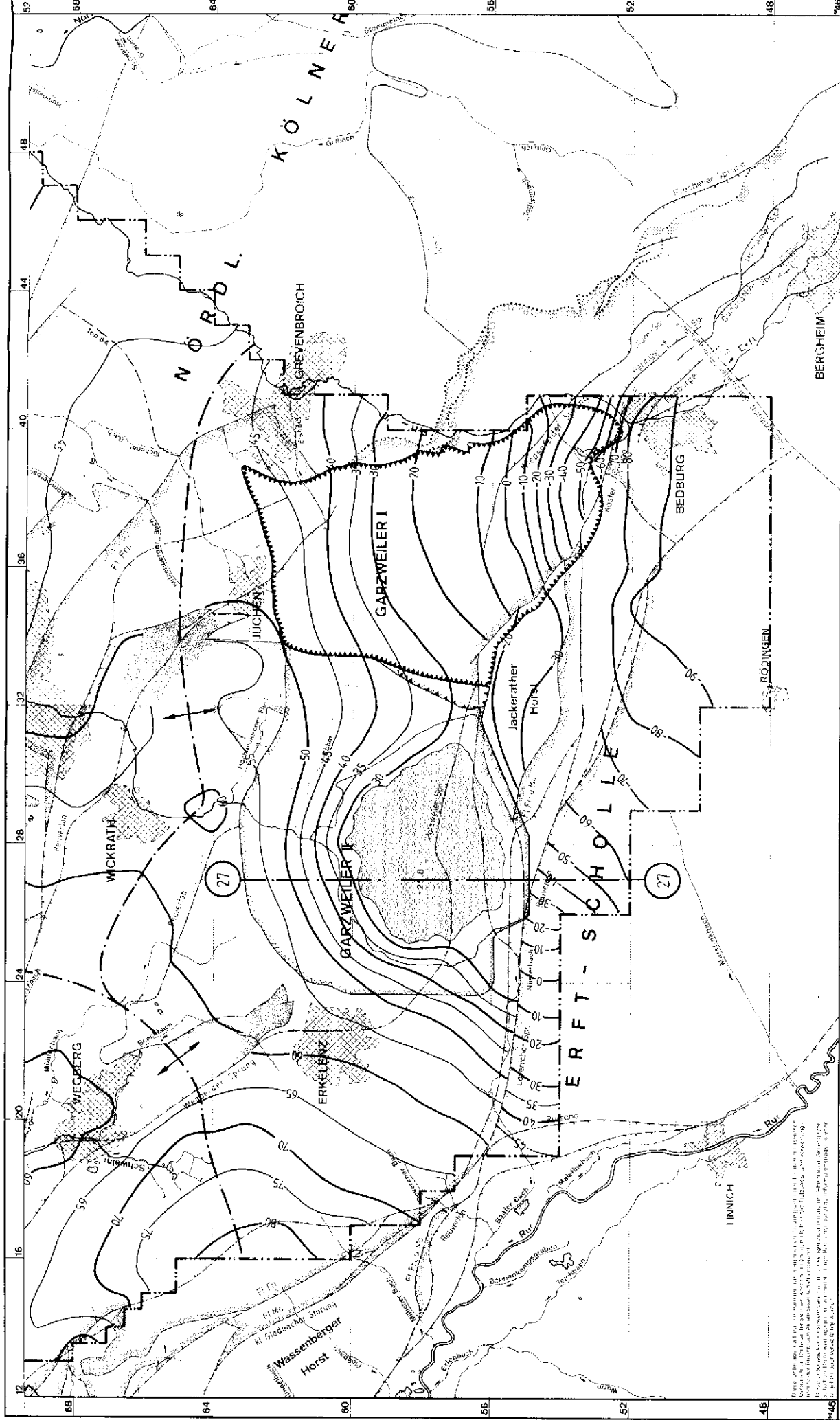
- Zwei-schicht - Hangrindmodell - Elbrissen
- Abbaugrenze Tagebau Garzweiler I  
gemäss Braunkohleplan 1985
- Abbaugrenze zur 1969 verbindlich erklärten  
und 1985 geänderten Sicherungslinie  
geplante Abbaugrenze Tagebau Garzweiler II
- Staatsgrenze
- Grundwasserführigkeiten in m + NN.
- oberer freier GW-Spiegel
- Bereiche mit geringer Grundwasserneubildung
- Grundwasserschilde

**RHEINBRAUN**  
 HV AG, Wasserversorgung BT 3

**Tagebau Garzweiler II**  
 Tagebaurandabichtungen und  
 künstliche Grundwasserlandschaften

Variante S1/Z

Blattteil	12/90	Verf. Nr.	1-700 000
Blatt	12/90	Zust. Nr.	1-700 000
Blatt	12/90	Anlage	4



**REHNEBRAUN**  
 MV, ABW, Wasserwirtschaft BT 3

**Tagebau Garzweiler II**  
 Tagebaurandabichtungen und künstliche Grundwasserlandschaften

Variante S 2/Z

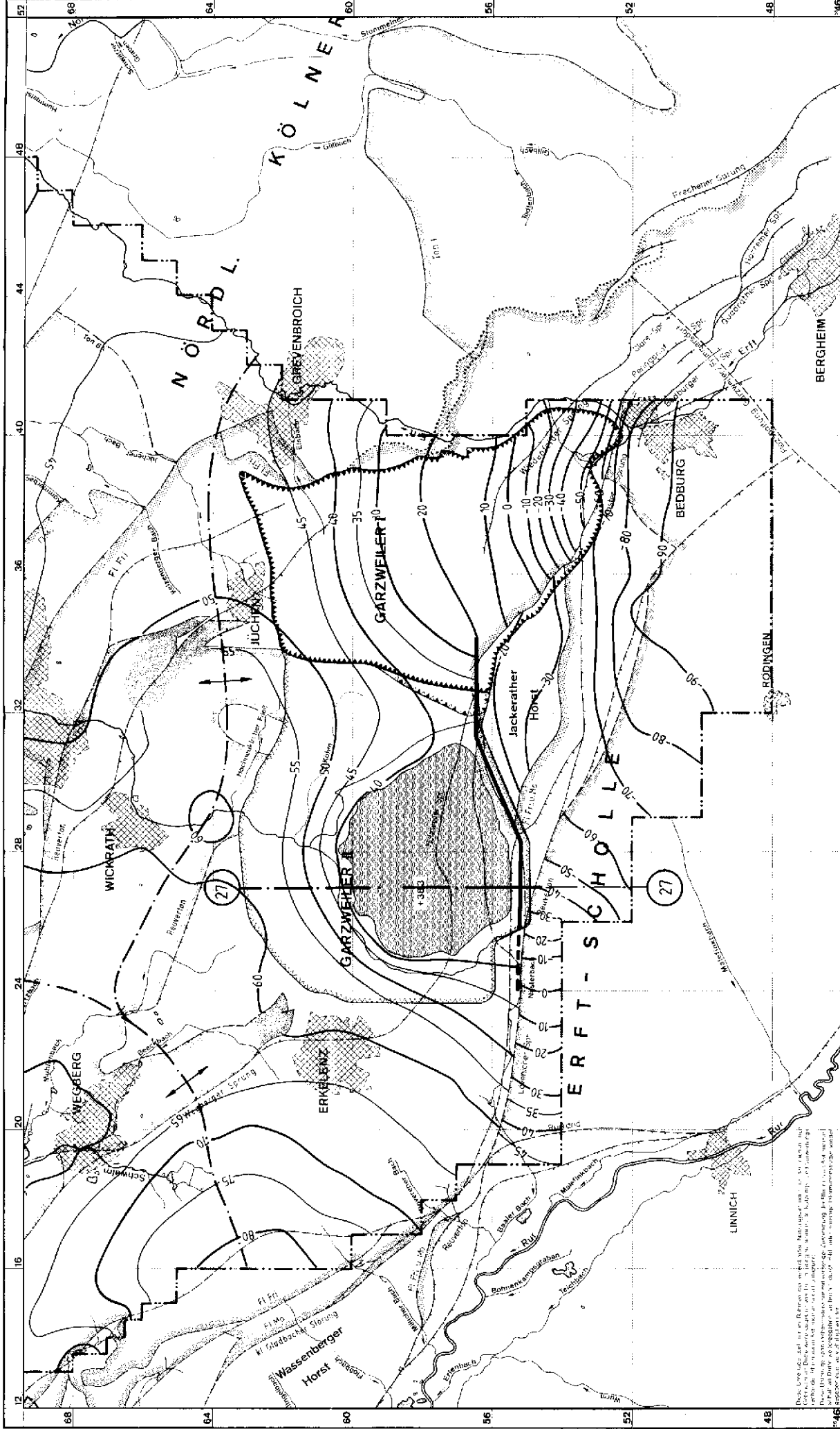
Skala: 1:25.000	Blatt: 7	Mästab: 1:100.000
Vertrag: 12/80	Zeichnung: 7	
Z. Schweiß:	5	Anlage: 5

**Verwertung**  
 Die Zeichnung ist zur Herstellung der Schichten  
 Vermutete Grenze einer zwei Grundwasserleiter trennenden Schicht. Die Schichten liegen auf der Seite der Veränderung der trennenden Schicht.  
 Ausgetauschtes eines Braunkohlenflöz  
 Das Flöz liegt auf der Seite der Rüstversetzung.  
 Ein flüssiges Braunkohlenflöz  
 Das Flöz liegt auf der Seite der Rüstversetzung.

**Zweischicht-Hängemodell-Börsen**  
 Abbaugrenze Tagebau Garzweiler I gemäß Braunkohleplan 1985  
 Abbaugrenze zur 1985 verbindlich erklärten und 1985 gebildeten Sicherungslinie  
 gebaute Abbaugrenze Tagebau Garzweiler II  
 Staatsgrenze

**Grundwasserhöhenlinien in m - NN**  
 oberer freier GW-Spiegel  
 Bereiche mit geringer Grundwasserneuerung  
 Grundwasserscheide

Die Karte zeigt die Lage der Tagebaue Garzweiler I und II im Zusammenhang mit den Grundwasserständen im Bereich der Erft-Scholle. Die Karte ist eine Vereinfachung der tatsächlichen Verhältnisse. Die Grundwasserstände sind durch die Höhenlinien dargestellt. Die Karte ist eine Vereinfachung der tatsächlichen Verhältnisse. Die Grundwasserstände sind durch die Höhenlinien dargestellt.



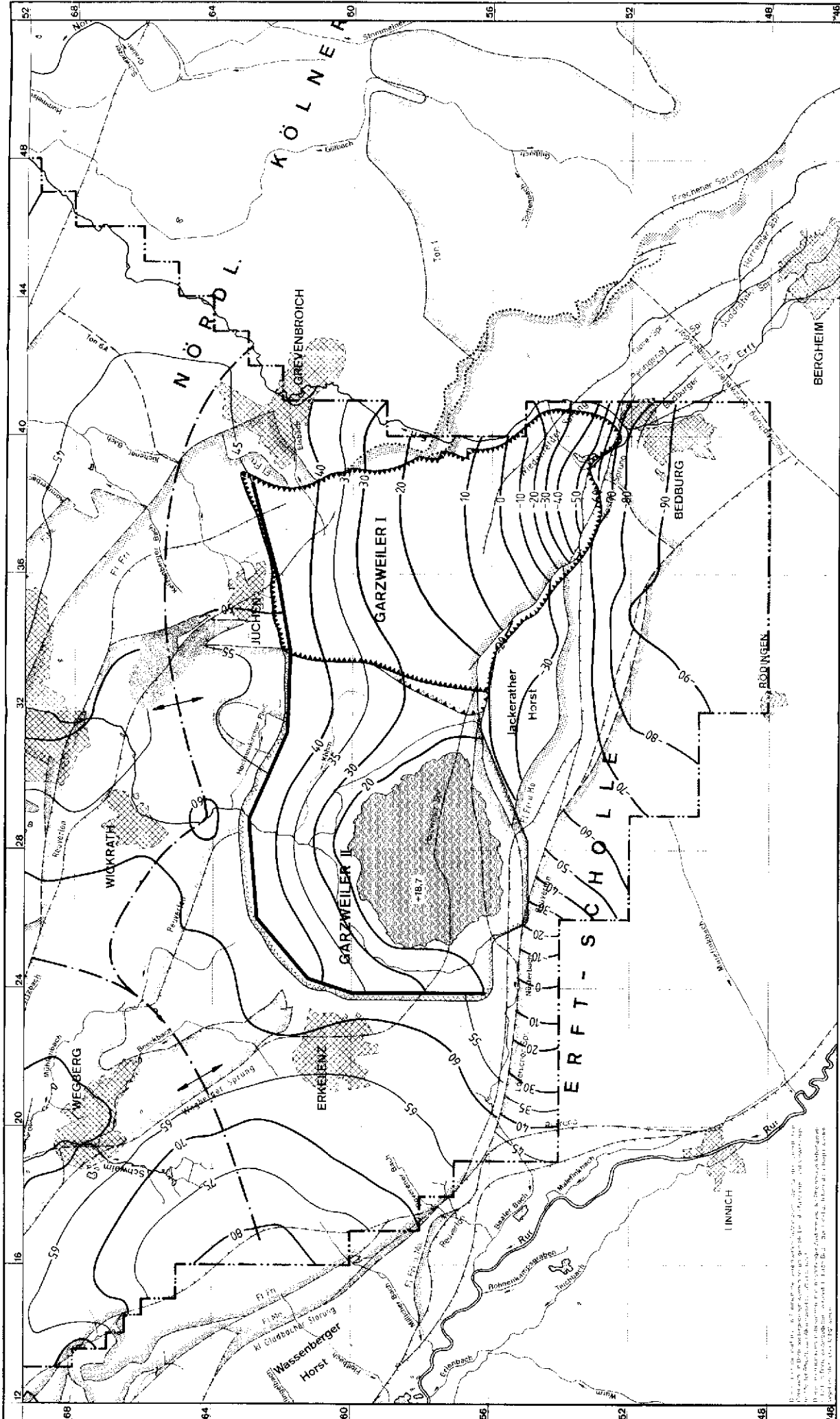
**Vermessung**  
 Die Zäune zeigen zur stützenden Seite  
 Vermessung Grenzlinie einer zwei Grundwasserleiter  
 trennenden Schicht. Die Spalten zeigen wegen der Seite  
 der Verbindung der trennenden Schicht  
 Ausgehendes altes Brauchflächen  
 Die Pufferzone liegt auf der Seite der Fließrichtung  
 Das Pufferzone liegt auf der Seite der Fließrichtung

**Zweitschicht - Hangmodell - Björnson**  
 Abhängige Tagebau Garzweiler I  
 gemäß Braunkohleplan 1985  
 Abhängige zur 1958 verbindlich erklärten  
 und 1985 genehmigten Sicherheitslinie  
 geplante Abhängige Tagebau Garzweiler II  
 Staatsgrenze

**Grundwasserhöhenlinien in m. NN.**  
 oberer freier GW Spiegel  
 Bereiche mit geringer Grundwasserneubildigkeit  
 Abichtung  
 Abichtung, Lage modellbedingt  
 Grundwasserstraße

**Verweigerung**  
 Die Zäune zeigen zur stützenden Seite  
 Vermessung Grenzlinie einer zwei Grundwasserleiter  
 trennenden Schicht. Die Spalten zeigen wegen der Seite  
 der Verbindung der trennenden Schicht  
 Ausgehendes altes Brauchflächen  
 Die Pufferzone liegt auf der Seite der Fließrichtung  
 Das Pufferzone liegt auf der Seite der Fließrichtung

Das Gelände ist für den Bau von Gebäuden und Anlagen geeignet. Die Grundwasserstände sind durch die Tätigkeit des Tagebaus Garzweiler II beeinflusst. Die Grundwasserstände sind durch die Tätigkeit des Tagebaus Garzweiler II beeinflusst. Die Grundwasserstände sind durch die Tätigkeit des Tagebaus Garzweiler II beeinflusst.



**RHEINBRAUN**  
 für Alt-Neuanbauten 873

**Tagebau Garzweiler II**  
 Tagebauabdichtungen und  
 künstliche Grundwasserlandschaften

Variante N 2/Z

Standort: 12/90  
 Maßstab: 1:100 000  
 Zeichnung: 7  
 Blatt: 7  
 Anlage: 7

Verwertung  
 Die Zahlen zeigen zur tieferliegenden Schicht

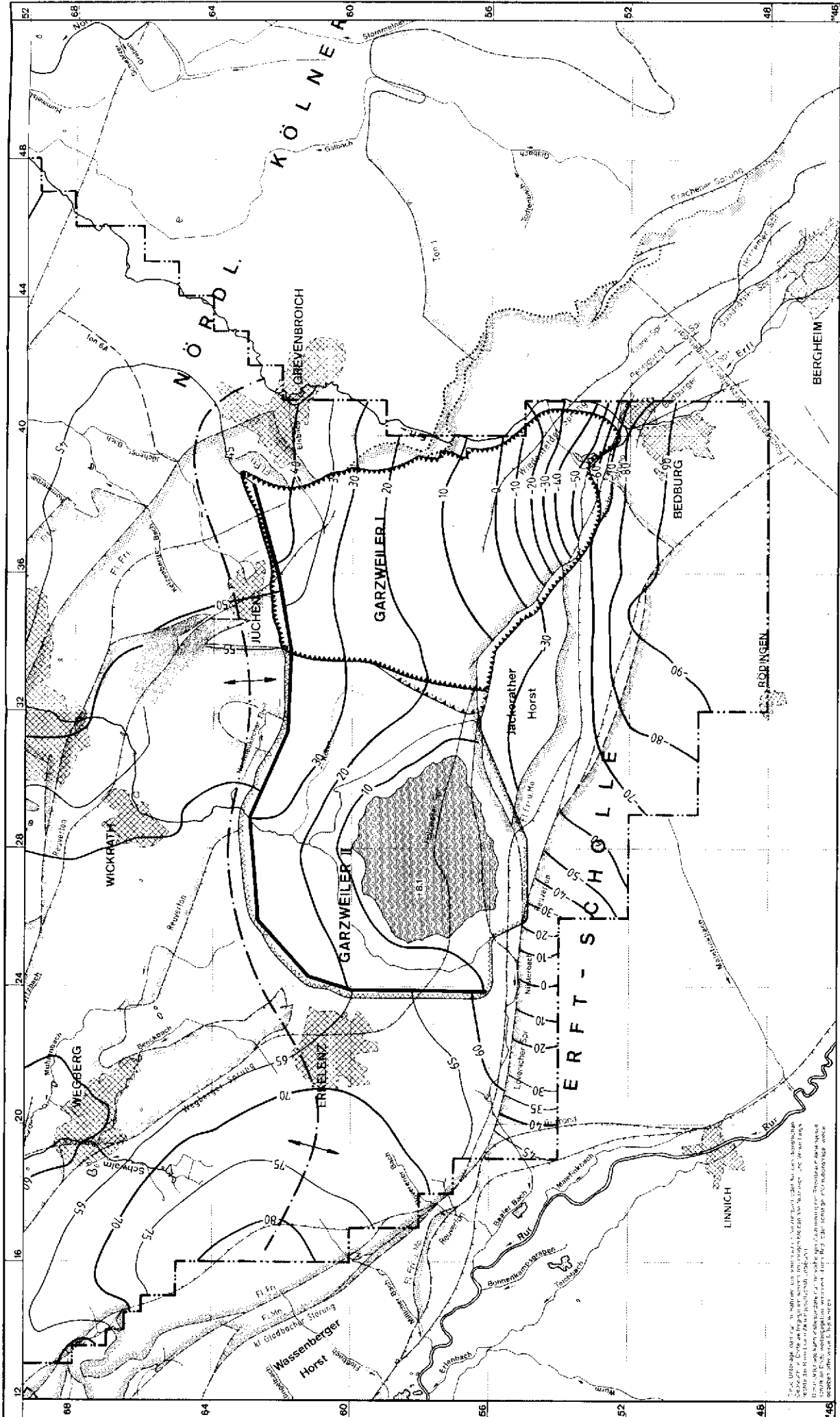
Vermutete Grenze einer zwei Grundwasserleiter  
 trennenden Schicht; die Schraffuren zeigen auf der Seite  
 der Veränderung der tieferen Schicht

Ausgehendes eines Braunkohlentages  
 oberhalb der Lage der Seite der Veränderung

Im - Isopache eines Braunkohlentages  
 Das Punktaster liegt auf der Seite der Veränderung

Zweischicht-Hängemodell-Börsen  
 Abbaugrenze Tagebau Garzweiler I  
 große Stützpläneplan 1980  
 Abbaugrenze zur 1989 verbindlich erklärten  
 und 1985 geförderter Sicherheitslinie  
 gedante Abbaugrenze Tagebau Garzweiler II  
 Staatsgrenze

50 Grundwasserhöhenlinien in m + NN  
 Bereiche mit geringer Grundwasserneubildung  
 Abblüchung  
 Grundwasserseiche



**RHEINBRAUN**  
 RW. Abt. Wasserwirtschaft B13

### Tagebau Garzweiler II

### Tagebaurandabichtungen und künstliche Grundwasserlandschaften

Variante N 3/Z

Projekt-Nr.	17/80	7	Maßstab: 1:100.000
Nachtrag		7	Zustellung Nr.
4. Stadium			Anlage 8

50 — Grundwasserhöhenlinien in m-n, oberer freier GW-Spiegel  
 Bereiche mit geringer Grundwassermächtigkeit  
 Abdichtung  
 Grundwasserschleide

— — — — — Zweischicht-Mengendmodell-Glänsen  
 AAAAAAAAAAA Abbaugrenze Tagebau Garzweiler I gemäß Braunkohleplan 1985  
 AAAAAAAAAAA Abbaugrenze zur 1959 verbindlich erklärten und 1985 gebänderten Sicherheitslinie geplante Abbaugrenze Tagebau Garzweiler II  
 — — — — — Staatsgrenze

**Verwerfung**  
 Die Zahlen zeigen zur tieferliegenden Schicht

**Vermutete Grenze einer zwei Grundwasserleiter trennenden Schicht**: Die Schriften liegen auf der Seite der Verwerfung der tieferen Schicht

**Ausgehendes eines Braunkohleflusses**: Das Punktsymbol liegt auf der Seite der Faziesstellung

**3m Isopache eines Braunkohleflusses**: Das Punktsymbol liegt auf der Seite der Faziesstellung

Das Karte zeigt die Lage der Verwerfung, die durch den Tagebau Garzweiler II entstanden ist. Die Verwerfung ist durch die Zahlen 1-100 angedeutet. Die Zahlen zeigen die Tiefe der Verwerfung in Metern. Die Verwerfung ist durch die Zahlen 1-100 angedeutet. Die Zahlen zeigen die Tiefe der Verwerfung in Metern.



## Vergleich der Varianten

### 1. Zwischenzustand

Variante	Maßnahmen	Wsp m NN Restsee	Versickerung		Abfluß zur Erftscholle Mio m³/a
			Schwalm	Niers Mio m³/a	
S1/Z S2/Z S3/Z	Südrand keine heutige Durchlässig- keit	+ 21,2 + 25,8 + 38,3	12,7 11,8 9,6	5,2 4,6 3,3	58,8 55,5 49,6
	10m/10E-08m/s				
	Nordrand heutige Durchlässig- keit	+ 25,8	11,8	4,6	55,5
N2/Z	10m/10E-07m/s	+ 18,7	10,4	3,4	52,1
N3/Z	10m/10E-08m/s	+ 8,1	7,5	2,5	47,1

### 2. Endzustand

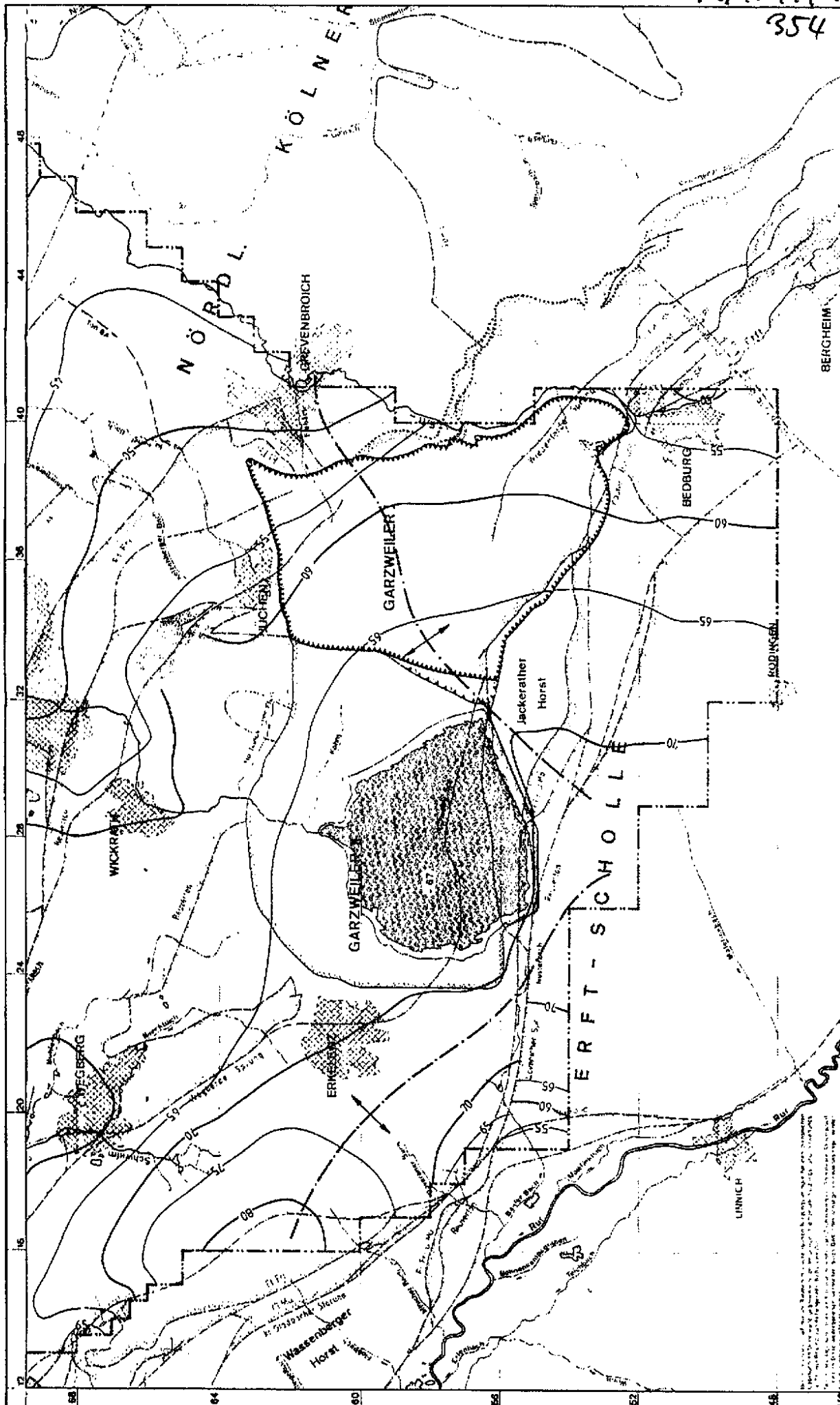
Variante	Maßnahmen	Wsp m NN Restsee	Abfluß in Nordraum Mio m³/a	Abfluß aus dem Restsee in die Niers Mio m³/a	Brunnenförderung Mio m³/a
N1/E	Nordrand keine	+ 67	6,5	5,3	-
N2/E	10m/10E-07m/s	+ 67	2,7	6,6	-
N3/E	10m/10E-08m/s	+ 67	0,5	7,4	-
N4/E	Seespiegelab- senkung und Brunnengalerie	+63,5	-	5,4	5
N5/E	Brunnengalerie	+ 67	-	1,1	7



## Tagebau Garzweiler II Tagebaurandabdichtungen und künstliche Grundwasserlandschaften

### Variantenvergleich

Bearbeitet:	12/90	/	Maßstab:
Nachtrag:		/	Zeichnung Nr.:
z. Schreiben			Anlage 9



**RHEINBRAUN**  
AG für Wasserwirtschaft

**Tagebau Garzweiler II**  
Tagebauabdichtungen und  
künstliche Grundwasserlandschaften

Variante N1/E

Standort	17/92	März 1980	1:100.000
Maßstab			
Blatt			
Blattgröße			10

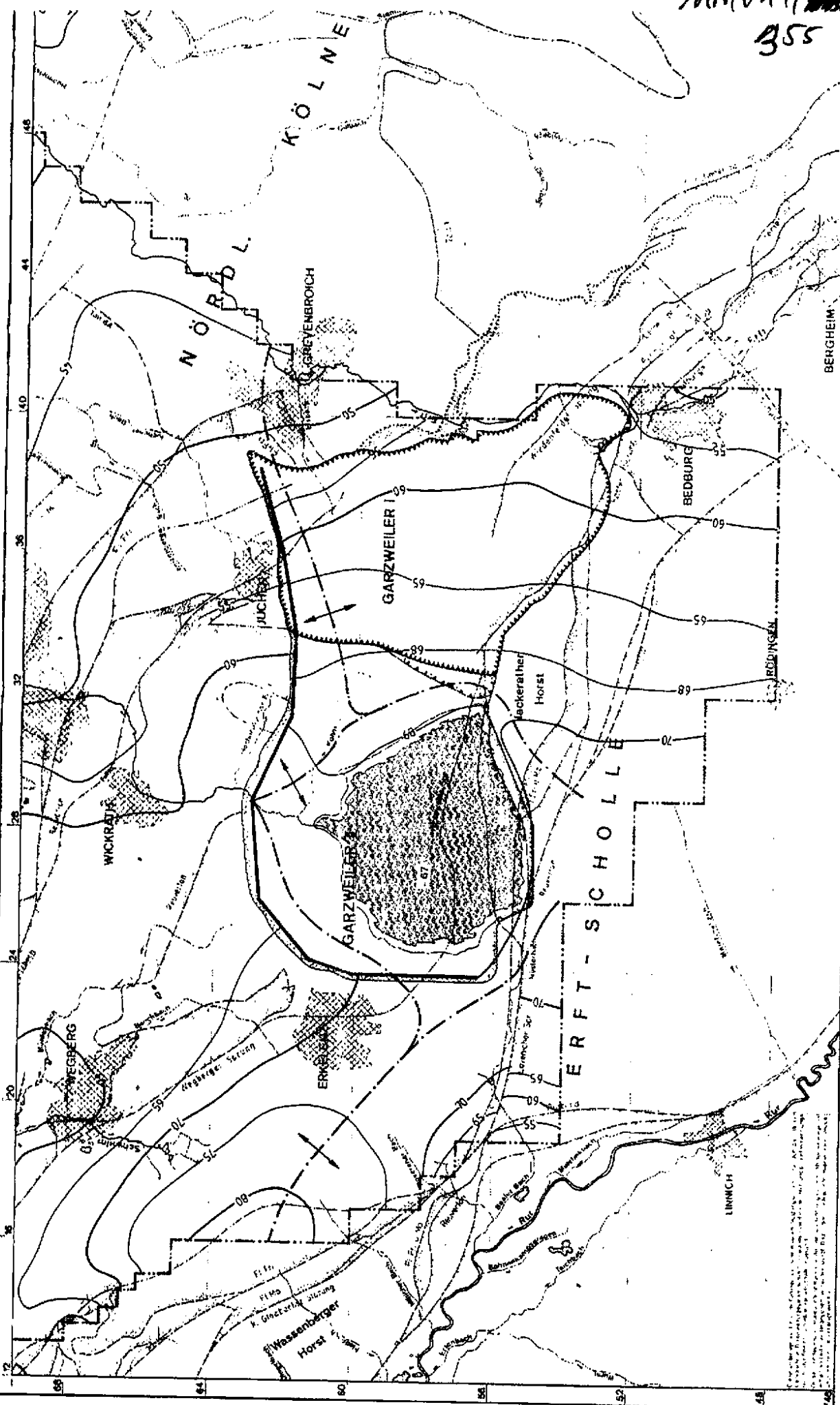
50 Grundwasserstände nach m - N.N.  
oberhalb der GW-Schicht

Bereiche mit geringer Grundwasserleitfähigkeit  
Grundwasserstauer

Zweidimensionale Grundwasserstände  
Abbaugrenze Tagbau Garzweiler I  
gemäß Baubehauplan 1983  
Abbaugrenze zur 1988 vorläufig erzielten  
und 1993 genehmigten Sicherstellung  
geplante Abbaugrenze Tagbau Garzweiler II  
Sattellagere

Verneigung  
Die Karte zeigt die Lage des Tagebaus Garzweiler II  
Mittels der Grenze einer zwei Grundwasserleiter  
trennenden Schicht. Die Schicht liegt auf der Höhe  
der Erft im Bereich der Erft-Scholle.  
Ausgewählte Einschnitte (Bauabschnitte)  
Die Karte zeigt die Lage der Erft-Scholle  
Die Karte zeigt die Lage der Erft-Scholle

MMV 11/ 793  
355



**RHEINBRAUN**  
an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster

**Tagbau Garzweiler II**  
Tagebaurehabilitierungen und  
künstliche Grundwasserlandschaften

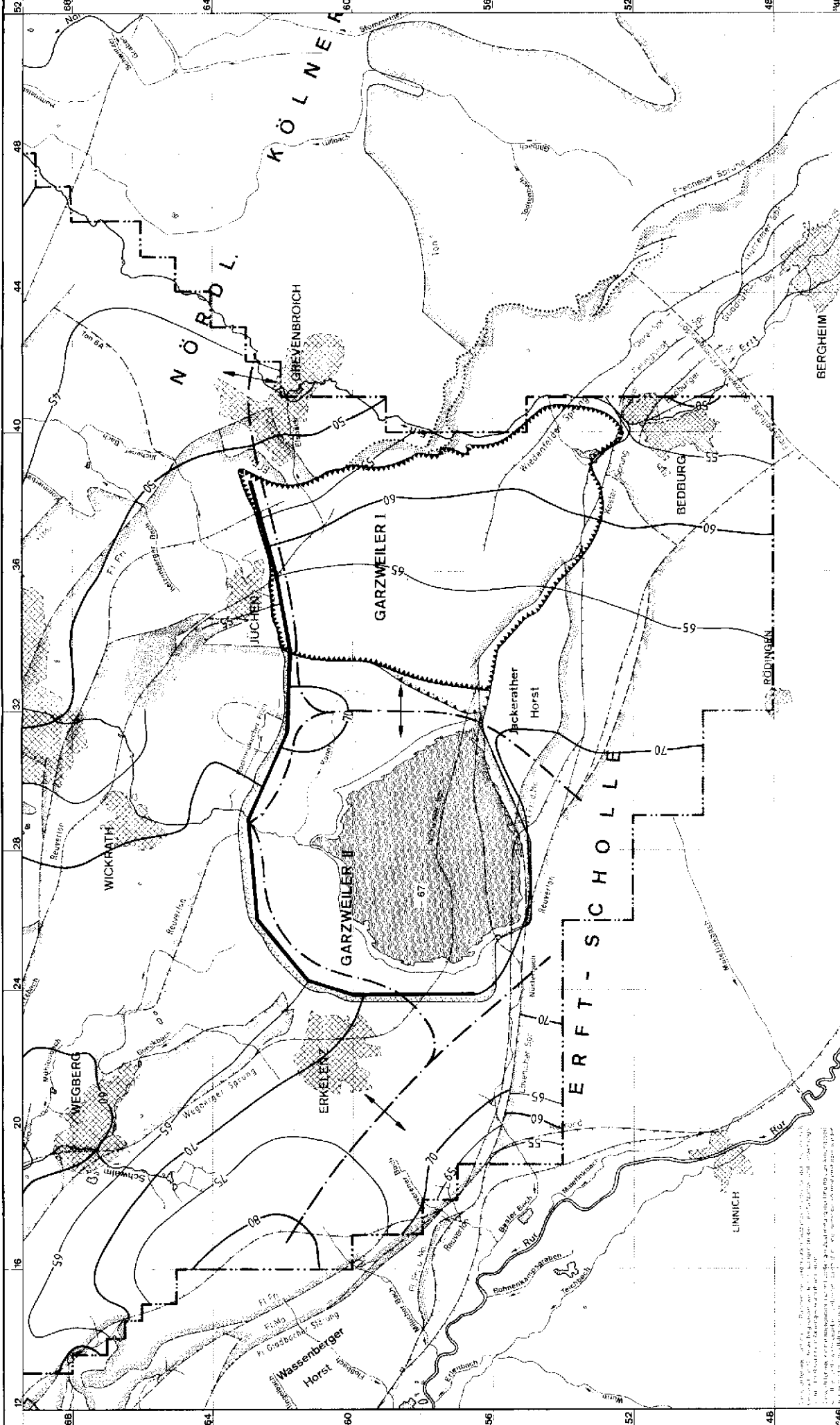
Variante N2/E

Datum:	17/80	Gezeichnet:	CS/DBD
Skala:	1:1000	Überprüft:	
Blatt:		Blattgröße:	11

50 Grundwasserhöhenlinien m. m. NN  
überhöhter Ort Spiegel  
Bäche mit geringer Grundwasserabflussspur  
Abflutung  
Grundwasserlinie

Zwischenzeitliche Kuppelbauwerke Sperrbau  
Abhängige Tagebaue Garzweiler I  
groß Bismontalplan 1989  
A.A.A.A.A. Abhängige zur 1989 abgeleitete, erweiterte  
und 1986 gebaute Schichtabläufe  
generelle Abhängige Tagebau Garzweiler II  
Stützgraben

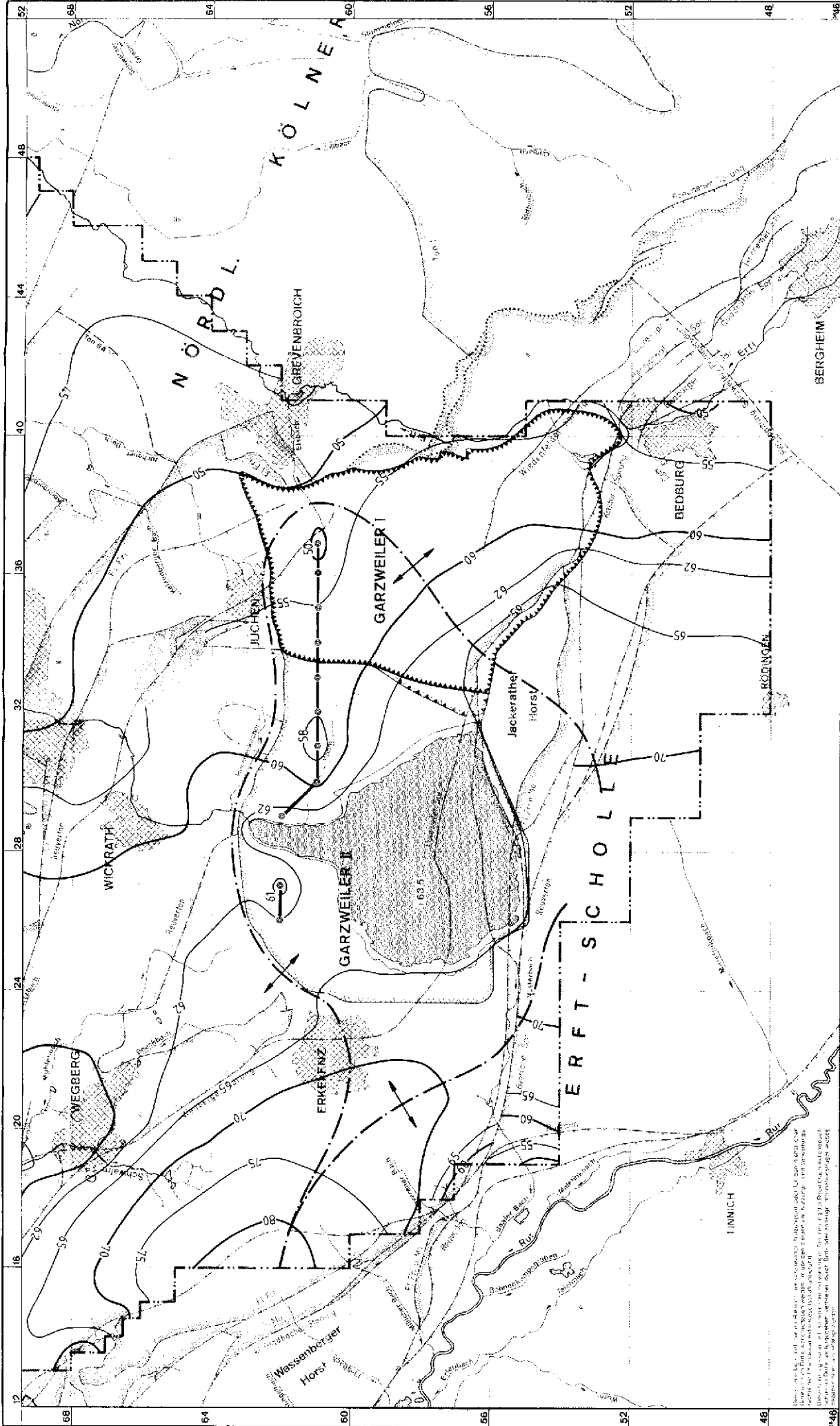
Verneifung  
Der Tagebaue liegt auf dem Gelände der  
Vormerke Garzweiler II und der  
Tagebaue Garzweiler I und II  
mit Wirkung der ungenutzten Fläche  
Ausgeweidete eines Bismontalplan  
Die Bismontalplan liegt auf dem Gelände der  
Tagebaue Garzweiler I und II  
Der Bismontalplan liegt auf dem Gelände der  
Tagebaue Garzweiler I und II



**Verwertung**  
 Die Zehn zeigen zur teiligenen Schale  
 Vermutete Grenze einer zwei Grundwasserleiter  
 trennenden Schicht. Die Buchstaben liegen auf der Seite  
 der Verbreitung der tieferen Schicht  
 Ausgehendes eines Braunkohlenflözes  
 Das Punktsymbol liegt auf der Seite der Freibergrubung  
 3m - Isopache eines Braunkohlenflözes  
 Die Punktsymbole liegen auf der Seite der Freibergrubung

**Zweischicht-Hangendmodell Björnson**  
 Abbaugrenze Tagebau Garzweiler I  
 gemäß Braunkohlenplan 1985  
 Abbaugrenze zur 1989 vollständig klärrten  
 und 1985 geänderten Sicherheitslinie  
 geplante Abbaugrenze Tagebau Garzweiler II  
 Staatsgrenze

**Grundwasserhöhenlinien in m + NN**  
 oberer freier GW-Spiegel  
 Bereiche mit geringer Grundwassermächtigkeit  
 Abdichtung  
 Grundwasserseiche



**RHEINBRAUN**  
 AG, Abt. Wasserwirtschaft 013

**Tagebau Garzweiler II**  
 Tagebaurandabdichtungen und  
 künstliche Grundwasserlandschaften

Variante N 4/E

Zustimmung:	12.7.99	1	Maßstab: 1:100.000
Überprüft:		1	Zustimmung:
F. Schramm		Anlage 13	

**Verwerfung**  
 Die Zone zeigt auf tektonische Störung

**Versickerungsgebiet**  
 Versickerungsgebiet einer oder mehr Grundwasserleiter  
 oberer (freier) GW-Spiegel

**Ausgehendes eines Braunkohlentages**  
 Die Punctation liegt auf der Seite der Freigabe

**Zwischschicht / Hangmodell: Björnson**

**Abbaugrenze Tagebau Garzweiler I**  
 gemäß Brauchplan 1985

**Abbaugrenze zur 1989 verbindlich erklärten  
 und 1989 gemänderten Sicherheitlinie**

**geplante Abbaugrenze Tagebau Garzweiler II**

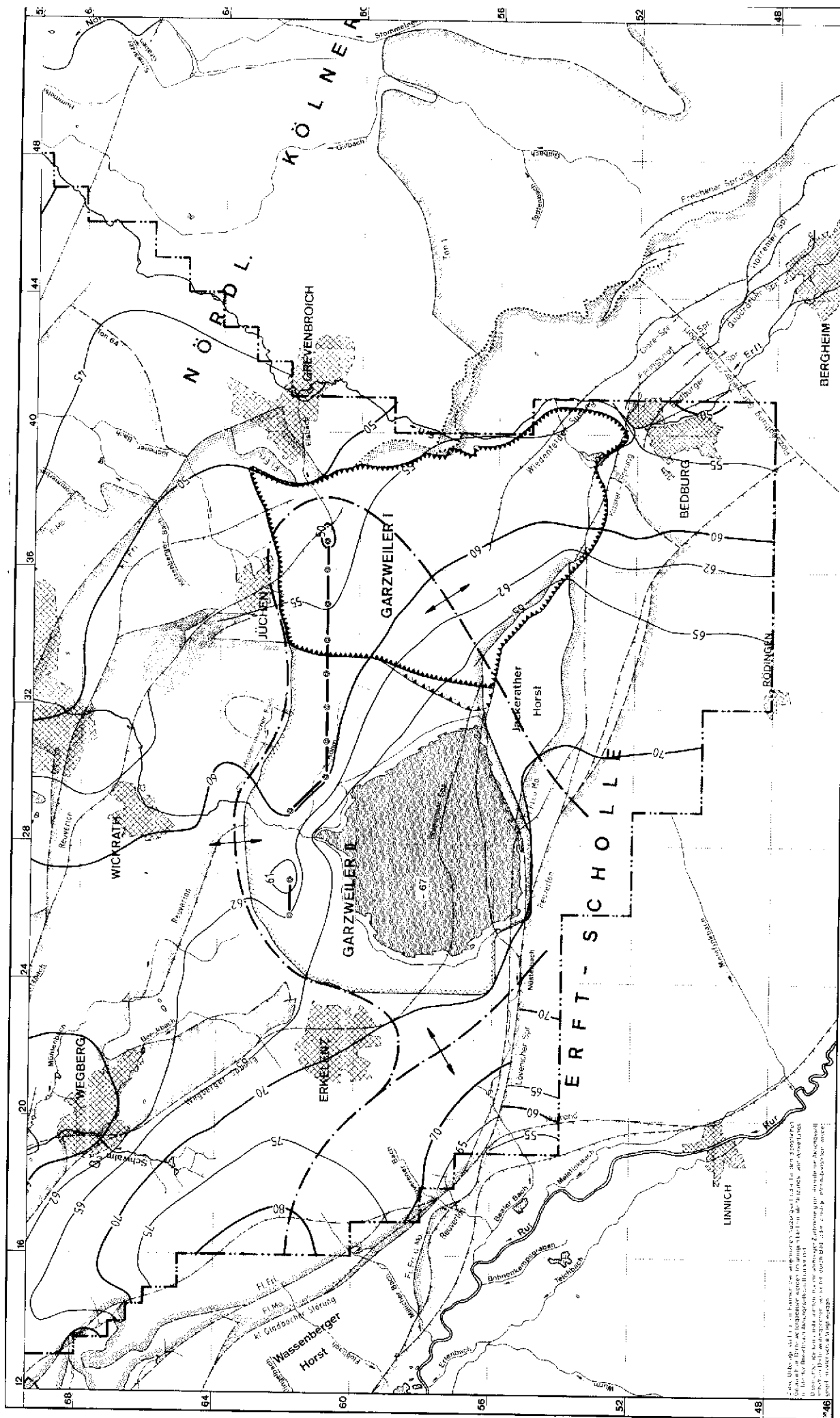
**Staatsgrenze**

**Grundwasserhöhenlinien in m + NN**  
 oberer (freier) GW-Spiegel

**Bereiche mit geringer Grundwasserhöhe**

**Brunnengänge**

**Grundwasserachse**



Zwei, über 99% der Fläche, der westlichen Nachbar-Länder, die sich in einem  
 Grenzgebiet befinden, werden in einem Plan für die Jahre 1955 und 1965  
 die Abbaugrenze des oberirdischen Braunkohleertrags festgelegt. Die Abbaugrenze  
 ist die Linie, die die Abbaugrenze des oberirdischen Braunkohleertrags  
 im Jahre 1955 darstellt. Die Abbaugrenze des oberirdischen Braunkohleertrags  
 im Jahre 1965 ist die Linie, die die Abbaugrenze des oberirdischen  
 Braunkohleertrags im Jahre 1965 darstellt.

- Verneuerung  
Die Zäune zeigen zur rechtsliegenden Scholle
- Vermutete Grenze einer zwei Grundwasserleiter  
trennenden Schicht. Die Schraffuren liegen auf der Seite  
der Untereinheit der trennenden Schicht
- Ausgehendes eines Braunkohleflöz  
Das Punktefeld liegt auf der Seite der Flözunterlage
- Im Flözpache eines Braunkohleflöz  
Das Punktefeld liegt auf der Seite der Flözunterlage

- Zweischicht-Handmodell: Grün
- Abbaugrenze Tagebau Garzweiler I  
gemäß Grundkonzept 1955
- Abbaugrenze zur 1955 verbindlich erklärten  
und 1965 geänderten Sicherstellung
- geplante Abbaugrenze Tagebau Garzweiler II
- Stattgrenze

- 50 Grundwasserhöhenlinien in m + NN  
oberer freier GW-Spiegel
- Bereiche mit geringer Grundwassermächtigkeit
- Brennengalerie
- Grundwasserscheide

**RHEINBRAUN**  
 RW. ABL. Wasserwirtschaft Bf 3

**Tagebau Garzweiler II**  
 Tagebaurandabzeichnungen und  
 künstliche Grundwasserlandschaften

Variante N5/E

Blattgröße	12/80	Vermaßstab	1:100 000
Ausgabe		Zeichnungs-Nr.	
			Anlage 14

# Stellungnahme des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen zu

## „Untersuchung zur Abdichtung Venloer Scholle und Erftscholle und Entwicklung einer künstlichen Grundwasserlandschaft im Bereich des Tagebaus Garzweiler I/II“

### 1. Untersuchungsziel

In den Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlepolitik hat die Landesregierung festgestellt, daß für die Bewertung des Tagebauvorhabens Garzweiler II weitere Untersuchungen zur wasserwirtschaftlichen Situation nach Tagebauende erforderlich sind. Ziel ist es, eine baldige, vielfältige wasserwirtschaftliche Nutzung des sumpfungsbeflüßten Raumes zu ermöglichen. Dabei sind zwei generelle Problemstellungen zu beachten:

#### 1) *Abstrom von Grundwasser aus der Venloer Scholle in die Erftscholle*

Ein rasches Wiederansteigen des Grundwassers in der Venloer Scholle nach Tagebauende ist sowohl im Hinblick auf die wasserwirtschaftliche Nutzung als auch auf die Ökologie wünschenswert.

Ein schnelles Erreichen dieses Zustands wird aber durch die hydraulische Kopplung der Venloer Scholle an die Erftscholle behindert. Die Grundwasserstände in der Erftscholle werden wegen der dort hohen Vorratsentnahme sehr viel langsamer wieder ansteigen. Das führt zu einem verstärkten Abstrom von Grundwasser aus der Venloer Scholle in die Erftscholle so lange, bis auch in der Erftscholle die Grundwasserstände etwa ihr ursprüngliches Niveau wieder erreicht haben. Aus diesem Grund ist eine hydraulische Abkopplung der beiden Schollen wünschenswert.

#### 2) *Abstrom von belastetem Kippenwasser in den Nordraum*

Spätestens nach Beendigung des Wiederanstiegs der Grundwasserstände in der Venloer Scholle wird sich hier die Strömungssituation so einstellen, daß aus dem Kippenkörper Grundwasser in den Nordraum abfließt. Dieses Wasser wird, wie es die Ergebnisse anderer Untersuchungen zeigen, hochmineralisiert sein und z. T. sehr niedrige pH-Werte aufweisen. Um einer qualitativen Gefährdung der Wasserversorgung im Nordraum vorzubeugen, muß vor allem dieser Stoffaustrag nach Norden so weit wie möglich reduziert werden.

Die Rheinbraun AG wurde aufgefordert, mögliche Maßnahmen zur hydraulischen Abkopplung der Venloer Scholle von der Erftscholle und zur Verringerung des Abstroms aus der Kippe in den Nordraum zu entwickeln und auf ihre Wirksamkeit und technische Machbarkeit hin zu prüfen.

Hydraulische Berechnungen zur Abschätzung der Auswirkungen von möglichen Maßnahmen wurden von der Rheinbraun AG mit einer überarbeiteten Fassung des Zweischicht-Hangend-Modells mit einer Süderweiterung in die Erftscholle hinein und Anbindung des Liegendleiters durchgeführt (Anhang zum „Ökologischen Anforderungsprofil für den Tagebau Garzweiler II“)

### 2. Ergebnisse

#### 2.1 **Maßnahmen zur Verringerung des Abstroms aus der Venloer Scholle in die Erftscholle**

##### a) Abdichtung am Tagebausüdrand (Lövenicher Sprung)

Zur Verminderung des Grundwasserabstroms von der Venloer Scholle in die Erftscholle wurde eine Abdichtung des Lövenicher Sprungs am Südrand des Tagebaufeldes geprüft. Es wurden unterschiedliche Durchlässigkeiten am Tagebausüdrand untersucht, welche die drei Möglichkeiten repräsentieren

- den Lövenicher Sprung, wie vom Bergbautreibenden geplant, abzubauen,
- die heutige Durchlässigkeit durch Stehenlassen des Sprungsystems oder durch Einbringen einer künstlichen Dichtung zu erhalten,
- eine künstliche Dichtung mit 10-fach geringerer Durchlässigkeit gegenüber dem natürlichen Zustand einzubringen.

Als Ergebnis zeigte sich, daß sich gegenüber dem Abbau des Sprungs ein Erhalt der heutigen Durchlässigkeit nur in geringem Maße auswirkt.

Wird die Durchlässigkeit jedoch um den Faktor 10 verringert, dann geht der Abstrom in die Erftscholle sichtbar zurück. Das hat zur Folge, daß der Resteespiegel schneller ansteigen kann. Aufgrund des schnelleren Wiederanstiegs der Grundwasserbestände in der Venloer Scholle gehen auch die Versickerungsmengen zum Schutz der Feuchtbiete im Nordraum erkennbar zurück.

##### b) Abdichtung am Tagebaunordrand

Als Alternative zu einer Südrandabdichtung wurde eine Abdichtung der Grundwasserleiter am Tagebaunordrand untersucht. Der natürlichen Durchlässigkeit wurden zwei geringere Durchlässigkeiten, die mit künstlichen Dichtungsmaßnahmen erzielt werden können, gegenübergestellt.

Die Modellrechnungen zeigen, daß der Abstrom in die Erftscholle durch eine Nordrandabdichtung reduziert werden kann. Im Vergleich zur Südrandabdichtung wird der Abstrom aus der Venloer Scholle in die Erftscholle etwas stärker verringert.

Wird die Füllung des Restsees durch eine Abdichtung am Tagebausüdrand beschleunigt, so zeigt sich, daß mit einer Abdichtung am Tagebaunordrand der Grundwasserzustrom aus Norden zum Restsee behindert wird. Aus diesem Grund wird der Restseespiegel wesentlich langsamer ansteigen.

## 2.2 Maßnahmen zur Verringerung des Abstroms aus der Kippe in den Nordraum

- a) Abdichtung am Tagebaunordrand mit Erstellung eines künstlichen oberen Grundwasserleiters (Entwicklung einer künstlichen Grundwasserlandschaft)

Im Hinblick auf eine Reduzierung des Abstroms von belastetem Kippenwasser in den Nordraum wurde eine Abdichtung am Tagebaunordrand in Verbindung mit einem künstlichen oberen Grundwasserleiter untersucht. Für die Abdichtung am Tagebaunordrand zwischen Kippe und unverritztem Gebirge wurden dieselben Durchlässigkeiten wie in den vorhergehenden Modellrechnungen angenommen. Zusätzlich soll ein künstlicher oberer Grundwasserleiter aus durchlässigem, schwefelarmem Material geschaffen werden, in dem das unbelastete Wasser aus der Grundwasserneubildung nach Norden abfließen kann. Für die hier untersuchte Grundwasserströmungssituation nach Wiederanstieg der Grundwasserstände in der Venloer Scholle wurde ein Niveau von 67 m NN für den Restseespiegel angenommen.

Die Modellergebnisse zeigen, daß durch die hier untersuchten Abdichtungen am Nordrand der Grundwasserstrom aus der Kippe nach Norden fast vollständig verhindert werden kann. Gleichzeitig würde sich allerdings der Zustrom von belastetem Kippenwasser in den See deutlich erhöhen.

- b) Brunnengalerie am Kippennordrand

Als Alternative zur Entwicklung einer künstlichen Grundwasserlandschaft wurde zur Verringerung des Abstroms in den Nordraum die Wirksamkeit einer Brunnengalerie untersucht. Mit Abfangbrunnen am Kippennordrand soll das aus der Kippe ausströmende, belastete Grundwasser abgepumpt werden. Zusätzlich wurde geprüft, inwieweit sich eine Absenkung des Restseespiegels auf 63,5 m NN gegenüber dem Niveau von 67 m NN positiv auf eine Abstromverringering nach Norden auswirken kann.

Es zeigte sich, daß sich durch Abfangbrunnen der Abstrom aus der Kippe in den wasserwirtschaftlich intensiv genutzten Nordraum unabhängig von der Restseespiegellhöhe unterbinden läßt.

## 2.3 Technische Machbarkeit

Die Untersuchung der verschiedenen Maßnahmen bezüglich ihrer technischen Machbarkeit ergab im einzelnen:

- a) Tagebausüdrandabdichtung

Die technische Machbarkeit einer Südrandabdichtung wurde nicht geprüft, da die Auswirkung vom Bergbautreibenden als wenig erfolgsbringend bewertet wird.

Für den Nichtabbau des Sprungsystems in diesem Bereich wird vom Bergbautreibenden ein Kohleverlust von 120 Mio. t angegeben.

- b) Tagebaunordrandabdichtung

Aus betrieblichen und wirtschaftlichen Gründen erscheint dem Bergbautreibenden das Einbringen einer Nordrandabdichtung sowohl in Form einer Dichtwand als auch in Form einer Dichtschüttung als nicht durchführbar. Zwar sei die technische Machbarkeit einer Dichtschüttung gegeben, doch müßten dann Zwischendepots angelegt, Innenkippen überhöht und Leistungseinschränkungen in Kauf genommen werden. Zusätzliches geeignetes Dichtmaterial müßte aus anderen Tagebauen herbeigeführt werden. Insgesamt würden sich damit Kosten von 2 Mrd. DM ergeben.

- c) Künstlicher oberer Grundwasserleiter

Die Erstellung eines oberen durchlässigen, schwefelarmen Grundwasserleiters in der Kippe wird vom Bergbautreibenden kritisch gesehen. Die notwendigen Massen seien nicht kontinuierlich und ab dem Jahr 2020 überhaupt nicht verfügbar, so daß Zwischendepots notwendig wären. Die Kosten werden einschließlich der betriebsbedingten Minderleistungen auf ca. 280 Mio. DM (= 0,18 DM/t) beziffert.

## 3. Wertung

Der Aufbau des Modells wurde geprüft; die Eingangsparameter (z. B. Kf-Werte, Randbedingungen) liegen im Vertrauensbereich. Die Modellergebnisse erscheinen im wesentlichen plausibel. Bei der Interpretation der Ergebnisse muß allerdings beachtet werden, daß die Annahmen über die zukünftige Entwicklung der Grundwasserstände (Randbedingungen) in der Erftscholle unsicher sind. Ein funktionstüchtiges Grundwassermodell für die Erftscholle fehlt bislang.

Vor allem für die Modellierung der Südrandabdichtung gilt, daß das Ergebnis stark durch die Vorgabe der Grundwasserstände in der Erftscholle beeinflußt wird. Dennoch reicht die Aussagekraft der Modellrechnungen zur Südrandabdichtung für die Feststellung, daß eine vollständige hydraulische Abkopplung der Venloer Scholle von der Erftscholle durch die hier untersuchten Dichtungsmaßnahmen nicht erreicht werden kann. Dieses Ergebnis wird durch eine vergleichbare Simulationsrechnung mit dem Grundwassermodell Venloer Scholle bestätigt.

Allerdings sollte aus den Modellergebnissen nicht geschlossen werden, daß Maßnahmen am Südrand nicht weiter zu verfolgen sind. Vielmehr könnte die Entscheidung über Maßnahmen am Südrand des Tagebaus (Lövenicher Sprung) zurückgestellt werden, da deren Durchführung erst kurz vor Tagebauende in Betracht kommt. Bis dahin sind deutlich verbesserte Kenntnisse zur hydraulischen Wirkung des Sprungsystems und zur Entwicklung der Grundwassersituation in der Erftscholle zu erwarten.

Dem positiven Aspekt einer Nordrandabdichtung (Verminderung des Abstroms in die Erftscholle während der Wiederanstiegsphase, Reduzierung des Kippenabstroms nach Norden) stehen erhebliche negative Auswirkungen gegenüber. Die Fülldauer des Restsees verlängert sich; der Zustrom von Kippenwasser zum See verstärkt sich nach erfolgtem Grundwasseranstieg. Eine solche aufwendige Maßnahme kann daher nicht empfohlen werden.



Bei der Verringerung des Kippenabstroms nach Norden durch Abfangbrunnen ist zu bedenken, daß die technische Realisierbarkeit nicht nachgewiesen wurde und daß auf diese Weise hochbelastetes Grundwasser über sehr lange Zeiträume gefördert und schadlos abgeführt werden müßte. Herr Prof. Dr. Kinzelbach (GH Kassel) hat in seinem Gutachten zu den Möglichkeiten hydraulischer Maßnahmen zur Verminderung des Stoffaustrages diesen Aspekt näher untersucht.

Durchlässiges, schwefelarmes Material steht in solchem Umfang zur Verfügung, daß die Errichtung eines künstlichen oberen Grundwasserleiters zumindest in wichtigen Abstrombereichen möglich ist. Positive Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit im Abstrombereich der Kippe sind durch diese Maßnahmen zu erwarten. In der Untersuchung zu den Auswirkungen der Abraumkippen auf die Grundwasserbeschaffenheit (Prof. Obermann, Ruhr-Universität Bochum) wird gerade als wichtige Vermeidungsstrategie angeführt, nicht versauerungsfähigen Abraum in den oberen Schüttscheiben der Kippe einzubringen. Daher sollte die Errichtung eines künstlichen oberen Grundwasserleiters in der Kippe vordringlich weiter verfolgt werden.

Die den Modellrechnungen zugrunde gelegten Planungen des Bergbautreibenden sehen generell vor, in der Venloer Scholle einen Zwischenzustand mit einem Restseespiegel von 22 m NN (Endhöhe: 67 m NN) über sehr lange Zeit aufrechtzuerhalten. Das würde zu einer unnötigen Verlängerung der Infiltrationsmaßnahmen zur Stützung der Grundwasserbestände in den Feuchtgebieten führen. Zudem würde der Kippenwasserzufluss zum Restsee beträchtlich erhöht. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht ist dieser Zwischenzustand nicht wünschenswert. Vielmehr ist ein rascher, vollständiger Anstieg des Seewasserspiegels und damit auch der Grundwasserstände in der Venloer Scholle anzustreben.

**Seismologisches Gutachten  
zur Klärung der Frage, ob und in  
welcher Weise der geplante  
Braunkohlentagebau Garzweiler II  
die Seismizität  
der Niederrheinischen Bucht  
zu beeinflussen vermag**

**– Kurzfassung –**

Auftraggeber:  
Rheinbraun AG

Bearbeiter:  
Prof. Dr. Ahmer und Mitarbeiter

Datum: August 1991

## I. Vorbemerkungen

In dem im zentralen Teil der Niederrheinischen Bucht im Gebiet zwischen Erkelenz und Grevenbroich gelegenen Abbau Feld Garzweiler II soll etwa ab dem Jahr 2000 bis zum Jahr 2045 im Tagebaubetrieb Braunkohle abgebaut werden. Der Tagebau wird eine maximale Teufe von 230 m erreichen. Die gewinnbare Kohlenmenge beträgt etwa 1,6 Mrd. Tonnen. Um die Kohle freizulegen, müssen insgesamt 9,5 Mrd. cbm Abraum bewegt und der Grundwasserspiegel großräumig erheblich abgesenkt werden.

Die geplanten bergbaulichen Maßnahmen werden die Auflastverhältnisse und damit die Spannungsverteilung im geologischen Untergrund verändern. Außerdem wird sich die starke Absenkung und der spätere Wiederanstieg des Grundwassers auf den Poren- und Kluftwasserdruck in der Tiefe auswirken. Beides kann, wie weltweite Erfahrungen lehren, das gebirgsmechanische Verhalten der Erdkruste beeinflussen und unter bestimmten Voraussetzungen zur Auslösung von seismotektonischen Bewegungsvorgängen und damit zu induzierten (künstlich ausgelöst) Erdbeben führen.

Die prinzipiellen geologischen Voraussetzungen für eine anthropogene Beeinflussung der Seismizität und Tektonik sind im Planungsbereich des Tagebaus Garzweiler II insofern gegeben, weil in der näheren Umgebung fortlebende tektonische Störungszonen vorhanden sind, welche in der Vergangenheit natürliche Erdbeben kleinerer und mittlerer Stärke hervorgebracht haben. Diese Sachlage mahnt zur Vorsicht, und es war deshalb erforderlich, den Fragen nach einer möglichen Beeinflussung der Seismizität und Tektonik durch den Tagebau Garzweiler II in einem seismologischen Gutachten genauer nachzugehen.

Das vorliegende Gutachten wurde auf Veranlassung des Ministers für Wirtschaft, Mittelstand und Technologie des Landes Nordrhein-Westfalen von der Abteilung für Erdbebengeologie des Geologischen Instituts der Universität zu Köln erstellt und im Frühjahr 1991 abgegeben. Federführend bei der Abfassung des Gutachtens war Professor Dr. Ludwig Ahorner, Leiter der Erdbebenstation der Universität zu Köln in Bensberg.

In dem ausführlichen Gutachten werden auf insgesamt 134 Seiten die bisherigen Beobachtungen über die natürliche und induzierte Seismizität im Braunkohlengebiet der Niederrheinischen Bucht im Rahmen einer umfassenden seismologischen Bestandsaufnahme ausgewertet und die daraus gewonnenen Erkenntnisse zusammen mit den Ergebnissen von gebirgsmechanischen Modellrechnungen und theoretischen Überlegungen, die sich auf das Studium der weltweiten Fachliteratur über induzierte Seismizität stützen, als Grundlage für die Beantwortung der Frage benutzt, ob und in welcher Weise sich der Tagebau Garzweiler II auf die lokale seismische Aktivität und das daraus resultierende Gefährdungspotential auswirken kann.

Die langjährigen seismologischen Erfahrungen mit schon bestehenden Großtagebauen im Rheinischen Braunkohlenrevier sind dabei von großem Nutzen und in ihrer Aussagekraft höher einzuschätzen als gebirgsmechanische Modellrechnungen, die auf einige prinzipielle und derzeit kaum überbrückbare Schwierigkeiten stoßen. Hierfür sind hauptsächlich zwei Gründe maßgeblich: Einmal sind die Zusammenhänge zwischen der Be- und Entlastung der Erdkruste, der Verteilung der Gebirgsspannungen im tieferen Untergrund und dem dort vorhandenen Kluftwasserdruck und der seismotektonischen Aktivität äußerst kompliziert und theoretisch auch noch nicht voll geklärt. Und zum anderen fehlen gesicherte Angaben über die gebirgsme-

chanischen Eigenschaften der Gesteinsschichten und der prä-existenten Störungszonen im tieferen Festgesteinsuntergrund der Niederrheinischen Bucht und über das dort vorhandene tektonische Spannungsfeld.

Bei der Beurteilung der grundsätzlichen Möglichkeiten einer Beeinflussung der Seismizität durch einen Braunkohlentagebau und die damit zusammenhängende großräumige Grundwasserabsenkung ist es erforderlich, zwischen einer induzierten Seismizität im oberflächennahen Bereich (mit Erschütterungsherden innerhalb der tertiären und quartären Lockergesteinsschichten) und einer induzierten Seismizität im tieferen Untergrund (mit Erschütterungsherden in den Festgesteinen des Grundgebirges) zu unterscheiden.

In den oberflächennahen Lockergesteinsschichten (Kiese, Sande, Tone, Braunkohlen) können sich wegen der geringen Gesteinsfestigkeit nur in begrenztem Maße Gebirgsspannungen aufbauen. Daher sind die hier induzierten seismischen Ereignisse in ihrer Stärke begrenzt.

Im Gegensatz dazu vermögen die Festgesteine des Grundgebirges im tieferen Untergrund wesentlich höhere Spannungen anzusammeln. Die hier induzierten seismischen Ereignisse können daher im Extremfall ungleich höhere Energien freisetzen und sind damit gefährlicher als die seismischen Ereignisse im oberflächennahen Bereich.

## II. Ergebnisse der seismologischen Begutachtung

Aus den Untersuchungen im Rahmen des seismologischen Gutachtens ergeben sich in der Zusammenfassung die folgenden Ergebnisse und Schlußfolgerungen:

(1) Der geplante Tagebau Garzweiler II stellt in Bezug auf die maximale Teufe (230 m) und die geplanten Kohlefördermengen sowie auf den Umfang der Abraumbewegung und der Grundwasserabsenkung keine Besonderheit im Rheinischen Braunkohlenrevier dar. Braunkohlentagebaue mit ähnlichen oder sogar darüber hinausgehenden Dimensionen sind bereits mehrfach in anderen Teilen des Reviers aufgeschlossen und über längere Zeit betrieben worden. Zu nennen sind hier besonders die im Bereich der mittleren und nördlichen Ville gelegenen Großtagebaue Frechen (240 m), Fortuna-Garsdorf (350 m) und Frimmersdorf-Süd (210 m). Die Klammerwerte geben die jeweils größten Tagebautiefen unter Flur an.

Im Hinblick auf die allgemeinen geologischen und tektonischen Rahmenbedingungen sowie auf die natürliche Seismizität unterscheidet sich der Planungsbereich des Tagebaus Garzweiler II nicht grundlegend von den genannten Großtagebauen auf der Ville. Die fortlebende Bruchschollentektonik ist im Planungsbereich des Tagebaus Garzweiler II in ihrer Bedeutung eher geringer und auf keinen Fall höher einzuschätzen als im Bereich der Ville.

Hieraus folgt, daß man die seismologischen Erfahrungen, die in den vergangenen dreieinhalb Jahrzehnten mit den Großtagebauen auf der mittleren und nördlichen Ville gemacht wurden, ohne Einschränkung auch auf den Tagebau Garzweiler II übertragen darf.

(2) Die Großtagebaue der mittleren und nördlichen Ville haben seit dem Beginn der fünfziger Jahre, als der Großtagebaubetrieb im Rheinischen Braunkohlenrevier begann, bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt nachweislich keine induzierte Seismizität im tieferen Untergrund hervorgerufen.

Es sieht sogar danach aus, daß die seismotektonischen Vorgänge im Festgesteinsuntergrund der Ville durch die bergbaulichen Maßnahmen (Tagebaubetrieb und Grundwasserabsenkung) eher behindert als gefördert wurden. Im Zeitraum von 1954 bis 1990 konnte in diesem Bereich kein einziges tektonisches Erdbeben im Festgesteinsuntergrund nachgewiesen werden, obgleich die nur etwa 30 bis 40 km entfernte Erdbebenstation der Universität Köln in Bensberg seit 1954 durchgehend in Betrieb war.

Die bisherigen Großtagebaue auf der Ville waren daher ganz offensichtlich nicht in der Lage, die Seismizität und Tektonik im Grundgebirge nachhaltig im Sinne einer Verstärkung der seismischen Aktivität zu beeinflussen. Auch der im Westteil der Erftscholle betriebene Braunkohlentagebau Hambach I hat bislang zu keiner signifikanten Beeinflussung der seismotektonischen Vorgänge im Grundgebirge geführt.

(3) Hieraus leitet sich als wichtige Schlußfolgerung ab, daß man auf Grund der langjährigen seismologischen Erfahrungen im Rheinischen Braunkohlenrevier, insbesondere mit den Großtagebauen im Bereich der mittleren und nördlichen Ville, und in Übereinstimmung mit den Ergebnissen von bergsmechanischen Modellrechnungen mit hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgehen kann, daß der Tagebau Garzweiler II die Seismizität und Tektonik im tieferen Untergrund nicht nachhaltig beeinflussen wird.

Dies gilt jedenfalls für eine induzierte Seismizität, welche in Bezug auf das aus der natürlichen Erdbebenaktivität resultierende seismische Gefährdungspotential des Gebiets zwischen Erkelenz, Mönchengladbach und Grevenbroich sicherheitstechnisch relevant ist.

Das natürliche Erdbebengefährdungspotential des betrachteten Gebiets wird durch die Einstufung in die Erdbebengefährdungszonen 3 (Stadtgebiet von Erkelenz) bis 1 (Stadtgebiet von Mönchengladbach) gemäß Baunorm DIN 4149 „Bauten in deutschen Erdbebengebieten“ (Fassung April 1981) verdeutlicht.

In der Gefährdungszone 3 muß mit dem Auftreten von natürlichen Erdbeben bis zur makroseismischen Intensität VIII der zwölfstufigen MSK-Skala (modifizierte Mercalli-Skala) gerechnet werden, in den Gefährdungszonen 2 und 1 mit Erdbeben bis zur Intensität VII.

Beim Intensitätsgrad VIII kann es an nicht gegen Erdbeben geschützten Gebäuden zu schweren Bauschäden kommen (Abbrechen von Schornsteinen, große Mauerrisse, Herausbrechen von Giebelteilen, Einsturz von Deckenteilen). Die DIN 4149 schreibt daher gezielte Maßnahmen zum Schutz von Gebäuden gegen Erdbebeneinwirkungen vor.

(4) Im Gegensatz zu einer induzierten Seismizität im tieferen Untergrund ist beim Tagebau Garzweiler II eine lokale und in ihrer Stärke begrenzte induzierte Seismizität im oberflächennahen Bereich nach den bisherigen Erfahrungen nicht auszuschließen. Diese Art von induzierter Seismizität braucht allerdings nicht notwendigerweise aufzutreten. Es gibt eine Reihe von Großtagebauen im Rheinischen Braunkohlenrevier, die nachweislich keine oberflächennahe Seismizität hervorgerufen haben. Im Bereich der Ville gilt dies z. B. für die Tagebaue Frechen und Frimmersdorf-Süd).

Bei der induzierten Seismizität im oberflächennahen Bereich handelt es sich um lokale Erderschütterungen bzw. Spannungsschläge, die ihren Ursprung in den tertiären und quartären

Lockergesteinsschichten in der unmittelbaren Nachbarschaft der Tagebaue oder an Stellen in der Umgebung haben, wo Setzungsunterschiede in den Bodenschichten als Folge der bergbaulichen Grundwasserabsenkung vorkommen. Bevorzugt treten solche Setzungsunterschiede im Bereich von hydrologisch wirksamen tektonischen Störungszonen auf.

Im Planungsbereich des Tagebaus Garzweiler II kommen als potentielle Herdlinien für oberflächennahe Erdstöße und Entspannungsschläge vor allem die Randstörungen des Jackerather Horstes in Frage sowie der Wegberger Sprung, welcher durch das östliche Stadtgebiet von Erkelenz verläuft, und der Rheindahlemer Sprung, welcher die Orte Rheindahlen, Odenkirchen und die südlichen Randbezirke der Stadt Mönchengladbach berührt. Es ist nicht sicher vorherzusagen, ob und an welchen Stellen der genannten tektonischen Störungen oberflächennahe seismische Ereignisse auftreten werden.

Die Stärke der in den oberflächennahen Lockergesteinsschichten ausgelösten Erdstöße und ihr makroseismischer Wirkungsbereich sind begrenzt. Nach den bisherigen Erfahrungen ist davon auszugehen, daß die Richter-Stärke den Wert von etwa 2,5 und die makroseismische Intensität im Epizentrum den Stärkegrad V–VI der zwölfstufigen MSK-Skala nicht überschreitet. Die Schadensgrenze, ab der gerüftfüßige Gebäudeschäden (Verputzschäden, Abfallen einzelner Dachpfannen, Abfallen kleinerer Stücke von schadhaften Schornsteinen) vorkommen können, liegt im Intensitätsgrad VI der MSK-Skala. Die makroseismische Intensität nimmt mit wachsender Entfernung vom Epizentrum vergleichsweise rasch ab. In einigen Kilometern Abstand vom Epizentrum sind die Bodenerschütterungen gewöhnlich kaum noch zu verspüren.

(5) Aus dem eben Gesagten ergibt sich, daß die durch den Tagebau Garzweiler II möglicherweise induzierte oberflächennahe Seismizität nach dem derzeitigen Kenntnisstand der Seismologie keine ernsthafte Gefahr für die Bevölkerung darstellt. Die lokalen Bodenerschütterungen können aber eine Belästigung der betroffenen Bürger mit sich bringen, da der normale Tagesablauf und gegebenenfalls die Nachtruhe gestört werden.

Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die oberflächennahen seismischen Ereignisse nach den bisherigen Erfahrungen relativ selten auftreten. Die Zahl der an ein und demselben Ort kurzzeitig fühlbaren Erdstöße dürfte selbst im Extremfall 3 bis 8 Ereignisse pro Jahr nicht übersteigen. Die durch die Bodenerschütterungen bedingte Belästigung der Anwohner hält sich daher in Grenzen.

(6) Zur meßtechnischen Überwachung einer eventuellen induzierten Seismizität im tieferen Untergrund (Festgesteinsuntergrund) des Tagebaus Garzweiler II, die nach den vorangehenden Ausführungen sehr unwahrscheinlich ist, reicht das in der Niederrheinischen Bucht derzeit vorhandene seismische Meßstationsnetz aus. Es besteht aus mehr als zwanzig Meßstationen, die von der Abteilung für Erdbebengeologie des Geologischen Instituts der Universität zu Köln und vom Geologischen Landesamt NRW betrieben werden. Dieses seismische Feststationsnetz gewährleistet, daß die im Grundgebirge ausgelösten seismischen Ereignisse ab Stärke 0,7 der Richter-Skala in allen Teilen der Niederrheinischen Bucht mit Sicherheit erfaßt werden.

Für die Überwachung des tieferen Untergrundes des Tagebaus Garzweiler II sind besonders die vom Geologischen Landesamt betriebenen hochempfindlichen Bohrloch-Meßstationen Jackerath, Krefeld und Pulheim geeignet. Die Meßstation Jackerath ist in einer bis zum Festgesteinsuntergrund hinabreichenden

Tiefbohrung installiert, welche am südlichen Rand des Planungsbereiches Garzweiler II liegt. Mit dieser Meßstation sind somit selbst kleinste seismotektonische Regungen im Festgesteinsuntergrund des geplanten Tagebaus zu erfassen.

(7) Zur meßtechnischen Überwachung einer vom Tagebau Garzweiler II möglicherweise induzierten Seismizität im oberflächennahen Bereich sind herdnahe Registrierungen im Umkreis von wenigen Kilometern um den Erschütterungsherd erforderlich. Es wird vorgeschlagen, daß der Bergbautreibende mindestens drei mobile seismische Meßstationen bereithält, die spätestens ab Beginn der Aufschlußarbeiten an geeigneten Oberflächenmeßpunkten in der Umgebung des Tagebaus installiert werden. Der Betrieb dieser Meßstationen kann im Rahmen der betrieblichen Überwachung des Tagebaus erfolgen. Die Meßgeräte können in Abhängigkeit von der Entwicklung des Tagebaus und der oberflächennahen Seismizität entsprechend verlagert und gegebenenfalls durch weitere Meßapparaturen ergänzt werden, um herdnahe Registrierungen der bei den oberflächennahen Erdstößen bzw. Spannungsschlägen auftretenden Bodenschwinggrößen zu gewährleisten.

Im Braunkohlengebiet der nördlichen Vile, insbesondere im Bereich der Tagebaue Fortuna-Garsdorf und Bergheim, wo oberflächennahe Erdstöße bisher hauptsächlich vorgekommen sind, wird die geschilderte Verfahrensweise seit Jahren mit Erfolg angewandt.

(8) Als Fazit läßt sich auf Grund der seismologischen Begutachtung feststellen, daß der geplante Braunkohlentagebau Garzweiler II nach dem derzeitigen Kenntnisstand der Seismologie und Geologie mit hoher Wahrscheinlichkeit keine sicherheitstechnisch relevanten Auswirkungen auf die Seismizität der Niederrheinischen Bucht haben wird. Das aus der natürlichen Erdbebentätigkeit der Niederrheinischen Bucht resultierende seismische Gefährdungspotential bleibt somit unverändert.

Bensberg, im August 1991



(Professor Dr. Ludwig Ahomer)

Anschrift: Abteilung für Erdbebengeologie des  
Geologischen Instituts der Universität zu Köln,  
Erdbebenstation Bensberg,  
Vinzenz-Pallotti-Str. 26,  
5060 Bergisch Gladbach 1

# Gemeinsame Stellungnahme des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen und des Landesoberbergamtes Nordrhein-Westfalen zu

## „Seismologisches Gutachten zur Klärung der Frage, ob und in welcher Weise der geplante Braunkohlentagebau Garzweiler II die Seismizität der Niederrheinischen Bucht zu beeinflussen vermag“

Die niederrheinische Bucht ist ein Gebiet mit natürlicher Seismizität, in dem es seit Jahrhunderten immer wieder zu Erdbeben, die auch gelegentlich leichte Schäden verursacht haben, gekommen ist. Sie ist Teil einer Erdbebenzone, die sich vom Oberrhein bis nach Belgien und in die Niederlande erstreckt.

Das vorliegende Gutachten sollte der Fragestellung nachgehen, ob und inwieweit das Tagebauvorhaben Garzweiler II in der Lage ist, die Seismizität zu beeinflussen.

Bei der Betrachtung der Seismizität im rheinischen Braunkohlengebiet ist es von Bedeutung, zwischen Seismizität im tieferen Untergrund und im oberflächennahen Bereich zu unterscheiden. Nach den bisherigen Feststellungen ist keine Beeinflussung der natürlichen Seismizität im tieferen Untergrund durch den Braunkohlenbergbau nachweisbar. Im Gegensatz dazu existiert im oberflächennahen Bereich eine durch den Braunkohlenbergbau induzierte Seismizität. Diese äußert sich in lokal auftretenden Erdstößen und Entspannungsschlägen geringer Stärke, die im allgemeinen kaum Schäden zur Folge haben. Die Entstehungsursache wird mit dem Tagebaubetrieb und mit der bergbaulichen Grundwasserabsenkung im Zusammenhang gesehen.

Aus der Sicht des Geologischen Landesamtes NRW und des Landesoberbergamtes NRW ist der Schlußfolgerung von Prof. Ahorner zuzustimmen, daß die durch die Tagebaue hervorgerufenen Änderungen der Spannungsverhältnisse im tieferen Untergrund wesentlich geringer sind, als die Spannungen, die aufgrund natürlicher tektonischer Vorgänge ohnehin vorhanden sind. Erdbeben einer Stärke, wie sie natürlicherweise vorkommen, können durch die Tagebaue allein nicht erzeugt werden. Allenfalls ist eine geringfügige Beeinflussung des Auslösezeitpunktes der durch tektonische Vorgänge aufgebauten Spannungen denkbar.

Aufgrund der Komplexität der Untergrundverhältnisse kann allerdings nicht jede Auswirkung auf die Tiefenseismizität mit absoluter Sicherheit vorhergesagt werden. Der Ansicht von Prof. Ahorner, daß eine seismometrische Überwachung des Projektes angebracht sei, um die weitere Entwicklung der Seismizität erfassen zu können, ist deshalb ebenfalls zuzustimmen.

Die im Bereich Bergheim und Bedburg auftretenden oberflächennahen Erdstöße werden in der Regel auch an den Stationen des Geologischen Landesamtes registriert. Aus anderen Teilen des Braunkohlenreviers ist – zumindest seit 1980 – nichts vergleichbares registriert worden. Insbesondere hat es im Tagebau Garzweiler I in den vergangenen zehn Jahren nur vereinzelt äußerst schwache Erdstöße mit Magnituden von  $ML = 0,1$  bis

$0,3$  gegeben. Die Station Jackerath des Geologischen Landesamtes liegt in unmittelbarer Nähe des Tagebaus und kann in diesem Nahbereich Ergebnisse bis hinunter zur Magnitude  $ML = 0$  erfassen. Welche Magnituden bei solchen Erdstößen maximal auftreten können, ist theoretisch schwer abzuschätzen. Aufgrund der geringen Festigkeit des Lockergesteins können aber keine sehr hohen Spannungen gespeichert werden. Es ist daher unwahrscheinlich, daß in Zukunft wesentlich stärkere Erdstöße vorkommen werden, als es in der Vergangenheit der Fall war.

Den Erdbebenstationen des Geologischen Landesamtes kommt wegen ihrer Lage und ihrer hohen Empfindlichkeit bzw. niedrigen Detektionsschwelle eine besondere Bedeutung zu. Die Station Jackerath, die unmittelbar neben dem geplanten Tagebau liegt, wird alle evtl. Beben des tieferen Untergrundes im Raum Garzweiler II bis hinunter zu Magnitude  $ML = 0$  erfassen. Sie ist daher für die Detektion besonders wichtig. Es ist dafür Sorge zu tragen, daß eine Bohrlochmeßstation im Bereich des Jackerather Horstes erhalten bleibt.

Zur Erkennung einer evtl. durch den Tagebau Garzweiler II induzierten Tiefenseismizität ist die natürliche Seismizität im weiteren Umfeld des Tagebaus zu erfassen. „Erfassung“ bedeutet auch Lokalisierung der Hypozentren mit ausreichender Genauigkeit. Für Garzweiler II muß eine hinreichende Ortungsgenauigkeit nicht nur im unmittelbaren Bereich des Tagebaus gewährleistet sein, sondern auch in der näheren Umgebung, etwa bis zur niederländischen Grenze.

Mit dem in der niederrheinischen Bucht vorhandenen Stationsnetz ist dies allein nicht gewährleistet. Nach Auffassung des Geologischen Landesamtes nimmt westlich der Linie Krefeld–Jackerath die Ortungsgenauigkeit mit den derzeitigen Stationen drastisch ab.

Ein neuer Weg diese Situation zu verbessern, kann durch sogenannte „Arrays“ beschritten werden. Es handelt sich hierbei um ein Netz von nahe beieinanderliegenden Seismometern, aus deren Registrierungen aufgrund der Ähnlichkeit der Signalförmungen sehr genau Azimut und Entfernung zum Herd berechnet werden können.

Es wird daher vom Geologischen Landesamt vorgeschlagen, die Erdbebenstation Großhau (Hohes Venn) durch einen dritten Seismometerschacht von ca. 2 bis 3 m Tiefe und eine geeignete Registraturapparatur zu einer Mini-Arraystation auszubauen. Auf diese Weise kann im Verbund mit den anderen Stationen eine ausreichende Ortungsgenauigkeit im Umfeld von Garzweiler II erreicht werden.

Hinsichtlich der Überwachung der induzierten Erdstöße im oberflächennahen Bereich, wie sie hin und wieder zwischen Bergheim und Bedburg auftreten, ist Prof. Ahorner zuzustimmen, daß Ereignisse dieser Art vor Ort in der Nähe der Epizentren erfaßt werden müssen. Da man solche Gebiete vorab nicht kennt, kann gegenwärtig ein entsprechendes Meßnetz in seiner endgültigen Form nicht konzipiert werden.

In anderen Teilen des Braunkohlenreviers – auch im Tagebau Garzweiler I – ist in den vergangenen zehn Jahren keine vergleichbare seismische Aktivität vorgekommen. Da die Station Jackerath in unmittelbarer Nähe des Planungsbereiches Garzweiler II liegt, wird sie auch oberflächennahe Erdstöße geringer Stärke aus diesem Gebiet registrieren. Es ist dadurch jederzeit möglich, Bereiche des Tagebaus, in denen oberflächennahe Erdstöße auftreten, zu identifizieren.

Wenn auch Häufigkeit und Stärke der induzierten oberflächennahen Seismizität gegenüber dem südöstlich liegenden Bereich (Tagebaue Fortuna-Garsdorf/Bergheim) wegen der einfacheren geologisch-tektonischen Verhältnisse geringer eintreten dürften, kann die Notwendigkeit einer Überwachung für die Zukunft nicht völlig ausgeschlossen werden.

Auf der Grundlage der Auswertung aller Beobachtungen wird zu entscheiden sein, in welchem Umfang die Messungen durch Einrichtung neuer Meßstellen ergänzt werden müssen.

**Materialband  
zu den  
Leitentscheidungen  
zum  
Abbauvorhaben Garzweiler II**

Ministerium für Umwelt,  
Raumordnung und Landwirtschaft  
des Landes Nordrhein-Westfalen



**Materialband  
zu den  
Leitentscheidungen  
zum  
Abbauvorhaben Garzweiler II**

Herausgeber: Ministerium für Umwelt,  
Raumordnung und Landwirtschaft  
des Landes Nordrhein-Westfalen  
Düsseldorf, September 1991

Herstellung: WAZ-Druck, Duisburg

Umweltfreundliches Recycling-Papier aus 100% Altpapier, ungebleicht

# Inhalt

	Seite
1. Grundwassermodell Venloer Scholle – Zusatzuntersuchung zu den Auswirkungen eines verkleinerten Tagebaus Garzweiler II –	5
1.1 Stellungnahme des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein Westfalen	31
2. Tagebau Garzweiler II – Limnologische Entwicklung des Restsees –	33
2.1 Stellungnahme des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen	66
3. Maßnahmen zur Verminderung des Stoffaustrages aus der Abraumkippe des Tagebaus Garzweiler II	69
3.1 Stellungnahme des Landesoberbergamtes Nordrhein-Westfalen	91

# **Grundwassermodell Venloer Scholle**

**Zusatzuntersuchung zu den  
Auswirkungen eines verkleinerten  
Tagebaus Garzweiler II**

**Auftraggeber:  
Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen**

**Bearbeiter:  
Prof. Dr.-Ing. G. Rouvé  
Dipl.-Ing. B. Romunde  
Dipl.-Ing. S. Opheys**

**unter Mitarbeit von:  
Dr.-Ing. H. Daniels  
Dipl.-Ing. A. Braxein  
cand. ing. C. Jansen**

**Datum: September 1991**

# Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 Einleitung	7
2 Annahmen und Randbedingungen	8
2.1 Tagebau und Restsee	8
2.2 Künstliche Grundwasseranreicherung	10
3 Ergebnisse	11
3.1 Tagebaubetriebszeitraum	11
3.2 Wiederanstiegszeitraum	13
4 Zusammenfassung	14
Verzeichnis der Abbildungen	15
Verzeichnis der Anlagen	15

## 1 Einleitung

Im Hinblick auf die Planung zukünftiger Braunkohletagebaue, sowie der damit verbundenen Grundwasserbewirtschaftungsmaßnahmen wurde das

*Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der  
Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen*

vom

*Landesamt für Wasser und Abfall des Landes Nordrhein-Westfalen*

beauftragt, mit Hilfe des mathematisch-numerischen Grundwassermodells „Venloer Scholle“ eine weitere Simulationsvariante (im folgenden „Variante 8“ genannt) durchzuführen. Diese Simulationsvariante wurde mit dem Ziel durchgeführt, die Auswirkung einer flächenmäßigen Reduzierung des Tagebaus Garzweiler II auf den Grundwasserhaushalt der „Venloer Scholle“ zu untersuchen. Dabei wird das Versickerungskonzept von Variante 7 (Bericht II, Juli 1991) zugrunde gelegt.

Die Modellergebnisse werden anhand von ausgewählten Grundwassergleichenplänen, Schnitten und Ganglinien dargestellt. Darüber hinaus werden flächige Differenzendarstellungen benutzt, um die Entwicklung der Grundwasserstände gegenüber einem Ausgangszustand und Unterschiede zu früheren Varianten aufzuzeigen. Ein weiteres wichtiges Modellergebnis sind Aussagen über Bilanzgrößen, wie etwa Sumpfungswassermengen und Infiltrationswassermengen, die tabellarisch oder als Ganglinien dargestellt werden.

Die Modellrechnungen des vorliegenden Berichtes bauen auf den Ergebnissen eines ersten und zweiten Teilauftrages auf, deren Ergebnisse mit dem

**Bericht I  
Modellgrundlagen, Kalibrierung  
Simulationsvariante 1 bis 4  
Aachen, im November 1990**

und dem

**Bericht II  
Simulationsvarianten 5 bis 7  
Aachen, im Juli 1991**

dem Landesamt für Wasser und Abfall übergeben wurden. Inhalt des ersten und zweiten Teilauftrages waren neben der Erstellung und Kalibrierung des mathematisch-numerischen Grundwassermodells „Venloer Scholle“ die Berechnung der folgenden Simulationsvarianten:

- Variante 1 „Grundsimulation“
- Variante 2 „Feuchtgebietsnahe Grundwasseranreicherung“
- Variante 3 „Tagebaunahe Grundwasseranreicherung im ersten Grundwasserleiter“
- Variante 4 „Tagebaunahe Grundwasseranreicherung im ersten und dritten Grundwasserleiter“
- Variante 5 „Konstante sonstige Entnahmen auf dem Stand des Jahres 1983“
- Variante 6 „Nichtabbau des Lövenicher Sprungs“
- Variante 7 „Versickerungskombination“

Die Kenntnis beider Berichte muß im folgenden vorausgesetzt werden.

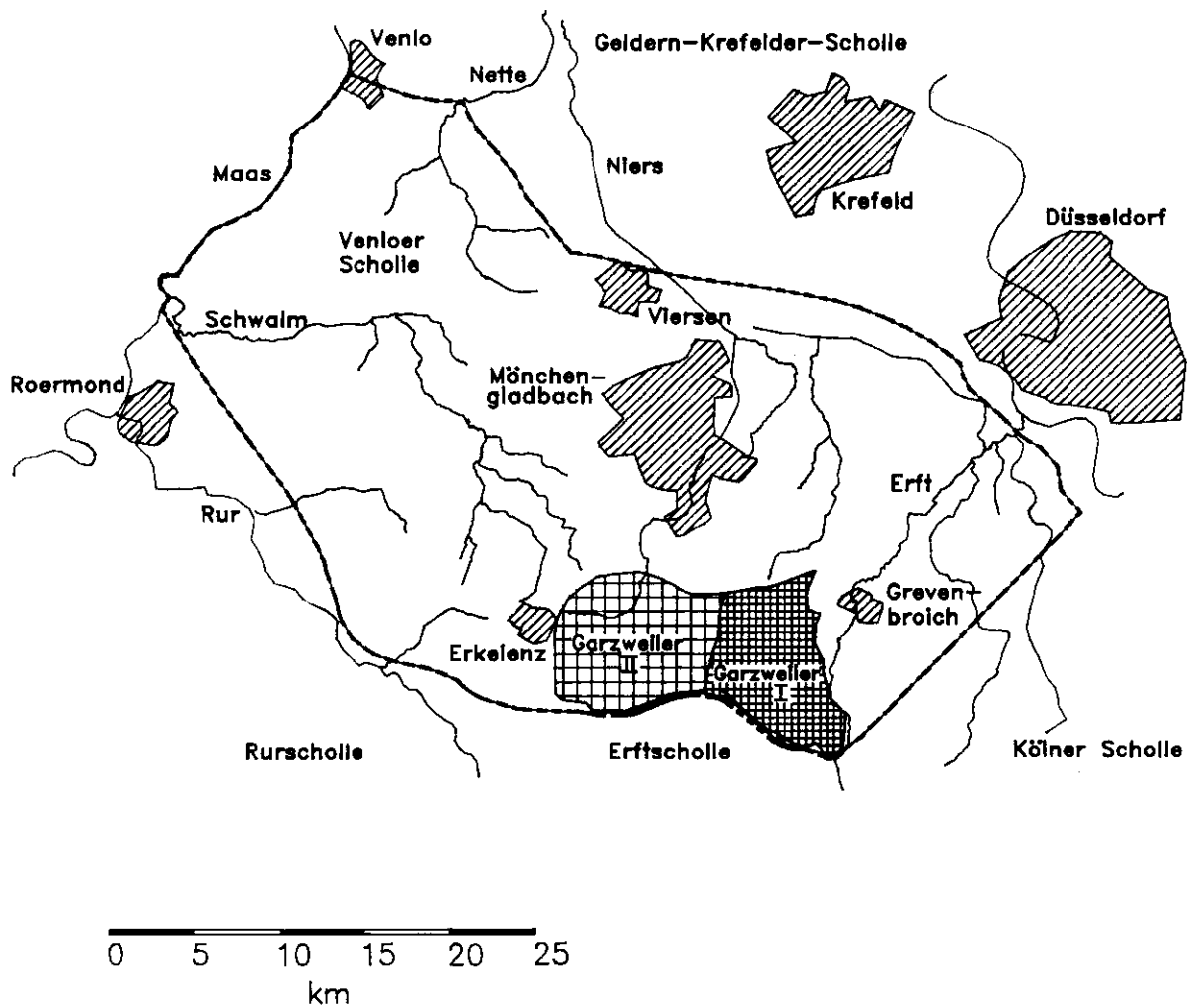


Abbildung 1.1: Übersicht über das Modellgebiet

## 2 Annahmen und Randbedingungen

Bei der Berechnung der Simulationsvariante 8 wird von einem verkleinerten Tagebau und dem Versickerungskonzept der Variante 7 (Bericht II) ausgegangen.

### 2.1 Tagebau und Restsee

In Abbildung 2.1 sind die Umrisse des verkleinerten Tagebaus im Vergleich mit dem beantragten Tagebau dargestellt. Mit der Verkleinerung des Tagebaus an seiner nordwestlichen Seite wird eine Reduzierung der Sumpfungsziele bis zu 30 m erreicht, da die Flöze nach Nordwesten einfallen. Außerdem wird die Distanz des Tagebautiefsten zu den Infiltrationsanlagen größer, so daß der Rücklauf von Infiltrationswasser aus den Versickerungsanlagen zum Tagebau geringer wird. Der Tagebaufortschritt, die Zeitpunkte der Anschnitte der Flöze, hat sich gegenüber den vorherigen Varianten nicht geändert.

Abb. 2.2 zeigt die Lage des bestehenden Tagebaus Garzweiler I mit seinen beiden Flügeln Garzweiler Süd und Garzweiler Nord, die um einen gemeinsamen Drehpunkt aufeinander zuschwenken. Nach der Planung des Bergbautreibenden wird der nördliche Flügel in Höhe von Garzweiler auslaufen, während der Drehpunkt des südlichen Flügels weiter nach Südwesten verschoben werden soll. Dieser Flügel soll dann als beantragter Tagebau Garzweiler II in westliche Richtung fortschreiten. Etwa gegen 2045 wird er seinen Endstand im Süden des Abbaufeldes erreichen. Die zwei schraffierten Flächen in Abb. 2.2 kennzeichnen die heute bereits ausgekohnten Bereiche.

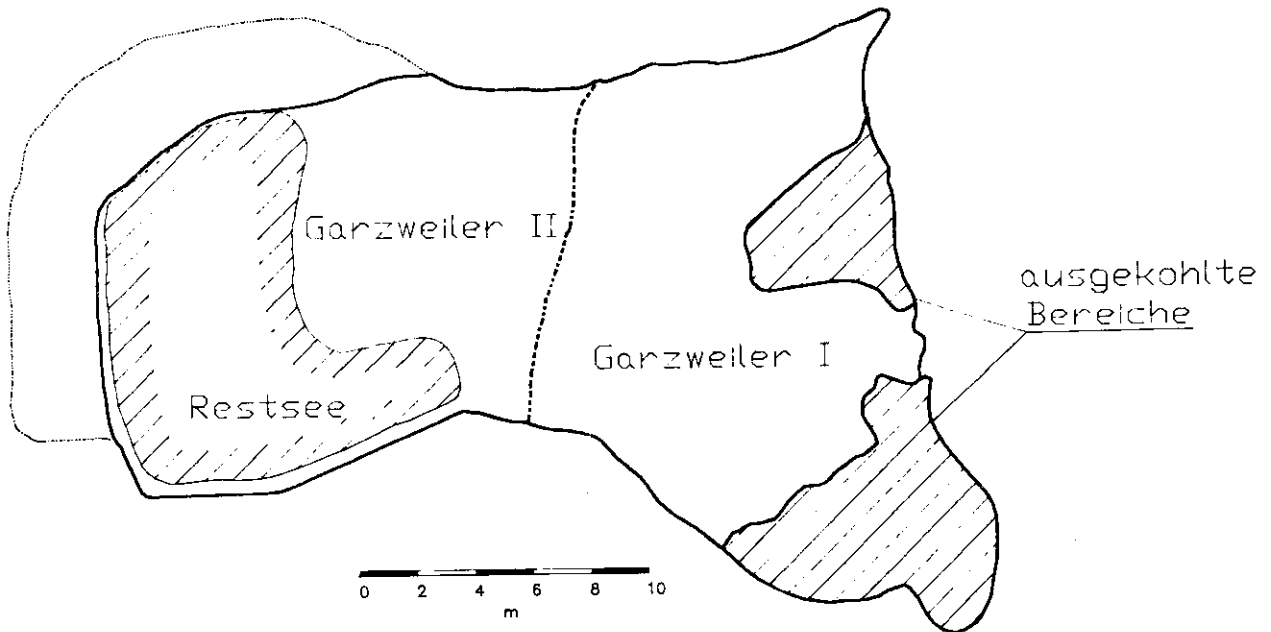


Abbildung 2.1: Lage des Tagebaus und Restsees in Variante 8

Mit dem Fortschreiten des Tagebaus werden die Deckschichten entfernt und die darunterliegende Kohle abgebaut. Der entstandene Graben wird kontinuierlich mit Abraum verkippt, der ein mehr oder weniger homogenes Gemisch aus sandig-kiesigen Materialien der ehemaligen Grundwasserleiter und tonigen Materialien der ehemaligen Trennschichten bildet (vgl. Abb. 2.3).

Im wiederverfüllten Tagebau ergeben sich wegen der fehlenden Trennung zwischen den Grundwasserleitern für alle Stockwerke die gleichen Grundwasserstände. Ebenso wie der Abbau schreiten auch die Entwässerungsmaßnahmen kontinuierlich fort. Durch Randgalerien und Sohlbrunnen erfolgt eine Entwässerung der oberen Grundwasserstockwerke sowie eine Entspannung des unteren Stockwerks. Entsprechend dem vom Bergbautreibenden geplanten Tagebaufortschritt und der angestrebten Abbauziele werden erforderliche Absenkmaße bestimmt und als Randbedingungen im Modell erfasst. Auch die Lage des Restsees im verkleinerten Tagebau ist gegenüber Variante 7 verändert worden und ist in Abb. 2.1 dargestellt. Der Restsee grenzt jetzt direkt an das unverritzte Gebirge. Lediglich eine mit Kippenmaterial gestaltete Böschung wirkt als Trennung. Aufgrund der Verringerung der abzubauenen Braunkohle ist der verbleibende Restsee, und damit das Seevolumen, kleiner.

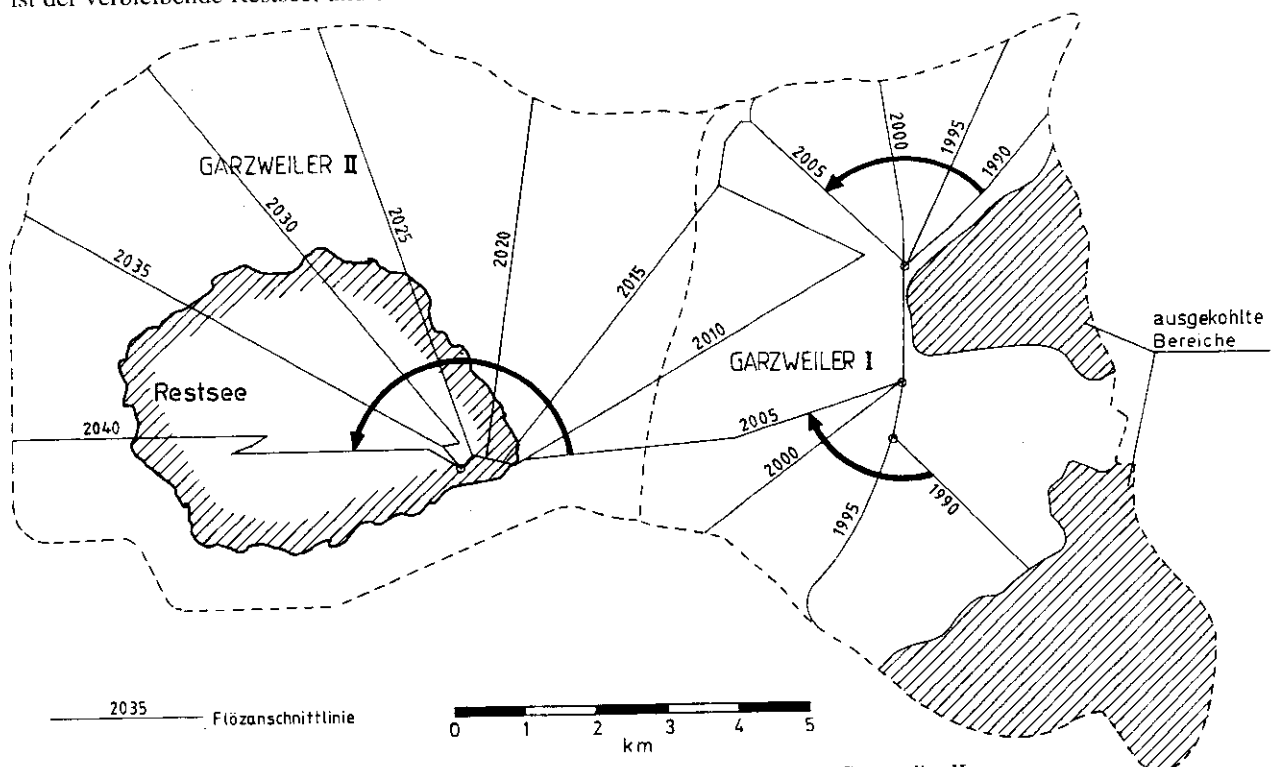


Abbildung 2.2: Übersicht: Tagebaufortschritt Garzweiler I und beantragter Tagebau Garzweiler II

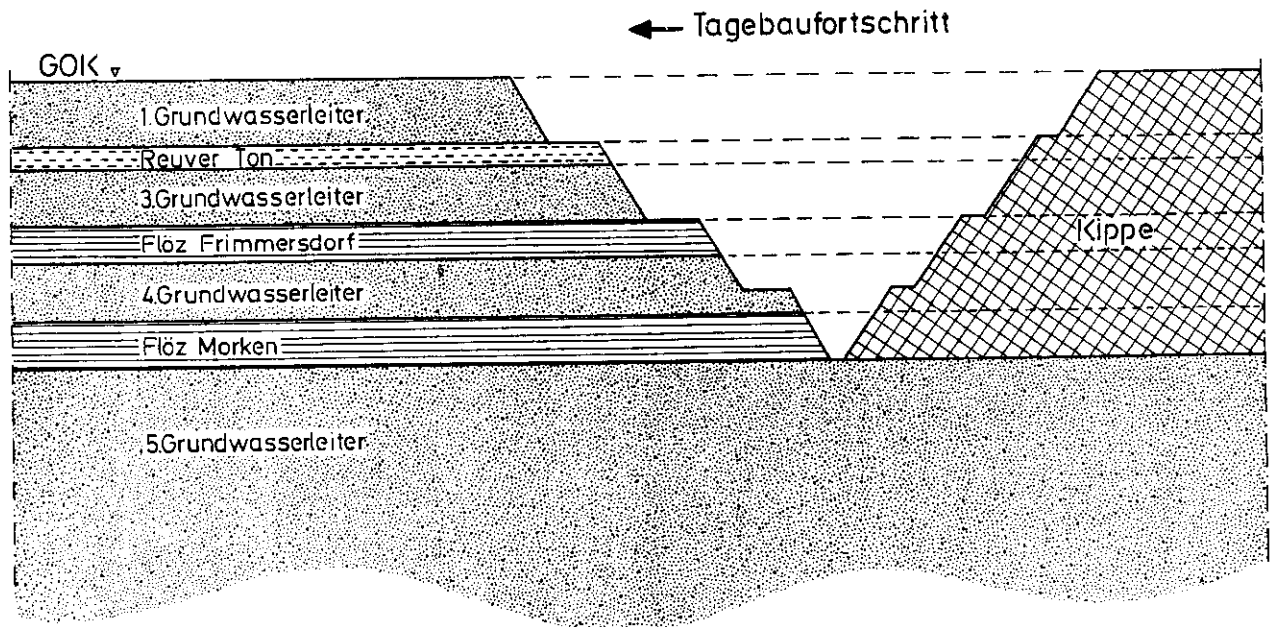


Abbildung 2.3: Prinzipskizze Tagebaufortschritt

Durch die Verschiebung des Restsees an die Tagebaugrenze im Nordwesten liegt die Basis des Sees tiefer als dies im beantragten Tagebau der Fall wäre, weil die Unterkante des Flöz Morken den Boden des Sees bildet und das Flöz nach Nordwesten einfällt. Dies ist wasserwirtschaftlich von Bedeutung, da der Bereich des Sees bis zum Ende des Tagebaus im Jahre 2045 gestümpft werden muß.

## 2.2 Künstliche Grundwasseranreicherung

In Variante 8 wurde dieselbe Anordnung der Versickerungsanlagen berücksichtigt wie in Variante 7 (Bericht II, Juli 1991). Das Versickerungskonzept der Variante 7 stellt eine Kombination der feuchtgebietsnahen (Variante 2) und der tagebaunahen (Variante 3 und 4) Versickerungsanordnungen dar. Diese Kombination wurde nach hydraulischen und ökologischen Kriterien erarbeitet. Um die Infiltrationsmengen nicht zu groß werden zu lassen, sollten feuchtgebietsnahe Versickerungsanordnungen gewählt werden. Aufgrund eines andersartigen Chemismus des Infiltrationswassers müssen jedoch auch Mindestabstände zu den Feuchtgebieten eingehalten werden. Die anhand dieser Kriterien entwickelte Anordnung der Versickerungsanlagen ist in Abb. 2.4 dargestellt.

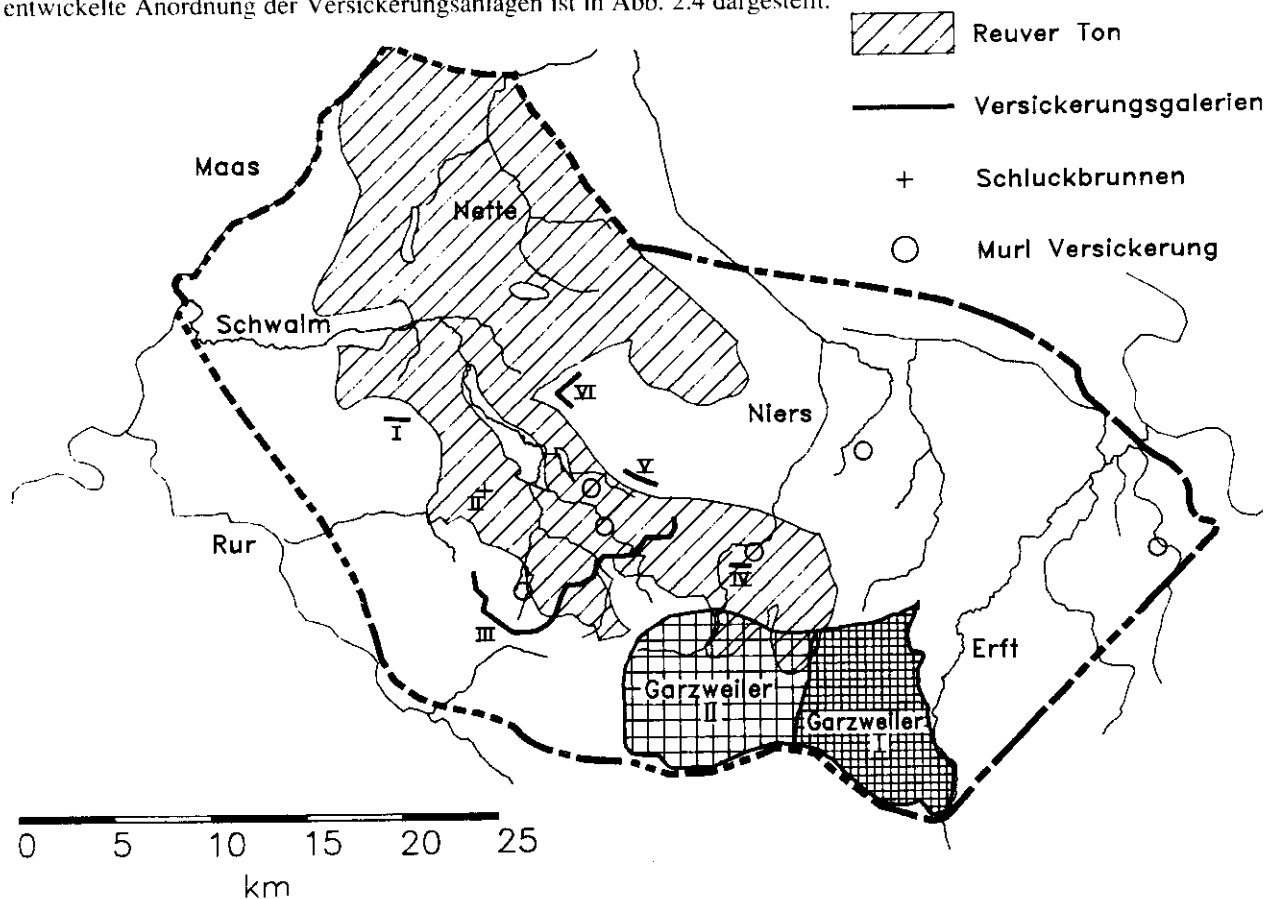


Abbildung 2.4: Lage der Versickerungsanlagen



Das Hauptelement ist der Versickerungsriegel (III). Weitere Versickerungsanlagen befinden sich nördlich des Rheindahlener Sprungs (V), bei Niederkrüchten (I), südlich der Nette (VI) und am Oberlauf der Niers (IV). Zwischen Rothenbach und der Schwalm ist ein Schluckbrunnen (II) vorgesehen, der in den dritten Grundwasserleiter infiltriert. Die Ergebnisse der Simulationsrechnungen von Variante 7 zeigten, daß in allen gewünschten Bereichen die Wasserstände gehalten werden können. Mit Beginn des Tagebaus Garzweiler II nehmen diese Anlagen ihren Betrieb auf. Vor Beginn des Tagebaus Garzweiler II werden nur die im MURL-Konzept vereinbarten Maßnahmen berücksichtigt.

### 3 Ergebnisse

Grundsätzlich ist die Entwicklung des Grundwassersystems der „Venloer Scholle“ als Reaktion auf die anthropogenen Eingriffe der Infiltration und Tagebausümpfung in der neuen Variante 8 ähnlich wie in Variante 7. Es wird an dieser Stelle auf die Erläuterungen der vorangegangenen Berichte verwiesen. Im folgenden wird der Einfluß einer Verkleinerung des beantragten Tagebaus Garzweiler II hauptsächlich anhand der Unterschiede zwischen Variante 7 und Variante 8 dargestellt. Auch bei der Auswahl der Anlagen, insbesondere der Schnitte und Ganglinien (deren Lage ist in Abb. 3.1 dargestellt), wurde eine Auswahl getroffen, die vor allem die Unterschiede der beiden Varianten deutlich macht.

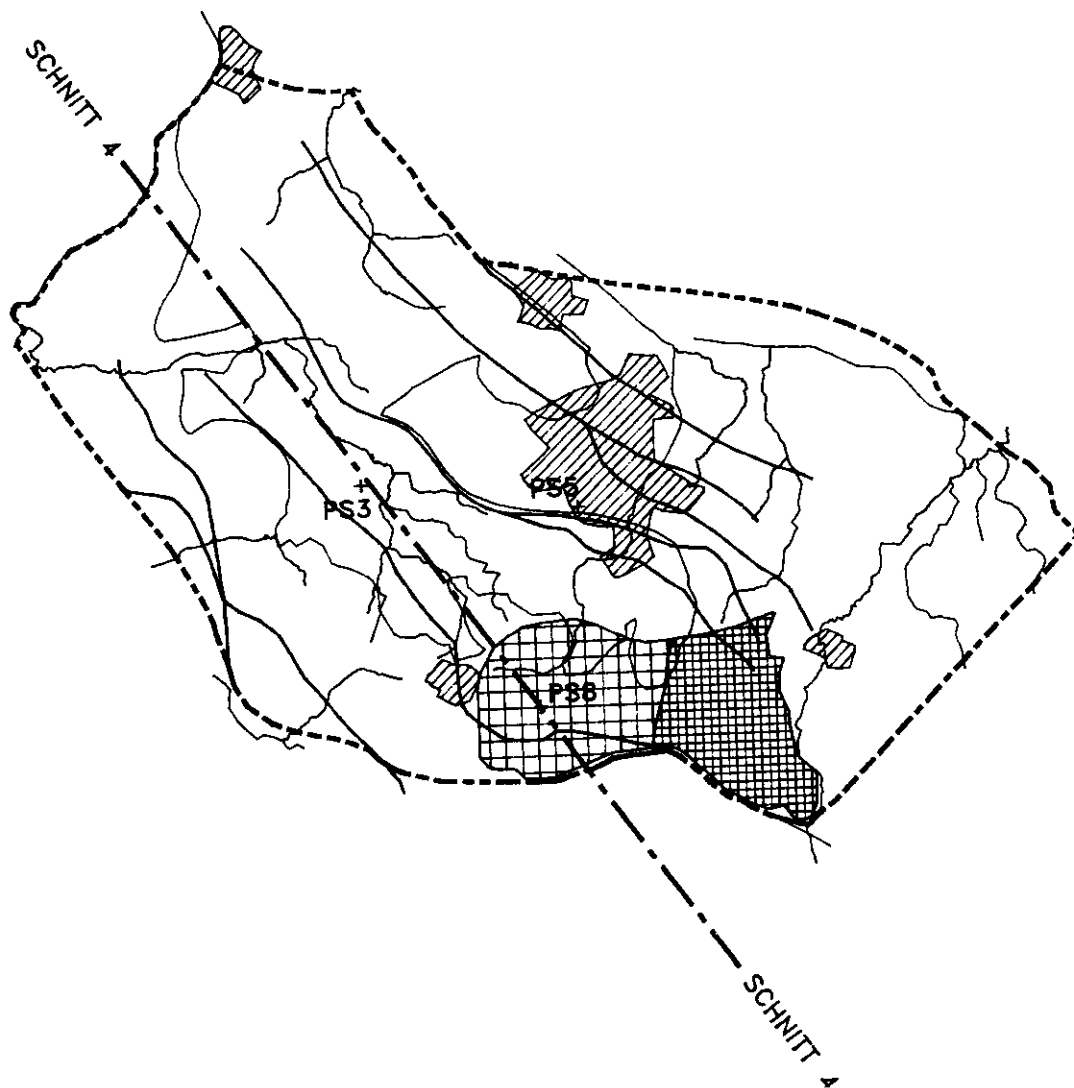


Abbildung 3.1: Lage der dargestellten Schnitte und Ganglinien

#### 3.1 Tagebaubetriebszeitraum

Ab dem Jahr 2020 unterscheidet sich die in Variante 8 untersuchte Geometrie des Tagebaus Garzweiler II von der Geometrie aus den Varianten 1 bis 7. Ein unterschiedlicher Einfluß auf das Grundwassersystem der „Venloer Scholle“ macht sich schon ab dem Jahr 2005 bemerkbar, da bereits zu diesem Zeitpunkt mit der Vorentwässerung der Bereiche, die im Jahre 2020 abgebaut werden, begonnen wird. Entsprechend der unterschiedlichen Ausdehnung des Tagebaus in Variante 8 gegenüber Variante 7 treten ab diesem Zeitpunkt Unterschiede in der Menge des zu fördernden Sumpfungswassers auf (Anl. 8.13).

Mit dem weiteren Fortschritt des Tagebaus wird der Einfluß der verschiedenen Sumpfungmaßnahmen auf die Grundwasserstände sichtbar (Anl. 8.9 und 8.10). Im Jahr 2025 zeigen die Grundwassergleichen für Variante 8 im ersten Grundwasserleiter (Anl. 8.1) bereits deutliche Unterschiede gegenüber Variante 7 (Bericht II, Juli 1991). Die Randgalerien sind gegenüber Variante 7 weiter südlich angeordnet und die Absenkziele liegen weniger tief als in Variante 7. Der Absenktrichter ist kleiner und die Absenkung geringer als in Variante 7. Im ersten Grundwasserleiter werden durch die Maßnahmen der künstlichen Grundwasseranreicherung die Grundwasserstände in weiten Teilen des Modellgebietes auf einem vom Tagebau unbeeinflussten Niveau gehalten. Die Differenzen der Grundwasserstände für das Jahr 2025 im ersten Grundwasserleiter zur Situation von 1983 (Anl. 8.2) zeigen im gesamten Bereich der Schwalm positive Differenzen. Die Grundwasserstände können auch in Variante 8 mit dem bereits in Variante 7 konzipierten Versickerungskonzept gestützt und wirksam beeinflusst werden. Im Einflußbereich der Versickerungsanlagen im obersten Grundwasserleiter sind daher keine Unterschiede zwischen Variante 7 und Variante 8 erkennbar. Absenkungen und damit auch Unterschiede infolge unterschiedlicher Größe des Tagebaus beschränken sich auf den engeren Tagebaubereich und den Raum von Mönchengladbach. In Anlage 8.10 erkennt man, daß nördlich des Rheindahlener Sprunges die Grundwasserstände um das Jahr 2025 in Variante 8 bis zu 3 m höher liegen als in Variante 7.

In den unteren gespannten Grundwasserleitern reichen die Absenkungen der Standrohrspiegelhöhen wesentlich weiter als im ersten Grundwasserleiter, wie Schnitte und Ganglinien belegen (Anl. 8.5, 8.7, 8.9). Dies ist zum einen auf den nur indirekten Einfluß der Infiltration auf die unteren Grundwasserleiter zurückzuführen, zum anderen reichen Druckentspannungen infolge von Entwässerungsmaßnahmen in gespannten Grundwasserleitern wesentlich weiter als Absenkungen der freien Grundwasseroberfläche in ungespannten Grundwasserleitern. Die unteren Grundwasserleiter reagieren schneller auf den Einfluß der Entwässerungsmaßnahmen des Tagebaus Garzweiler II als der oberste Grundwasserleiter. Unterschiede zwischen den Varianten sind in den tiefen Aquifern ausgeprägter. Beispielfhaft wird dies am fünften Grundwasserleiter im Vergleich zwischen Variante 7 und 8 gezeigt (Anl. 8.6).

Insgesamt ist im Jahr 2025 der Einfluß der Tagebaumaßnahmen auf das Grundwassersystem der „Venloer Scholle“ in Variante 8 infolge der geringeren Abmessung des Tagebaus Garzweiler II gegenüber Variante 7 geringer.

In den Darstellungen für das Tagebauende im Jahre 2045 (Anl. 8.3 und 8.8) sind komplexe Unterschiede der Varianten 7 und 8 zu beobachten. In Kapitel 2 wurde ausgeführt, daß die gesamte Fläche, die der geplante Restsee später einnehmen wird, bis zum Tagebaubetriebsende im Jahr 2045 trocken gehalten wird. Da der Restsee nun fast direkt am Tagebaurand liegt und somit die Kippe mit undurchlässigem Material weniger breit ist, wirken die Sumpfungmaßnahmen im fünften Grundwasserleiter weiter nach Nordwesten. Deshalb sind die Absenkungen im fünften Grundwasserleiter im Jahre 2045 in Variante 8 stärker und weitreichender als in Variante 7 (Anl. 8.8). Die Ganglinien des Pegels PS 3 (Anl. 8.9) zeigen, daß die Grundwasserstände weniger tief als in Variante 7 sind. Jedoch ist der Wiederanstieg verzögert. Der erste Grundwasserleiter wird durch die Infiltration teilweise vom Tagebaueinfluß abgeschirmt (Anl. 8.3). Die Unterschiede zwischen den beiden Varianten sind im ersten Grundwasserleiter auch im Jahre 2045 geringer als in den tieferen Leitern (Anl. 8.8).

Neben den Grundwasserständen machen die Bilanzgrößen (Abb. 3.2) weitere wichtige Aussagen zur Beurteilung der Modellergebnisse. Viele der Bilanzgrößen der Variante 8 (Tabelle 8 S. A2) sind denen aus Variante 7 sehr ähnlich. Auch an dieser Stelle soll eine Beschränkung auf die Darstellung der Unterschiede vorgenommen werden.

Wie bereits eingangs erwähnt, wirkt sich eine Reduzierung der Tagebaugröße auf den Umfang des zu fördernden Sumpfungswassers (Q 2.1) aus.

Nach 2005 ist ein starker Anstieg der Sumpfungswassermengen zu verzeichnen, dessen Höhepunkt zwischen 2015 und 2030 (Anl. 8.12) liegt. In diesem Zeitraum erreicht die Tagebausohle sowohl in Variante 8 als auch in Variante 7 ihren tiefsten Punkt. Die hohen Sumpfungswassermengen resultieren aus der notwendigen Entspeicherung des Grundwassers und dem Rückstrom aus den Versickerungsanlagen in den Tagebau. Die Reduzierung der Sumpfungswassermenge in Variante 8 gegenüber Variante 7 ist im hier angesprochenen Zeitraum am augenfälligsten (Anl. 8.13). In diesem Zeitraum ist der Unterschied in der Ausdehnung des Tagebaus am größten. Das Volumen des aus dem Grundwasserspeicher zu entnehmenden Wassers wird in Variante 8 geringer und der Rückstrom aus den Infiltrationsanlagen in den Tagebau reduziert sich, da der Gradient der Grundwasserströmung zwischen Infiltrationsanlagen und Randgalerien des Tagebaus mit kleinerem Tagebau flacher wird. In der Spitze muß in Variante 8 zwischen 2020 und 2025 ungefähr 120 Mio m<sup>3</sup>/a an Sumpfungswasser gefördert werden. In Variante 7 waren es 166 Mio. m<sup>3</sup>/a. Das entspricht einer Reduzierung um 27%.

Die Gesamtmenge des zu fördernden Sumpfungswassers verändert sich von Variante 8 zu Variante 7 nicht in dem Maße wie die zwischen 2020 und 2025 maximal zu fördernde Menge. In Variante 8 müssen zwischen 2000 und 2045 insgesamt ca. 4180 Mio. m<sup>3</sup> zur Entwässerung des Tagebaus gefördert werden; in Variante 7 insgesamt 4900 Mio. m<sup>3</sup>. Das entspricht einer Reduzierung um 15%.

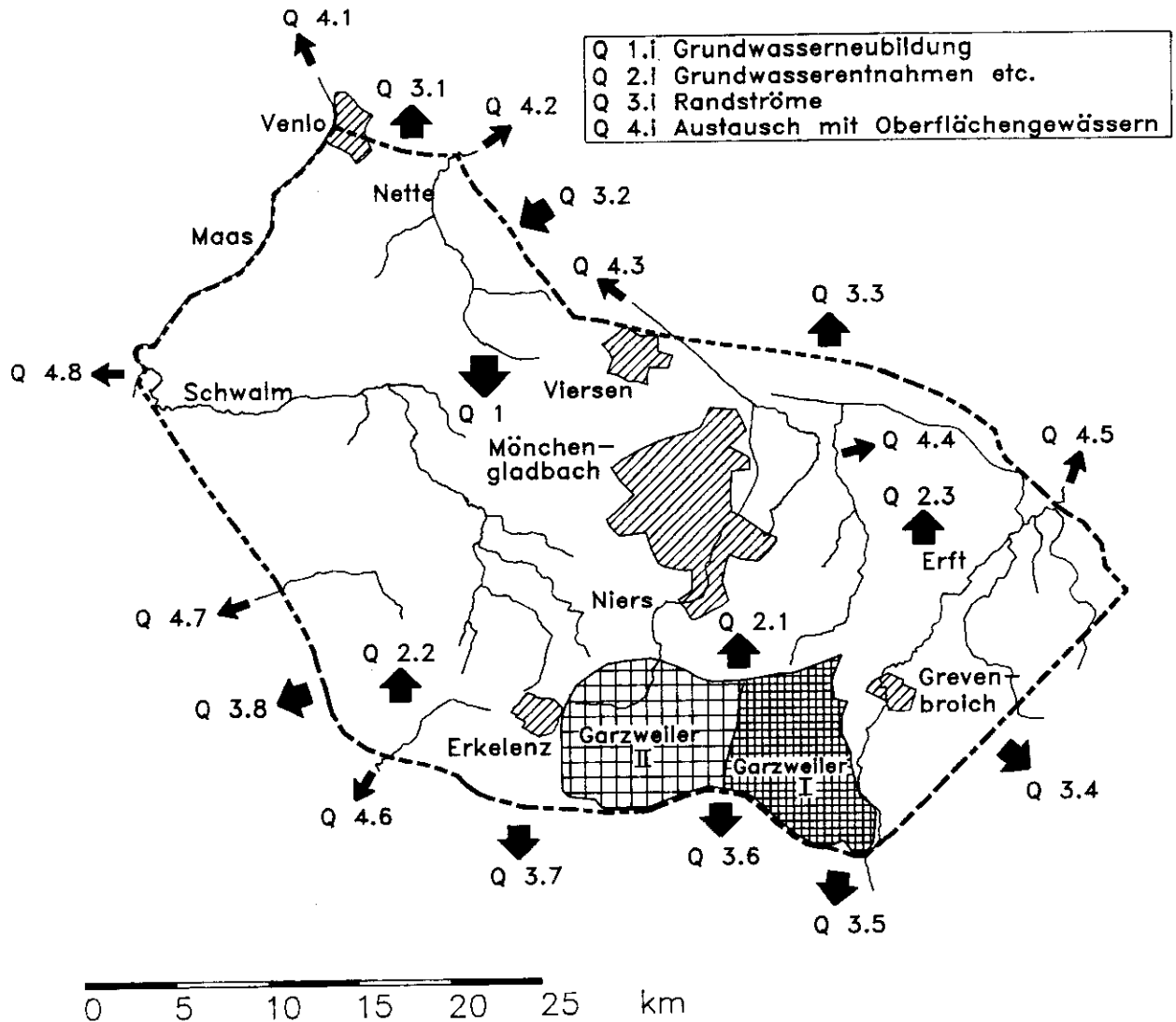


Abbildung 3.2: Übersicht zur Veranschaulichung der Bilanzgrößen

Vor 2005 ist kein Unterschied in den Sumpfungswassermengen erkennbar, da beide Tagebauversionen bis zu diesem Zeitpunkt auch in ihren Entwässerungsmaßnahmen noch keinen Unterschied aufweisen. Nach 2035 werden die Unterschiede zwischen den beiden Varianten geringer. Die Größe der beiden Tagebauversionen nähert sich wieder an. Darüber hinaus wird die Sumpfung gegen Ende des Tagebaubetriebszeitraums eher von der Lage des späteren Restsees bestimmt, der bis Tagebaubetriebsende auf seiner ganzen Fläche trocken gehalten werden muß. Da der Restsee in Variante 8 in Teilbereichen tiefer ist als in Variante 7, steigt im genannten Zeitraum die benötigte Sumpfungswassermenge in Variante 8 gegenüber Variante 7 etwas an.

Entsprechend dem geringeren Rückstrom in den Tagebau reduzieren sich in Variante 8 die benötigten Infiltrationswassermengen. Dieser Rückstrom ist während des Tagebaubetriebes, wenn die Sumpfungsb Brunnen nahe an den Infiltrationsanlagen liegen, am stärksten. In diesem Zeitraum sind große Unterschiede zwischen den beiden Varianten zu beobachten. In der Spitze müssen zwischen 2030 und 2035 knapp 69 Mio m<sup>3</sup>/a infiltriert werden; demgegenüber in Variante 7 knapp 88 Mio m<sup>3</sup>/a (Anl. 8.15). Das entspricht einer Verminderung um ungefähr 22%.

Über den gesamten Simulationszeitraum fließt ein Teil des Infiltrationswassers nach Nordwesten zur Sicherung der grundwasserbürtigen Abflüsse der Oberflächengewässer. In der Wiederanstiegsphase kommt ein großer Teil des Infiltrationswassers der Wiederauffüllung des Grundwasserspeichers zugute. Beide Anteile sind in Variante 7 und 8 von ähnlicher Größenordnung. Die Gesamtmenge des zwischen 2000 und 2100 benötigten Infiltrationswassers unterscheidet sich deshalb nicht in dem Maße wie das maximal in der Spitze zu infiltrierende Wasser.

### 3.2 Wiederanstiegszeitraum

Nach Beendigung des Tagebaubetriebes und den Arbeiten zur Gestaltung des Restsees werden auch in Variante 8 im Jahre 2045 die letzten Sumpfungsb Brunnen abgeschaltet. Damit kann der Wiederanstieg des Grundwasserspiegels im Restsee, im Kippenkörper und im anliegenden Grundwasserleiter beginnen. Wie in Variante 7 werden ab 2045 konstant 60 Mio. m<sup>3</sup>/a zur Beschleunigung des Wiederanstiegs in den Restsee eingeleitet. Damit gelingt es, den

Restsee bis zum Jahre 2081 auf seinen geplanten Endwasserstand von 67 mNN aufzufüllen (Anl. 8.11). Dies ist 11 Jahre früher als bei Variante 7, in der der Restsee bei der gleichen konstanten Füllmenge von 60 Mio. m<sup>3</sup>/a im Jahre 2092 seinen Endwasserspiegel erreicht. Um nach 2081 den Endwasserstand zu halten, müssen noch ungefähr 25 Mio. m<sup>3</sup>/a eingeleitet werden (Anl. 8.14), um die hohen Abströme in die Erftscholle auszugleichen. Die benötigte Wassermenge nimmt nach 2100 hin etwas ab und entspricht im wesentlichen der Wassermenge aus Variante 7.

Den Anstieg des Grundwasserspiegels geben die Ganglinien PS 3 und PS 5 in Anlage 8.9 und 8.10 wieder. Bereits vor 2100 werden die ursprünglichen Grundwasserstände wieder erreicht. Das leichte Absinken der Grundwasserstände bis 2100 klärt sich aus dem allmählichen Zurückfahren bzw. teilweisen Abschalten der Infiltrationsanlagen. Der zeitliche Bedarf an Infiltrationswasser (Anl. 8.15) ist in Variante 8 ähnlich wie in Variante 7. Auffällig ist der zeitweise höhere Infiltrationswasserbedarf nach 2045. Dies resultiert zum einen aus der nach Tagebaubetriebsende tieferen Ausgangslage der Grundwasserstände in Variante 8 (vgl. Kap. 3.1), zum anderen vermindert sich durch den Wegfall der Kippe im Nordwesten des Restsees (vgl. Abb. 2.1) der Fließwiderstand zwischen Infiltrationsanlagen und Restsee. Eine größere Wassermenge fließt aus den Infiltrationsanlagen in den Restsee und trägt zu einem schnelleren Anstieg des Restsees bei. Nach 2070 vermindert sich mit dem höheren Wasserstand im Restsee die Infiltrationswassermenge gegenüber Variante 7.

Die Grundwassergleichen für das Jahr 2100 im ersten Grundwasserleiter sind in Anlage 8.4 dargestellt. Die Grundwasserströmungssituation ist der von Variante 7 sehr ähnlich. In der Umgebung des Tagebaus und des Restsees ergeben sich durch die andere Form des Restsees und der Kippe teilweise etwas unterschiedliche Strömungsverhältnisse. Die Gesamtbilanz (Q5 in Tabelle 8) zwischen 2095 und 2100 kann mit dem kleineren Wert von 0,3 Mio. m<sup>3</sup>/a als nahezu ausgeglichen angesehen werden; d. h. das Grundwassersystem der „Venloer Scholle“ hat einen nahezu stationären Zustand erreicht. In Variante 7 betrug die Gesamtbilanz im gleichen Zeitraum 5,0 Mio. m<sup>3</sup>/a. Mit der Füllung des Restsees ist der Wiederanstieg des Grundwasserspiegels noch nicht vollständig abgeschlossen. Zwischen Infiltrationsanlagen und Restsee verbleiben, vor allem im Kippenkörper, abgesenkte Bereiche, in denen der Grundwasserspiegel erst allmählich wieder ansteigt. Der Wiederanstieg in diesen Bereichen ist in Variante 8 im Jahre 2100 im Gegensatz zu Variante 7 bereits weitgehend abgeschlossen, da einerseits dazu 10 Jahre mehr als in Variante 7 zur Verfügung standen, andererseits die kleinere Kippe und damit größere Durchlässigkeiten einen schnelleren Ausgleich der Grundwasserstände bewirken.

Wie in Variante 7 ist auch in Variante 8 nach 2100 noch eine künstliche Grundwasseranreicherung nötig, um die hohen Abströme in die Erftscholle auszugleichen. Nähere Aussagen über den endgültigen Zustand des Grundwassermodells „Venloer Scholle“ können auch für Variante 8 nicht gemacht werden.

#### **4 Zusammenfassung**

Aufbauend auf den Ergebnissen der Berichte I und II zum „Grundwassermodell Venloer Scholle“ wurden im Rahmen des vorliegenden Berichtes die Auswirkungen einer partiellen Verkleinerung des beantragten Tagebaus Garzweiler II auf den zukünftigen Grundwasserhaushalt der „Venloer Scholle“ untersucht. Gegenüber allen bisher untersuchten Varianten (Variante 1 bis 4 in Bericht I und Variante 5 bis 7 in Bericht II) wurde in Variante 8 die Tagebauausdehnung in Richtung Nordwesten verringert. Darüber hinaus wurde der Restsee verkleinert und im Nordwesten direkt an das unverritzte Gebirge angeschlossen. In Variante 8 entfällt daher ein Teil des Kippenkörpers im Nordwesten. Alle übrigen Randbedingungen und Maßnahmen wurden wie in Variante 7 (Bericht II, 1991) angesetzt. Dies gilt insbesondere für die Anordnung und den Betrieb der Infiltrationsanlagen und die Restseefüllung.

Wie in Variante 7 ermöglicht das bekannte Versickerungskonzept auch in Variante 8 eine flächenhafte und kontinuierliche Stützung der Grundwasserstände im Bereich der Feuchtgebiete an Schwalm und Nette. Die Sumpfung- und Infiltrationswassermengen haben einen ähnlichen zeitlichen Verlauf wie in Variante 7 und erreichen gegen 2030 ihr Maximum. Dabei reduzieren sich die Spitzenwerte der Sumpfung gegenüber Variante 7 um etwa 30% und die der Infiltrationswassermengen um etwa 20%.

Wegen des geringeren Volumens erreicht der Restsee in Variante 8 etwa 10 Jahre früher den geplanten Endwasserstand als in Variante 7. Im Jahre 2100, dem Ende des Prognosezeitraumes, ist die Grundwasserströmungssituation in Variante 8 der von Variante 7 sehr ähnlich. Wie in Variante 7 ist 2100 noch eine künstliche Grundwasseranreicherung notwendig, um die Abströme in die Erftscholle auszugleichen.

## Verzeichnis der Abbildungen

Abb. Nr.	Seite
1.1 Übersicht über das Modellgebiet	8
2.1 Lage des Tagebaus und Restsees in Variante 8	9
2.2 Übersicht: Tagebaufortschritt Garzweiler I und beantragter Tagebau Garzweiler II	9
2.3 Prinzipskizze Tagebaufortschritt	10
2.4 Lage der Versickerungsanlagen	10
3.1 Lage der dargestellten Schnitte und Ganglinien	11
3.2 Übersicht zur Veranschaulichung der Bilanzgrößen	13

## Verzeichnis der Anlagen

	Seite
Grundwassergleichen und Differenzenpläne (Anlagen 8.1 bis 8.4)	17–23
Bilanzierung (Tab. 8)	16
Schnittdarstellungen (Anlagen 8.5 bis 8.8)	25–26
Ganglinien der Grundwasserstände (Anlagen 8.9 bis 8.11)	27–28
Ganglinien ausgewählter Bilanzgrößen (Anlagen 8.12 bis 8.15)	29–30

Die Anlagen 1 bis 7 mit den Ergebnisdarstellungen zu den Varianten 1 bis 7 finden sich in den Kurzfassungen zu Bericht I November 1990 und Bericht II Juli 1991.

Die folgenden Anlagen liegen dem Bericht als Pläne bei:

Anlage 8.1: Variante 8  
Grundwassergleichen für das Jahr 2025,  
1. Grundwasserleiter

Anlage 8.2: Variante 8  
Grundwasserdifferenzen zum Jahr 1983  
für das Jahr 2025,  
1. Grundwasserleiter

Anlage 8.3: Variante 8  
Grundwassergleichen für das Jahr 2045,  
1. Grundwasserleiter

Anlage 8.4: Variante 8  
Grundwassergleichen für das Jahr 2100,  
1. Grundwasserleiter

<u>Bilanzierung Venloer Scholle</u> (-: Abstrom; +: Zustrom in Mio m <sup>3</sup> /a)		1983	2000 -2005	2025 -2030	2045 -2050	2095 -2100
<u>Grundwasserneubildung</u>	Q1	299,3	285,6	285,6	285,6	285,6
<u>Grundwasserentnahmen etc.</u>						
Sümpfungswasser	Q2.1	-101,7	-51,1	-112,1	0,0	0,0
Steinkohlebergbau	Q2.2	-4,8	-5,0	-5,0	-5,0	-5,0
Wasserwerke etc.	Q2.3	-69,4	-80,8	-84,8	-84,1	-82,1
MURL-Konzept	Q2.4	0,0	12,0	12,0	12,0	12,0
Infiltration	Q2.5	0,0	33,5	54,1	51,7	3,0
Restseefüllung	Q2.6	0,0	0,0	0,0	60,0	23,1
<u>Randübertritte</u>						
Norden	Q3.1	-3,4	-2,5	-1,6	-1,5	-1,6
Viersener Sprung	Q3.2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Nordosten	Q3.3	-26,4	-24,9	-25,0	-25,4	-26,4
Osten	Q3.4	13,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kaster Sprung	Q3.5	-1,0	-4,0	-7,5	-10,0	-10,0
Jackerather Horst	Q3.6	0,0	0,5	0,0	-1,0	-8,0
Lövenicher Sprung	Q3.7	-14,6	-18,2	-13,1	-5,9	-34,7
Rurrand	Q3.8	-22,5	-19,3	-18,9	-18,4	-19,7
<u>Austausch mit Flüssen</u>						
Maas	Q4.1	-29,8	-27,8	-27,3	-27,3	-27,5
Nette	Q4.2	-11,8	-9,9	-9,4	-9,4	-9,2
neue Niers	Q4.3	-25,2	-25,8	-18,3	-22,4	-35,8
Jüchener Bach	Q4.4	-1,1	0,3	0,3	-0,1	-1,4
Erft	Q4.5	37,3	14,4	-0,9	-5,2	-13,3
Millicher Bach	Q4.6	-1,0	-0,9	-0,7	-0,3	-0,5
Rothenbach	Q4.7	-2,7	-1,9	-1,7	-1,6	-2,0
Schwalm	Q4.8	-46,5	-49,8	-49,8	-50,1	-46,5
<u>Gesamtbilanz</u> (-: Entspeicherung; +: Speicherung)						
	Q5	-12,0	24,7	-23,8	141,9	0,3

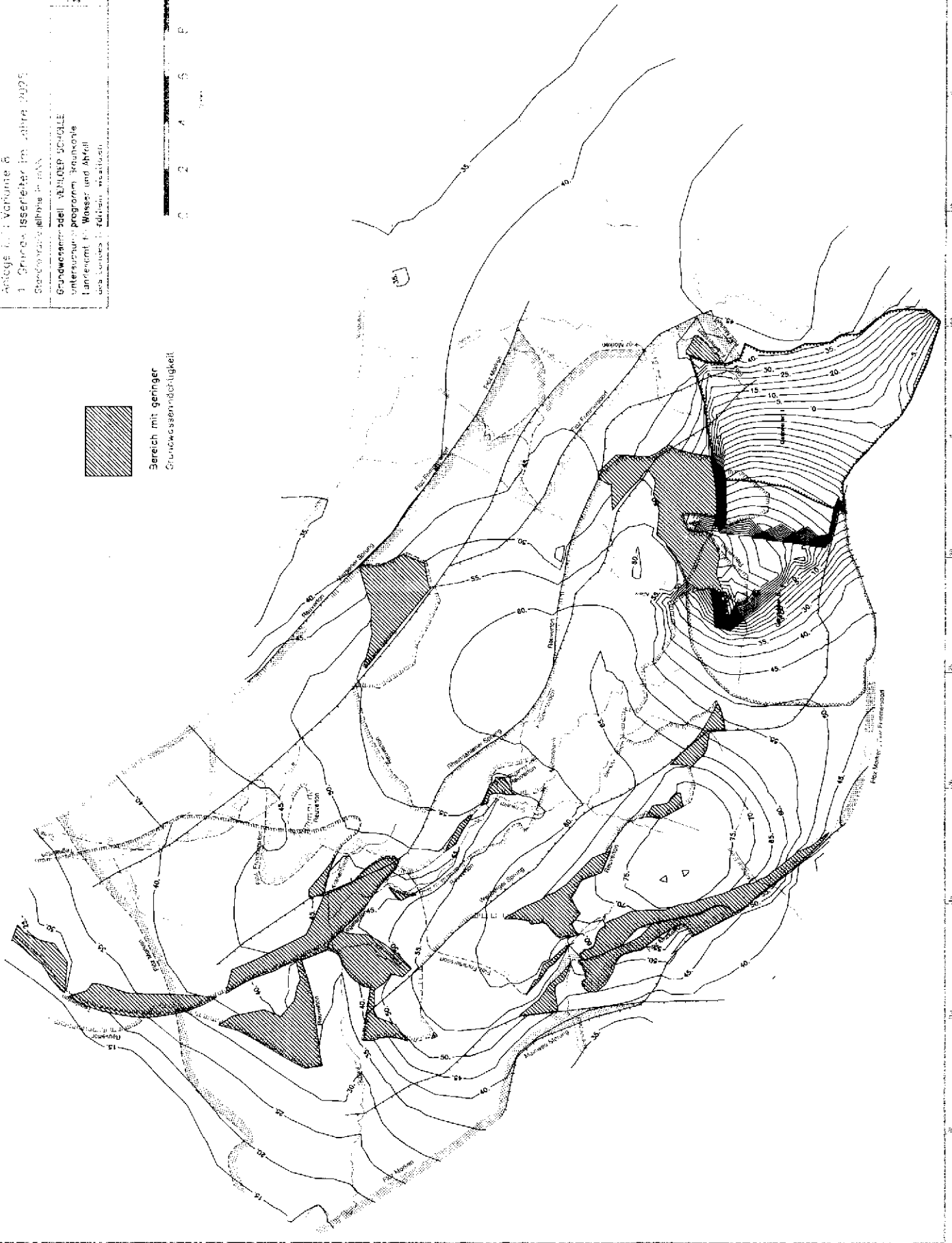
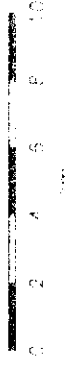
Tabelle 8: Bilanzierung Variante 8



Abt. 1 : Vorname 6  
 1 Grundwasserleiter im Jahre 2005  
 Standort: Althaus 1000  
 Grundwasserleiter: VULNER SCHULE  
 Untersuchung: Programm: Schuljahr  
 Umfang: 1. Wasser und Abfall  
 des Landes: 1. Fachlehrer



Bereich mit geringer  
 Grundwasserneubildung



Prof. Dr. ...



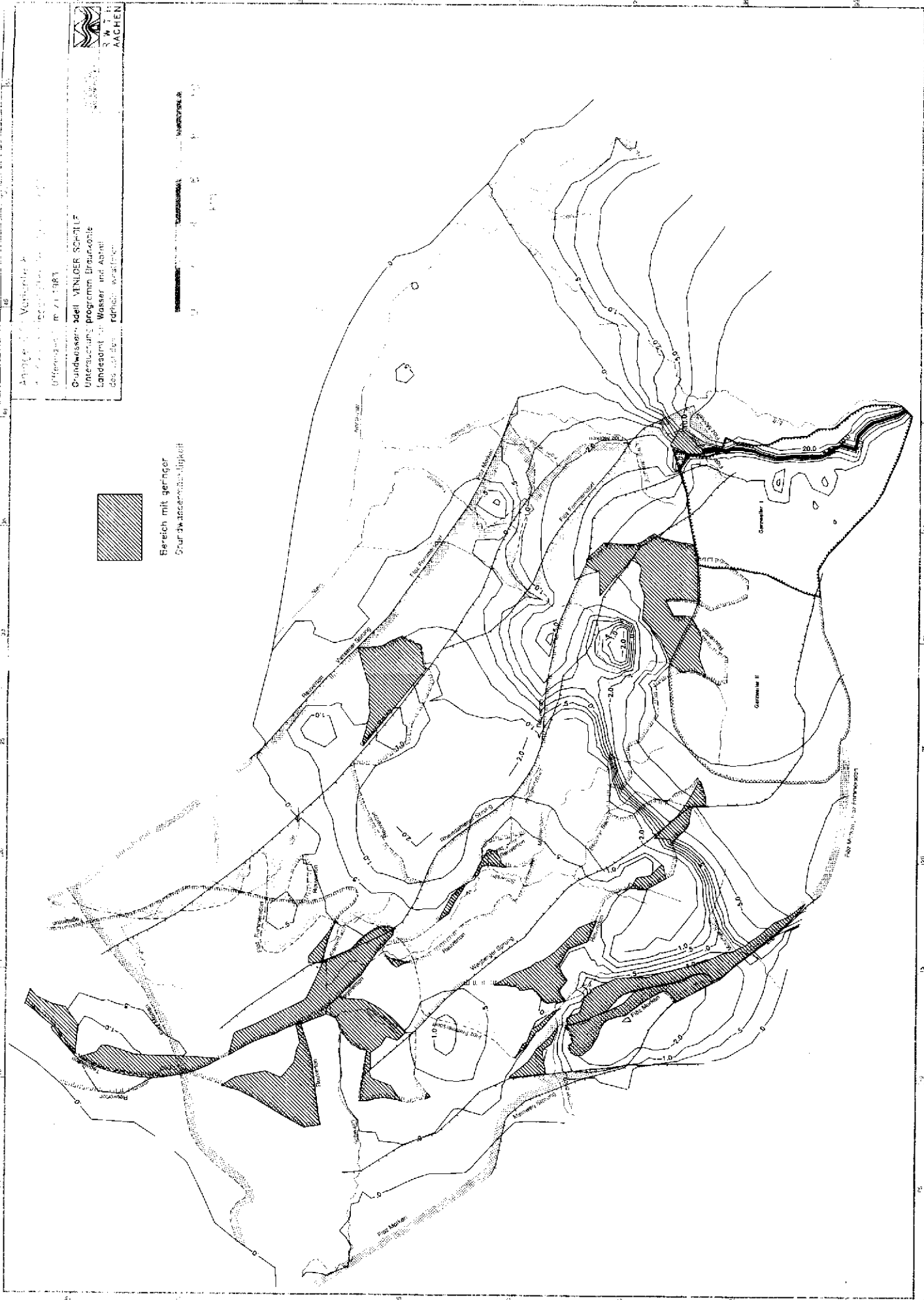
AACHEN

Abgabe Nr. 100  
Vorbereitung: Prof. Dr. G. J. J. Oudejans  
Übungsgruppe: m 71 1987

Grundwasserleiter VENLOER SCH-TUF  
Untersuchung: Programm Braunkohle  
Landesamt für Wasser und Abfall  
des Landes Nordrhein-Westfalen



Bereich mit geringer  
Durchlässigkeit







INSTITUT FÜR  
WASSER-UND  
STADTBAU  
RWTH AACHEN

Auftrag: Vorarbeiten  
 1. Grundwasserstand im Jahr 2007  
 Standorte: ...  
 Grundwasser: ...  
 Untersuchungsprogramm: ...  
 Tiefsensung: ...  
 Maßstab: ...



Bereich mit geringer Grundwasserdeckhöhe



0 5 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100



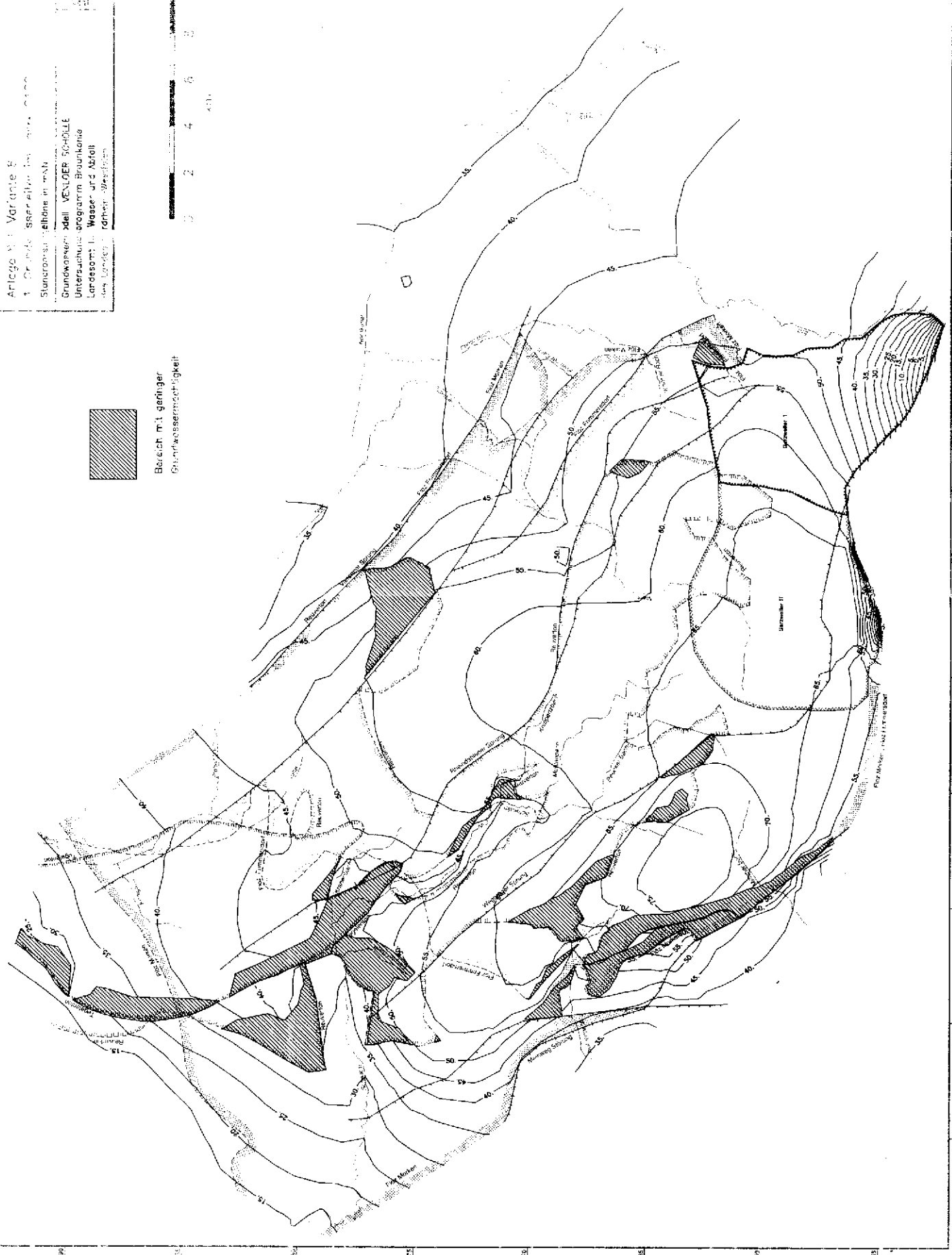
0 5 10 15 20 25 30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100

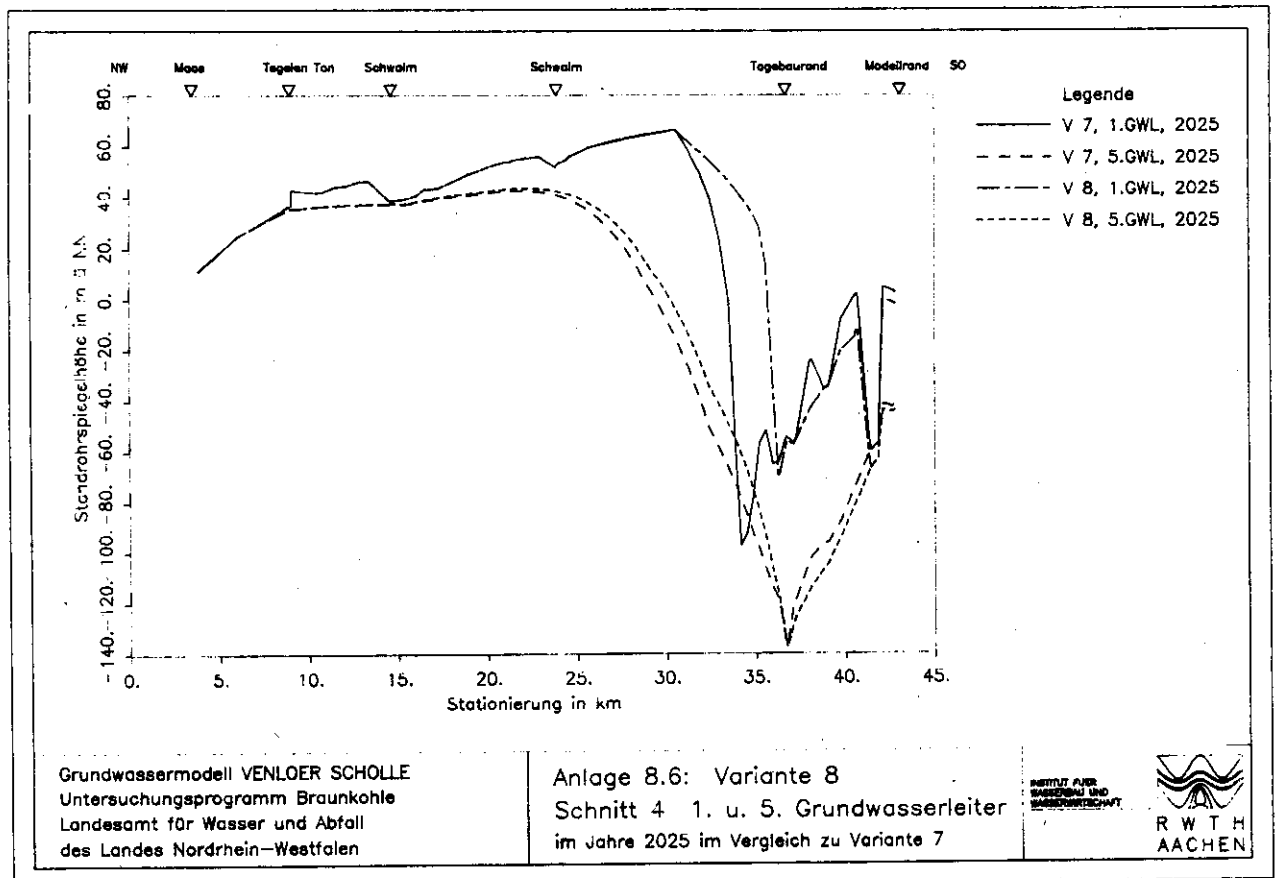
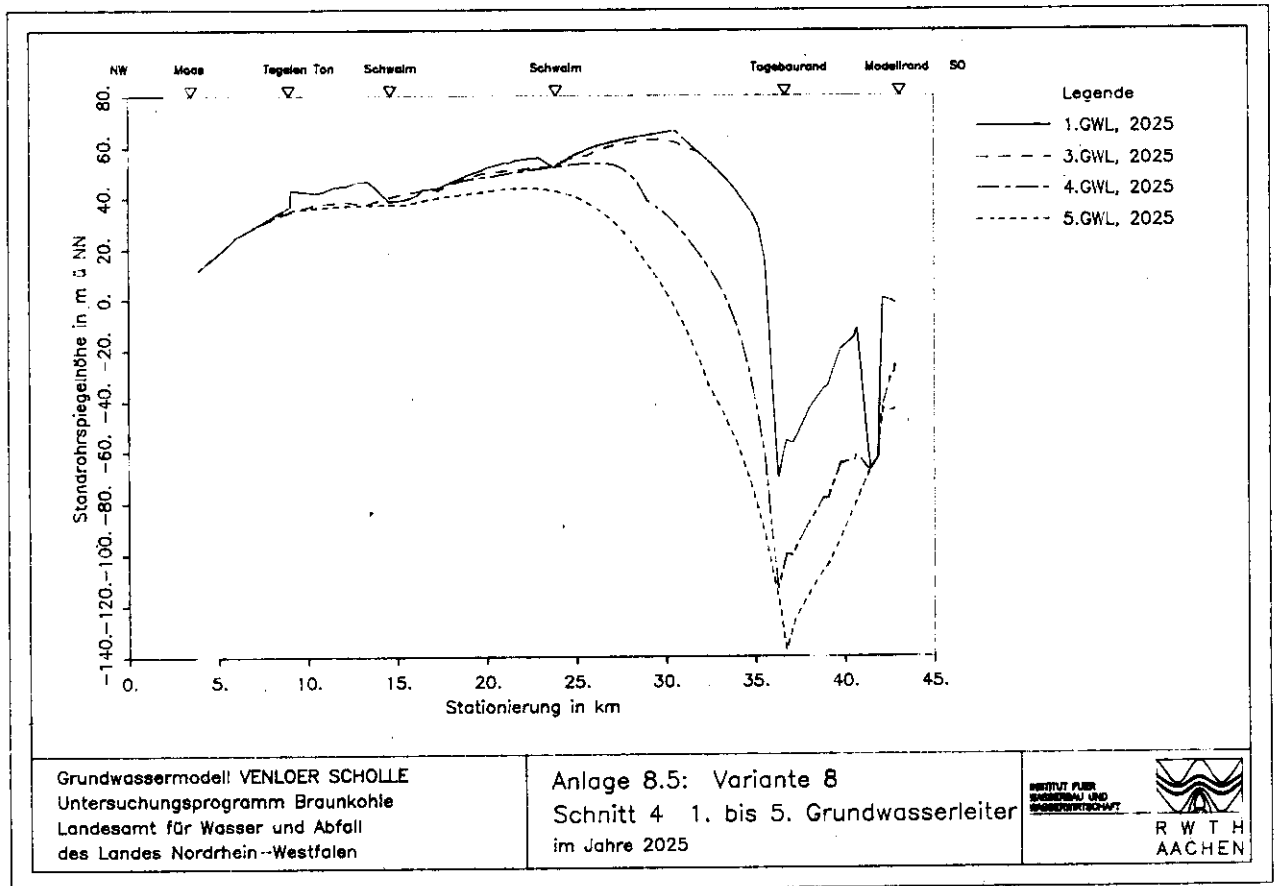


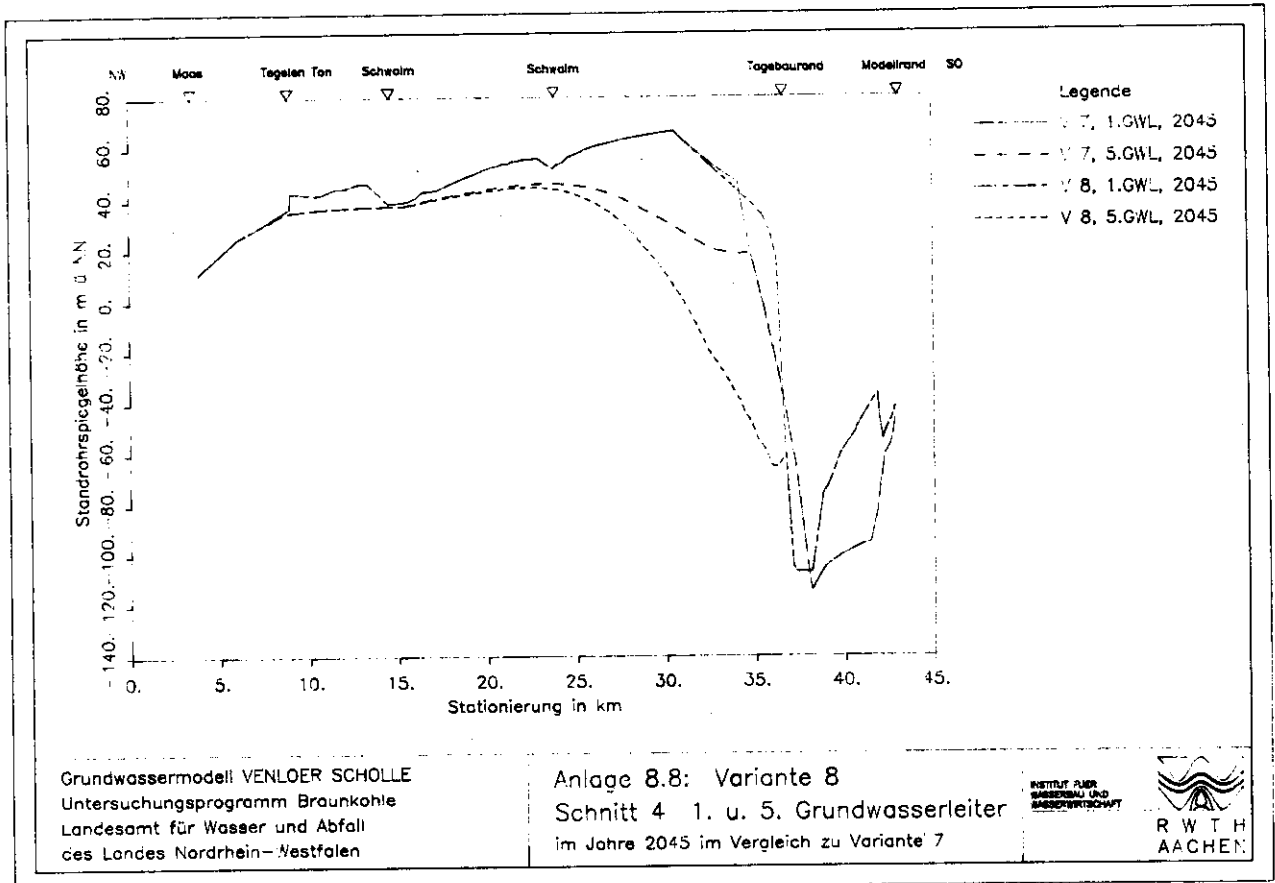
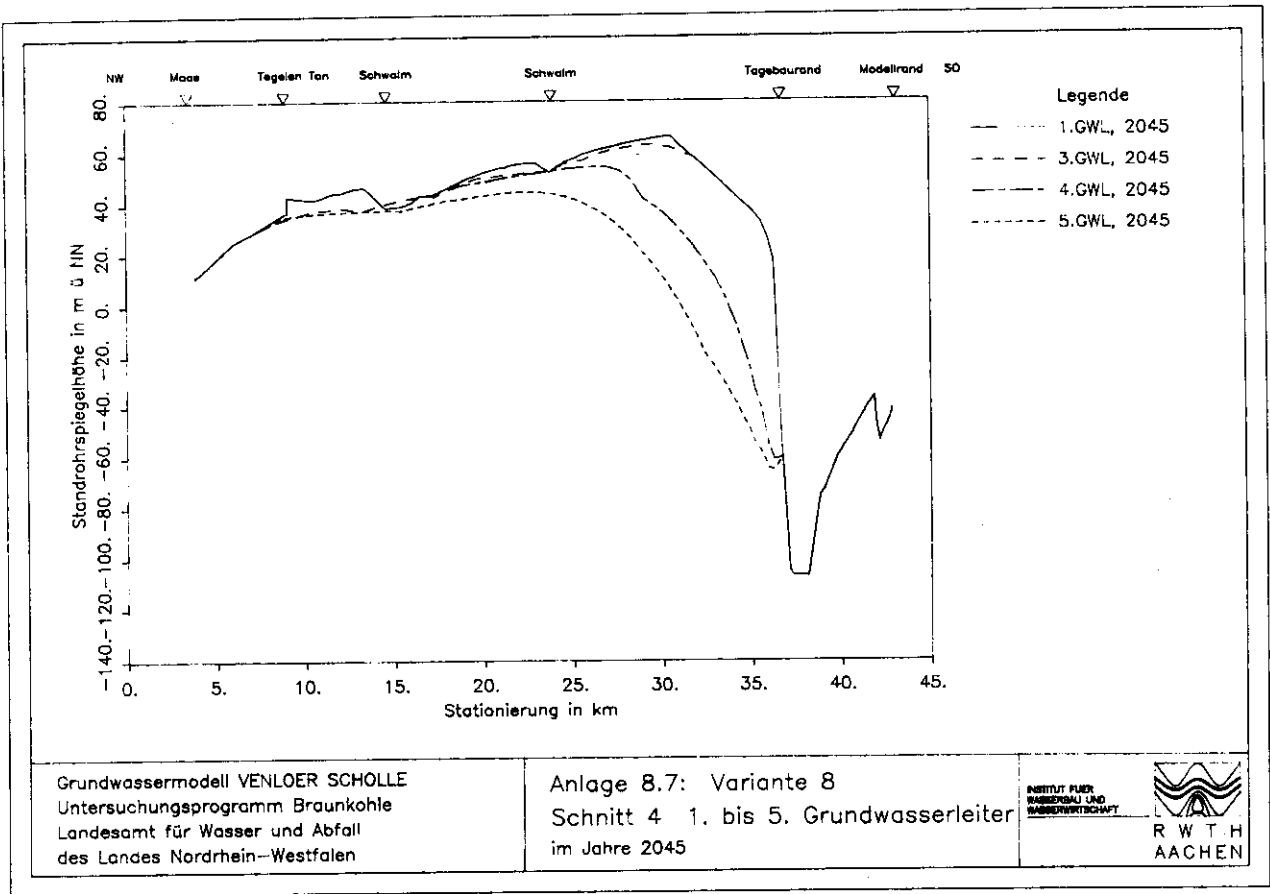
Anlage N: Variante B  
 1. Grundwasserflur im Bereich  
 Sturongang - Höhe in mN  
 Grundwassermodell VENDOR SCHÜLLE  
 Untersuchungsprogramm Braunkohle  
 Landesamt für Wasser- und Abfall  
 des Landes Nordrhein-Westfalen

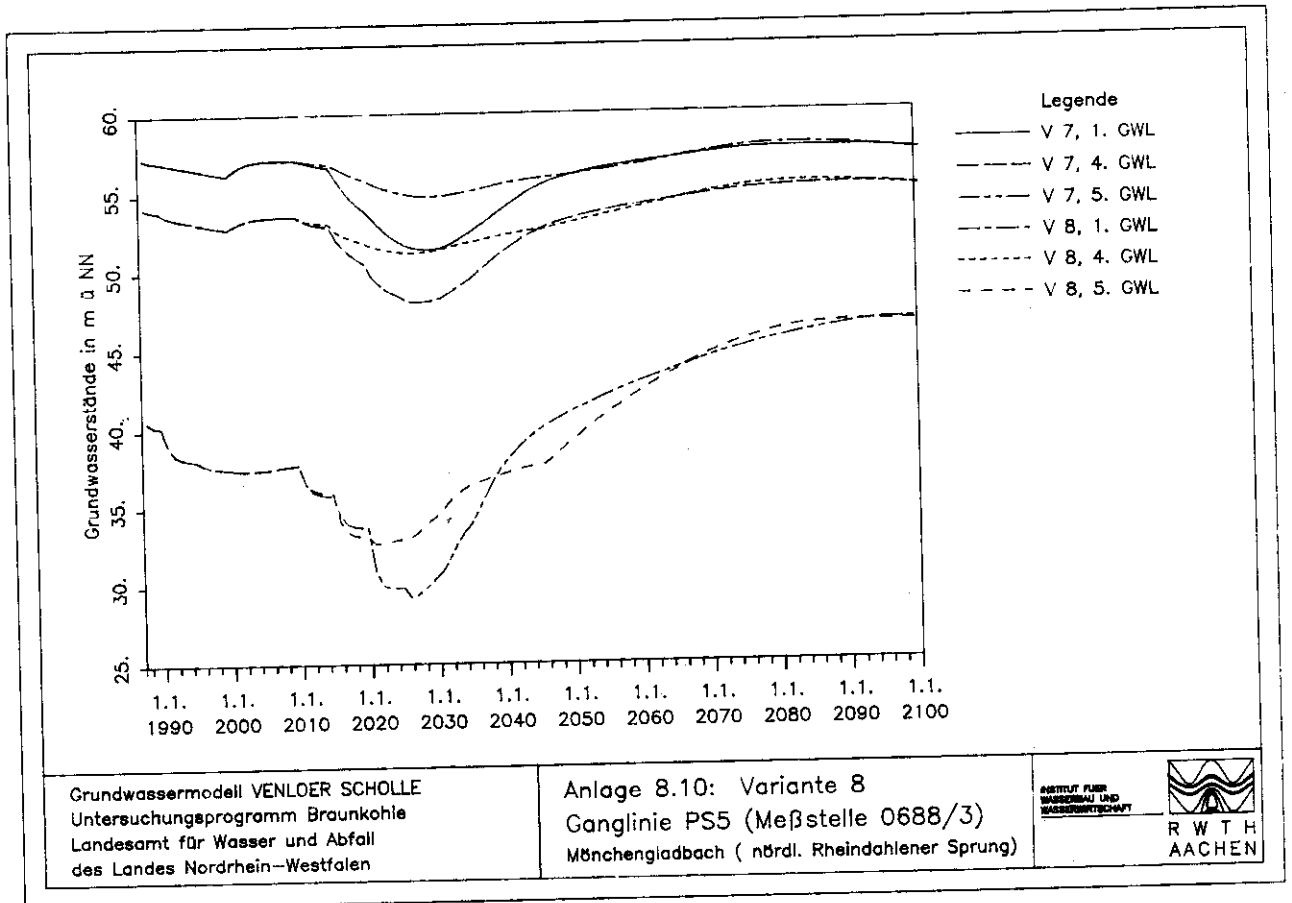
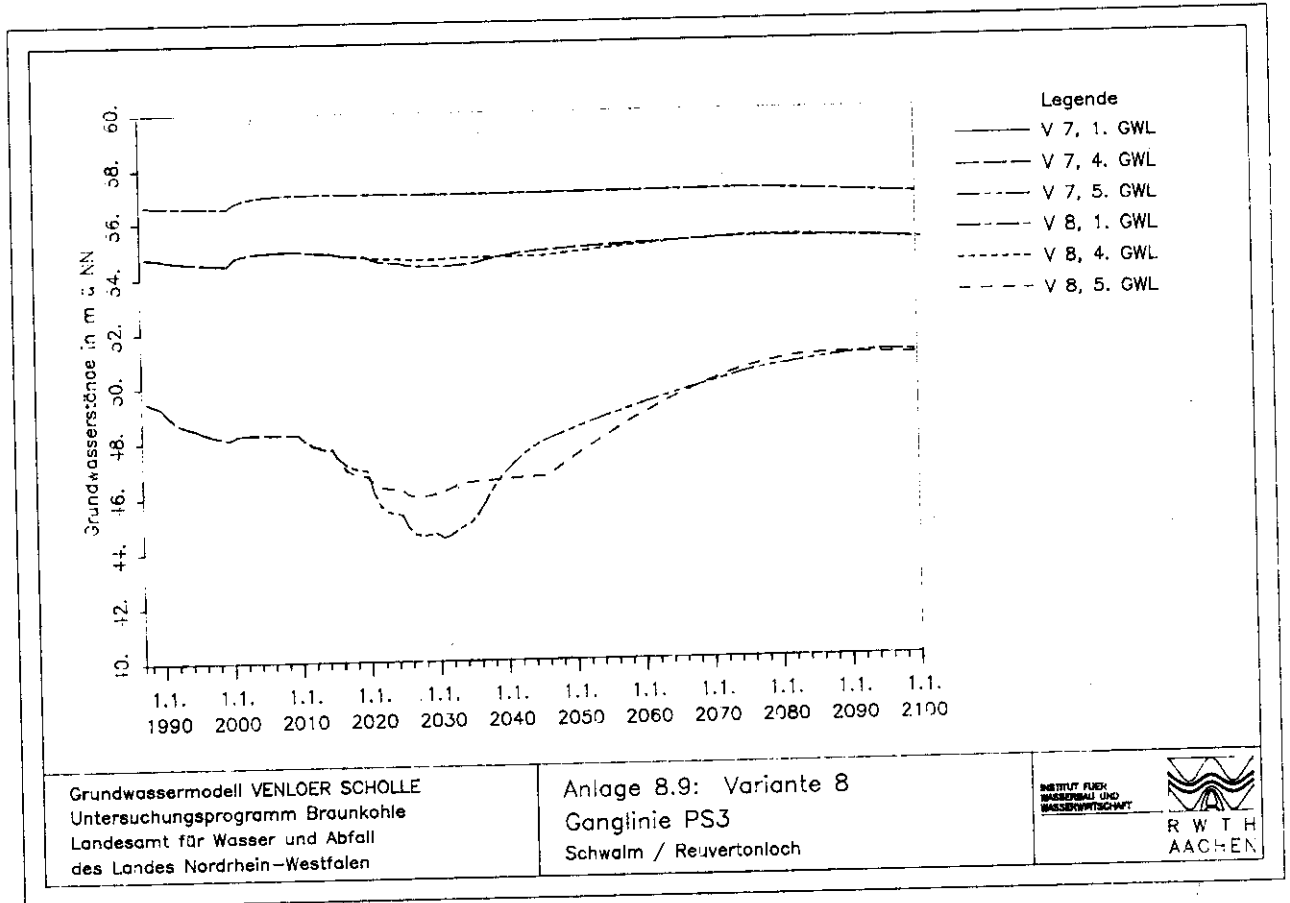


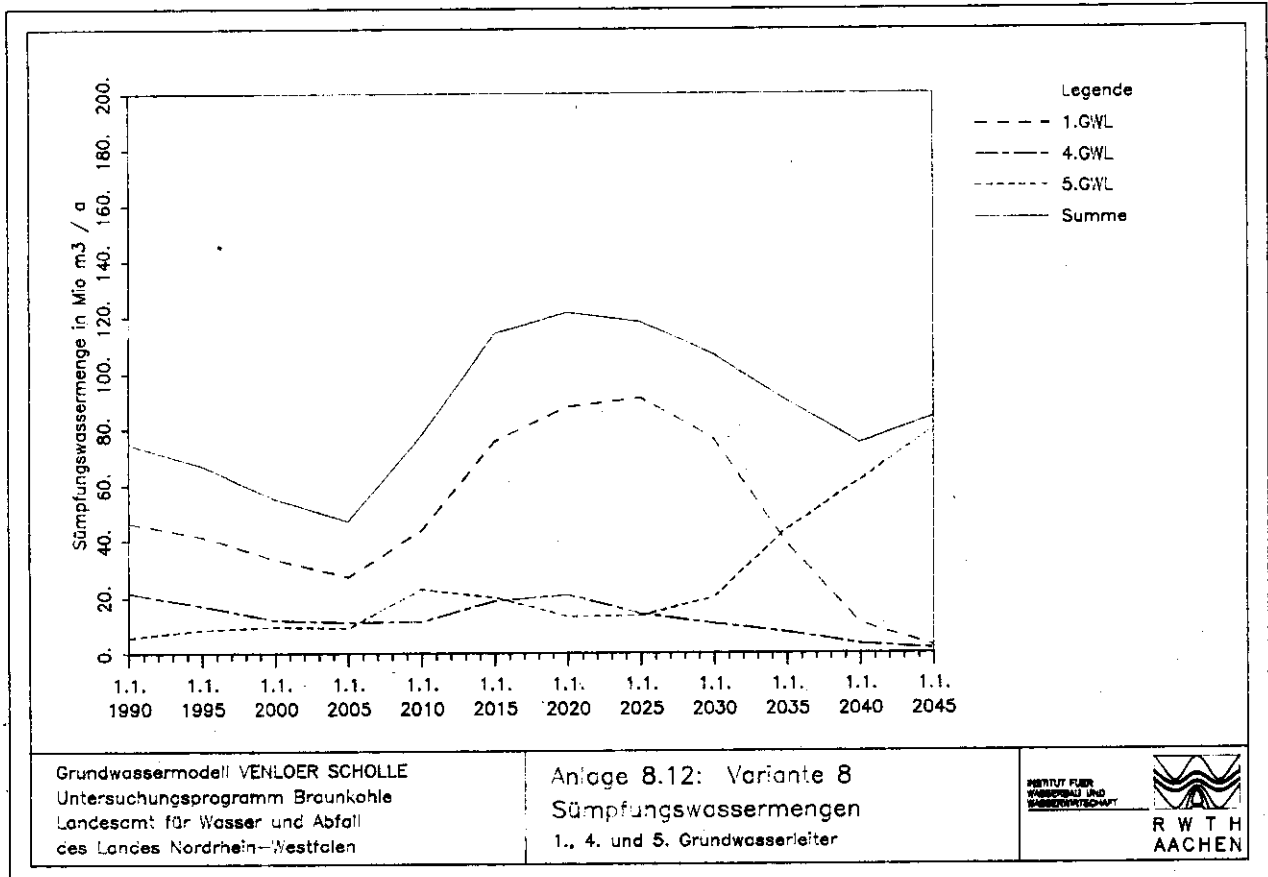
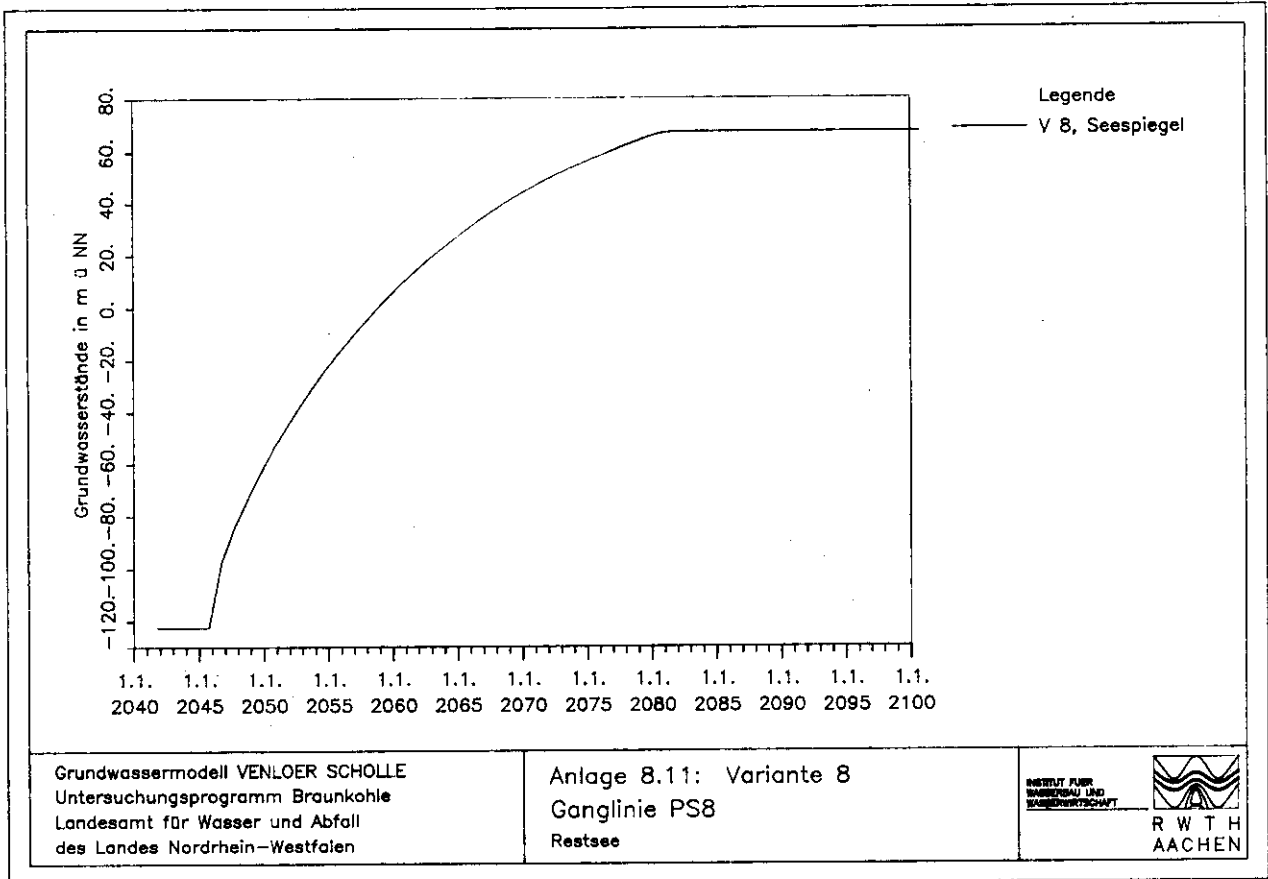
Bereich mit geringer  
 Grundwasserneuerung

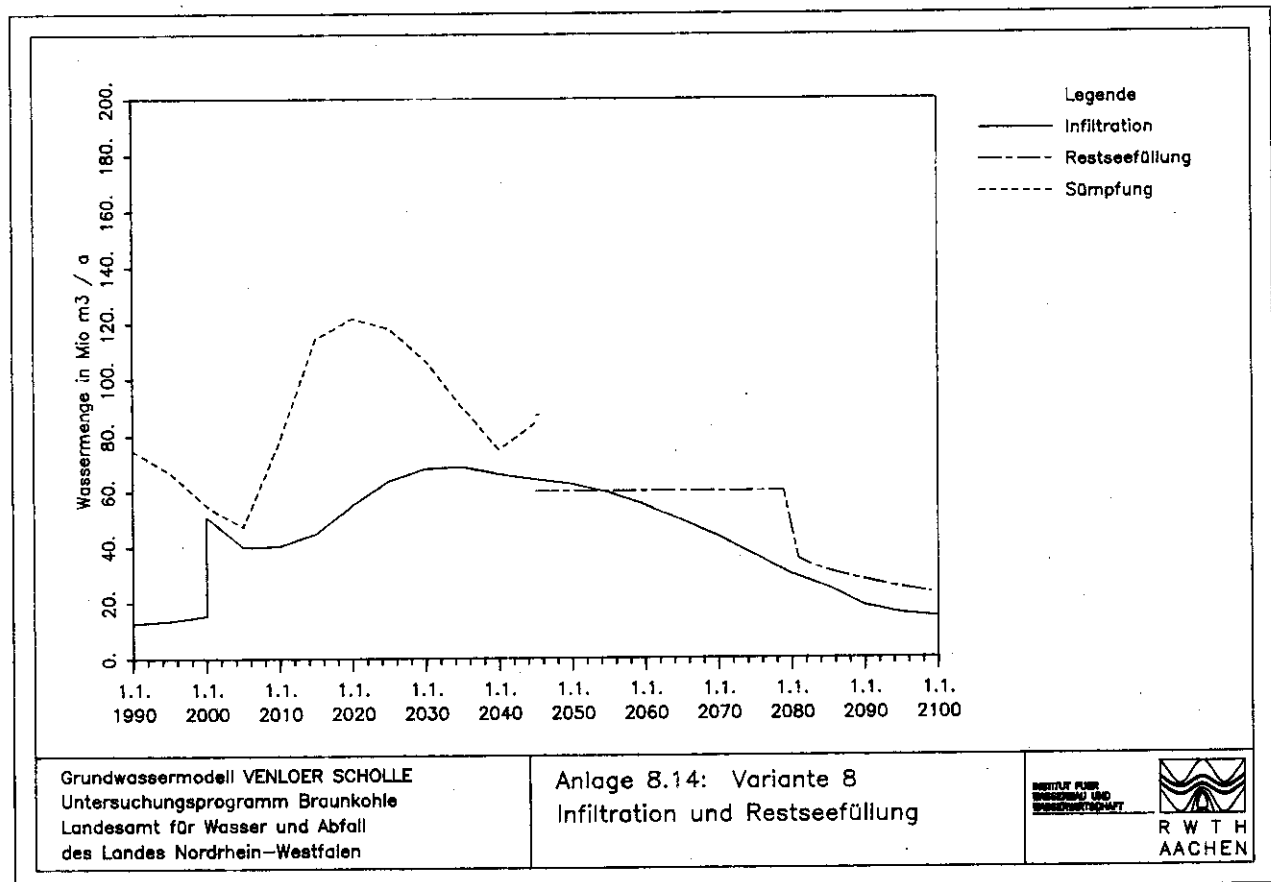
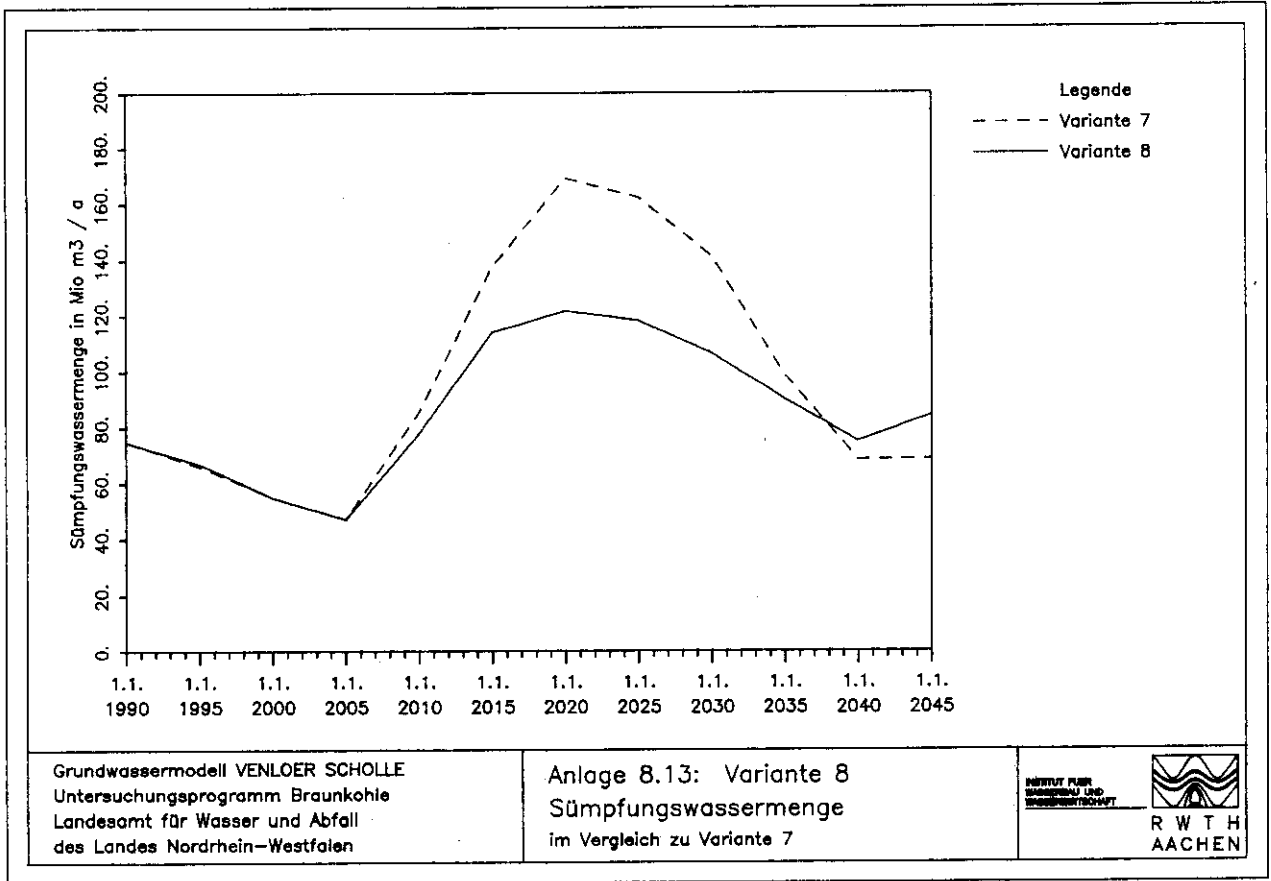


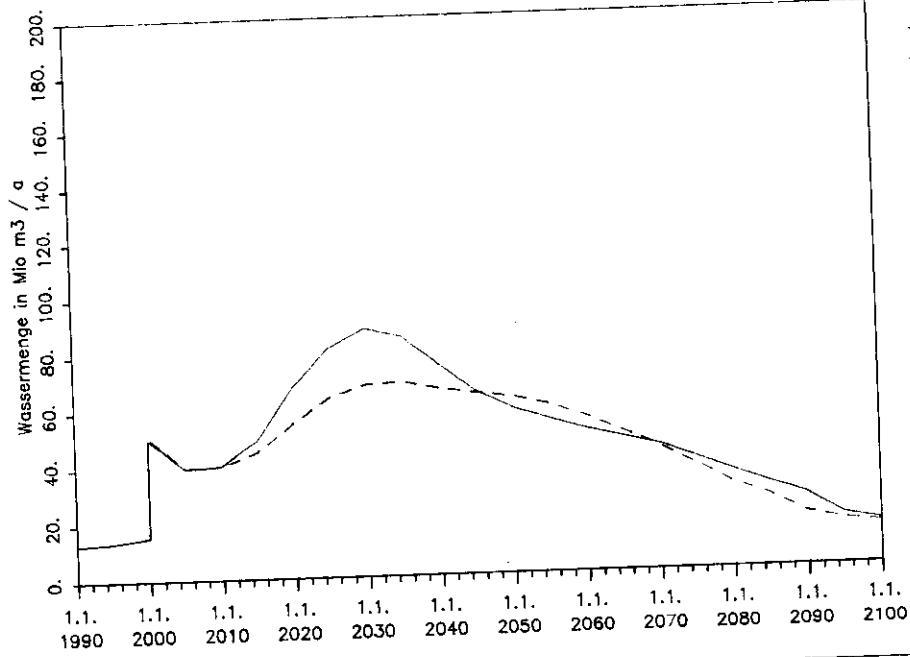












Legende  
 - - - Variante 7  
 — Variante 8

Grundwassermodell VENLOER SCHOLLE  
 Untersuchungsprogramm Braunkohle  
 Landesamt für Wasser und Abfall  
 des Landes Nordrhein-Westfalen

Anlage 8.15: Variante 8  
 Infiltration  
 im Vergleich zu Variante 7

INSTITUT FÜR  
 WASSERBAU UND  
 WASSERWIRTSCHAFT





# Stellungnahme des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen zu „Grundwassermodell Venloer Scholle – Zusatzuntersuchung zu den Auswirkungen eines verkleinerten Tagebaus Garzweiler II –“

## 1. Einführung

In den Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlepolitik aus dem Jahr 1987 wurde ein ergänzendes Untersuchungsprogramm festgelegt, das verschiedene offen gebliebene Fragestellungen zu dem beantragten Abbauvorhaben Garzweiler II umfaßt. Die Ergebnisse der daraufhin in Auftrag gegebenen Gutachten lagen im Sommer 1991 vor. Mögliche Auswirkungen des Anschlußtagebaus Garzweiler II auf den Wasser- und Naturhaushalt sowie die Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen sind daraus abzulesen.

Es zeigte sich, daß eine Beeinträchtigung des Wasserhaushaltes in quantitativer und vor allem auch in qualitativer Hinsicht nur mit sehr aufwendigen technischen Maßnahmen eingegrenzt werden kann. Als ungünstig bei der vom Bergbautreibenden beantragten Abbaugrenze erwies sich die große Nähe gerade der tiefsten Abbaubereiche zu den schützenswerten Feuchtgebieten im Schwalm/Nette-Gebiet. Der Tagebau erreicht in dem Teil, der am weitesten nach Nordwesten vorstößt und nur wenige Kilometer von den ökologisch wertvollen Feuchtgebieten entfernt ist, seine größte Entwässerungstiefe. Für Infiltrationen zum Schutz der grundwasserabhängigen Feuchtgebiete müssen daher große Wassermengen aufgewendet werden, um die Grundwasserstände dort auf unbeeinflusstem Niveau zu halten.

Darüber hinaus wurde deutlich, daß auch die vom Bergbautreibenden geplante Lage des Restsees nachteilig ist. Im Süden des Tagebaufeldes gelegen, wird der Restsee von Westen, Norden und Osten von Abraumkippe umgeben. Das hat zur Folge, daß der gesamte natürliche Grundwasserzustrom zum Restsee den Kippenkörper durchfließt und somit hochmineralisiertes Wasser in den Restsee gelangt (vergl. Untersuchung Prof. Obermann). Mit dem Erreichen des endgültigen Seewasserspiegels kehren sich die Fließverhältnisse um, so daß sich ein nach Norden und Nordosten gerichteter Abstrom aus dem Restsee durch die Abraumkippe ergibt. Auf dem relativ langen Fließweg durch das schwefelhaltige Abraummaterial wird das in den Nordraum abströmende Grundwasser hoch belastet.

Dies waren die wesentlichen Gründe dafür, auf Weisung des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW zu prüfen, ob durch eine Verkleinerung des beantragten Tagebaufeldes in seinem nordwestlichen Teil und durch eine Veränderung der Restseelage der Eingriff in den Wasserhaushalt deutlich vermindert werden kann. In der vorgelegten Variante weicht der Tagebaurand im Nordwesten etwa 2 km nach Süden zurück. Zusätzlich wird auf einen ca. 1,5 km breiten Streifen entlang der Westbegrenzung verzichtet. Die Restseelage wurde für diese Variante so geplant, daß der See nur noch von Osten durch die Abraumkippe begrenzt wird.

Durch eine Verlegung des Restsees an den westlichen bzw. nordwestlichen Tagebaurand entsteht ein größerer Bereich, in dem der Restsee nahezu in direktem Kontakt zum unverritzten Gebirge steht. Der Wasseraustausch zwischen Restsee und Grundwasser kann sich dort ohne besondere Beeinträchtigung durch Kippenmaterial vollziehen.

Die Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen wurde vom Landesamt für Wasser und Abfall beauftragt, für die vorgegebene Tagebauführung Simulationsrechnungen mit dem Grundwassermodell Venloer Scholle durchzuführen. Dabei wurden die gleichen Randbedingungen wie in der Versickerungsvariante 7 angesetzt.

## 2. Modellergebnisse

Beim Vergleich der Modellergebnisse mit denen der Variante 7 fällt zuerst der deutliche Rückgang der Sumpfungswassermenge auf. Entsprechend dem geringeren Gebirgsvolumen, das zu entwässern ist, der geringeren Sumpfungstiefe und der größeren Entfernung zu den Infiltrationsanlagen geht die Sumpfungswassermenge sowohl über den gesamten Zeitraum des Tagebaubetriebs betrachtet als auch in den Maximalwerten erheblich zurück. Es müssen nur noch 85% der für Variante 7 erforderlichen Gesamtmenge gesumpft werden, das Sumpfungsmaximum reduziert sich sogar auf 73%.

Dementsprechend wird auch die Grundwasserabsenkung durch die Tagebauentwässerung geringer. In den Bereichen, in denen keine Versickerungsmaßnahmen vorgesehen sind, ist das in der Differenzendarstellung zu 1983 direkt abzulesen. Insbesondere im südlichen Stadtgebiet von Mönchengladbach wird der Sumpfungseinfluß spürbar verringert.

In den durch Infiltration geschützten Gebieten drückt sich die geringere Tagebauentwässerung in einem Rückgang der Infiltrationsmengen aus. Dies gilt insbesondere für den Zeitraum des maximalen Infiltrationsbedarfs (Jahre 2025–2035). Sind in der Variante 7 noch maximal 88 Mio. m<sup>3</sup>/a zu versickern, um die Grundwasserstände in den Feuchtgebieten auf unbeeinflusstem Niveau zu halten, reduziert sich diese Wassermenge auf 69 Mio. m<sup>3</sup>/a (=78%). Der starke Rückgang ist in erster Linie bei den tagesbaunahen Versickerungsstandorten zu beobachten. Das weist darauf hin, daß sich vor allem der Anteil des Infiltrationswassers reduziert, der von den Versickerungsanlagen zum Tagebau zurückfließt.

Die deutliche Verkleinerung des aufzufüllenden Restloch- und Kippenvolumens verbunden mit der Verlegung des Restsees in den Norden und Westen bewirkt, daß sich die Restseefüllung wesentlich schneller vollzieht. Der endgültige Wasserspiegel von 67 m üNN wird nun nach 36 Jahren, d. h. 11 Jahre früher als bei Variante 7, erreicht.

### 3. Wertung

Mit der Simulationsvariante 8 konnten die Auswirkungen einer Verkleinerung des beantragten Tagebaus Garzweiler II auf den Grundwasserhaushalt zuverlässig quantifiziert werden. Die Vorzüge des Grundwassermodells, nämlich die Simulation und vergleichende Betrachtung verschiedener Planungsvarianten, werden hier besonders deutlich.

Im Hinblick auf den Schutz der ökologisch wertvollen Feuchtgebiete des Schwalm/Nette-Gebietes ist festzustellen, daß die Grundwasserstände auch in der Variante 8 auf dem gewünschten Niveau gehalten werden können. Die erhebliche Verminderung des notwendigen Infiltrationswasserbedarfs ist von großem Vorteil. Der Eintrag von Fremdwasser in das Grundwassersystem wird verringert. Darüber hinaus kann der Bau von einigen Kilometern Sickerschlitzen, die nur für einen relativ kurzen Zeitraum während des maximalen Sumpfungseinflusses benötigt werden, vermieden werden. Damit wird auch die zeitgerechte Durchführung dieser Maßnahmen erleichtert.

Die größere Entfernung zwischen Tagebau und Feuchtgebieten bietet zusätzlichen Spielraum bei der Positionierung der Infiltrationsanlagen. Er könnte zur Verminderung des Zustroms von Infiltrationswasser zu den besonders schützenswerten nährstoffarmen Feuchtgebieten genutzt werden, ohne einen Anstieg des Versickerungsbedarfs hervorzurufen, wie er bei einer generellen Verlagerung der Infiltrationsanlagen nach Süden eintreten würde.

Die Verringerung der Grundwasserabsenkung wirkt sich auch außerhalb der Feuchtgebiete positiv aus. Vor allem im südlichen Stadtgebiet von Mönchengladbach kann so der notwendige Umfang von Ersatzwassermaßnahmen merklich verringert werden.

Eine schnellere Füllung des Restsees, wie sie ein verkleinerter Tagebau erwarten läßt, ist zu begrüßen. Die Grundwasserverhältnisse in der Venloer Scholle erreichen früher einen stabilen Endzustand. Die insgesamt benötigte Wassermenge, die vom Rhein herangeführt werden muß, wird geringer.

Die Grundwassergleichen zeigen, daß nach Tagebauende der Grundwasserzustrom zum Restsee überwiegend aus dem unverritzten Gebirge erfolgt. Das bedeutet, daß das in den See fließende Grundwasser deutlich weniger mit Schadstoffen belastet sein wird. Nach dem Erreichen des endgültigen Seewasserspiegels wird durch das kleinere Kippenvolumen und die günstigere Restseelage die Breite (und Dauer) des Kippenabstroms in die oberen Grundwasserleiter des Nordraums vermindert. Das Kippenvolumen, aus dem heraus ein Schadstofftransport in den Nordraum stattfindet, verringert sich auf weniger als die Hälfte im Vergleich zum beantragten Tagebaufeld. Damit wird die potentielle Gefährdung der öffentlichen und industriellen Wasserversorgung im Nordraum deutlich geringer; der Oberlauf der Niers wird von Kippenwasser entlastet. Dennoch wären auch bei einem verkleinerten Tagebau Gegenmaßnahmen zur Schadstoffentstehung in der Kippe erforderlich.

Insgesamt betrachtet zeigen die Modellergebnisse, daß durch eine Verkleinerung des beantragten Tagebaufeldes Garzweiler II in der hier vorgeschlagenen Form, die wasserwirtschaftlichen Belastungen erheblich vermindert werden. Eine Zurücknahme der nordwestlichen Abbaugrenze, verbunden mit einer Verlegung des Restsees an den nordwestlichen Tagebaurand, ist aus wasserwirtschaftlicher Sicht zu begrüßen.

# **Tagebau Garzweiler II Limnologische Entwicklung des Restsees**

**Auftraggeber:**  
Landesamt für Wasser und Abfall  
Nordrhein-Westfalen

**Bearbeiter:**  
Dr. A. Hamm

**Datum:** August 1991

Für den nachfolgenden Beitrag wurden die Originalvorlagen  
des Autors reproduziert.

## 1. Einleitung

Im Jahre 2005 ist der Braunkohleabbau im Tagebau Garzweiler I beendet. Der Bergbautreibende plant eine Erweiterung des bisher genehmigten Abbaufeldes in den Anschlußtagebau Garzweiler II. Nach Abbauende im Jahre 2045 sieht die vorgelegte Abbauplanung die Nutzung des verbleibenden Restloches als See vor, der sowohl durch Grundwasserzustrom als auch durch Einleitung von Rheinwasser gefüllt werden soll.

Dieser See wird in mehrfacher Hinsicht bemerkenswert sein. In erster Linie ist seine Größe und Tiefe zu nennen. Nach den vorliegenden Unterlagen wird dieser See mit einer max. Seefläche von 25,2 km<sup>2</sup> (bei Seewasserspiegel + 67 m üNN), einer maximalen Tiefe von 177 m und einem Wasservolumen von max. 2150 Mio. m<sup>3</sup> einer der größten Seen in Deutschland sein. Wie die Tabelle 1 zeigt, liegt er nach Fläche, Tiefe und Wasservolumen zwischen dem Starnberger See und dem Walchensee. Hinsichtlich seiner Topographie ist seine fast kreisrunde Form und trichterförmige Einsenkung bemerkenswert (Abb. 1), was sich in seiner hohen mittleren Tiefe äußert.

Wie schon angeführt, soll die Füllung des Restloches mit dem Grundwasserzustrom und der Zuleitung von Rheinwasser erfolgen. Der Zustrom von Grundwasser allein würde zu lange Füllzeiten bewirken. Auch aus der Sicht des Grundwasserhaushaltes und zur Vermeidung schädlicher Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit ist die Zufuhr von Oberflächenwasser notwendig. Die Füllzeiten liegen je nach den im Gutachten von Prof. Kinzelbach, Kassel geschilderten Varianten des Wasserregimes bei 30-44 Jahren. Im Endzustand bei Reduzierung oder Aufhebung der Rheinwasserzufuhr ergeben sich Aufenthaltszeiten im See im Bereich von Hunderten von Jahren. Derartig lange Aufenthaltszeiten findet man im wesentlichen nur bei den großen und tiefen, tektonisch angelegten Grabenseen oder bei Kraterseen. Zu letzteren besteht beim Restsee Garzweiler II durchaus eine Ähnlichkeit, was die Seeform und Seetiefe als auch seine Hydrologie betrifft (z.B. Maarseen der Eifel).

Eine dritte bemerkenswerte Situation für diesen See ergibt sich aus der Gefahr einer Versauerung. Ursache dafür ist die Oxidation des im Abraum (Kippenmaterial) vorhandenen Pyrits (Eisensulfid, FeS<sub>2</sub>). Es ist eine wesentliche Aufgabe der Maßnahmen zum Grundwasserschutz und der damit zusammenhängenden Gutachten für das Objekt Garzweiler II, die Versauerung des Kippen- und Grundwassers zu minimieren bzw. eine schädliche Grundwasserbeeinflussung zu vermeiden. Dennoch ist davon auszugehen, daß beim Füllvorgang des Sees Kippenwasser in das Seebecken einfließt, das beim Durchstrom durch das Kippenmaterial die hier angesammelten Oxidationsprodukte aufgenommen hat und demgemäß nicht nur mehr oder weniger sauer sein wird, sondern auch einen hohen Mineralisationsgrad (insbes. hohe Sulfatkonzentrationen, Eisen- und Mangankonzentrationen, ev. weitere Metalle) aufweist. Derartige Versauerungen sind von vielen Braunkohletagebauseen bekannt.

Für die Limnologie des Restsees Garzweiler II hat dieser Einstrom von versauertem, mineralisiertem und mit Metallen angereichertem Grundwasser erhebliche Konsequenzen in mehrfacher Hinsicht. Zum einen ist eine Unterschichtung des mineralisierten Wassers mit erhöhter spez. Dichte zu erwarten und damit die Ausbildung eines meromiktischen Sees, d.h. eines Sees, der nicht mehr voll umgeschichtet und durchmischt wird. Ferner beeinflusst dieses Grundwasser maßgeblich den Chemiesmus dieses Gewässers. Dabei sind die Oxidations-/Reduktionsprozesse von besonderer Bedeutung. Ein nicht mehr umgeschichteter Tiefenwasserkörper würde einen sauerstofffreien, anaeroben Zustand haben, in dem z.B. oxidiertes Eisen<sup>III</sup> bzw. Mangan<sup>IV</sup> wieder zu Eisen<sup>II</sup> und Mangan<sup>II</sup> reduziert wird. Unter Beteiligung von Mikroorganismen würde Sulfat wieder zu Schwefelwasserstoff (H<sub>2</sub>S) bzw. Sulfid reduziert werden mit der Folge der Ausfällung von Eisen- und Metallsulfiden. Im Grunde würden in einem derartigen anaeroben Tiefenwasserkörper die Vorgänge der Pyritoxidation wieder rückgängig gemacht werden. Natürlich sind auch Interaktionen mit den Stoffen im zugeführten Oberflächenwasser (Rheinwasser) zu betrachten. Die Ausbildung eines meromiktischen Sees hat auch Konsequenzen für die Beschaffenheit des angrenzenden Grundwassers.

Im Hinblick auf die ökologische Bedeutung dieses Sees als Landschaftssee als auch für die Nutzung (Freizeit, Erholung und Fischerei) muß eine Versauerung des Oberflächenwasserkörpers unbedingt vermieden werden. Hier spielen insbesondere die Mischungsverhältnisse und die Strategie der Oberflächenwasserzufuhr eine Rolle.

Einen weiteren Fragenkomplex stellt die Beeinflussung der Gewässergüte des Sees durch Eutrophierung dar. Entsprechend der Seemorphologie und Hydrologie des Sees wäre der See von Natur aus

eindeutig einem nährstoffarmen, oligotrophen (ja ultra-oligotrophen) Status zuzuordnen (Größe, Tiefe, kleines Einzugsgebiet und damit niedrige Nährstoffzufuhr). Die Oberflächenwasserzufuhr vom Rhein würde aber - auch unter Berücksichtigung der weiteren Verminderung der Nährstoffkonzentrationen im Rhein - die Zufuhr von relativ nährstoffreichem Wasser in den See bedeuten. Es gilt daher zu überprüfen, ob Maßnahmen zur Verminderung der Nährstoffbelastung des Sees Garzweiler II erforderlich sind.

Zusammenfassend ergeben sich somit für das limnologische Gutachten Garzweiler II folgende, einzelne Fragenkomplexe.

Fragenkomplex 1.: Welcher Seentyp wird sich unter Berücksichtigung der gegebenen Seemorphologie und -hydrologie einstellen und zwar während der Füllungsphase als auch im Endzustand ?

Fragenkomplex 2.: Welche limnologischen Auswirkungen insbesondere auf den Wasserchemismus haben die so ermittelten seentypischen Bedingungen. In welcher Weise sind diese positiv oder negativ zu bewerten (Ökologie, Nutzung)

Fragenkomplex 3.: Welche Maßnahmen können bzw. müssen getroffen werden, um die Seebeschaffenheit günstig zu beeinflussen bzw. ev. Gefährdungen zu vermeiden ? Diese unterteilen sich:

- 3.1 - in Hinblick auf die Versauerung
- 3.2 - in Hinblick auf die Eutrophierung

## 2. Fragenkomplex 1: Zu erwartender Seentyp.

### 2.1. Seemorphologie / Hydrologie

In Tabelle 1 sind die morphologischen Daten des Sees Garzweiler II im Vergleich zum Starnberger See und Walchensee, zwischen denen sich der See Garzweiler II seiner Größe nach einordnen würde, aufgelistet. Abb. 1 zeigt die Isohypsen des Restlochs, Abb. 2 bzw. 3 die Seewasserspiegel-/Seeflächenrelation bzw. Seetiefen-/Wasservolumenrelation.

	Starnberger See	Walchensee	Garzweiler II
Wsp. m üNN	584,17	799,3	67,0
Seefläche $A_0$ (km <sup>2</sup> )	56,36	16,11	25,2
max. Tiefe (m)	127,8	189,5	177
mittl. Tiefe $\bar{z}$ (m)	53,2	80,8	85,3
Wasservolumen (Mio m <sup>3</sup> )	2999	1300	2150
Länge (km)	20,2	8,0	7,0
Breite (km)	2,79	2,01	5,0
Umfang (km)	49,17	27,0	ca 19,0
EZ (km <sup>2</sup> )	314,7	783	-
mittl. Aufenthaltszeit $\tau_w$ (Jahre)	21	1,62*	30-44 <sup>1)</sup> >200 <sup>2)</sup>

\*) einschließlich Isar- u. Rißbachüberleitung

1) Füllungsphase  
2) Endzustand

Tab. 1: Morphologische und hydrologische Daten zum See Garzweiler II im Vergleich. Angaben zu Starnberger See und Walchensee aus: Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft München. Verzeichnis der Seen in Bayern, 1982

Die Füllzeiten mit den verschiedenen Anteilen von Rheinwasser bzw. Kippenwasser bis zur vollständigen Füllung des Sees gehen aus Tabelle 2 hervor.

Variante	Füllzeit Jahre	Rheinwasser m <sup>3</sup>	Kippenwasser m <sup>3</sup>
a.) 60 Mio m <sup>3</sup> /a Rheinwasserzufuhr	44	2.6 • 10 <sup>9</sup>	2.3 • 10 <sup>8</sup> ≙ 8.8 %
b.) 90 Mio m <sup>3</sup> /a Rheinwasserzufuhr	30	2.9 • 10 <sup>9</sup>	0.8 • 10 <sup>8</sup> ≙ 3.0 %
c.) 60 Mio m <sup>3</sup> /a Rheinwasserzufuhr + Sumpfung	37	3.0 • 10 <sup>9</sup>	0.4 • 10 <sup>8</sup> ≙ 1.5 %
d.) 60 Mio m <sup>3</sup> /a Rheinwasserzufuhr + künstl. Grundwasserleiter 1. Schicht	44	2.6 • 10 <sup>9</sup>	2.6 • 10 <sup>8</sup> ≙ 10 %

Tabelle 2: Zustromvolumina in den See bis Füllung  
nach KINZELBACH - Gutachten Garzweiler II

Zu beachten ist, daß die Zustromvolumina bis zur Füllung des Sees größer sind als das maximale Seenvolumen, da ein Teil des zugeführten Wassers in den angrenzenden Grundwasserraum eindringt. Wichtig für die Beurteilung der limnologischen Entwicklung des Sees ist das Verhältnis Rheinwasser/Kippenwasser, das gemäß Tab. 2 z.B. in der Grundvariante a.) rd. 11:1 beträgt. Näheres dazu ist im Gutachten Prof. Kinzelbach enthalten.

Im zeitlichen Verlauf variieren jedoch die Anteile Rheinwasser/Kippenwasser. Dies geht aus Abb. 4 hervor. Das Rheinwasser wird in der Grundvariante mit 1,90 m<sup>3</sup>/s = rd 60 Mio m<sup>3</sup>/a zugeführt. Unter Austausch (+) in Abb. 4 ist diejenige Wassermenge angeführt, die als Kippenwasser in den See fließt. Es ergibt sich, daß dieser Einstrom nach 9-10 Jahren am größten ist. Die Zuflußrate an saurem Wasser zum Restsee in der Auffüllphase beträgt in der Grundvariante maximal etwa ein Viertel des vom Rhein angelieferten Zuflusses.

In der Summe ergibt sich ein ungünstigstes Mischungsverhältnis Rheinwasser zu Kippenwasser von etwa 6:1 nach etwa 10 Jahren Füllzeit. Deshalb soll diese Situation hinsichtlich der Limnologie des Sees in den nachfolgenden Ausführungen auch gesondert beachtet werden.

Nach 10 Jahren Füllzeit liegen folgende Verhältnisse vor:

Füllung bis ca.	:	- 10 m üNN
Wasservolumen ca.	:	700 Mio m <sup>3</sup>
davon Rheinwasser	:	ca. 600 Mio m <sup>3</sup>
Kippenwasser	:	ca. 100 Mio m <sup>3</sup>
Seefläche	:	ca. 13,2 km <sup>2</sup>
max. Tiefe	:	100 m
mittl. Tiefe	:	53 m

## 2.2. Meromixis

Bei der Zufuhr von mineralisiertem Grundwasser ist mit großer Wahrscheinlichkeit zu erwarten, daß sich ein meromiktischer See einstellt und zwar bereits von Anfang an. Dabei ist zu berücksichtigen, daß von der Seenmorphologie und Hydrologie her bereits eine Prädisposition dafür besteht, bzw. der See selbst ohne Zustrom mineralisierten Grundwassers meromiktisch werden könnte.

Meromiktische Seen sind weltweit natürlicherweise zu finden. WALKER u. LIKENS (1975) untersuchten vergleichend die Bedingungen, bei denen meromiktische Seen vorliegen und unterscheiden ectogene und endogene Typen. Ectogenesis liegt z.B. vor, wenn entweder ein oberflächiger Zufluß

von Frischwasser eine vorher bestehende saline Schicht überlagert oder salines Wasser oberflächlich ein vorher existierendes Frischwasser unterlagert (Typ I). Es können auch unterirdische Zuflüsse von Frisch- oder salinem Wasser solche Über- bzw. Unterschichtungen bewirken.

Endogene Typen der Meromixis sind nach WALKER u. LIKENS (1975) Seen in ruhiger Lage, wobei die Form und Einsenkung des Seebeckens relativ zu seiner Umgebung die entscheidenden Faktoren sind. Hinsichtlich der seenmorphologischen Bedingungen verwenden die Autoren beim Vergleich meromiktischer Seen dieses Typs folgende empirische Formel:

$$\text{Relative Tiefe } (z_T) = \frac{50 \cdot z_m \cdot \sqrt{\pi}}{\sqrt{A_0}} \quad (\%)$$

wobei:  $z_m$  = maximale Tiefe (m)  
 $A_0$  = Seefläche (m<sup>2</sup>)

Wendet man diese Formel für den Restsee Garzweiler II an, so ergibt sich:

1.) Füllungsphase (nach 10 Jahren; - 10 m üNN):

$$(z_T) = \frac{50 \cdot 100 \sqrt{\pi}}{\sqrt{13,2 \cdot 10^6}} = 2,44 \quad (\%)$$

2.) Endzustand (+67 m üNN):

$$(z_T) = \frac{50 \cdot 177 \sqrt{\pi}}{\sqrt{25,2 \cdot 10^6}} = 3,12 \quad (\%)$$

Die Autoren führen an, daß 70 % der meromiktischen Seen Nord-Amerikas eine relative Tiefe > 5 % haben. Wendet man o.a. Formel für einige bekannte meromiktische Seen Europas an, die etwa eine vergleichbare Größe und Tiefe haben, wie Garzweiler II, so ergibt sich z.B.:

Hallstättersee:	$A_0 = 8,6 \text{ km}^2$ ;	$z_{\text{max}} = 65 \text{ m}$ ;	$z_T = 1,96 \quad (\%)$
Millstätter See:	$13,3 \text{ km}^2$ ;	$140 \text{ m}$ ;	$3,40 \quad (\%)$
Weissensee:	$6,6 \text{ km}^2$ ;	$99 \text{ m}$ ;	$3,42 \quad (\%)$
Wörthersee:	$19,4 \text{ km}^2$ ;	$84 \text{ m}$ ;	$1,67 \quad (\%)$
Zellersee:	$6,4 \text{ km}^2$ ;	$68 \text{ m}$ ;	$2,38 \quad (\%)$

Die Werte liegen somit in der gleichen Größenordnung. Besonders die Kärntner Seen sind als meromiktische Seen bekannt und eingehend untersucht. (z.B. FINDENEKG, 1933). In thermischer Hinsicht äußert sich die Meromixis im Ausbleiben der Temperaturbeweglichkeit der Tiefenschichten und manchmal im Auftreten einer schwachen inversen Schichtung. Hervorstechendes Merkmal des meromiktischen Schichtungstyps ist der stets niedrig bleibende Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers (bzw.: O<sub>2</sub>-Gehalt : Null - anaerobe Verhältnisse), da auch bei der winterlichen Zirkulationsphase kein sauerstoffhaltiges Oberflächenwasser in dieses sog. "Monimolimnion" mehr eingemischt wird. Dieses Wasser ist in der Regel auch schwefelwasserstoffhaltig, weist hohe Phosphat-, Ammonium-, Eisen- und Mangankonzentrationen auf und ist demnach von höheren Organismen nicht besiedelt. Solche Verhältnisse finden sich z.B. beim Wörthersee ab etwa 60 m Tiefe. Diese Schichtgrenze bezeichnet man auch als Chemokline, da sich hier die chemische Beschaffenheit der beiden Wasserkörper drastisch ändert.

BERGER (1955) hat am Beispiel der Kärntner Seen gefunden, daß die Tiefe, unterhalb der meromiktische Verhältnisse auftreten können der 4. Wurzel der Seefläche entspricht. Dies wären im Fall des Restsees Garzweiler II rd. 70 m Tiefe (im Endzustand).

In Deutschland sind vor allem einige kleinere alpine Seen als meromiktisch bekannt (Alatsee, Alpsee b. Neuschwanstein, Tüttensee b. Grabenstätt) sowie einige Eifelmaare. Besonders letztere sind im Vergleich von Interesse, da sie dem Restsee Garzweiler II näher liegen. Typisch meromiktisch ist das



kleine, aber tiefe Ulmener Maar (Oberfl. 0,055 km<sup>2</sup>, max. Tiefe 35 m, rel. Tiefe 13,2 %), während der sehr viel größere Laacher See trotz seiner langen theor. Aufenthaltszeit (ca. 68 Jahre) voll durchmischt wird (Fläche 3,315 km<sup>2</sup>, max. Tiefe 53 m, rel. Tiefe: 2,6 %). Die Zirkulation dieses Sees im Frühjahr wird aber bereits als gehemmt beschrieben (Landesamt Rheinl. Pfalz, 1987).

Die im Größenvergleich herangezogenen, aber nicht meromiktischen Seen, Starnberger See und Walchensee haben eine relative Tiefe von 1,50 (%) bzw. 4,18 (%). Der Starnberger See mit einer langen Aufenthaltszeit (21 Jahre) ist zwar holomiktisch, jedoch ist eine Neigung zu einer verzögerten Durchmischung des Tiefenwasserkörpers unverkennbar (größte Sauerstoffdefizite im Tiefenwasser im Nov./Dez.). Beim Walchensee bildet sich eine Meromixis nicht aus, trotz der großen relativen Tiefe, da der See nur eine geringe Aufenthaltszeit hat und stark windexponiert ist (fast tägliche Fallwinde).

Insgesamt ist aus diesen Vergleichen abzuleiten, daß schon in Hinblick auf die Seebeckengestaltung und die langen Aufenthaltszeiten eine Disposition zur Meromixis bei Garzweiler II besteht. Allenfalls könnte eine besonders starke Windexposition diese Tendenz unterdrücken. Es wurden daher die Winddaten der nächstgelegenen Windmeßstation Elsdorf seit 1951 ausgewertet. Windstärke 9 (entspricht Windgeschwindigkeiten von 21,06-24,18 m/s) sind in diesem Zeitraum nur 3x aufgetreten (als 10-Minuten-Mittelwerte). Die höchsten Windgeschwindigkeiten im Tagesmittel ergaben sich mit Windstärke 7,3, entsprechend 16,8 m/s = 60 km/h. Dies trat im o.a. Zeitraum ebenfalls 3 mal auf. Solche längerfristigen Starkwinde ereignen sich nur im Winterhalbjahr; Windrichtung überwiegend von SW - NW.

Nähere Berechnungen zum Austausch zwischen Oberflächenwasser (Mixolimnion) und Monimolimnion bringt Anhang 1 bzw. sind in ihren Folgerungen im Text später geschildert.

Der entscheidende Umstand, der eine ziemlich hohe Stabilität eines nicht mehr von der Durchmischung erfaßten Tiefenwasserkörpers im Restsee Garzweiler II prognostizieren läßt, ist jedoch, daß das Kippengrundwasser, das in den See einströmt, stärker mineralisiert ist als das Rheinwasser und sich im Tiefenwasser ansammelt. Der Salzgehalt verstärkt die Dichteunterschiede des Wassers außerordentlich. Sie erhöht sich z.B. bei einer Salzkonzentration von 1 g/l um 0,0008 g/cm<sup>3</sup>, während eine Temperaturänderung von 4 °C auf 5 °C die Dichte nur um 0,000008 g/cm<sup>3</sup> ändert (entsprechend 10 mg/l Salzgehaltsänderung). Für den Restsee Garzweiler II ist daher zu folgern, daß bereits in der Füllphase eine erhebliche Schichtentrennung vorkommt und nur Teildurchmischungen des Kippengrundwassers mit dem zugeführten Rheinwasser stattfinden.

Von Bedeutung ist noch, daß sich Fällungsprodukte (vor allem Eisenhydroxide) bilden, die in die Tiefe sinken und sich dort akkumulieren (s.S 8). Generell findet ein ständiger Stofftransport in Seen durch chemische und biologische Prozesse in die Tiefe statt, sodaß sich die Meromixis im Laufe der Zeit noch verstärkt, wenn nicht exogene Kräfte, wie Wind oder zuflußbedingte Durchströmungen dagegen wirken. Diese sich, z.B. durch Eutrophierungsvorgänge verstärkende und selbsttragende Meromixis, insbes. im Zusammenhang mit dem Eisenkreislauf, ist ebenfalls in der Literatur mehrfach beschrieben (z.B. KJENSMO 1967).

Es wird auch durch die vorliegenden Untersuchungen an Braunkohletagebauseen evident, daß sie außerordentlich stark zur Meromixis neigen. Beispielsweise weist das maximal 11 m tiefe Zieselsmaar als Restsee der benachbarten Berrenrather Börde ab ca 6m einen durch die winterliche Umschichtung nicht mehr erfaßten Wasserkörper auf (Untersuchungen LWA Nordrhein-Westfalen, Abb. 5). Der maximal 49 m tiefe Steinberger See (1,85 km<sup>2</sup> Fläche) im Braunkohleabbaugebiet Wackersdorf (Schwandorf, Bayern) zeigt einen Schichtungstyp, wie er in ähnlicher Weise auch für den Restsee Garzweiler II zu erwarten ist (Abb. 6 und 7).

Natürlich sind diese beiden Wasserkörper nicht in absoluter Weise voneinander getrennt. Es treten in Abhängigkeit von den Windeinwirkungen unterschiedlich tiefe Erosionen des Monimolimnions auf und demgemäß entstehen unterschiedliche Mischungen zwischen Tiefenwasser und Oberflächenwasser bzw. dem Kippenwasser und dem zugeführten Rheinwasser. Im Hinblick darauf, daß eine weitreichende Verfrachtung von Tiefenwasser mit seinem hohen Versauerungspotential, seiner Sauerstoffarmut und den hohen Konzentrationen an Schwefelwasserstoff, Ammonium, Eisen und Mangan u.a. Metallen in den Oberflächenwasserkörper nicht stattfinden darf, wurde berechnet, welche Windkräfte nötig wären, um eine Totalumschichtung oder partielle Umschichtung herbeizuführen (Anhang 1).

Als Ergebnis ist festzustellen, daß wegen der hohen Dichteunterschiede eine Total- bzw. Halbumwälzung auszuschließen ist. Es wären Stürme von 400 km/h bzw. 280 km/h erforderlich. Bei den gemäß den Windstärkedaten von der Station Elsdorf unter Beachtung der Erhöhung von Windgeschwindigkeiten über einer offenen Wasserfläche zu erwartenden Stürmen im Gebiet ergeben sich Kippungsbereiche der Chemokline von rd. 13 m bzw. ein Durchmischungsverhältnis von rd. 20:1 Mixolimnion-Volumen zu eingemischtem Monimolimnion im Endzustand des Sees (Anhang 1).

In der Füllungsphase sind etwas ungünstigere Verhältnisse zu erwarten. Die Chemokline liegt mit großer Wahrscheinlichkeit etwas weniger tief, d.h. unter Anwendung der Formel von BERGER bei 60 m Wassertiefe. Für die Phase des Füllungsvorganges nach ca. 10 Jahren (Wsp - 10 m üNN) beträgt dann das Volumen des Mixolimnions 580 Mio m<sup>3</sup> und das des Monimolimnions 120 Mio m<sup>3</sup>. Nimmt man ein gleiches Mischungsvolumen von 66 Mio m<sup>3</sup> an, so ergibt sich ein Mischungsverhältnis von 8.8:1. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß die Windexposition der Wasserfläche wegen der tieferen Einsenkung geringer ist und wahrscheinlich auch die Stabilität der Chemokline größer, da bei dem höheren Kippenwasseranteil die Dichteunterschiede an der Chemokline größer werden. Da in dieser Füllungsphase auch eine ständige, relativ große Rheinwasserzufuhr an der Oberfläche vorliegt, wird auch eine größere Pufferkapazität im See bereit gehalten (s.S. 10).

Natürlich können vorgenannte Berechnungen nur Näherungen sein und Größenordnungen des Schichtungs- und Durchmischungsverhaltens abschätzen. Mehr ins Detail gehende Berechnungen zu Strömung und Schichtung im See müßten sich detaillierter mit dem Temperatur- und Energiehaushalt, den windinduzierten und zuflußbedingten Strömungen etc. auseinandersetzen. Dazu gibt es mathematische Modelle. Diese Fragen wären auch z.B. im Zusammenhang mit der technischen Gestaltung der Zufuhreinrichtungen des Rheinwassers von Bedeutung. Es wird daher jetzt schon ange-regt, strömungsmechanische Detailuntersuchungen für den Restsee Garzweiler II später durchführen zu lassen.

Zusammenfassend müssen wir uns also sowohl in der Füllungsphase als auch im Endzustand einen See vorstellen, der einen nicht mehr umgeschichteten Tiefenwasserkörper mit höherer Dichte aufweist, der vorwiegend aus eingeströmten Kippengrundwasser gebildet wird, überschichtet von einem Wasserkörper, der überwiegend aus dem zugeführten Rheinwasser stammt. Für die Lage der mehr oder weniger stabilen Schichtgrenze wird im Endzustand eine Wassertiefe von ca. 70 m, in der Füllungsphase nach rd. 10 Jahren von 60 m angenommen. Die Chemokline wird entscheidend beeinflusst von den Anteilen Kippengrundwasser/Rheinwasser, der Gestaltung des Sees (Fläche zu Tiefe), der Rheinwasserzufuhr und insbesondere den Windeinwirkungen. Die beiden Wasserkörper sind nicht absolut voneinander getrennt, sondern es gibt unterschiedliche Mischungsverhältnisse, wobei der Umfang der Erosion des Monimolimnions in den Zirkulationsphasen (Winter) bzw. bei Starkwindereignissen entscheidend ist.

Diese zu erwartende Schichtungssituation hat auch wesentliche Auswirkungen auf den Wasserchemismus im See, was nachfolgend näher erörtert werden soll.

### 3. Fragenkomplex 2: Zu erwartenden Wasserchemismus

#### 3.1. Versauerung

Entsprechend der Ermittlungen von OBERMANN (1991) und auf der Grundlage seiner hydrochemischen Untersuchungen an austretendem Kippengrundwasser bei der Kippe Berrenrath und dem angrenzenden Restsee (Zieselsmaar) kann je nach der Lage des Restsees im Grundwasserströmungsfeld mit folgenden chem. Eigenschaften des Kippengrundwassers, das in den See einströmt, gerechnet werden:

	Aufstromige Lage	Abstromige Lage
pH-Wert	ca. pH 3,0 bis 3,5	ca. pH 2,5 bis 3,0
Sulfat (mg/l)	1500 bis 2500	2500 bis 3500
Eisen (mg/l)	10 bis 100	10 bis 500

Mit den genannten Hauptbestandteilen des Kippengrundwassers (Säure, Sulfat, Eisen) werden auch die anderen, wasserwirtschaftlich relevanten Stoffe (u.a. die metallischen und metalloiden Spurenelemente in den See eingetragen.

Durch geeignete Maßnahmen, insbesondere mit dem Ziel der Verhinderung des Luftzutritts im Kippenmaterial, u.a. ist vorgesehen, die Mineralisation und Versauerung des Kippengrundwassers zu vermindern. Damit kann zwar die in Kap. 2 geschilderte meromiktische Situation des Sees nicht im Grundsätzlichen geändert werden, aber es gelangt ein Kippengrundwasser in den See, das ein deutlich geringeres Versauerungspotential aufweist.

Dieses einfließende Kippengrundwasser gelangt überwiegend in die Tiefe des Sees (ins Monimolimnion) und dort in anaerobe Bereiche, die sich durch den biologischen Abbau organischen Materials und der fehlenden Durchmischung relativ rasch (schon in den ersten Jahren) einstellen werden.

Damit wird entweder ein in der Tiefe des Restsees einströmendes Kippengrundwasser nicht mehr oxidiert bzw. aus dem Kippenrand oberflächlich einfließendes oxidiertes Kippenwasser wieder reduziert. Es bildet sich in Umkehrung der Pyritoxidation wieder Eisen $\text{II}$  und Sulfid, wobei der pH-Wert angehoben wird. Auch hinsichtlich Mangan kommt es zur Reduktion zu zweiwertigem Mangan. Eine Ausfällung von unlöslichem Eisensulfid ist zu erwarten, ferner von sulfidischen, schwer löslichen anderen Metallverbindungen, die dann ins Sediment niedergeschlagen werden.

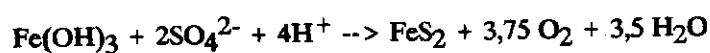
Aus dieser Sicht ist somit die Ausbildung einer Meromixis mit einem nicht mehr von Umschichtungs Vorgängen erfaßten Tiefenwasserkörper für die Gewässerqualität des Sees als ganzes durchaus positiv zu betrachten. Der See betreibt seine eigene Eliminationsanlage und reichert die mit dem Kippenwasser zugeführten Metalle im Tiefenwasser bzw. im Sediment an. In der Tiefe liegt allerdings ein großer, völlig unlebter Wasserkörper vor. Das ist allerdings auch in natürlichen meromiktischen Seen der Fall.

Wie bereits dargelegt, ist die Sperrschicht zwischen Monimolimnion und Mixolimnion jedoch nicht absolut. Durch windinduzierte Umschichtungen und Strömungen kann es zu mehr oder weniger starken Erosionen des Monimolimnions kommen, wobei dann in das sauerstoffhaltige Mixolimnion verfrachtete Stoffe wieder oxidiert werden. Hier kommt es dann wieder zu Eisen-Hydroxid- und Manganausfällungen, wobei auch z.B. Phosphat mitgeflockt wird. Diese Ausfällungen gelangen wieder in das Tiefenwasser, wo sie wiederum reduziert werden, usw. Es entwickelt sich somit ein seeinterner Stoffkreislauf, in dem die Stoffe abwechselnd durch reduktive und oxidative Zonen geführt werden. Allerdings wird ein erheblicher Teil der zugeführten Stoffe diesem Kreislauf ständig in Richtung permanent undurchmischtem Tiefenwasser und Sediment entzogen.

Diese Vorgänge werden z.B. auch durch die Untersuchungen am Zieselsmaar durch das Landesamt für Wasser u. Abfall NRW als auch durch erste orientierende Untersuchungen der Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung am wesentlich tieferen Steinberger See im Braunkohleabbaugebiet Wackersdorf / Schwandorf deutlich erkennbar (Abb. 5 und 6).

Dem Zieselsmaar fließen die Kippengrundwässer der Berrenrather Börde oberflächlich zu, wobei die starke Versauerung erst vor einigen Jahren aufgetreten ist, als die Grundwässer in der Berrenrather Börde so weit angestiegen waren, daß es zu Grundwasseraustritten kam. Es besteht kein oberflächlicher Frischwasserzufluß mit Ausnahme von Niederschlagswasser.

Im Zieselsmaar besteht eine permanente Chemokline ab etwa 6 m Wassertiefe; d.h. darunter liegt der nicht mehr von der Durchmischung erfaßte Tiefenwasserkörper. Die Schichtgrenze wird dadurch charakterisiert, daß im Sommer wie auch im Winter in diesem Bereich kaum mehr eine Temperaturänderung auftritt (siehe Abb. 5) sowie der Sauerstoffgehalt hier auf Null geht. Der pH-Wert steigt ab dieser Tiefe rasch an, wobei dahinter im Grundsatz die Umkehrung der Pyritoxidation steht (Verbrauch von  $\text{H}^+$ ):



Es fällt allerdings auf, daß die Sulfatkonzentrationen im Wasser des Zieselsmaars in der Tiefe nicht abnehmen sondern zunehmen (wahrscheinlich  $\text{CaSO}_4$ -Verfrachtung) und die Schwefelwasserstoff-Bildung relativ gering ist und erst knapp über Grund bemerkbar wird. Es sind bislang die chemischen Reaktionen und die Redoxvorgänge, die auch unter Beteiligung von Mikroorganismen ablaufen, noch nicht in jeder Hinsicht eindeutig abzuklären und im übrigen auch sehr kompliziert. Es würde sehr umfangreiche Grundlagenuntersuchungen mit Beteiligung thermodynamischer Modelle der chemischen Reaktionen erfordern, um die Vorgänge in den oxidativen und reduktiven Zonen im Gewässer im

Einzelnen aufzuklären. Gleiches gilt im übrigen auch bzgl. der Interaktionen mit dem zugeführten Frischwasser (Rheinwasser); (siehe später).

Auffallend ist im Vergleich der Profilkurven Winter/Sommer im Zieselsmaar, daß der pH-Wert im Mixolimnion im Sommer etwas höher und die Leitfähigkeit niedriger ist als im Winter, während dies im Monimolimnion sich gerade umgekehrt verhält. Dies bedeutet, daß im Sommer eine stärkere Verfrachtung von Stoffen in die Tiefe stattfindet. Es gilt dies vor allem für das Eisen, das z.B. im Zieselsmaar im Sommer (3.8.88) in 1-2 m Tiefe Konzentrationen um 8,5 mg/l  $Fe_{ges}$  aufweist, in 6 m Tiefe aber bereits 123 mg/l und in 8 m Tiefe 434 mg/l. Die Anhebung der Leitfähigkeit bzw. das Absinken des pH-Wertes im Winter im Oberflächenwasser ist als Ergebnis einer Teildurchmischung anzusehen.

Der Steinberger See mit einer Fläche von 1,85 km<sup>2</sup> und einer maximalen Tiefe von 49 m ist seit etwa 10 Jahren vollständig gefüllt, wobei zur Füllung der sog. Schreckerbach herangezogen wurde. Dieser Bach ist aber ebenfalls mit hohen Eisengehalten beladen, aber nicht sauer und heute vom See isoliert. Der See weist oberflächlich pH-Werte um 4,0 und einen Sulfatgehalt um 600 mg/l auf, also eine deutlich geringere Versauerung und Mineralisation als das Zieselsmaar. Vom Steinberger See existiert bislang erst eine Tiefenprofilmessung vom 19.7.91, die in Abb. 6 dargestellt ist. Es zeigt sich eine Temperatursprungschicht zwischen etwa 5-15 m, die das Epilimnion vom Hypolimnion trennt. Im Hypolimnion ist eine deutliche inverse Temperaturschichtung in 35 m Tiefe ausgeprägt, an der die Temperatur zur Tiefe hin wieder etwas ansteigt. An dieser Schichtgrenze nimmt der Sauerstoffgehalt stark ab. Ab 37,5 m Tiefe beginnt der anaerobe Bereich.

Wie im Zieselsmaar steigt der pH-Wert und die Leitfähigkeit an dieser Chemokline an. Winterprofilmessungen fehlen bislang am Steinberger See, jedoch ist es sehr wahrscheinlich, daß diese 35-37,5 m Zone die Tiefe markiert, ab der auch im Winter keine Umschichtung mehr stattfindet. Es ist im übrigen von Interesse, daß die BERGER-Formel für die Tiefenlage der Chemokline (4. Wurzel der See-Fläche) für den Steinberger See genau zutrifft. Es ergeben sich 37 m Tiefe. Auch diese Ergebnisse vom Steinberger See stützen die Vorstellungen zum Schichtungstyp, den der See Garzweiler II einnehmen wird (Abb. 7)

Von besonderer Bedeutung für die Beurteilung des Wasserchemismus im See Garzweiler II sind die Mischungsverhältnisse und Interaktionen zwischen dem zugeführten Rheinwasser und dem Kippengrundwasser einschl. anderer Wässer, die in den See gelangen (z.B. Niederschlagswasser), wobei die Mischungsverhältnisse jedoch je nach Tiefenlage im See unterschiedlich sein werden. Das zugeführte Rheinwasser, das oberflächlich in den See einfließt, oder das entsprechend später noch dargelegter Überlegungen im Endzustand des Sees besser in das obere Hypolimnion = unterhalb der thermischen Sprungschicht zur Sommerstagnation, also in etwa 20 - 40 m Tiefe, eingeführt werden sollte, überwiegt in diesem Tiefenbereich wie bereits geschildert. An der Grenzschicht Mixo - Monimolimnion (also vorerst abgeschätzt in ca. 60-70 m Tiefe, je nach Füllungszustand des Sees) gibt es wahrscheinlich Mischungsverhältnisse die dem mittleren Mischungszustand (ca. 11:1; im ungünstigsten Fall nach ca. 10 Jahren 6:1; siehe Gutachten KINZELBACH) entsprechen und im Tiefenwasser nimmt der Anteil des Kippengrundwassers zu. An den Sprungschichten (thermische Sprungschicht Epi-/Metalimnion im Sommer, ca. in 10-15 m Tiefe) bzw. an der Grenzschicht zum Monimolimnion stellen sich mehr oder weniger starke Stoffgradienten ein. Entsprechend dieser Mischungsverhältnisse ergeben sich unterschiedliche pH-Werte des Mischwassers in den verschiedenen Tiefenbereichen des Sees sowie unterschiedliche chem. Reaktionen zwischen den Inhaltsstoffen des Rheinwassers und Kippengrundwassers. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Bereitstellung von Pufferkapazität durch das zugeführte Rheinwasser. Diese ist aber nicht allein als Ca-Bicarbonat-Pufferung zu verstehen, sondern es werden auch andere Reaktionen hier eine wichtige Rolle spielen (z.B.  $Fe(OH)_3$ -Ausfällung).

Um eine Vorstellung über die Relation pH-Wert/Rheinwasseranteil zu gewinnen, wurden folgende Versuche durchgeführt.:

Aus drei Grundwasseraustrittsstellen der Berrenrather Börde wurde das Kippengrundwasser in Winkler-Flaschen abgefüllt (Lage siehe Abb. 8, GW1 und GW2 sind geringer mineralisiert, GW3 stark mineralisiert). Jeweils zwei Flaschen (als Doppelproben) wurden sofort geschlossen und dienten als Ausgangsproben nicht oxidierten bzw. nur im Kippbereich selbst oxidierten Wassers. Je eine Flasche wurde offen stehen gelassen (1. Woche, 2. Woche) um weitere Oxidationsprozesse ablaufen zu lassen. Diese Proben versauern dabei. Eine 5. Flasche wurde nach einer 2-wöchigen Oxidation

wieder verschlossen um wieder reduktive Verhältnisse herzustellen. Um diese zu erreichen, wurde etwas org. Substrat (10 mg Glucose) zugeführt. Die Messungen erfolgten dann nach weiteren 14 Tagen.

Alle diese Proben wurden in verschiedenen Mischungsverhältnissen mit Rheinwasser versetzt und die sich einstellenden pH-Werte gemessen. Es ergab sich damit quasi eine Titrationskurve der jeweiligen versauerten Wässer mit Rheinwasser. Ferner wurden die Sulfatkonzentrationen ermittelt.

Im Prinzip schließt sich der Versuch dem von SCHWAN et.al. (1988) und DYBEK und SCHWAN (1988) angeführten Verfahren zur Bestimmung der oxidierbaren Eisensulfidmenge und dem Säurepufferungsvermögen in Grundwasser von Braunkohlebetrieben an.

Die Ergebnisse lt. Abb. 9 bis 16 lassen sich wie folgt interpretieren:

Das Kippengrundwasser der Berrenrather Börde mit Ausgangs-pH-Werten von (jeweils: GW1, GW2, GW3) 5,80; 5,48; und 2,91\* sind bei einem Mischungsverhältnis mit dem Rheinwasser von 1:1 auf pH 6,25; 6,48; und 3,45 angehoben. Ein ausgeprägter Titrationswendepunkt liegt nicht vor. Das hochmineralisierte, stark saure Wasser GW3 erreicht bei einem Mischungsverhältnis 3:1 erst pH 4,72. Das entnommene Rheinwasser hatte einen pH-Wert von 8,0.

Nach einwöchiger Oxidation sank der pH-Wert in GW1/GW2/GW3 auf 5,66; 3,93 und 2,81 ab. Bei 1:1 Mischung mit Rheinwasser wurden bei GW1 und GW2 etwa die gleichen pH-Werte erreicht, wie vor der Oxidation (6,21; 6,42). GW3 blieb mit 3,25 etwas saurer.

Nach 2-wöchiger Oxidation ergab sich eine weitere aber nicht mehr so große Versauerung, die Titrationskurve mit Rheinwasser verschob sich nicht mehr wesentlich (Abb 9 bis 11).

Nachträglich wurde noch einmal ein Versuch mit dem Kippengrundwasser GW3 durchgeführt. Nach 6-wöchiger Oxidation ergab sich ein Anfangs-pH-Wert von 2,81. In der Mischung mit Rheinwasser wurde ein pH-Wert von 6,0 erst bei einem Mischungsverhältnis von 22:1 überschritten.

Das hoch mineralisierte Kippengrundwasser GW3 (Sulfatkonzentration rd. 4.000 mg/l SO<sub>4</sub>; im Vergleich GW1: 2.200 mg/ SO<sub>4</sub>; GW2: 900 mg/l SO<sub>4</sub>) wies somit ein wesentlich größeres Versauerungspotential auf, was zeigt, daß die Höhe des Mineralisationsgrades des Kippengrundwassers einen entscheidenden Einfluß auf die sich im See einstellenden pH-Werte haben wird. Demgemäß sind alle Maßnahmen von Vorteil, die die Versauerung des Kippengrundwassers und dessen Mineralisation vermindern.

Beim Versuch der Rückführung in wieder anaerobe Verhältnisse ergab sich bei den drei Grundwasserproben eine weitere Versauerung, in der Titrationskurve mit Rheinwasser jedoch eine Angleichung an die 2-wöchig oxidierte Probe (Abb. 12). Es sei vorweggenommen, daß eine deutliche pH-Anhebung, wie sie eigentlich erwartet worden war nur bei der Tiefenprobe aus dem Zieselsmaar Z3 eintrat. Der wahrscheinliche Grund dafür ist die Beteiligung von Mikroorganismen bei der Fe<sup>III</sup>- bzw. SO<sub>4</sub>-Reduktion und derartige Mikroorganismen waren offenbar nur in der in-situ anaeroben Probe aus 8 m Tiefe des Zieselsmaar vorhanden.

Die Sulfatkonzentrationen zeigten bei den Oxidations-/Reduktionsversuchen mit dem Kippengrundwasser keine wesentlichen Veränderungen (im Bereich von wenigen %), sodaß Berechnungen zu oxidierbaren bzw. reduzierbaren Schwefelverbindungen nicht sinnvoll sind.

Mit Wasser aus dem Zieselsmaar wurden ebenfalls Oxidations- und Reduktionsversuche sowie Mischungsversuche mit Rheinwasser durchgeführt mit demselben Versuchsansatz, wie bei den Kippengrundwässern beschrieben (Abb 13 bis 16).

---

\* Die unmittelbar an Ort und Stelle gemessenen pH-Werte waren: 5,77; 6,35 und 3,07. Es ist demnach festzustellen, daß sich GW1 in der Zeit zwischen Entnahme und Versuchsbeginn (24 Std.) kaum verändert hat (Entnahme war unmittelbar an der Grundwasseraustrittsstelle möglich) während GW2 und GW3 in der Flasche beim Transport bis Versuchsbeginn weiter versauerten. Hier war wahrscheinlich O<sub>2</sub> in der Probe enthalten, da das Wasser in einer Fließstrecke entnommen werden mußte; bes. bei GW2

Bei der Mischung mit Rheinwasser ist zu erkennen, daß im Gegensatz zu den Grundwässern deutliche pH-Wendepunkte bestehen, die etwa zwischen pH 4-5 liegen. Sie werden allerdings bei unterschiedlichen Mischungsverhältnissen erreicht. Bei Z1 (aus 1 m Tiefe) genügen schon geringe Rheinwasserzugaben, um den pH-Wert anzuheben. Ein pH 6,0 wird bei etwa 0,6:1 überschritten. Bei Z2 (aus 4 m Tiefe) liegt der Wendepunkt etwa bei einem Mischungsverhältnis von 1,5:1, der pH-Wert von 6,0 wird etwa bei 2:1 überschritten. Bei Z1 und Z2 sind die Unterschiede zwischen der Anfangsprobe und der nach 1 bzw 2 Wochen offen stehenden Probe nur gering, was verständlich ist, da in-situ in diesem Bereich ja ständig Sauerstoff vorhanden war. Dagegen stammt die Probe Z3 aus dem anaeroben Bereich im See (8 m Tiefe), sodaß die Unterschiede im pH-Wert nach 1- bzw. 2-wöchiger Oxidation größer werden. Der Wendepunkt zwischen pH 4-5 verschiebt sich, die oxidierte Probe ist stärker versauert, pH-Werte > 6,0 werden erst bei einem Mischungsverhältnis von > 3:1 erreicht.

Bei der anschließenden Herbeiführung reduktiver Verhältnisse ergaben sich bei Z1 und Z2 kaum pH-Veränderungen, bei Z3 jedoch eine Anhebung um ca. 1 pH-Einheit. Bei der Mischung mit Rheinwasser wurden pH-Werte von 6,0 bereits bei einer ca 0,5:1 Mischung erreicht. Die Versauerung ist durch die reduktiven Vorgänge in der Probe daher zurückgegangen.

Auch beim Wasser aus dem Zieselsmaar waren die Sulfatkonzentrationen bei den Oxidations-/Reduktionsversuchen nicht wesentlich verändert, insbesondere war keine Sulfatreduktion in der anaeroben Phase festzustellen.

Auffallend ist, daß bei Z1 keine sichtbaren Eisenausfällungen bestanden, bei Z2 und Z3 jedoch zunehmend. Auch hieraus ergibt sich, daß, wie erwähnt Eisen generell in die Tiefe verfrachtet wird und für die pH-Veränderungen bei der "Titration" mit Rheinwasser wahrscheinlich die Reaktionen mit Eisen eine wichtige Rolle spielen.

Ähnliche Versuche werden gegenwärtig mit Wasser aus dem Steinberger See und dem Schreckerbach durchgeführt.

### 3.2 Eutrophierung

Die Zufuhr von Rheinwasser ist als wesentliche Quelle des Nährstoffeintrages zu sehen. Das Kippengrundwasser selbst ist recht arm an Phosphor- und Stickstoffverbindungen. Das zeigt sich z.B. beim Zieselsmaar, das aus dem Kippengrundwasser der Berrenrather Börde gespeist wird. Hier liegen die Gehalte an reaktiven Phosphor bei wenigen µg/l, die Ges.P-Gehalte in der Regel zwischen 10-20 µg/l. Entsprechende Verhältnisse finden sich auch am Steinberger See.

Ein weiterer Nährstoffeintrag kommt über die Niederschläge in die Gewässer, der nicht ganz zu vernachlässigen ist.

Gemäß Art und Hydrologie des Restsees Garzweiler II kann gut mit dem VOLLENWEIDER-Konzept zur Ermittlung der zuträglichen Phosphorbelastung gearbeitet werden (VOLLENWEIDER, 1976, VOLLENWEIDER & KEREKES, 1982). Für die "kritische Phosphorflächenbelastung" nach VOLLENWEIDER (= Übergangsbereich Oligotrophie / Mesotrophie) gilt demnach:

$$L_c = [P]_c^{SP} \cdot q_s(1 + \bar{z}/q_s)$$

wobei:  $L_c$  = "kritische" Phosphorbelastung in mg/m<sup>2</sup>,a  
 $[P]_c^{SP}$  = P-Konz. zur Frühjahrszirkulation  
 (10 bzw. 20 mg/m<sup>3</sup> als Übergangsbereich oligotroph/mesotroph)  
 $q_s$  = hydr. Belastung m/a =  $Q_{zu}/A_0$   
 $\bar{z}$  = mittlere Tiefe m

Daraus errechnet sich für den Restsee Garzweiler II eine "kritische" Phosphorflächenbelastung bei einer Zufuhr von 60 Mio. m<sup>3</sup>/a Rheinwasser in der Füllungsphase (bezogen auf - 10 m üNN;  $\bar{z}$  = 53 m;  $A_0$  = 13,2 km<sup>2</sup>;  $q_s$  = 5,3 m/a; Grundvariante mit 60 Mio m<sup>3</sup>/a Rheinwasserzufuhr + rd. 10 Mio m<sup>3</sup>/a Kippengrundwasser) von:

$$L_c = 10 \text{ bzw. } 20 \cdot 5,3(1 + \sqrt{53}/5,3) = \text{rd. } 220 - 440 \text{ mg/m}^2, \text{a P}$$

und in der Endphase (bezogen auf +67 m üNN;  $\bar{z} = 85,3$  m;  $A_0 = 25,2$  km<sup>2</sup>;  $q_s = 0,36$  m/a; angenommen 9 Mio m<sup>3</sup>/a Gesamtzufluß) von:

$$L_c = 10 \text{ bzw. } 20 \cdot 0,36(1 + \sqrt{85,3/0,36}) = \text{rd. } 60 - 120 \text{ mg/m}^2, \text{a P}$$

Geht man davon aus, daß das Rheinwasser im Jahre 2030 eine Konzentration an algenverfügbarem Phosphor von 0,03-0,1 mg/l (gerechnet im Mittel 65 mg/m<sup>3</sup>) haben wird (Mitt. Landesamt f. Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen), so ergibt sich eine Flächenbelastung in der Füllungsphase von 295 mg/m<sup>2</sup>,a P (60 Mio m<sup>3</sup>/a Rheinwasserzufuhr) bzw. in der Endphase von 23 mg/m<sup>2</sup>,a (9 Mio m<sup>3</sup>/a Rheinwasserzufuhr). Unter Berücksichtigung weiterer P-Einträge (Niederschlag auf die Seeoberfläche rd. 50-100 mg/m<sup>2</sup>,a), so ergeben sich in der Füllungsphase maximal rd. 400 mg/m<sup>2</sup>,a bzw. in der Endphase maximal 120 mg/m<sup>2</sup>,a. Dies zeigt, daß man im Bereich der "kritischen" Phosphorflächenbelastung nach VOLLENWEIDER bleibt. Zu ähnlichen Aussagen kam schon LIEBMANN u. HAMM (1973) bei den seinerzeitigen Überlegungen zu großen und tiefen Seen im Rheinbraun-Abaugebiet.

Bei den angenommenen 65 mg/m<sup>3</sup> P im Rheinwasser werden die insbesondere bei Hochwässern auftretenden höheren Konzentrationen von partikulärem Phosphor an den Schwebstoffen nicht berücksichtigt, da sie weniger oder gar nicht als algenverfügbar anzusehen sind.

Ein nährstoffarmer Zustand wird sich im Restsee Garzweiler II auch schon deshalb einstellen, da erhebliche seeinterne Phosphatfällungsprozesse mit den relativ hohen Eisenkonzentrationen stattfinden, wie das Beispiel Zieselsmaar und Steinberger See zeigt.

#### 4. Fragenkomplex 3: Maßnahmen

##### 4.1 In Hinblick auf die Versauerung

Als Zielsetzung ergibt sich, daß der See im größten Teil seines Mixolimnions (ca. 0-70 m Schicht) einen pH-Wert von mindestens 6,0 aufweisen soll. Diese Maßgabe ergibt sich einmal in Hinblick auf die Nutzung z.B. als Bade- und Erholungssee. Nach der EG-Badegewässer-Richtlinie wird ein I-Wert von pH 6,0 - 9,0 verlangt. Eine weitere wichtige Zielsetzung ist jedoch, daß der See einen Lebensraum für eine reichhaltige Tier- und Pflanzenwelt darstellen soll. Bei tiefen pH-Werten sind nur mehr wenige Organismenarten in der Lage, einen solchen Lebensraum zu besiedeln (z.B. *Juncus bulbosus* als submerse Charakterpflanze saurerer Braunkohletagebauseen). Fische können bei niedrigen pH-Werten nicht mehr existieren.

Der pH-Wert von 6,0 ist auch notwendig, um das Auftreten höherer Metallkonzentrationen, die für den Lebensraum ebenso schädlich sind zu vermeiden. Die Metalle werden unter solchen Bedingungen zu unlöslichen Verbindungen ausgeflockt und in die Tiefe bzw. in das Sediment verfrachtet.

Wie geschildert, wird der See in der Tiefe einen nicht mehr eingemischten Tiefenwasserkörper ausbilden, wobei für die Schichtgrenze nach den vorliegenden Berechnungen eine Tiefenlage bei 60 m Wassertiefe in der Füllungsphase und von 70 m in der Endphase angenommen werden kann. Dieser unbewegte Wasserkörper ist für die Gewässerqualität des Sees als sehr positiv zu beurteilen, da die Stoffe, insbesondere Nährstoffe, Metalle, u.a. hier akkumuliert und dem übrigen Seewasserkörper entzogen werden.

Aus diesem Grunde soll auch nicht versucht werden, diese Meromixis zu verhindern. Es wäre auch nicht zu schaffen. Manche in der limnologischen Literatur beschriebenen gescheiterten Versuche einer Zwangsdurchmischung bestätigen dies.

Auf der anderen Seite ist zu berücksichtigen, daß in diesem Tiefenwasserkörper von immerhin 800 Mio m<sup>3</sup> Volumen im Endzustand des Sees ein Gefährdungspotential vorhanden sein kann, das, sollte dieses Wasser in größerer Menge in das Mixolimnion bzw. an die Oberfläche kommen, zu sehr ungunstigen Entwicklungen im See führen könnte. Es muß daher auf alle Fälle vermieden werden, daß Teil-

durchmischungen und Erosionen des anaeroben und mit Stoffen angereicherten Tiefenwasserkörpers mit dem übrigen Seewasser als Folge von Starkwinden (besonders im Winter) so bedeutend werden können, daß der darüberliegende Wasserkörper des Sees davon in Mitleidenschaft gezogen wird. Wesentliche solche Einmischungen hätten einen starken pH-Abfall, Sauerstoffverarmung, Nährstoffeintrag und höhere Metallkonzentrationen zur Folge.

Die Mischungsverhältnisse zwischen Rheinwasser und Kippengrundwasser von ungünstigstenfalls 4:1 bzw. in der Summe der ersten 10 Jahre der Füllungsphase von ca. 6:1 (vgl. Tab. 2 und Abb. 4) bzw. nach vollständiger Füllung des Sees von 11:1 sind nur ausreichend, wenn geringer versauertes und mineralisiertes Kippengrundwasser in den See fließt; etwa entsprechend den GW1 bzw. GW2 bezeichneten Kippengrundwässern der Beerenrather Börde mit Sulfatkonzentrationen von 2.200 bzw. 900 mg/l. Im allgemeinen konnten mit Mischungsverhältnissen von 3:1 hier pH-Werte  $> 6,0$  erreicht werden. Für ein Kippengrundwasser, entsprechend GW3 mit rd. 4.000 mg/l Sulfat, war ein Mischungsverhältnis von 22:1 notwendig, um einen pH-Wert von 6,0 zu überschreiten. Dies zeigt, daß alle Maßnahmen zur Verminderung der Pyritoxidation im Kippematerial auch im Hinblick auf die Limnologie des Sees Garzweiler II von Vorteil bzw. notwendig sind.

Im anaeroben Tiefenwasser wird zwar wegen dem  $H^+$ -Ionen Verbrauch bei der Reduktion von  $Fe^{III}$  und Sulfat (Umkehrung der Pyritoxidation) der pH-Wert angehoben, dennoch darf dies nicht darüber hinwegtäuschen, daß dieses Wasser ein Versauerungspotential besitzt, wenn es in oxidative Zonen gelangt. Verschiedene Versuche mit Tiefenwasser aus dem Zieselsmaar (Z3) haben dies gezeigt. Ein pH-Wert von 6,0 wurde mit diesem sulfat- und eisenangereichertem Wasser bei der Mischung mit Rheinwasser erst  $> 3:1$  erreicht. Aus diesem Grunde war es besonders wichtig, zu überlegen, welche Mischungsverhältnisse bei der durch Starkwindereignisse möglichen Erosion der Chemokline und Einmischung von Tiefenwasser ins Mixolimnion in etwa zu erwarten sind.

Für die Füllungsphase ergaben sich überschlagsmäßig Mischungsverhältnisse von 8,8:1, im Endzustand des Sees von 20:1 (Mixolimnion zu eingemischtem Tiefenwasser). Als zusätzliche Sicherung wird es daher für notwendig erachtet, auch nach Beendigung der Füllung des Sees eine Oberflächenwasser- bzw. Rheinwasserzufuhr aufrecht zu erhalten, um mit Sicherheit den pH-Wert von 6,0 im Hauptteil des Mixolimnions halten zu können und zu gewährleisten, daß nicht, wie dargelegt, mit Schadstoffen belastetes Tiefenwasser in den Oberflächenwasserkörper gelangt.

Die möglichen Zufuhrmengen von Rheinwasser in den See nach vollständiger Füllung des Sees richtet sich stark nach den Abflußmöglichkeiten des Seeabflusses (Niers). Im Einzelnen sollten dazu noch weitere Überlegungen angestellt werden, wobei auch die Erstellung detaillierter strömungsmechanischer Berechnungen im See notwendig ist. Vorerst wird, wie in Kap. 3.2 mit rd. 9 Mio  $m^3/a$  Rheinwasserzufuhr gerechnet. Es wird dabei angeregt, zumindest im Endzustand die Rheinwasserzufuhr nicht an der Oberfläche, sondern unterhalb der thermischen Sprungschicht (in ca. 20-40 m Tiefe) einzurichten. Dies könnte bewirken, daß das Rheinwasser ein gewisses Abheben des Epilimnions in den Seeauslauf herbeiführt, die Pufferwirkung gegenüber von unten ev. hochkommendem Wasser mit höherem Versauerungspotential günstiger liegt und die Ausfällung z.B. von Eisen u.a. Metallen, aber auch Nährstoffen bereits im Hypolimnion geschieht und diese Stoffe für das Epilimnion nicht zum Tragen kommen.

Während der Füllungsphase sind lokale Versauerungen und Eisenausfällungen bei Grundwasseraustrittsstellen unvermeidbar. Die im Anhang 2 beigefügten Fotos können zeigen, wie derartige aussieht. Im Endzustand werden diese Erscheinungen jedoch weitgehend verschwinden. Eine entsprechende Ufergestaltung, sowie die Entwicklung einer naturnahen pflanzlichen und tierischen Besiedlung wird dann möglich sein.

Eine Kalkung wäre immer nur sehr beschränkt erfolgreich, könnte lokal aber ev. notwendig sein. Für den ganzen See als Dauermaßnahme kommt Kalkung wegen der riesigen Mengen, die benötigt würden, nicht in Frage.

Eine Variante einer tieferen Seespiegellage (+ 63,5 m üNN statt +67 m üNN) ist hinsichtlich der Limnologie des Sees nicht von entscheidender Bedeutung und berührt mehr den oberflächennahen Grundwasserhaushalt. Wegen der Ufergestaltung und der Vermeidung von unschönen Grundwasseraustrittsstellen an der Halde wird jedoch ein höherer Seespiegel befürwortet.



Alle Maßnahmen, die eine Minimierung der Versauerung und Mineralisierung des Kippengrundwassers zum Ziele haben, sind auch für die Limnologie des Sees günstig. Diese Maßnahmen können allerdings die Pyritoxidation nur teilweise verhindern und nicht gänzlich aufheben, sodaß sich die Bedingungen für die Seenlimnologie durch solche Maßnahmen nicht im Grundsätzlichen ändern.

#### 4.2. Maßnahmen im Hinblick auf die Eutrophierung

Entsprechend seiner morphologischen und hydrologischen Bedingungen (große Tiefe bezogen auf die Fläche, lange Aufenthaltszeiten, kleines Einzugsgebiet) wäre der See von Natur aus oligotroph, ja ultra-oligotroph. Eine solche Nährstoffsituation muß auch in Hinblick auf die Nutzung (insbes. Baden und Erholung) angestrebt werden. Es konnte gezeigt werden, daß sowohl in der Füllungsphase als auch im Endzustand die Nährstoffzufuhr (im wesentlichen über die Rheinwasserzufuhr sowie Niederschlag auf die Seeoberfläche) hinsichtlich P die "kritischen" Grenzwerte nach VOLLENWEIDER nicht überschreitet. Es ist ferner zu berücksichtigen, daß seeinterne Phosphatfällungsprozesse insbesondere mit Eisen stattfinden und Nährstoffe im Monimolimnion festgehalten werden. Meromiktische Seen sind deutlich weniger empfindlich gegen externe Nährstoffzufuhr. Die internen Eliminationsprozesse werden durch die angeführte Art und Weise der Rheinwasserzufuhr in 20-40 m Wassertiefe gefördert. Es ist ergänzend darauf hinzuweisen, daß an der Grenzschicht Mixo-/Monimolimnion auch denitrifizierende Prozesse ablaufen (allerdings in Abhängigkeit vom org. Stoffangebot, das gering sein wird), sodaß im See sich auch relativ geringe Stickstoffkonzentrationen einstellen werden.

Alles deutet darauf hin, daß sich im See oligotrophe Verhältnisse einstellen und deshalb eigene Maßnahmen (z.B. Phosphoreliminierung) im zugeführten Rheinwasser nicht notwendig sind.

#### 5. Schlußbemerkung

Der See Garzweiler II kann, wenn die in den verschiedenen Gutachten getroffenen Aussagen wirksam umgesetzt werden und alle entsprechenden Vorkehrungen getroffen werden, nicht nur einer der größten Seen in der Bundesrepublik Deutschland werden, sondern auch einer der saubersten und schönsten. Das sollte auch das Ziel aller Maßnahmen sein.

#### 6. Literatur und Unterlagen

- Garzweiler II - Informationen über ein Tagebauprojekt, Rheinbraun
- Untersuchungsprogramm Braunkohle der Landesregierung Nordrhein-Westfalen : Minister f. Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW, Sept. 1987
- Leitentscheidungen zur künftigen Braunkohlepolitik Landesregierung Nordrhein-Westfalen Sept. 1987
- Eckschlag, N.: Braunkohleabbau und Auswirkungen auf den Wasser- und Naturhaushalt LWA-Jahresbericht 86, Düsseldorf, April 1989
- Landesamt f. Wasser- u. Abfall NRW - Jahresbericht 89
- Grundwassermodell Venloer Scholle - Kurzfassung des Schlußberichtes. Min. f. Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW, 1991
- Zwischenbericht über die Untersuchungen zu den Auswirkungen der Abraumkippen im Rhein. Braunkohlerevier auf die Grundwasserbeschaffenheit (Erster Teilabschnitt) Prof. Dr. P. Obermann, Rhur-Univ. Bochum, Dez 1990
- Landesamt f. Wasser u. Abfall NRW - Untersuchungsprotokolle Zieselsmaar
- Daten zur Windmeßstation Elsfeld

- BERGER, F.: Die Dichte natürlicher Wässer und die Konzentrationsstabilität in Seen. Arch. Hydrobiol. Suppl. Bd. 22, 286-294, 1955
- DYBECK, K., SCHWAN, M.: Prognose der Grundwasserbeschaffenheit in Bergbaugebieten. Wasserwirtschaft - Wassertechnik 4, 1988
- FINDENEKG, J.: Alpenseen ohne Vollzirkulation. Int. Revue Hydrobiol. 32, 369-423, 1933
- IMBODEN, D.M., STOTZ, B. und WÜEST, A.: Hypolimnic mixing in a deep alpine lake and the role of a storm event - Verh. Internat. Verein. Limnol. 23, 67-73, 1988
- KJENSMO, J.: The development and some main features of "iron-meromictic" soft water lakes. Arch. Hydrobiol. Suppl. 32, 132-312, 1967
- LIEBMANN, H. und HAMM, A.: Möglichkeiten der Ausbildung von Tieftagebauräumen zu Großwasserspeichern - Z. f. Wasser- u. Abwasser-Forsch. 3, 75-88
- Ministerium f. Umwelt u. Gesundheit Rheinland-Pfalz: Limnologische Beschreibung, Nutzung und Unterhaltung von Eifelmaaren - 1987
- PIETSCH, W.: Zur hydrochemischen Situation der Tagebauseen des Lausitzer Braunkohle-Reviers. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. Berlin 19, 97-115, 1979
- SCHWAN, M., FISCHER, R. und DYBEK, K.: Prognose von Acidität, Eisen- und Sulfatkonzentration im Grundwasser von Bergbaugebieten - Acta hydrochim. hydrobiol. 16, 579-588, 1988
- VOLLENWEIDER, R.: Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33, 55-83, 1976
- VOLLENWEIDER, R. u. KEREKES, J.J.: Synthesis Report, Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), OECD, Paris, 1982
- WALKER, K.F. und LIKENS, G.E.: Meromixis and a reconsidered typology of lake circulation patterns. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 442-458, 1975
- WÜEST, A., IMBODEN, D.M. und SCHURTER M.: Origin and size of hypolimnic mixing in Urersee, the southern basin of Vierwaldstätter See (Lake Lucerne) - Schweiz. Z. Hydrol. 50/1, 40-70, 1988

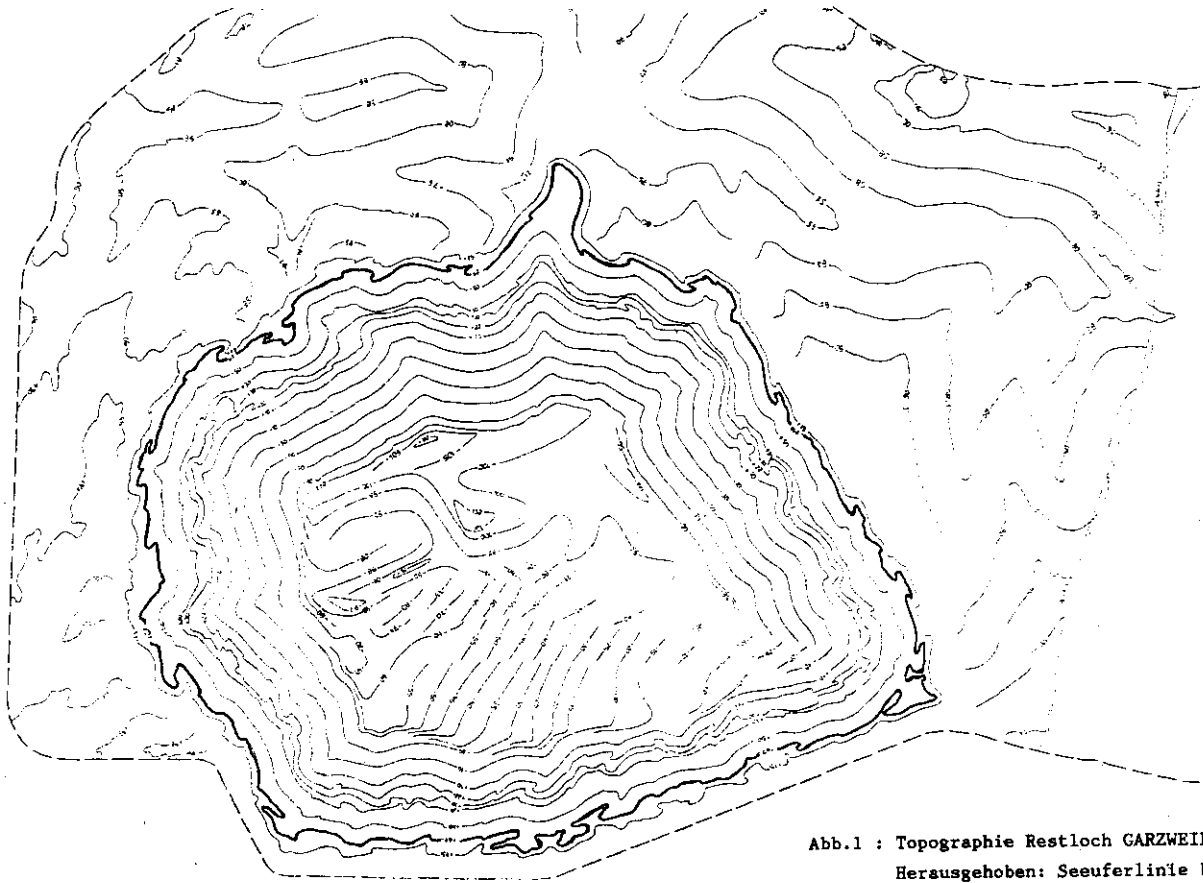


Abb.1 : Topographie Restloch GARZWEILER II  
Herausgehoben: Seeuferlinie bei  
+ 67 m üNN

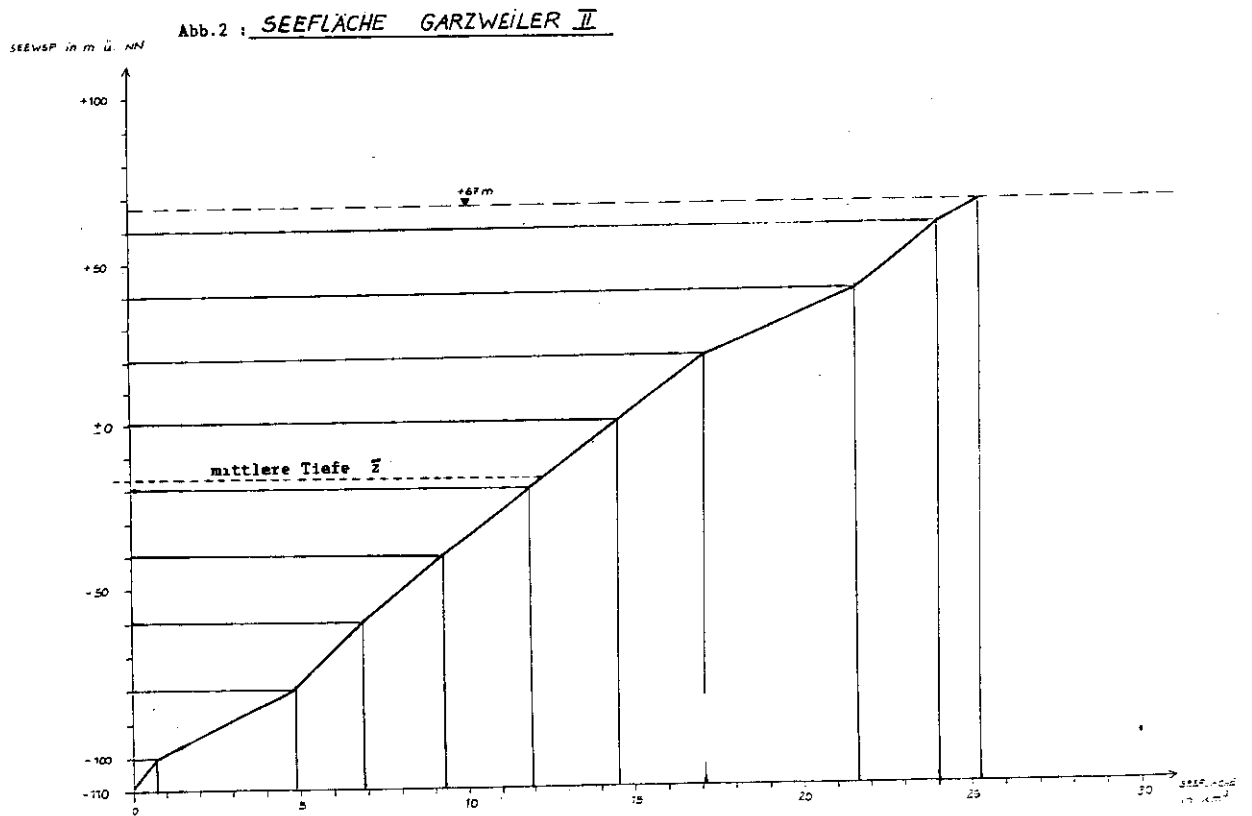


Abb.3 : Füllkurve zum Restsee Garzweiler II

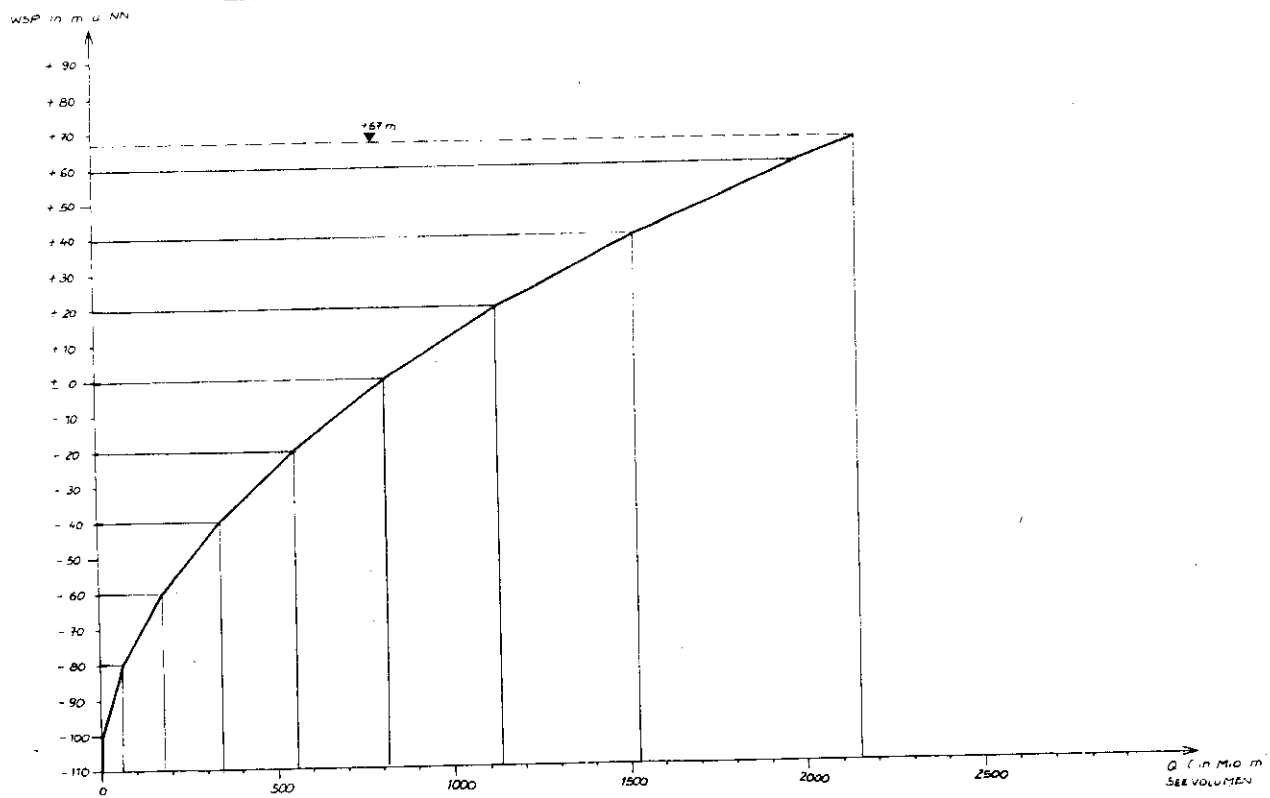


Abb.4 : Rheinwasserzufuhr und Grundwasserregime in der Füllungsphase  
( nach KINZELBACH )  
Austausch (+) kennzeichnet das in den See einfließende Kippengrundwasser  
GARZWEILER II, GRUNDVARIANTE

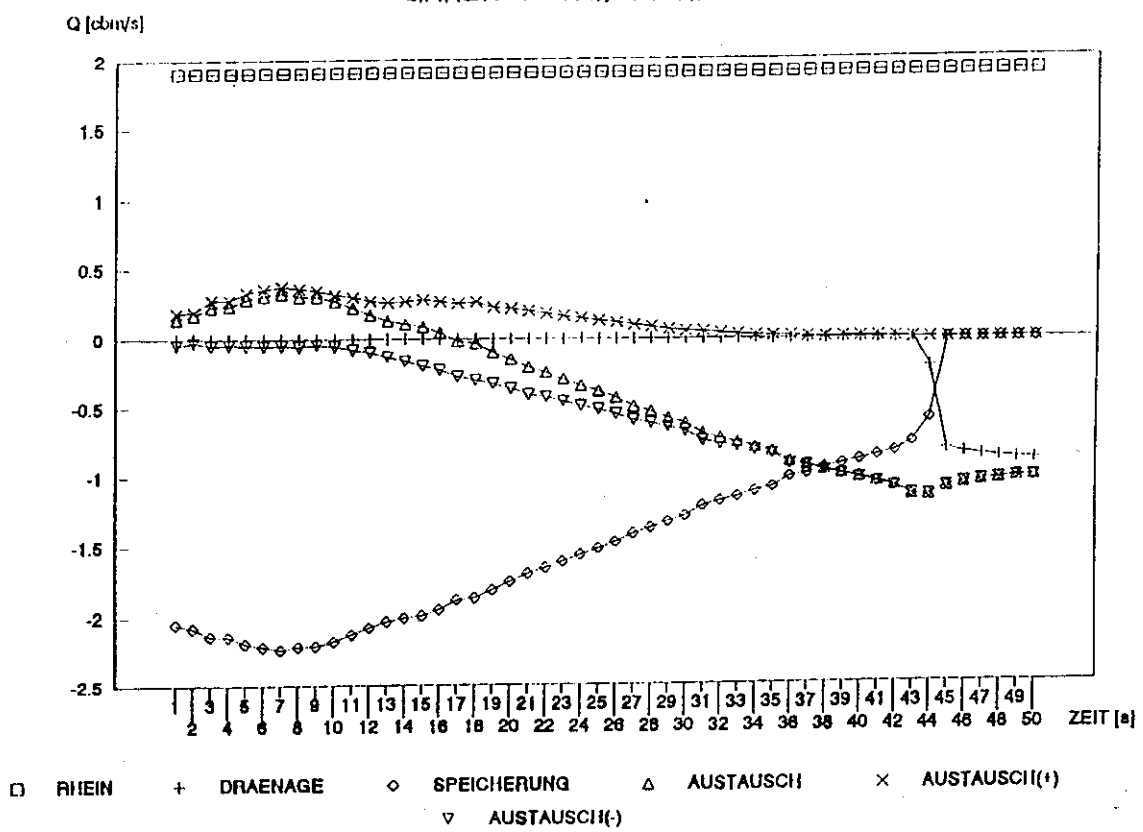


Abb. 5: Schichtung im Zieselsmaar

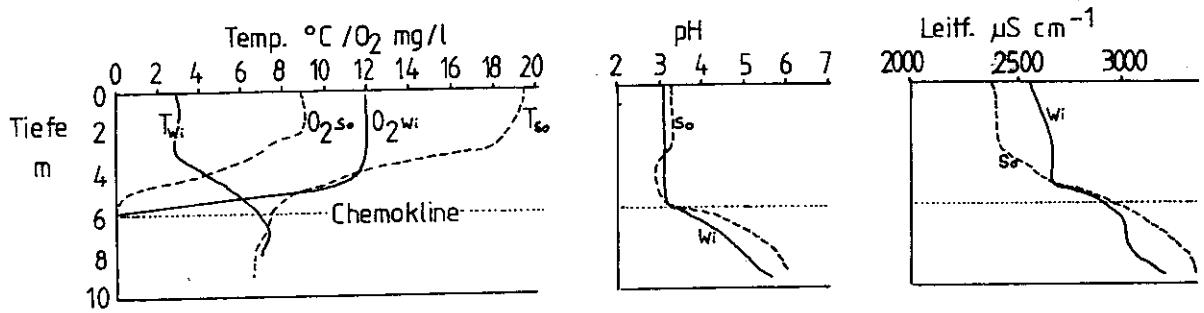


Abb. 6: Schichtung im Steinbergersee

17. 7. 91

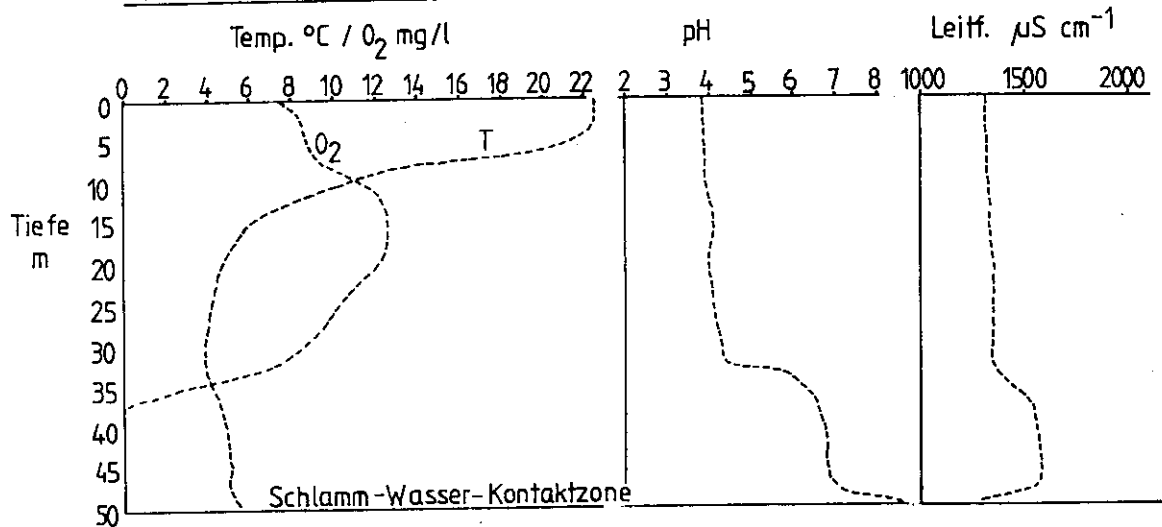


Abb. 7: Schema der Schichtung im See Garzweiler II (Sommer)

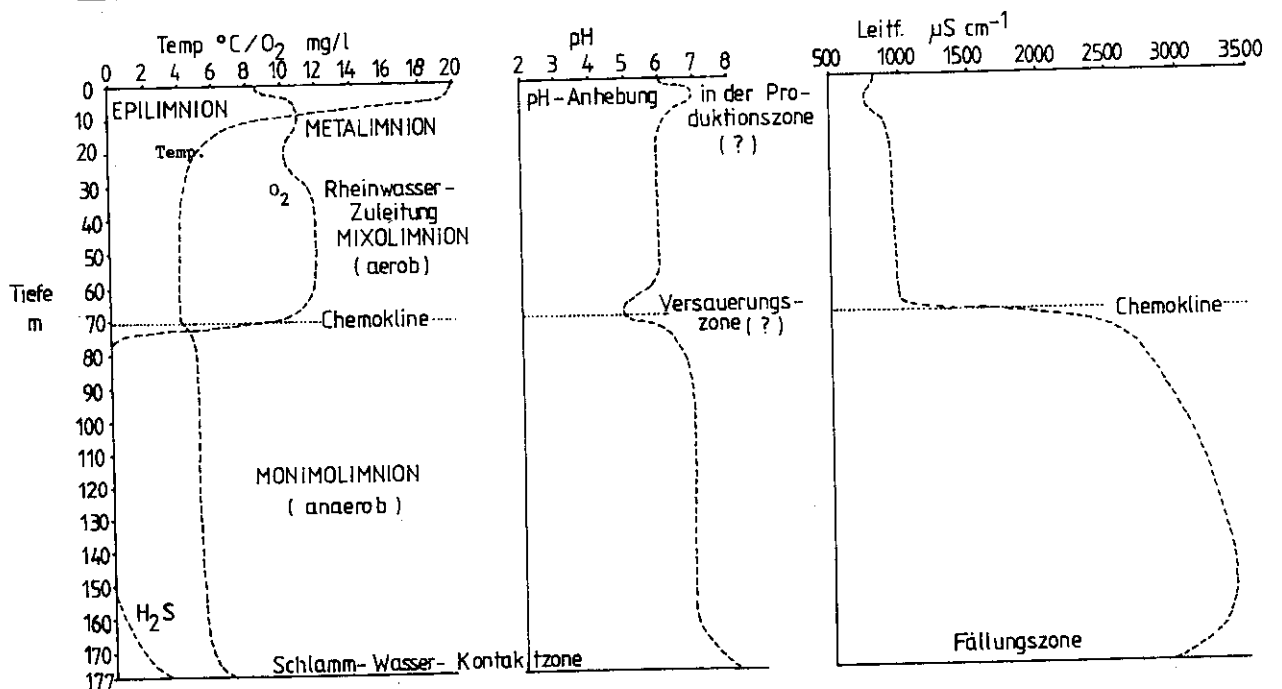
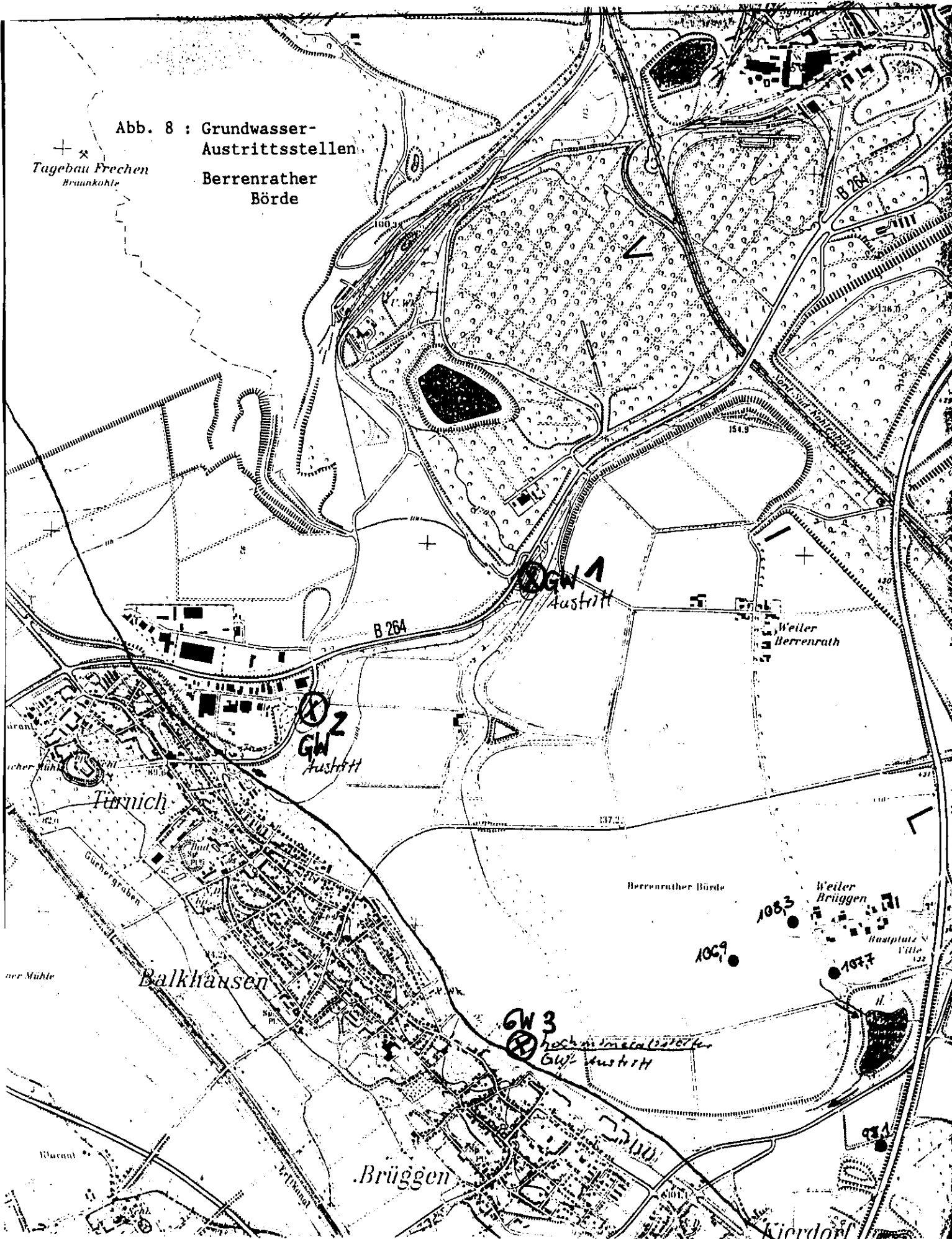


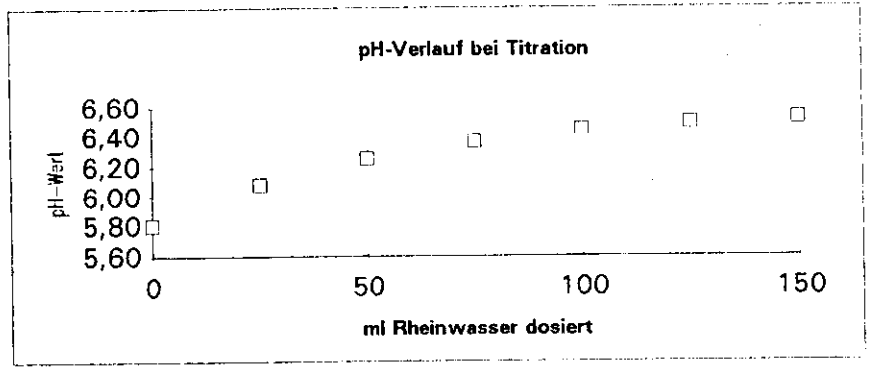
Abb. 8 : Grundwasser-  
Austrittsstellen  
Tagebau Frechen  
Braunkohle

Berrenrather  
Börde

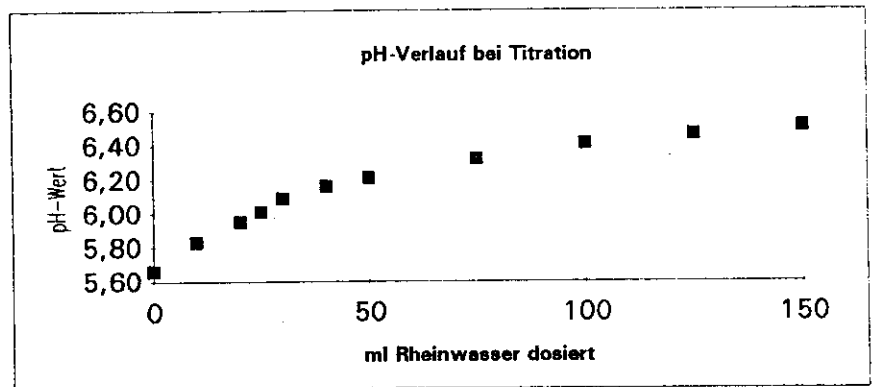


Titration mit Rheinwasser

Probe:		Gw1
ml dosiert		pH-wert
	0	5,80
	25	6,08
1:1	50	6,25
	75	6,36
1:2	100	6,44
	125	6,49
1:3	150	6,52



Probe:		GW1 1. Woche
ml dosiert		pH-wert
	0	5,66
	10	5,83
	20	5,95
	25	6,01
	30	6,09
	40	6,16
	50	6,21
	75	6,32
	100	6,41
	125	6,46
	150	6,51



Probe:		GW1 2. Woche
ml dosiert		pH-wert
	0	5,56
	10	5,82
	20	5,97
	30	6,08
	40	6,16
	50	6,23
	75	6,33
	100	6,38
	125	6,42
	150	6,48

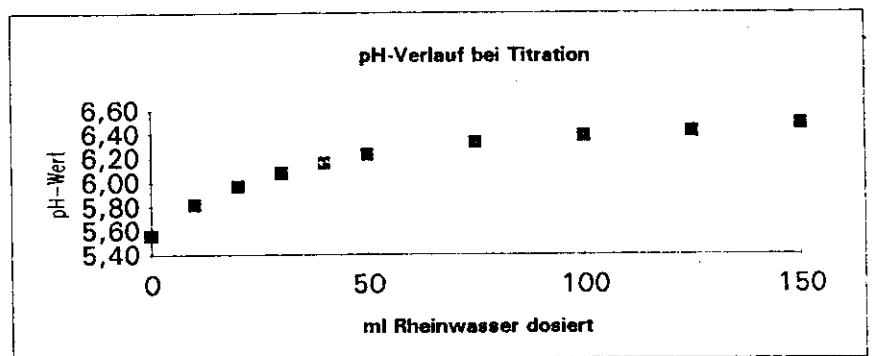
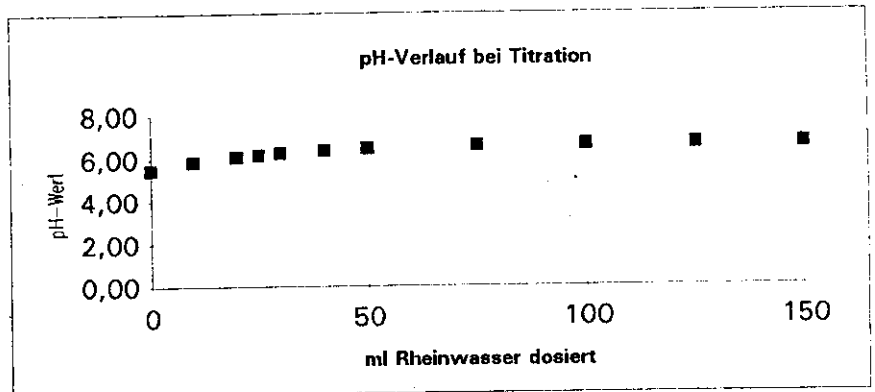


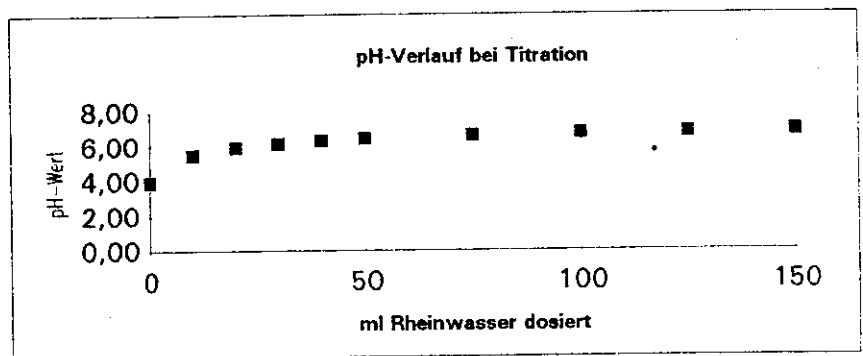
Abb. 9 : Kippengrundwasser Berrenrather Börde GW 1  
 pH-Werte nach Mischung mit Rheinwasser ( pH 8.0) zu  
 Beginn, nach 1 bzw. 2 Wochen Oxidation.  
 Vorlage: 50ml

Titration mit Rheinwasser

ml dosiert	pH-wert
0	5,48
10	5,87
20	6,11
25	6,19
30	6,29
40	6,40
50	6,48
75	6,61
100	6,65
125	6,66
150	6,67



ml dosiert	pH-wert
0	3,93
10	5,48
20	5,90
30	6,14
40	6,30
50	6,42
75	6,60
100	6,70
125	6,80
150	6,85



ml dosiert	pH-wert
0	3,54
10	5,22
20	5,90
30	6,18
40	6,34
50	6,43
75	6,56
100	6,62
125	6,71
150	6,80

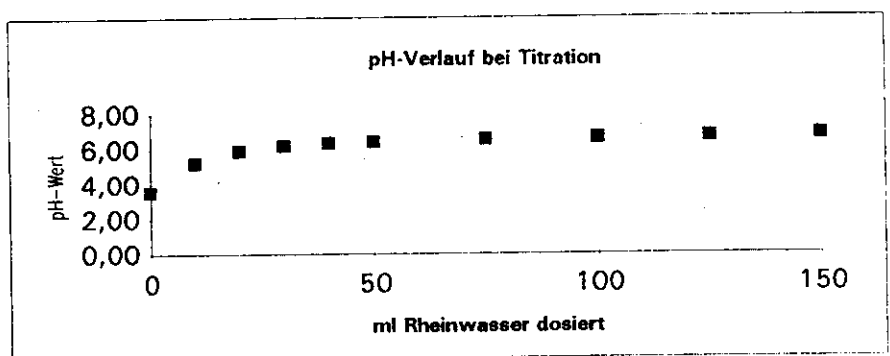
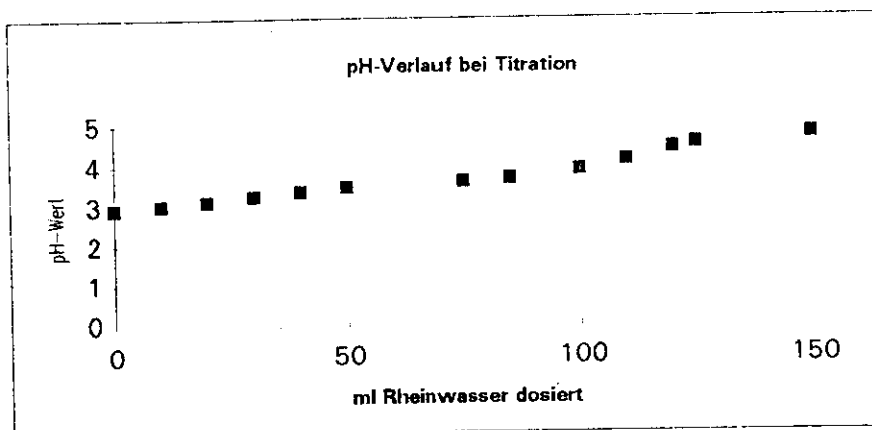


Abb.10 : wie Abb.9, aber GW 2

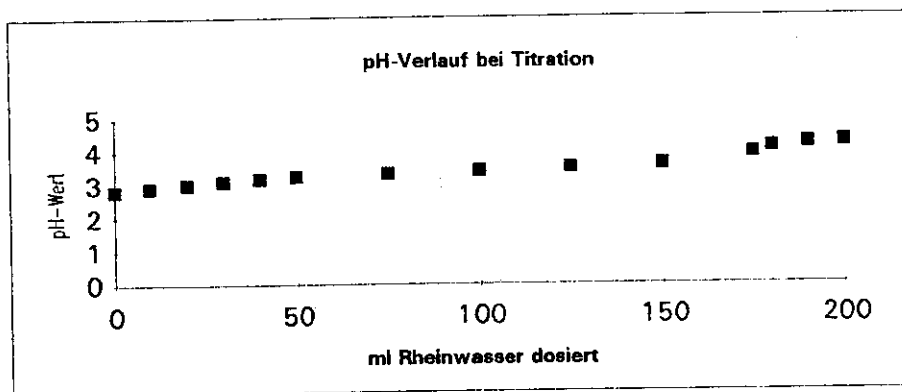


### Titration mit Rheinwasser

Probe:	GW3
ml dosiert	pH-wert
0	2,91
10	3
20	3,11
30	3,23
40	3,35
50	3,45
75	3,58
85	3,66
100	3,87
110	4,1
120	4,39
125	4,51
150	4,72



Probe:	GW3 1. Woche
ml dosiert	pH-wert
0	2,81
10	2,91
20	3
30	3,09
40	3,17
50	3,25
75	3,33
100	3,4
125	3,5
150	3,6
175	3,93
180	4,1
190	4,2
200	4,25



Probe:	GW3 2. Woche
ml dosiert	pH-wert
0	2,78
10	2,86
20	2,94
30	3,01
40	3,08
50	3,15
75	3,2
100	3,24
125	3,29
150	3,36
175	3,47
200	3,6
210	3,64

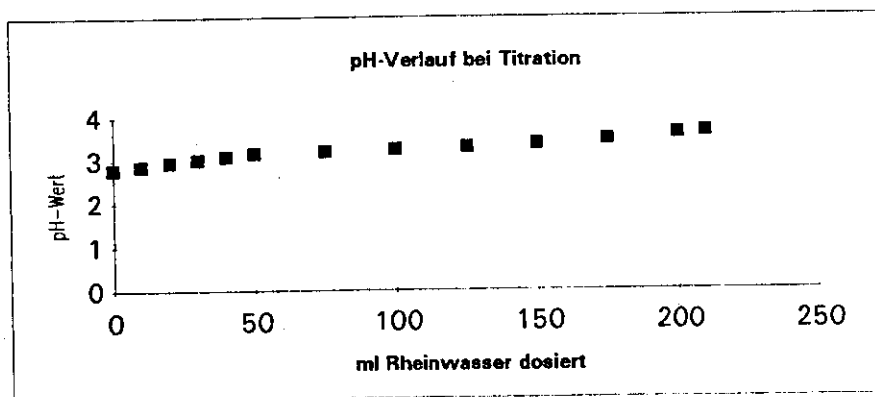
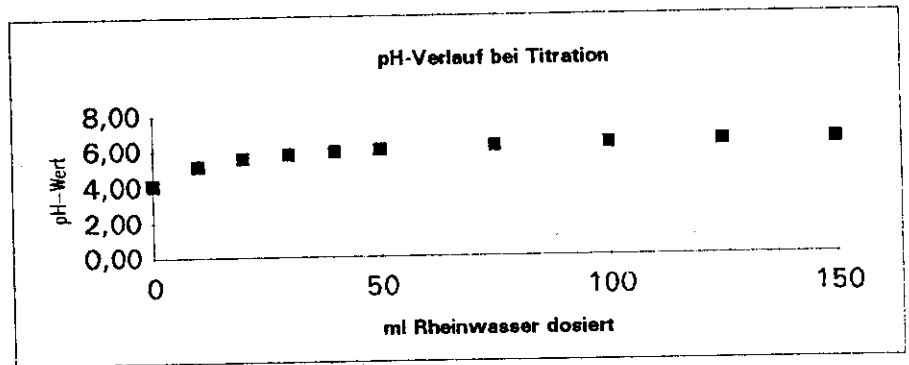


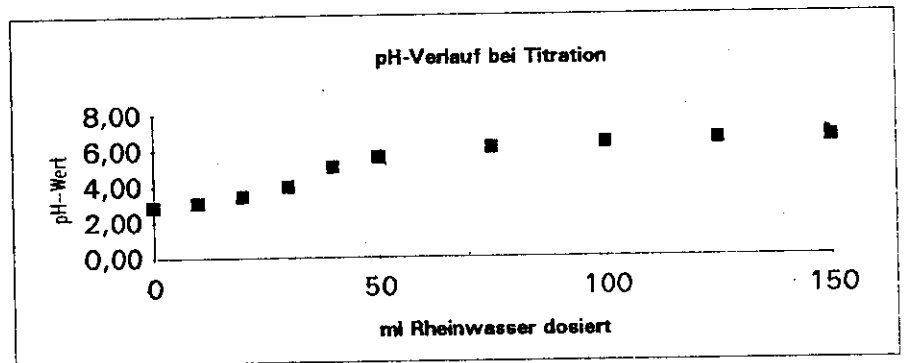
Abb. 11: wie Abb.9, aber GW 3 ( hochmineralisiertes Grundwasser )

Probe:	GW1 4. Woche	
ml dosiert	pH-wert	
0	(5.56)	4,04
10		5,12
20		5,53
30		5,75
40		5,91
50	(6.23)	6,02
75		6,20
100	(6.38)	6,35
125		6,44
150	(6.48)	6,48

Titration mit Rheinwasser



Probe:	GW2 4. Woche	
ml dosiert	pH-wert	
0	(3.54)	2,87
10		3,09
20		3,43
30		3,97
40		5,06
50	(6.43)	5,59
75		6,09
100	(6.62)	6,35
125		6,51
150	(6.80)	6,58



Probe:	GW3 4. Woche	
ml dosiert	pH-wert	
0	(2.78)	2,47
10		2,59
20		2,69
30		2,79
40		2,88
50	(3.15)	2,97
60		3,08
70		3,18
80		3,28
100	(3.24)	3,39
125		3,5
150	(3.36)	3,75
175		4,29
200	(3.60)	4,72

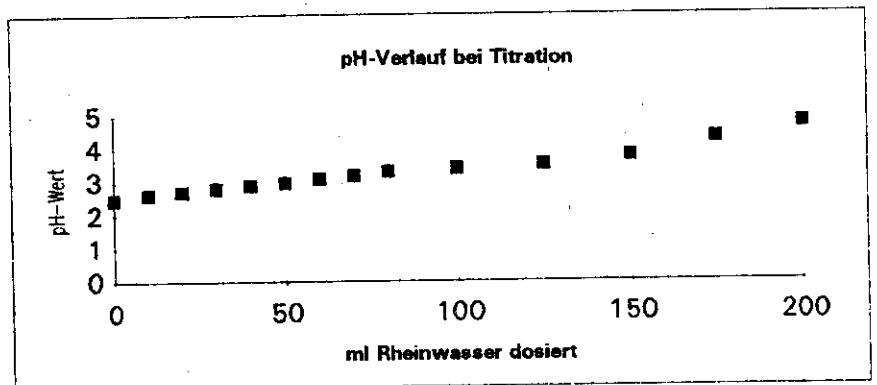
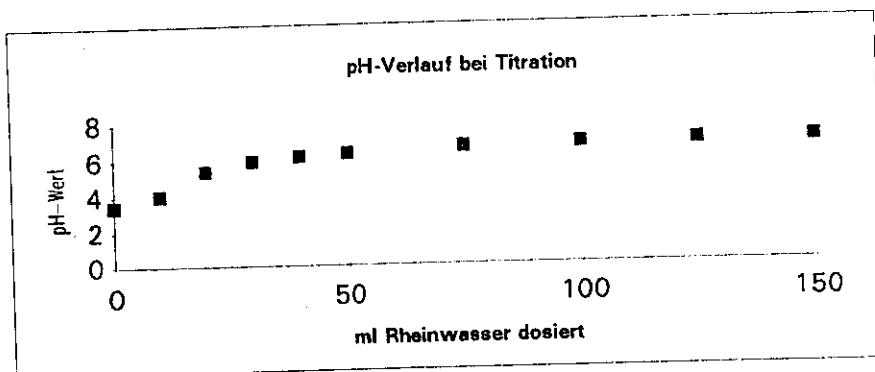


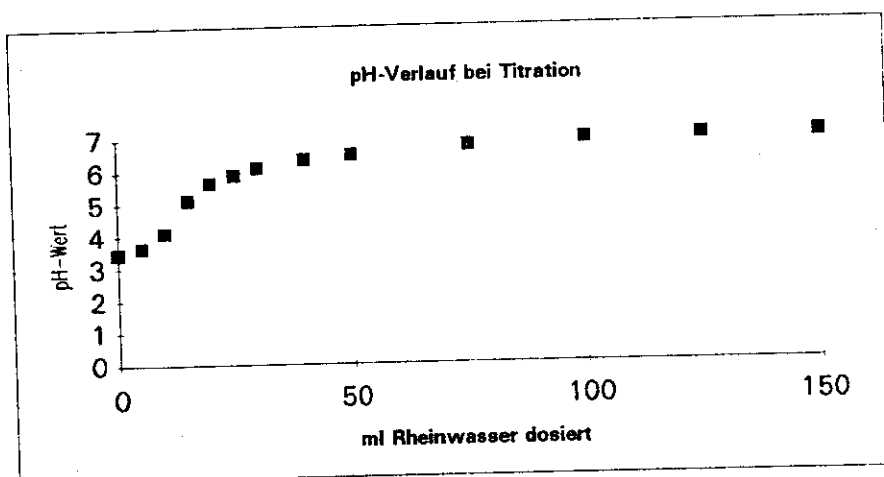
Abb.12 : Kippengrundwasser aus der Berrenrather Börde GW1, GW2 und GW 3  
 pH-Werte nach 14 Tagen Versuch der Rückführung in anaerobe Ver-  
 hältnisse. In Klammer : pH-Werte nach 14-täg. Oxidation, s. Abb. 9-11

### Titration mit Rheinwasser

Probe:	Z1	
ml dosiert	pH-wert	
0	3,42	
10	3,99	
20	5,38	
30	5,91	
40	6,16	
50	6,32	
75	6,6	
100	6,73	
125	6,82	
150	6,85	



Probe:	Z1 1. Woche	
ml dosiert	pH-wert	
0	3,44	
5	3,64	
10	4,08	
15	5,1	
20	5,64	
25	5,88	
30	6,09	
40	6,32	
50	6,46	
75	6,71	
100	6,87	
125	6,95	
150	6,98	



Probe:	Z1 2. Woche	
ml dosiert	pH-wert	
0	3,4	
5	3,6	
10	3,92	
15	4,45	
20	5,24	
25	5,6	
30	5,85	
40	6,09	
50	6,25	
75	6,41	
100	6,55	
125	6,64	
150	6,71	

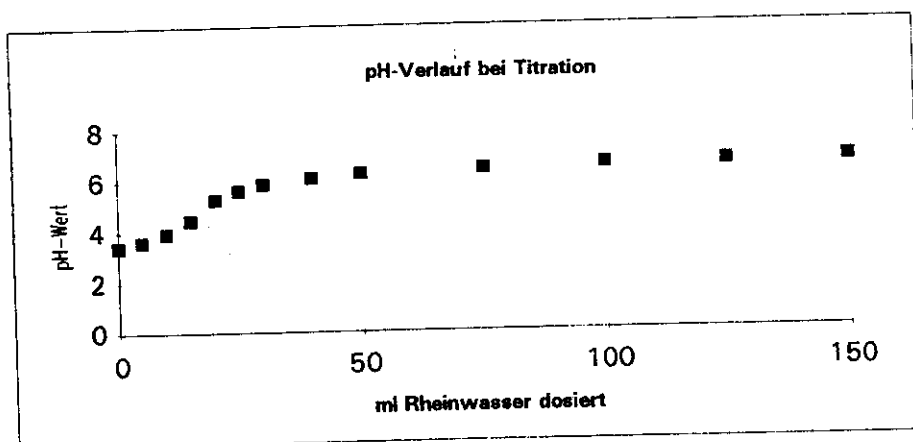
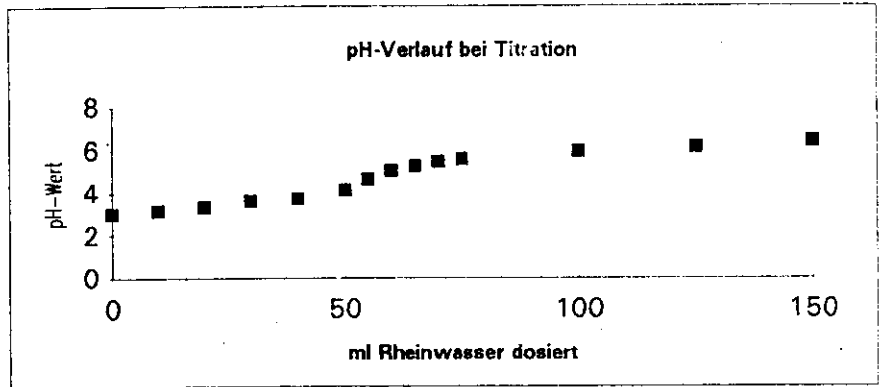


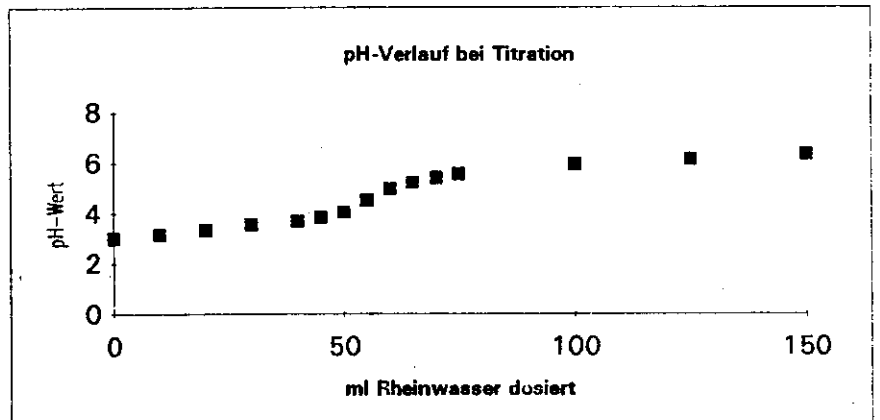
Abb. 13 : Wasser aus dem Zieselsmaar; pH-Werte nach Mischung mit Rheinwasser ( pH 8.0 ) zu Beginn, nach 1 bzw. 2 Wochen Oxidation  
 Vorlage : 50 ml                      Z 1 = aus 1 m Tiefe, in situ aerob

Titration mit Rheinwasser

Probe:	Z2
ml dosiert	pH-wert
0	3,01
10	3,15
20	3,35
30	3,59
40	3,73
50	4,13
55	4,64
60	5,03
65	5,24
70	5,43
75	5,55
100	5,93
125	6,14
150	6,4



Probe:	Z2 1. Woche
ml dosiert	pH-wert
0	2,99
10	3,13
20	3,33
30	3,56
40	3,67
45	3,84
50	4,04
55	4,51
60	4,97
65	5,2
70	5,4
75	5,55
100	5,93
125	6,14
150	6,35



Probe:	Z2 2. Woche
ml dosiert	pH-wert
0	3,01
10	3,16
20	3,36
30	3,58
40	3,69
45	3,85
50	4,04
55	4,48
60	4,93
65	5,19
70	5,4
75	5,54
100	5,89
125	6,08
150	6,18

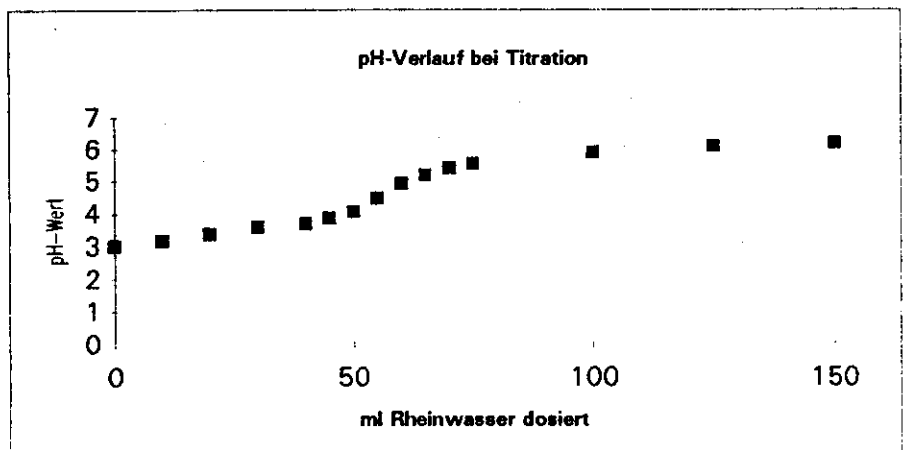
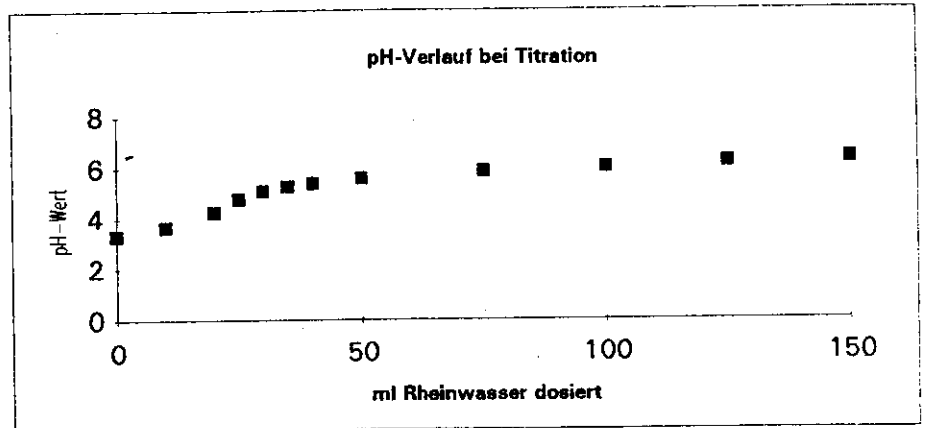


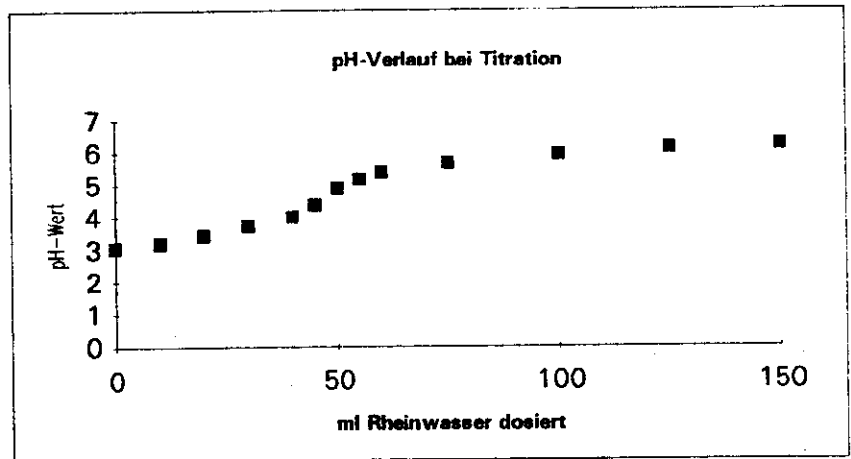
Abb.14 : wie Abb.13, aber Z2 = 4 m Tiefe

Titration mit Rheinwasser

ml dosiert	pH-wert
0	3,3
10	3,64
20	4,23
25	4,74
30	5,08
35	5,26
40	5,39
50	5,58
75	5,85
100	6
125	6,21
150	6,34



ml dosiert	pH-wert
0	3,04
10	3,19
20	3,43
30	3,72
40	3,99
45	4,37
50	4,87
55	5,15
60	5,36
75	5,65
100	5,91
125	6,11
150	6,21



ml dosiert	pH-wert
0	2,97
10	3,11
20	3,27
30	3,43
40	3,46
50	3,56
55	3,64
60	3,7
65	3,83
70	3,95
75	4,2
80	4,55
85	4,91
90	5,15
100	5,41
125	5,68
150	5,9

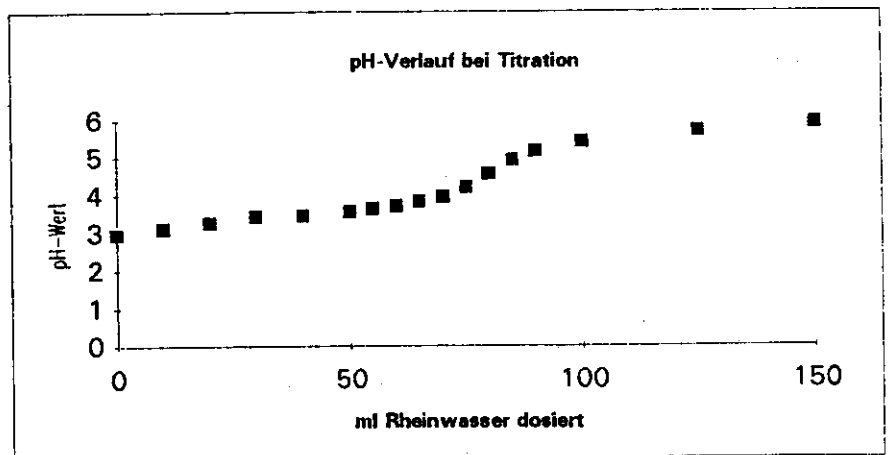
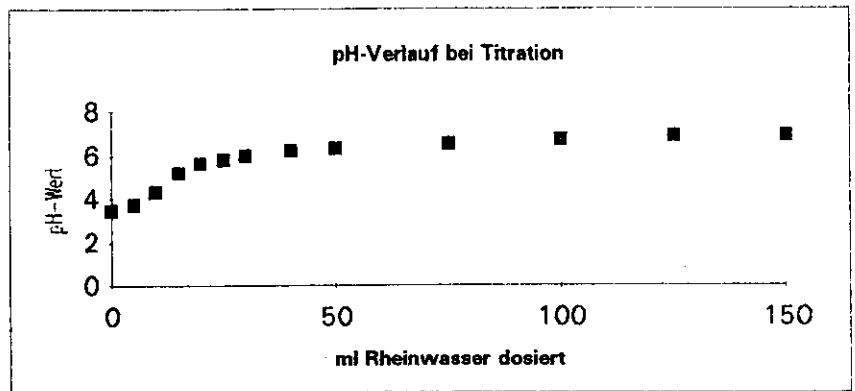


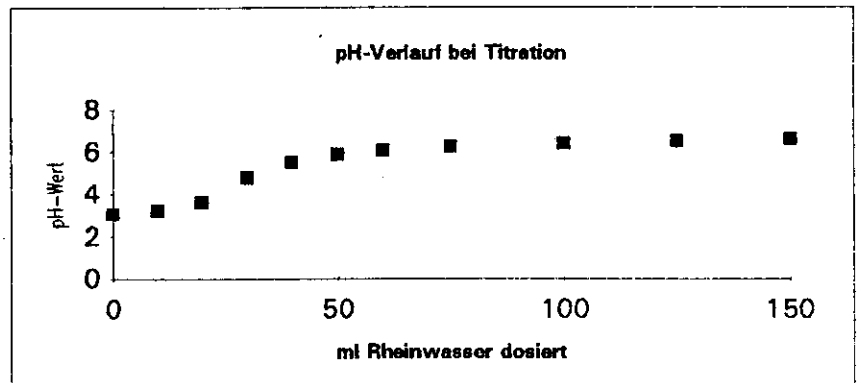
Abb. 15, wie Abb. 13, aber Z 3 = 8 mTiefe ( in situ anaerob )

Probe:		Z1 3. Woche	
ml dosiert		pH-wert	
0	(3.40)	3,46	
5		3,7	
10		4,3	
15		5,2	
20		5,63	
25		5,83	
30		6	
40		6,22	
50	(6.25)	6,32	
75		6,54	
100	(6.55)	6,7	
125		6,84	
150	(6.71)	6,88	

Titration mit Rheinwasser



Probe:		Z2 3. Woche	
ml dosiert		pH-wert	
0	(3.01)	3,04	
10		3,23	
20		3,62	
30		4,77	
40		5,5	
50	(4.04)	5,85	
60		6,05	
75		6,23	
100	(5.89)	6,39	
125		6,51	
150	(6.18)	6,58	



Probe:		Z3 3. Woche	
ml dosiert		pH-wert	
0	(2.97)	3,92	
5		4,7	
10		5,3	
20		5,77	
30		5,97	
40		6,1	
50	(3.56)	6,2	
75		6,32	
100	(5.41)	6,41	
125		6,47	
150	(5.90)	6,51	

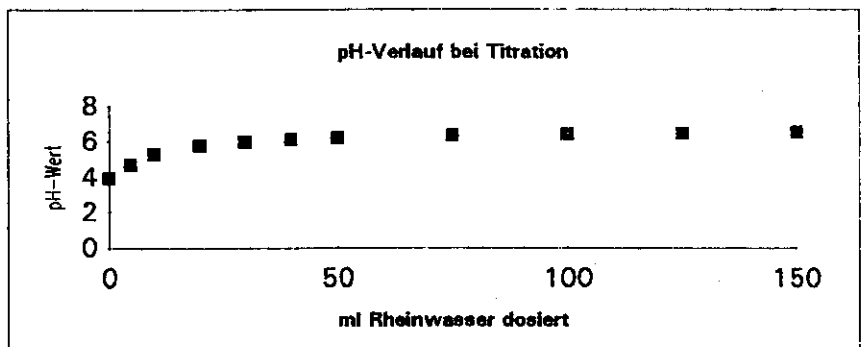


Abb.16 : Wasser aus dem Zieselsmaar Z1 , Z2 und Z 3. pH-Werte nach 14 Tagen Versuch der Rückführung in anaerobe Verhältnisse  
In Klammer: pH-Werte nach 14-täg.Oxidation; s. Abb. 13-15

## Anhang 1: Überlegungen und Berechnungen zur Erosion des Tiefenwasserkörpers Restsee Garzweiler II

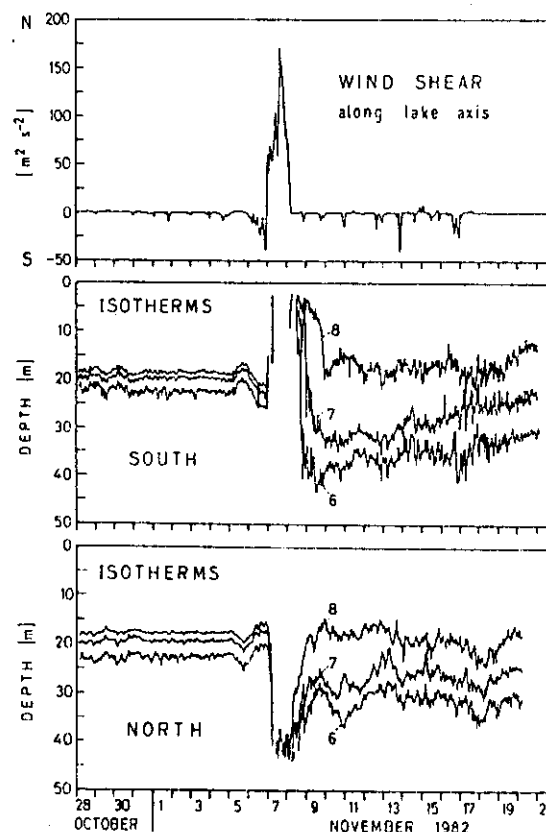
Eine umfangreiche oder gar vollständige Einmischung des sauerstofffreien, salzhaltigen und mit hohem Oxidations- und Versauerungspotential beladenen Tiefenwassers im See bis zur Oberfläche würde sehr negative Auswirkungen für die Gewässergüte, Ökologie und Nutzung des Sees haben. Es ist deshalb notwendig, abzuschätzen, mit welcher Wahrscheinlichkeit oder ob überhaupt ein solches Ereignis als Folge einer extremen Windeinwirkung eintreten könnte.

Grundlage der nachfolgenden Überlegungen und Berechnungen sind Untersuchungsergebnisse von IMBODEN et.al. (1988) vom Zuger See in der Schweiz. Dort konnten die Auswirkungen eines Föhnsturmes aus Süd (Angriff in der Längsachse des Sees) mit Spitzengeschwindigkeiten bis 160 km/h anhand der Temperatur-Profilmessungen (Thermistorketten) sehr exakt verfolgt werden. Anschließend wurden Modellrechnungen zur Beschreibung der Vorgänge angewandt. Der Zuger See ist maximal 197 m tief, hat eine Gesamtfläche von 38,2 km<sup>2</sup> (geteilt in ein Süd- u. Nordbecken) und ist als meromiktisch anzusprechen. Unterhalb etwa 70 m findet normalerweise praktisch keine Durchmischung mehr statt. Hier ist eine schwache Chemokline ausgebildet. Die Übergangszone bis zu einem völlig unbewegten Tiefenwasserkörper zieht sich bis ca. 100 m Wassertiefe. In dieser Hinsicht ähnelt der Zuger See durchaus den Verhältnissen, wie sie für Garzweiler II zu erwarten sind, allerdings mit dem Unterschied, daß in Garzweiler II bedeutend höhere Dichteunterschiede infolge der hohen Mineralisation des Wassers vorliegen werden.

Das Sturmereignis führte innerhalb von wenigen Stunden zu einem Auftrieb von Tiefenwasser leeseitig am Südteil des Sees, während am Nordende Oberflächenwasser bis zu Tiefen unter 44 m (Ende der Thermistoraufzeichnungen) verfrachtet wurden. Anschließend ergaben sich über 10 Tage interne Wellen (seiches). Die Abb. 1 zeigt dieses Ereignis anhand der 6 bis 8 °-Isotherme. Während des Sturmes wurde das Wasser bis über 44 m vollständig vermischt, anschließend entwickelte sich die Schichtung zwar im grundsätzlichen wieder, doch war deren Gradient erheblich vermindert. Während vor dem Sturmereignis der 8-6 °-Gradient eine Schichtdicke von rd. 5 m einnahm, waren es danach rd. 30 m. Die 6 °-Isotherme war im Südbecken von rd. 23 m auf etwa 40 m gedrückt worden.

Erosion der Schichtung  
am Zuger See durch ein  
Starkwindereignis

( a s IMBODEN et.al.  
1988 )



IMBODEN et.al. (1988) verwenden eine linearisierte Gleichung von HEAPS & RAMSBOTTOM (1966), um die Kippung der Thermokline zu beschreiben:

$$\frac{d\xi}{dx} = - \frac{1}{\rho \cdot g' \cdot h_E} F$$

wobei:

- $\xi$  = Kippung der Thermokline
- $x$  = horizontale Koordinate durch den See
- $\rho$  = Wasserdichte
- $\Delta\rho$  = Dichtesprung durch die Thermokline
- $g'$  =  $g \cdot \Delta\rho / \rho$  = reduzierte Erdbeschleunigung
- $h_E$  = Epilimnion-Tiefe

Der Windkraft  $F = C \cdot \rho_a \cdot U^2$  (2)

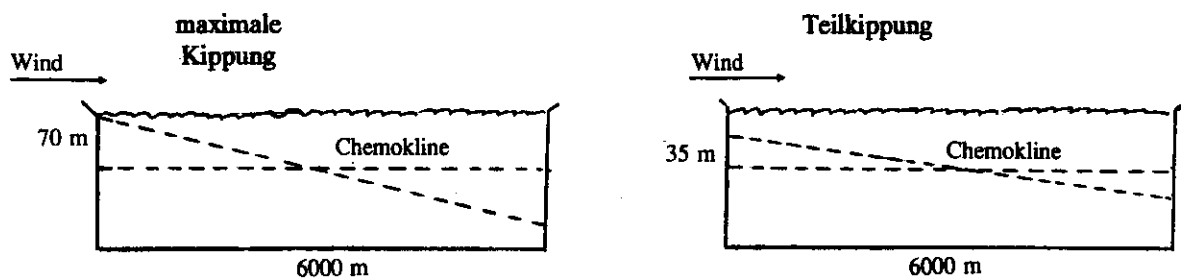
- $C$  = Windstress-Koeffizient  $\approx 0,0015$
- $\rho_a$  = Dichte der Luft =  $1,2 \text{ kgm}^{-3}$
- $U$  = Windgeschwindigkeit über dem See

Für die Anwendung der Gleichungen (1) und (2) im Falle des Sees Garzweiler II werden folgende Annahmen gemacht:

$$d\xi/dx \approx \Delta\xi/x;$$

Es wird dabei im Fall 1 eine maximale Kippung der Chemokline angenommen; d.h.  $\Delta\xi$  sei 140 m; im Fall 2 nur eine Teilkippung:  $\Delta\xi$  sei 70 m (siehe Schemazeichnung).

$x$  sei der mittlere Durchmesser des Sees = 6000 m



Es wird angenommen, daß bei maximaler Kippung Tiefenwasser direkt bis an die Oberfläche verfrachtet wird. Dies wird einer vollständigen Durchmischung des Monimolimnions mit dem Mixolimnion gleichgesetzt. Eine Teilkippung würde eine 50 %-ige Mischung bedeuten.

Zur Ermittlung der Dichteunterschiede der Wasserkörper werden folgende Berechnungen durchgeführt:

Die Dichte des Wassers ergibt sich:

$$\rho = \rho(T) + \Delta\rho(D) + \Delta\rho(S); \text{ wobei}$$

- $\rho(T)$  = Dichte des reinen Wassers bei Temperatur T  
angenommene Temperatur im Monimolimnion  
5,0-5,5 °C (vgl. z.B. Untersuchungsergebnisse vom Steinberger See)
- $\rho(T)$  =  $0,999,987 \text{ gcm}^{-3}$
- $\Delta\rho(D)$  = Zuschlag entsprechend Salzgehalt
- $\Delta\rho(S)$  = Zuschlag entsprechend partikuläre Stoffe/ vernachlässigt, da im Monimolimnion kaum vorhanden.



$\Delta \rho$  (D) kann nach WÜEST et.al. (1988) bzw. BÜHRER u. AMBÜHL (1975) aus der Leitfähigkeit berechnet werden; allerdings gilt dies streng genommen nur für das Ca-Carbonat-System. Nach TÄSCH (1987) hätten andere Ionen jedoch nur einen Fehler von rd. 10 % zur Folge. Als Umrechnungsformel geben WÜEST et.al. (1988) an:

$$\Delta \rho$$
 (D) = 0,68 • 10<sup>-3</sup> (kg m<sup>-3</sup>)( $\mu$ S cm<sup>-1</sup>)<sup>-1</sup>

Nimmt man für das Monimolimnion von Garzweiler II eine Leitfähigkeit, ähnlich wie im Zieselsmaar, von 3000  $\mu$ S cm<sup>-1</sup> an, so ergibt sich:

$$\Delta \rho$$
 (D) = 0,002040

bzw. (Monimolimnion) = 1,002027 g cm<sup>-3</sup>

Für das Mixolimnion wird angenommen, daß durchaus eine gewisse Einmischung salzreichen Kippenwassers ins Rheinwasser vorliegt; also statt einer Leitfähigkeit von 500 - 700  $\mu$ S cm<sup>-1</sup>, wie für das Rheinwasser zu erwarten ist, etwa 1000  $\mu$ S cm<sup>-1</sup> vorliegen (entspricht etwa Rheinwasser/Kippenwassermischung 10:1). Als Temperatur werden 4 °C angenommen; d.h. es wird der Fall im Winter betrachtet. Eine Thermokline, die erst zu überwinden wäre, ist nicht vorhanden.

$$\rho$$
 (Mixolimnion) = 1,000680 g cm<sup>-3</sup>

bzw.  $\Delta \rho$  = 1,35 kg m<sup>-3</sup>

#### Fall 1 (maximale Kippung):

$$F = 22,05 \text{ bzw. } U = 110,7 \text{ m/s rd. } 400 \text{ km/h}$$

#### Fall 2 (Teilkippung):

$$F = 11,0 \text{ bzw. } U = 78 \text{ m/s rd. } 280 \text{ km/h}$$

Das sind Windgeschwindigkeiten, die extrem unwahrscheinlich sind, selbst wenn man annimmt, daß die Windgeschwindigkeiten über der Wasserfläche erheblich größer sind, als an Land gemessen wird (IMBODEN et.al. (1988) nehmen z.B. einen Faktor von 1,5 an).

Man kann abschließend errechnen, welche Kippung eintritt, wenn man die maximal zu erwartenden Windgeschwindigkeiten des Gebietes ansetzt. Es wird dabei von den an der Station Elsdorf festgestellten Spitzenwindereignissen ausgegangen mit einem Erhöhungsfaktor über der freien Wasserfläche. Angenommen wird eine Windgeschwindigkeit von 34 m/s = 122 km/h. Dann ergeben sich:

$$F = 2,08$$

$$\frac{1}{1,35 \cdot 10 \cdot 70} \cdot 2,08 = \frac{x}{6000} = 13,2 \text{ m}$$

Zwar können mit diesen Modellrechnungen keine direkten Aussagen darüber gemacht werden, in welchem Umfang sich dabei Wasser des Mixo- und Monimolimnions an der Schichtgrenze mischt. Nimmt man jedoch eine lineare Beziehung zur Vollkippung an (140 m), so sind o.a. Wert 9,4 %; d.h. 9,4 % des Volumens des Monimolimnions von 70 - 140 m Tiefe (= 700 Mio m<sup>3</sup>) = 66 Mio m<sup>3</sup> Wasser würden in das Mixolimnion eingemischt werden. Dies ergibt ein Mischungsverhältnis im Mixolimnion von rd. 20 (2150 - 800 Mio m<sup>3</sup> = 1350 Mio m<sup>3</sup>).

## Anhang 2: Fotodokumentation

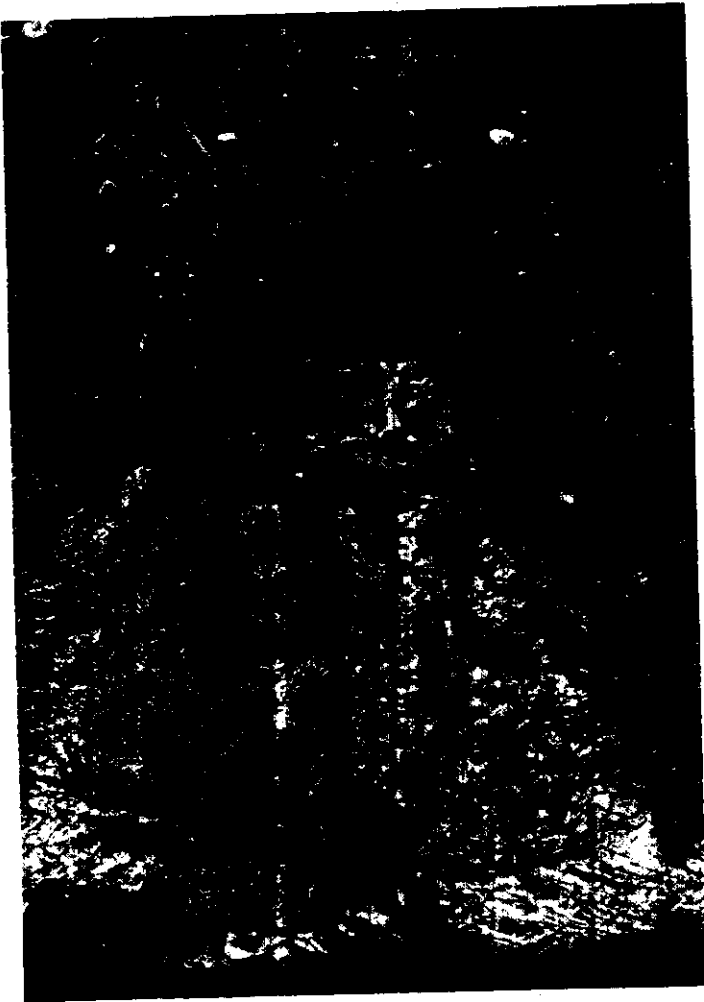


Bild 1:  
Grundwasseraustritt GW 1

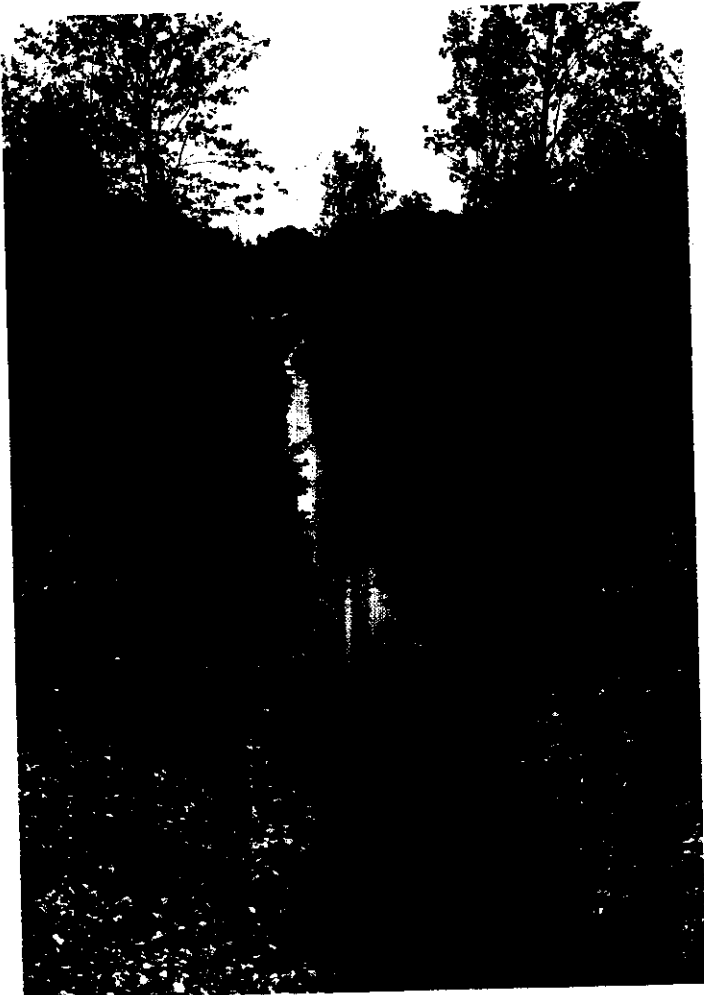


Bild 2: GW 2

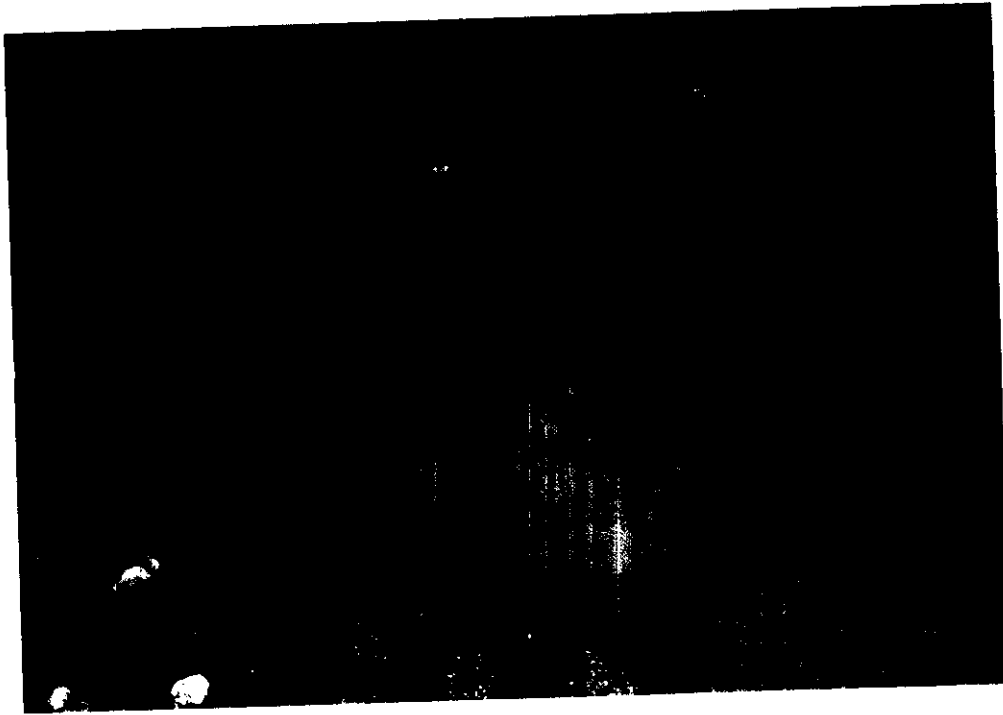


Bild 3: Eisenablagerungen am Ufersediment des Zieselsmaars

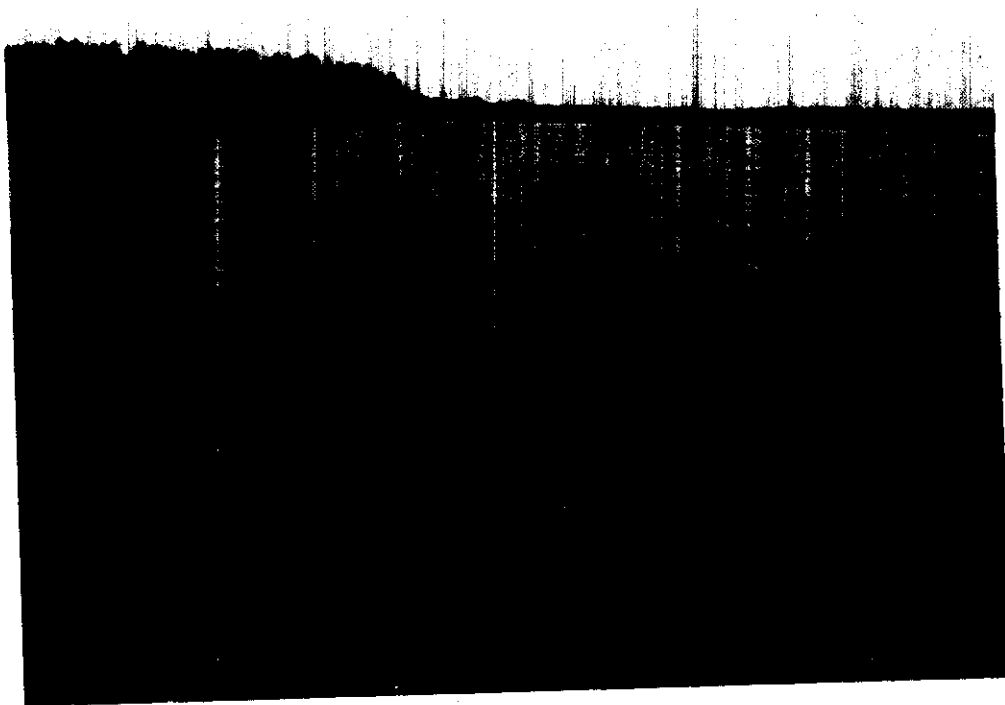


Bild 4: Uferschäume mit Eisenablagerungen am Steinberger See

# Stellungnahme des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen zu „Tagebau Garzweiler II – Limnologische Entwicklung des Restsees –“

## 1. Aufgabenstellung

Dem Restloch des beantragten Tagebaus Garzweiler II wird nach Tagebauende Grundwasser aus dem angrenzenden Kippenbereich zuströmen. Wie die Untersuchung von Prof. Obermann zeigt, wird dieses Wasser stark versauert und mineralisiert sein, wenn keine Gegenmaßnahmen getroffen werden.

Zur zusätzlichen Füllung des Restloches ist eine Überleitung von Rheinwasser vorgesehen, um einerseits die Zeitdauer der Befüllung zu verkürzen und andererseits den Zustrom von belastetem Kippenwasser zu verringern. Die Untersuchung von Prof. Kinzelbach zeigt, daß je nach der Menge des zugeführten Rheinwassers (60 bzw. 90 Mio. m<sup>3</sup>/a) die Füllzeit ca. 44 bzw. 30 Jahre betragen wird.

Es stellte sich nun die Frage, welche limnologischen Verhältnisse sich im See aufgrund der Mischung von Kippenwasser und Rheinwasser sowohl während des Füllvorganges als auch in der Endphase einstellen werden. Daher wurde Herr Dr. Hamm von der Bayerischen Versuchsanstalt für Wasserforschung im Juni 1991 beauftragt, eine Untersuchung zur „Limnologischen Entwicklung des Restsees“ des Tagebaus Garzweiler II durchzuführen.

Im einzelnen sind folgende Fragestellungen näher untersucht worden:

- Welcher Seentyp wird sich unter Berücksichtigung der gegebenen Seenmorphologie und -hydrologie während der Füllphase und im Endzustand einstellen?
- Welche limnologischen Auswirkungen insbesondere auf den Wasserchemismus haben die so ermittelten seentypischen Bedingungen?
- Welche Maßnahmen können getroffen werden, um die Seebeschaffenheit günstig zu beeinflussen?

## 2. Ergebnisse

Für die Entwicklung und Nutzungsmöglichkeit des Restsees ist von großer Bedeutung, welches Schichtungs- bzw. Mischungsverhalten der See zeigen wird. Kommt es zu einer regelmäßigen vollständigen Durchmischung des gesamten Wasserkörpers (Holomixis) oder tritt eine dauerhafte stabile Schichtung auf (Meromixis)?

Aufgrund seiner Tiefe besteht eine starke Tendenz zur Ausbildung eines meromiktischen Seentyps bereits während der Füllphase. Durch den Zustrom von mineralisiertem Kippenwasser, das eine höhere spezifische Dichte als das Rheinwasser aufweist, wird diese Tendenz noch verstärkt. Auch die lange mittlere Aufenthaltszeit des Seewassers spricht für eine Meromixis.

Die durchgeführten vergleichenden Betrachtungen mit bestehenden natürlichen Seen lassen ebenfalls den Schluß zu, daß sich ein meromiktischer See ausbilden wird. Er wird aus einem anaeroben (sauerstofffreien) Tiefenwasserkörper bestehen, in dem sich die Hauptmenge des zugeströmten, belasteten Kippenwassers befindet. Der darüberliegende aerobe Wasserkörper besteht dann zum überwiegenden Teil aus Rheinwasser. Die Schichtgrenze (Chemocline) zwischen beiden Wasserkörpern ist in ca. 70 m Wassertiefe zu erwarten.

Die Meromixis führt dazu, daß im anaeroben Tiefenwasser (Monimolimnion) das Sulfat des Kippenwassers reduziert und in Form von Eisensulfid ausgefällt wird. Damit werden auch andere schwerlösliche, sulfidische Metallverbindungen dem Seewasser entzogen. Somit ist das meromiktische Verhalten des Restsees positiv zu bewerten, da dadurch die negativen Auswirkungen des Kippenwasserzustromes im wesentlichen auf den ohnehin unbelebten Tiefenwasserkörper beschränkt bleiben.

Die Schichten werden aber nicht absolut voneinander getrennt sein. Durch die Art der Rheinwasserzufuhr und insbesondere durch die Windeinwirkung wird es zu Teildurchmischungen an der Chemocline kommen. Eine Total- oder Halbumwälzung schließt der Gutachter jedoch wegen der dafür erforderlichen hohen Windgeschwindigkeiten aus.

Die durchgeführten Versuche anhand von Kippenwasserproben aus der Berrenrather Börde haben deutlich gezeigt, daß der Mineralisationsgrad des Kippenwassers einen entscheidenden Einfluß auf die sich im See einstellenden pH-Werte haben wird. Bei einer Probe mit einer Sulfatkonzentration von rund 4000 mg/l und einem Ausgangs-pH-Wert von 2,81 (die Untersuchung von Prof. Obermann ergab, daß für Garzweiler II mit Konzentrationen zwischen 2500 und 3500 mg/l Sulfat und pH-Werten von 2,5 bis 3,0 zu rechnen ist, falls keine Gegenmaßnahmen getroffen werden) wurde bei einem Verhältnis von Rheinwasser zu Kippenwasser ein anzustrebender pH-Wert von 6,0 erst bei einem Mischungsverhältnis von 22:1 überschritten.

Die Mischungsverhältnisse für den gesamten Wasserkörper des Restsees Garzweiler II werden in der Untersuchung von Prof. Kinzelbach aufgezeigt. Im ungünstigsten Fall (nach ca. 10 Jahren) beträgt das Verhältnis von Rheinwasser zu Kippenwasser ca. 6:1, im Endzustand ca. 11:1 (bei einer Füllmenge von 60 Mio. m<sup>3</sup>/a).

Weniger stark mineralisiertes Kippenwasser besitzt auch ein geringeres Versauerungspotential. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit, Maßnahmen zu treffen, die eine Versauerung und Mineralisation des Kippenwassers vermindern, insbesondere im Hinblick auf eine Teildurchmischung des Restsees bei Sturmereignissen.

Aufgrund der morphologischen und hydrologischen Bedingungen (große Tiefe, lange Aufenthaltszeit, kleines Einzugsgebiet) tendiert der See zur Oligotrophie (d. h. zur geringen Primärproduktion). Durch die Zuleitung von Rheinwasser erfolgt jedoch ein erheblicher Nährstoffeintrag. Dies führt dazu, daß der See eher im Übergangsbereich Oligotrophie/Mesotrophie einzuordnen ist. Positiv wirkt sich in diesem Zusammenhang die Meromixis aus, durch die Pflanzennährstoffe im Monimolimnion festgehalten werden. Eine Eliminierung von Phosphor aus dem zugeführten Rheinwasser hält der Gutachter für nicht erforderlich.

Ein pH-Wert von mindestens 6 im oberen Wasserkörper wird notwendig sein, damit eine vielfältige Nutzung des Restsees möglich wird. Dies ist dann zu erreichen, wenn Maßnahmen getroffen werden, die die Entstehung von Säure in der Kippe vermindern und die den Zustrom von Kippenwasser in den Restsee verringern (s. Untersuchungen Prof. Obermann und Prof. Kinzelbach). Der Gutachter empfiehlt, auch nach der vollständigen Füllung des Sees die Einleitung von Rheinwasser in geringem Umfang fortzuführen, um damit die Wasserqualität des oberen Wasserkörpers zu stabilisieren.

### **3. Bewertung**

Auf der Grundlage der Ergebnisse anderer Gutachten, insbesondere der Grundwassermodellrechnungen und der Untersuchungen zum Stoffaustrag aus Abraumkippen, konnten mit dem vorliegenden Gutachten erstmals alle wesentlichen wasserwirtschaftlichen und limnologischen Fragen zu einem Restsee Garzweiler II bearbeitet werden.

Die Prognosen zum Durchmischungsverhalten und zum Trophieniveau des Restsees wurden empirisch abgesichert und sind plausibel. Dabei konnte der Gutachter auf seine umfassenden limnologischen und wasserwirtschaftlichen Erfahrungen zurückgreifen.

Von großer Bedeutung ist die Aussage, daß Maßnahmen zur Verminderung des Stoffeintrags aus den angrenzenden Kippenbereichen erforderlich sind, um eine ausreichende Seewasserqualität gewährleisten zu können. In diesem Zusammenhang würde sich auch eine Verlegung des Restsees an den Nordwestrand des Tagebaufeldes positiv auswirken, weil dadurch der anteilige Grundwasserzustrom aus der Kippe verringert würde.

Fragen hinsichtlich der Häufigkeit und der Auswirkungen von windinduzierten Teildurchmischungen geringeren Umfangs auf die Qualität des Wasserkörpers konnten in dieser Studie in dem zur Verfügung stehenden Zeitrahmen nur abgeschätzt werden. Eine mathematische Modellierung der Seewasserströmung ist erforderlich, damit hierzu eine Verbesserung der Prognosegenauigkeit erreicht werden kann.

# **Maßnahmen zur Verminderung des Stoffaustrages aus der Abraumkippe des Tagebaus Garzweiler II**

Berichtersteller:  
Rheinbraun AG

Datum: August 1991

# Inhalt

	Seite
1. Zusammenfassung	71
2. Einleitung und Aufgabenstellung	71
3. Verminderung der Entstehung von saurem Kippenwasser (Prof. Obermann)	72
4. Vermeidung des Stoffaustrages aus der Abraumkippe (Prof. Kinzelbach)	78
5. Stabilisierung der Wasserqualität im Restsee (Dr. Hamm)	79

Anlagen	Seite
1.1 und 1.2 Schwefelverteilung im Abraum des Tagebaues Garzweiler II	81–82
2.1 und 2.2 Versauerungsklassen des Abraumes im Tagebau Garzweiler II	83
3 Schematischer Kippenaufbau	84
4.1 und 4.2 Versauerungsklassen und Sohleneinteilung im Tagebau Garzweiler II	85
5 Tagebau Garzweiler II, Stand 2030 mit Schnittspuren	87
6 Schematischer Schnitt zur Flächenbilanz	89

## 1 Zusammenfassung

Durch die Grundwasserabsenkung kann in Tagebaukippen saures Kippenwasser entstehen. Für den geplanten Tagebau Garzweiler II wurden in umfangreichen geochemischen, hydraulischen und limnologischen Gutachten die Entstehung dieser Kippenwässer sowie mögliche Maßnahmen zur Begrenzung ihrer Auswirkungen auf das Grundwasser und den Restsee untersucht.

In der grundlegenden *geochemischen Untersuchung* hat Prof. Obermann herausgearbeitet, wie das Kippenwasser entsteht und welche Konzentrationen an Inhaltsstoffen sich in der Kippe Garzweiler II einstellen können.

Die Verwitterung von natürlichen Schwefeleisenmineralien (Pyrit/Markasit) führt zu einer Versauerung und Mineralisierung des in der Kippe vorhandenen und aus Niederschlägen gespeisten Sickerwassers. Aufgrund der Verhältnisse im Abbaubereich Garzweiler II kann es dabei im Kippengrundwasser zu Sulfat- und Eisenwerten kommen, die die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung um ein Mehrfaches überschreiten und zu pH-Werten zwischen 4 und 5 führen können. Eine direkte Trinkwasserversorgung ist allerdings in der Kippe nicht vorgesehen. Zur Eingrenzung/Verhinderung der Pyrit/Markasit-Verwitterung hat Prof. Obermann verschiedene Vorschläge unterbreitet, die von Rheinbraun einer eingehenden Prüfung unterzogen wurden. Dabei erwies sich ein gezielter Kippenaufbau als realisierbar. Das versauerungsempfindliche Abraummateriale kann dabei weitgehend im unteren Abschnitt verstrützt werden. Der nicht versauerungsfähige Abraum soll im oberen Abschnitt der Kippe verkippt werden.

Hierdurch wird erreicht, daß zum einen durch die tiefe Einlagerung des versauerungsempfindlichen Materials ein großer Teil des Versauerungspotentials gar nicht verwittert, zum anderen ein großer Teil des Regenerationswassers nach Grundwasserwiederanstieg in dem nicht versauerungsfähigen Material im oberen Teil der Kippe abfließt.

In der *hydraulischen Untersuchung* hat Prof. Kinzelbach mit Grundwassermodellen berechnet, wie sich der Restsee füllt und wie das Kippengrundwasser während und nach Grundwasserwiederanstieg strömt. Dabei hat er auch untersucht, inwieweit hydraulische Maßnahmen in der Lage sind, die Restsee- bzw. Grundwasserbeschaffenheit im an die Kippe angrenzenden Nordraum günstig zu beeinflussen. Er kommt in seiner Untersuchung zu dem Schluß, daß mit einem Paket von Maßnahmen der Kippenabstrom in den Nordraum verhindert werden kann sowie problematische Wasseraustritte im Uferbereich des Restsees oberhalb des Seewasserspiegels vermieden werden sollten. Rheinbraun hat dieses Paket von Maßnahmen eingehend geprüft und kommt zu dem Ergebnis, daß mit den heutigen technischen Möglichkeiten sich die von Prof. Kinzelbach vorgeschlagenen Maßnahmen tatsächlich realisieren lassen. Um allerdings den erforderlichen Aufwand zu begrenzen, ist es sinnvoll, zu gegebener Zeit die einzelnen vorgesehenen Maßnahmen zu optimieren.

In einer *limnologischen Untersuchung* wurde von Dr. Hamm ermittelt, wie sich der Restsee in den verschiedenen Füllphasen und im Endzustand verhält. Insgesamt kommt der Gutachter zu dem Ergebnis, daß der See sowohl in der Füllphase als auch nach Grundwasserwiederanstieg sich in einem guten Zustand darstellen wird und ein ökologisch stabiles System erwarten läßt.

Zur Stabilisierung dieser an sich guten Wasserverhältnisse spricht Dr. Hamm drei Maßnahmen an, die z. T. auch schon von Prof. Kinzelbach aufgezeigt wurden. Sowohl die Beeinflussung des Kippenwasserzustroms im oberen Böschungsbereich als auch die Fortführung der Einleitung nach Erreichen des Endzustandes und das Einbringen des Rheinwassers in das Hypolimnion sind technisch machbar. Damit können auch die in diesem Gutachten geforderten Maßnahmen realisiert werden.

## 2 Einleitung und Aufgabenstellung

Von Prof. Obermann wurden die Zusammenhänge der Entstehung von saurem Kippenwasser untersucht und denkbare Verhinderungsstrategien aufgezeigt.

In einem weiteren Gutachten hat Prof. Kinzelbach Möglichkeiten und Grenzen von hydraulischen Maßnahmen zur Vermeidung des Stoffaustrages aus der Abraumkippe des geplanten Tagebaues Garzweiler II in den Nordraum untersucht.

Schließlich wurde von Dr. Hamm untersucht, wie sich das in den See strömende Kippenwasser zusammen mit dem eingeleiteten Rheinwasser verhält. Auch in diesem Gutachten werden einige Maßnahmen zur Stabilisierung der Seewasserqualität vorgeschlagen.



Es sind somit zwei Maßnahmebündel zu unterscheiden:

**Kategorie A:**

Maßnahmen, die an der Entstehung ansetzen und die Versauerung bereits im Ursprung verhindern bzw. begrenzen sollen (Prof. Obermann).

**Kategorie B:**

Maßnahmen, die im wesentlichen hydraulisch wirken wie beispielsweise verstärkte Restseebefüllung, Abfangbrunnen und künstlicher Grundwasserleiter (Prof. Kinzelbach, Dr. Hamm).

Nach Vorlage der Gutachten wurde der Bergbautreibende vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft gebeten, die von den Gutachtern vorgeschlagenen Maßnahmen unter dem Gesichtspunkt der Realisierbarkeit zu prüfen und hierüber einen Bericht vorzulegen.

Zunächst wird auf das Gutachten von Prof. Obermann, auf die denkbaren Verhinderungsstrategien und dann auf die Maßnahmen, die von Prof. Kinzelbach und Dr. Hamm angesprochen werden, eingegangen.

### 3 Verminderung der Entstehung von saurem Kippenwasser (Prof. Obermann)

#### 3.1 Vorbemerkung

In der grundlegenden geochemischen „Untersuchung zu den Auswirkungen der Abraumkippe Garzweiler II auf die Grundwasserbeschaffenheit“ hat Prof. Obermann herausgearbeitet, wie das saure Kippenwasser entsteht und welche Konzentrationen an Inhaltsstoffen sich in der Kippe Garzweiler II einstellen können.

Aufgrund dieser durchgeführten Untersuchungen werden drei Versauerungsklassen unterschieden:

	durchschnittlicher Pyrit-Schwefelgehalt
Klasse 1: nicht versauerungsfähig	< 0,1 Gew. %
Klasse 2: versauerungsfähig, aber nicht empfindlich	0,1–0,2 Gew. %
Klasse 3: versauerungsempfindlich	> 0,2 Gew. %

Gemeinsam wurden vom Landesamt für Wasser und Abfall und Prof. Obermann sechs theoretisch mögliche Maßnahmen fixiert, mit denen die Versauerung/Mineralisierung des Abraums verhindert/eingegrenzt werden kann. Diese Maßnahmen zielen im wesentlichen darauf, den Kontakt zwischen Luftsauerstoff und versauerungsempfindlichem Abraummaterial einzugrenzen. Folgende Maßnahmen werden unterschieden:

**Maßnahme A 1**

- Versauerungsempfindliches Material soll auf der Kippe im unteren Bereich verstürzt werden.

**Maßnahme A 2**

- Durch Optimierung der Sohleneinteilung sollen weite Teile der Abbaustrossen in versauerungsunempfindliches Material gelegt werden.

**Maßnahme A 3**

- Versauerungsempfindliches Material soll auf der Abbauseite möglichst mit nicht versauerungsfähigem oder nicht versauerungsempfindlichem Material überschoben werden.

**Maßnahme A 4**

- Versauerungsempfindliches Abraummaterial, welches kippenseitig verstürzt wird, soll mit nicht oder weniger versauerungsfähigem Abraum überdeckt werden.

**Maßnahme A 5**

- Das versauerungsempfindliche Material der Abbau- und Kippenseite soll imprägniert und verdichtet werden, um ein Eindringen des Luftsauerstoffes und damit die Bildung einer Versauerungsfront zu vermeiden.

**Maßnahme A 6**

- Durch Zugabe von Kalk soll die Pufferkapazität des Abraums erhöht und somit der pH-Wert hochgehalten werden.

Nach einer Darstellung über die Verteilung des versauerungsfähigen und -empfindlichen Abraums im Abbaufeld Garzweiler II soll in den nachfolgenden Abschnitten des Berichtes dargelegt werden, ob die o. g. Maßnahmen in der betrieblichen Praxis umgesetzt werden können.

### 3.2 Abraumzusammensetzung im Abbaufeld Garzweiler II in bezug auf die unterschiedlichen Schwefelgehaltsklassen

Die Anlagen 1 zeigen den Aufbau des Deckgebirges sowie das Zwischenmittel zwischen den Flözen Frimmersdorf und Morken im Abbaufeld Garzweiler II. Die durchschnittlich 10–25 m mächtigen pleistozänen Sand-/Kiesablagerungen (Horizont 16), in die örtlich gering mächtige Schluffe eingelagert sind, weisen im allgemeinen niedrige Schwefelgehalte auf. Sie liegen im Durchschnitt bei rd. 0,02%. Darunter folgen 3–35 m mächtige pliozäne (Horizont 8–12), pleistozäne bzw. pliozäne und miozäne (Horizont 6 D–12) Sand-, Kies- und Tonschichten. Auch diese Sande und Kiese besitzen nur einen geringen (0,02%) Schwefelgehalt. Die eingelagerten Tone allerdings sind meist schwefelreich (0,25%), machen an dem Gesamtvolumen jedoch nur wenig aus.

Die mächtigen schwefelreichen marinen Sande des Horizontes 6 D (10–110 m mächtig) sind durch Schwefelgehalte von 0,1–1,5% gekennzeichnet. Das Material mit Schwefelgehalten zwischen 0,1 und 0,2% tritt nur bereichsweise in bis zu 20 m mächtigen Partien auf. Im Norden und Westen des Abbaufeldes Garzweiler I/II ist im unteren Abschnitt der schwefelreichen 6 D-Sande ein 10–15 m mächtiger schluffiger Horizont mit Schwefelgehalten zwischen 0,5 und 1,5% eingeschaltet.

Im Horizont 6 B – Zwischenmittel zwischen Flöz Frimmersdorf und Flöz Morken – ist der mittlere 5–30 m mächtige Abschnitt schwefelarm (ca. 0,05%). Die unmittelbar an die Flöze angrenzenden schwefelreichen Sedimente sind unterschiedlich mächtig. Der obere Abschnitt schwankt zwischen 0 und 10 m, der untere zwischen 0 und 16 m. Hier beträgt der durchschnittliche Schwefelgehalt für den oberen Abschnitt 0,37% und für den unteren 0,47%.

Aufgrund der hier beschriebenen Verteilung des Abraums nach unterschiedlichen Schwefelgehalten im Abbaufeld Garzweiler II konnte eine Verteilung der Abraumengen entsprechend der vom Gutachter vorgeschlagenen drei Versauerungsklassen vorgenommen werden. Sie ist in den Anlagen 2 differenziert nach den Kategorien 1, 2 und 3 wiedergegeben. Rund 40% des Abraums gehören der Kategorie 1, 10% der Kategorie 2 und 50% der Kategorie 3 an.

### 3.3 Betriebliche Möglichkeiten zur Umsetzung der Maßnahmen der Kategorie A

#### Maßnahme A 1

– Versauerungsempfindliches Material soll auf der Kippe im unteren Bereich verstürzt werden.

Das versauerungsempfindliche Abraummaterial verteilt sich im wesentlichen auf die Horizonte 6 D und 6 B. Innerhalb dieser beiden Horizonte sind – wie eingangs bereits dargelegt – Horizonte mit sehr unterschiedlichen Schwefelgehalten verbreitet. Diese Horizonte unterscheiden sich neben ihrem Schwefelgehalt in der Mächtigkeit, in der Verbreitung über das Abbaufeld sowie in der Farbgebung hinsichtlich einer möglichen Ansprache vor Ort. Besonders hervorzuheben ist eine 10 bis 15 m mächtige und im gesamten nordwestlichen Abbaubereich vertretene Schluffschicht im Neurather Sand (6 D) (vgl. Anlagen 1). Sie besitzt einen Schwefelgehalt von 0,8 bis 1,5% (im Durchschnitt rund 1%) und ist an der freigelegten Abbauböschung durch ihre dunkle Färbung gut erkennbar. Die übrigen versauerungsempfindlichen Bereiche lassen sich vor Ort meist nur schwer ansprechen. Es sind in der Regel nur gering mächtige, flächig nicht durchgehende Schichten. Dabei führen Genese und Kleintektonik zu kleinräumlich wechselnden Pyritanteilen im Abraum.

Mit den im Tagebau Garzweiler II eingesetzten Gewinnungsgeräten der 240 000er Leistungsklasse lassen sich aufgrund der gegebenen geometrischen Abmessungen und technischen Ausrüstung flächig anstehende Materialschichten mit einer Mächtigkeit von größer als 3 m selektiv hereingewinnen. Hierbei müssen Schnittverluste im Hangenden und Liegenden der Schicht von rd. 0,5 m angesetzt werden. Aufgrund dieser gerätespezifischen Parameter ist eine selektive Gewinnung von geringmächtigen, nicht flächig ausgebildeten Abraumengen mit hohen Schwefelgehalten in der Regel nicht möglich. Eine Ausnahme stellt jedoch das oben bereits angesprochene makroskopisch recht gut erkennbare Schluffband im Neurather Sand dar. Aufgrund des extrem hohen Schwefelgehaltes enthält diese Schicht nahezu die Hälfte des Potentials an versauerungsempfindlichem Abraum des Tagebaus Garzweiler II.

Die selektive Gewinnung dieses Horizonts erlaubt durch Verknüpfung mit einem auf der untersten Kippstrosse eingesetzten Absetzer, daß dieses Material gezielt im tiefen Bereich der Kippe verstürzt wird. Günstig wäre aus hydraulischen Gesichtspunkten das unmittelbare Aufbringen auf das Liegende. Mit dieser Maßnahme kann erreicht werden, daß ein wesentlicher Anteil des versauerungsempfindlichen Materials durch selektive Gewinnung und

gezielte Verkippung im unteren Bereich der Kippe abgelagert werden kann. Der positive Effekt zur Verminderung des Stoffaustrages wird dabei durch die geringere Durchlässigkeit dieses Horizonts unterstützt. Die verkippete Schluffschicht wird mit  $2-4 \times 10^{-7}$  m/s einen deutlich niedrigeren  $K_f$ -Wert als der übrige Kippenkörper mit  $3-6 \times 10^{-5}$  m/s haben.

Durch einen solchen gezielten Kippenaufbau ergibt sich weiterhin folgende Möglichkeit.

Aus hydraulischen Überlegungen soll nach Möglichkeit das schwefelarme, nicht versauerungsfähige Abraummateriale auf der Kippe nach oben gebracht werden (vgl. hierzu Untersuchung Rheinbrauns zur Abdichtung zwischen Venloer Scholle und Erftscholle sowie Entwicklung einer künstlichen Grundwasserlandschaft im Bereich des Tagebaus Garzweiler II vom Dezember 1990). Da dieses Material nur begrenzt zur Verfügung steht, soll die Lage und Mächtigkeit der Schicht auf deren Wirksamkeit hin optimiert werden. Mit dieser Maßnahme, die zur Kategorie B der Vorsorgemaßnahmen zählt, soll ein wesentlicher Teil der natürlichen Regeneration in weitgehend nicht versauerungsfähigem Abraum abgeführt werden. Allein unter diesen Voraussetzungen würde sich ein deutlich geschichteter Kippenaufbau ergeben (vgl. *Anlage 3*):

An der Oberfläche der Abraumkippe die Rekultivierungsschicht bestehend aus Löß, darunter eine Schicht aus wasserdurchlässigem Material, gefolgt von einer Schicht nicht versauerungsfähigem Abraum. Weiter tiefer würde der versauerungsfähige und versauerungsempfindliche Abraum, im Kippentiefsten das extrem versauerungsempfindliche Abraummateriale (Schluffschicht des Neurather Sandes) verstrzt.

Mit diesem Kippenaufbau wird erreicht, daß ein großer Teil des Versauerungspotentials in dem tiefen Bereich der Kippe abgelagert und abgedeckt wird und somit im wesentlichen aus dem Grundwasserkreislauf herausgehalten werden kann. Zudem wird dann ein großer Teil der Grundwasserneubildung im oberen Teil der Kippe abströmen ohne zu versauern.

#### *Maßnahme A 2*

- Durch Optimierung der Sohleneinteilung sollen die Abbaustrossen in versauerungsempfindliches Material gelegt werden.

Diese Maßnahme zielt darauf, durch Anpassung der Sohleneinteilung auf der Gewinnungsseite die Arbeitsebenen der Schaufelradbagger gezielt in schwefelärmeres Material zu legen, um die Kontaktfläche zwischen schwefelreichem Abraum und Luftsauerstoff zu begrenzen. Eine geringere Kontaktfläche des versauerungsempfindlichen Abraums mit dem Luftsauerstoff würde zu einer geringeren Sulfatbildung führen.

Die Sohlen stellen die Arbeitsebenen der Großgeräte im Tagebau dar. Von diesen Ebenen aus erfolgt gewinnungsseitig der Abbau und kippenseitig die Wiederverfüllung des Tagebaubereiches.

In den *Anlagen 4* ist die Sohleneinteilung im Abbaufeld Garzweiler II eingetragen. Die Schnittspuren, die das Abbaufeld von Norden nach Süden bzw. von Osten nach Westen durchkreuzen, zeigen die Sohlenlage sowie den Schwefelgehalt des Abraummateriale entsprechend der definierten Versauerungsklassen.

Um aus dieser Betrachtung die Schlußfolgerung ziehen zu können, wieviel Sohlen in schwefelarmem Abraum betrieben werden können, ist folgender Hinweis wichtig. Gemäß unserer Betriebsplanung für das Abbaufeld Garzweiler II sollen die heute noch im Tagebau Garzweiler I eingesetzten 100 000er Bagger und Absetzer Zug um Zug durch neue Gerätegruppen der 240 000er Kapazitätsklasse ersetzt werden. Dabei wurde unterstellt, daß auf der 1. Sohle der Abbauseite, auf der im wesentlichen das Rekultivierungsmateriale gewonnen werden soll, wie auch auf der obersten Kippentrosse Geräte der Leistungsklasse  $100\ 000\ m^3 + t/d$  eingesetzt werden. Alle übrigen Abbau- und Kippentrossen sollen mit jeweils zwei 240 000er Schaufelradbaggern bzw. Absetzern besetzt werden. Dabei ist vorgesehen, jeweils zwei Bandanlagen auf einer Arbeitsebene zu installieren, wobei ein Gerät im letzten Drittel der Abbaustrosse, das andere Gerät im vorderen Abschnitt der Sohle im Hochschnitt bzw. in Tiefschüttung arbeitet.

*Anlage 5* zeigt exemplarisch für das Jahr 2030 den Stand des Tagebaus mit Sohleneinteilung und Bandausrüstung. Das Abbaufeld Garzweiler I ist bereits verfüllt und rekultiviert. Der Tagebau Garzweiler II schwenkt in einer gegen den Uhrzeigersinn gerichteten Drehbewegung um den Bandsammelpunkt nördlich von Jackerath.

Die in *Anlage 5* dargestellte Sohleneinteilung resultiert aus der Kapazität und den geometrischen Abmessungen der eingesetzten Großgeräte. Dabei müssen die einzelnen Sohlen in ihrer Kapazität aufeinander abgestimmt sein. Um ein Auflaufen aufeinander bzw. ein Voreilen von Sohlen zu vermeiden, ergibt sich bei der durch die Größe des Abbaufeldes festliegenden Strossenlänge und dem erforderlichen Abbaufortschritt eine bestimmte Höhenlage der Sohle. Diese Höhenlage wird aufgrund von Massenberechnungen ermittelt. Das Ergebnis dieser planerischen Untersuchungen zeigen die in den Schnitten (*Anlagen 4*) dargestellten Sohlenhöhen. Wird grundlegend von den

vorgesehenen Sohlenhöhen abgewichen, so ergeben sich unterschiedliche Verhiebsgeschwindigkeiten der Sohlen mit der Konsequenz, daß die planmäßige Tagebauentwicklung einschneidend behindert werden würde. Ein Auflaufen der Sohlen würde zu einem zeitweiligen Stillstand führen und die Kapazität der Großgeräte einschränken, was sich letztlich in einer verringerten Rohkohlebereitstellung widerspiegeln würde. Das Voreilen von Sohlen würde zu einer Vergrößerung der Tagebauöffnung und damit einer höheren Landinanspruchnahme führen. Auch würde durch die flachere Generalböschungsneigung der Abbauseite mehr Abraum anfallen, für den absetzerseitig Kippraum bereitgestellt werden müßte.

Am Strossenende, d. h. am nördlichen und westlichen Rand des Abbaubereiches kann keine Anpassung der Sohlenhöhe durchgeführt werden, da hier durch die große Tiefe des Tagebaus (bis maximal 220 m) der Abtragsbereich der Schaufelradbagger im Hochschnitt voll ausgenutzt werden muß.

Neben der ersten Sohle, die als Rekultivierungssohle mit einem Gerät geringerer Leistungsklasse bei dieser Betrachtung ausgeklammert werden sollte, können lediglich die Planumsebenen 2., 4. und 5. Sohle in Teilbereichen in schwefelarmen Abraum/Kohle gelegt werden.

Das Einrichten weiterer Sohlen, um die Arbeitsbereiche der Großgeräte in schwefelarmes Material zu bringen, würde keinen Effekt zeigen, da durch zusätzliches Zwischenschalten von Arbeitsebenen und Böschungen die Generalneigung des Tagebaus wiederum verringert und damit der betriebsoffene Raum vergrößert würde. Somit würde die Kontaktfläche zwischen versauerungsempfindlichem Abraum und Luftsauerstoff vergrößert.

Als Ergebnis dieser Betrachtung kann somit festgehalten werden, daß von den fünf bestehenden Gewinnungssohlen im Tagebau Garzweiler II im Durchschnitt eineinhalb bis maximal zwei Sohlen in nicht versauerungsfähigem Abraum bzw. in der Kohle geführt werden können. Dabei ist bereits berücksichtigt, daß in Teilbereichen die Sohlenhöhe angepaßt und in schwefelarmen Abraum bzw. Kohle gelegt werden kann. Eine geänderte Sohlenaufteilung bzw. das Integrieren weiterer Sohlen würde zu einer höheren Kontaktfläche von schwefelreichem Abraum mit Luftsauerstoff führen.

#### *Maßnahme A 3*

- Versauerungsempfindliches Material soll auf der Abbauseite mit nicht versauerungsfähigem oder nicht versauerungsempfindlichem Material überschoben werden.

Die Abraumgewinnung erfolgt im Tagebau Garzweiler nahezu ausschließlich durch Einsatz der Schaufelradbagger im sogenannten Hochschnitt (vgl. *Anlage 5*). Der Abtragsbereich dieser Geräte im Hochschnitt beträgt im Durchschnitt 40 m. Die dort eingesetzten Geräte der 240 000er Leistungsklasse können dabei aufgrund ihrer geometrischen Abmessungen nur Arbeits- und Seitenböschungen mit einer Neigung von 1:1 bis 1:1,2 herstellen. Flachere Böschungsneigungen können bedingt durch die Auslegerlänge und Fahrwerksbreite nicht geschnitten werden.

Bereits bei den Ausführungen zur Maßnahme A 2 haben wir am Beispiel eines exemplarischen Schnittes aufgezeigt, wie Sohleneinteilung und Schwefelverteilung des Abraums sich im Abbaufeld Garzweiler II ergeben werden (vgl. hierzu *Anlagen 4*). Anhand der Schnitte läßt sich erkennen, daß auf den Sohlen 3 und 4, auf denen weit über 80% des versauerungsempfindlichen Abraums der Kategorie 3 ansteht, kein versauerungsunempfindliches Material verfügbar ist. Ein Überschieben des versauerungsempfindlichen mit nicht versauerungsfähigem Material würde somit lediglich im Bereich der untersten Sohle und in geringmächtigen Abschnitten der 2. Sohle einen Effekt zeigen können.

Der Verwendung von nicht versauerungsfähigem Abraummaterial zur Abdeckung von versauerungsempfindlichem Material steht jedoch die Zielsetzung gegenüber, zumindest Teilmengen der natürlichen Regeneration in nicht versauerungsfähigem Abraum im oberen Bereich der Kippe abzuführen. Dieses erfordert, daß auf der Kippe Abraummaterial mit geringem Schwefelgehalt möglichst als durchgängiges Paket unterhalb der Rekultivierungsschicht verstrützt wird.

Um diese Zielsetzung zu erreichen, ist es erforderlich, möglichst alles Material der Kategorie 1 in diesem Bereich zu verkippen, um kippenseitig diese Schicht, soweit ausreichend Material vorhanden ist, aus schwefelarmem Abraum bis in den Grundwasserhorizont hinein führen zu können. Unter dieser Voraussetzung bleibt für die Überschiebung von versauerungsempfindlichem Abraum lediglich Material der Kategorie 2 (versauerungsfähig aber nicht versauerungsempfindlich) übrig, das jedoch nur lokal in bestimmten Lagerstättenabschnitten ansteht und nur 10% des Gesamtabraums ausmacht.

Der zentrale Aspekt, warum diese Maßnahme nicht durchführbar ist, ist neben den Problemen der Verfügbarkeit an nicht versauerungsfähigem Material sowie der fehlenden Dispositionsspielräume der sicherheitliche Gesichtspunkt. Bei den oben dargelegten betrieblichen Verhältnissen mit 40 m hohen und 1:1 bis 1:1,2 geneigten Böschungen ist

ein sicherer und verantwortbarer Einsatz von Hilfsgeräten zum Abschieben von Abraummaterial nicht mehr gewährleistet, da das sicherheitliche Risiko für Fahrer und Gerät bei den stark geneigten Böschungen und lockerem Material nicht beherrschbar ist. Aufgrund dieser Risiken besteht bereits ein behördliches Verbot zum Betreten von Betriebsböschungen der Abbauseite.

#### *Maßnahme A 4*

- Versauerungsempfindliches Abraummaterial, welches kippenseitig verstrützt wird, soll mit nicht oder weniger versauerungsfähigem Abraum überdeckt werden.

Auch dieser Maßnahme steht die Forderung entgegen, das nicht versauerungsfähige Abraummaterial kippenseitig im oberen Bereich zu verstrützen. Somit würde für die Abdeckung des Materials der Kategorie 3, was rund 50% am Gesamtabraumvolumen ausmacht, lediglich das Material der Kategorie 2, was knapp 10% des Abraumvolumens beinhaltet, zur Verfügung stehen. Dies ist aus betrieblichen und dispositiven Gründen nicht realisierbar, da durch den unter Naßnahme A 1 dargelegten mehrgliedrigen Kippenaufbau die Möglichkeiten zur Durchführung einer betrieblichen Materialdisposition und damit einer weiteren Differenzierung des Kippenaufbaus ausgereizt sind.

Weiterhin ist eine Ansprache des Materials der Kategorie 2 vor Ort durch den Baggerführer nicht ohne weiteres möglich.

#### *Maßnahme A 5*

- Das versauerungsempfindliche Material der Abbau- und Kippenseite soll imprägniert und verdichtet werden, um ein Eindringen des Luftsauerstoffs und damit die Bildung einer Versauerungsfront zu vermeiden.

Um die Pyritoxidation einzugrenzen bzw. zu minimieren, müßten alle Flächen der Abbau- und Kippenseite, in denen versauerungsempfindlicher Abraum ansteht bzw. verkippt wird und kurzfristig nicht wieder abgebaggert bzw. durch anderen Abraum überkippt wird, derart versiegelt werden, daß ein Eindringen des Luftsauerstoffs in den Abraum verhindert werden kann. Nachfolgend soll in einer Flächenbilanz, die auf Grundlage eines schematischen Schnittes (*Anlage 6*) erstellt wurde, die jährlich zu imprägnierende/verdichtende Oberfläche ermittelt werden.

Der jährliche Abbaufortschritt am schwenkenden Ende beträgt rd. 600 m pro Jahr und Sohle. Daraus resultiert eine jährlich pro Sohle freigelegte Fläche von 6000 m Strossenlänge x 300 m durchschnittlichem Abbaufortschritt entsprechend 180 ha zuzüglich 30 ha Böschungsanteil (6000 m x 50 m), in Summe 210 ha, bei fünf Sohlen 1050 ha (6000 m x 50 m). Dabei muß berücksichtigt werden, daß durch den Blockbetrieb der Großgeräte im Verlaufe eines Jahres immer wieder größere Böschungsbereiche freigeschnitten werden, die über mehrere Monate freiliegen können, und somit dem versauerungsempfindlichen Abraum genügend Zeit zur Oxidation lassen. Geht man von durchschnittlich 100 m Rückweite am schwenkenden Ende aus, so werden bei einem Abbaufortschritt von 600 m pro Jahr rd. 6 Rückungen pro Jahr erforderlich. Dabei werden pro Sohle fünf Böschungsflächen freigelegt. Hieraus ergibt sich für alle Sohlen 5 x 5 x 30 ha entsprechend 750 ha pro Jahr. Die auf der Abbauseite jährlich freigelegte Fläche in Höhe von 1800 ha resultiert aus den o. g. 1050 ha plus 750 ha Böschungsfläche. Da davon auszugehen ist, daß die Schaufelradbagger nicht ausschließlich im Vollblock arbeiten, wird der freigelegte Böschungsanteil höher sein. Es ist daher durchaus zulässig, von rd. 2000 ha pro Jahr auszugehen. Abbauseitig beträgt der Anteil des versauerungsempfindlichen Abraums am insgesamt anstehenden Materialvolumen rund 50%. Somit ergibt sich auf der Abbauseite eine zu versiegelnde Gesamtfläche von 2000 ha x 0,5 = 1000 ha pro Jahr.

Die vergleichbare Rechnung für die Kippenseite des Tagebaus (vgl. *Anlage 6*) ergibt pro Jahr 840 ha freiliegende Bermen- und rd. 200 ha Böschungsflächen. Bei durchschnittlich 5 Rückungen je Kippstrosse und Jahr resultieren hieraus rd. 1000 ha Böschungsfläche. Insgesamt ergeben sich somit rd. 2040 ha freiliegende Flächen für die Kippenseite, mit einem entsprechenden Sicherheitszuschlag somit 2300 ha. Dabei ist davon auszugehen, daß die versauerungsempfindlichen Abraummassen ausschließlich auf den unteren 4 Kippstrossen verstrützt werden. Da optisch nicht erkennbar ist, in welchen Bereichen versauerungsempfindliches Material und wo weniger versauerungsempfindliches Material abgelagert ist, müssen die 4 Kippstrossen mit ihrer gesamten Fläche in die Bilanz eingehen. Somit ergibt sich, daß kippenseitig 2300 ha x 0,8 = rund 1800 ha behandelt werden müssen. Faßt man Abbau und Kippenseite zusammen, so ergeben sich rd. 2800 ha Fläche pro Jahr, die imprägniert und verdichtet werden müßten.

Die Versiegelung der Oberfläche könnte durch luftundurchlässige Abdeckung oder Verfestigung der freiliegenden versauerungsempfindlichen Bereiche erfolgen.

Ein Verschließen der oberflächennahen Porenräume durch Verdichtung des Bodens mittels Erdbaugeräten scheidet aus, da die versauerungsempfindlichen Flächen nahezu vollständig aus gleichförmigen, nicht verdichtungsfähigen Sanden bestehen.

Aus dem Deponiebetrieb sind Verfahren zur wasser- und luftundurchlässigen Versiegelung von Flächen wie Abdichtungen aus Kunststofffolien, bituminöse, mineralische oder zementgebundene Abdeckungen bekannt. Allen Verfahren gemeinsam ist ein extrem witterungsabhängiger Baubetrieb, der die verfügbaren Einsatztage auf 150–200 Tage pro Jahr einschränkt. Auch unter günstigen Bedingungen konnten im Tagebau Garzweiler bei der Verlegung von Kunststoffolie bzw. dem Einbau von Tonabdichtungen nur 2000–3000 m<sup>2</sup> pro Tag erreicht werden, so daß eine Versiegelungsleistung von 37,5–50,0 ha pro Jahr und Betriebspunkt in Ansatz gebracht werden kann. Bei diesen Berechnungsgrundlagen muß davon ausgegangen werden, daß es nicht möglich ist, den Abdichtungsvorlauf dem Tagebaufortschritt anzupassen. Zudem sind die Bereitstellung von ausreichenden materiellen, maschinentechnischen und personellen Kapazitäten sowie die hohen finanziellen Aufwendungen für die Abdeckung einer Fläche von 2800 ha pro Jahr nicht realisierbar. Darüber hinaus ist anzumerken, daß diese Maßnahmen ohnehin nur in ebenen Tagebauabschnitten, somit nicht in Böschungen, die einen Großteil der offenen Betriebsfläche ausmachen, realisierbar sind.

Im Zusammenhang mit Immissionsschutzmaßnahmen wurden eine Vielzahl von Versuchen innerhalb der Tagebaue durchgeführt, eine Oberflächenversiegelung entweder durch eine Verfestigung der obersten Bodenschicht oder durch den Überzug der Oberfläche mit einer schützenden, elastischen Haut zu ermöglichen. In diesem Zusammenhang wurden Versuche, u. a. auch mit Zement, Kalk, Wasserglas u. a. Substanzen, durchgeführt. Trotz intensiver Bemühungen und der Untersuchung einer Vielzahl auf dem Markt angebotener oder denkbarer Produkte, konnten keine für den Einsatzzweck sinnvollen Produkte gefunden werden.

Die Untersuchungen kamen zu dem Schlußergebnis, daß weder anorganische Produkte, wie beispielsweise Wasserglas oder Zement, noch organische Produkte, für eine Versiegelung in Frage kommen. Die Versuche mit Wasserglas haben zu dem Ergebnis geführt, daß bei Niederschlägen die aufgetragenen Mittel nahezu vollständig ausgewaschen werden und nachher keine Wirkung mehr festzustellen war. Darüber hinaus würde auch hierbei eine Versiegelung der Böschungsfächen nicht realisierbar sein.

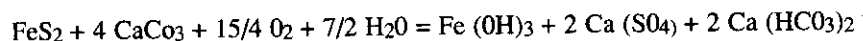
Abschließend bleibt festzuhalten, daß eine großflächige Imprägnierung bzw. Verdichtung versauerungsempfindlicher Abbau- und Kippenflächen aus verfahrenstechnischen Gründen und Kosten nicht realisierbar ist.

#### *Maßnahme A 6*

– Durch Zugabe von Kalk soll oberflächennah die Pufferkapazität des Abraummateriells erhöht und somit der pH-Wert möglichst hoch gehalten werden.

Durch Zugabe von pufferfähigen Substanzen, wie beispielsweise Calcit (CaCO<sub>3</sub>), kann der pH-Wert im Abraum über sieben gehalten werden. Dann ist davon auszugehen, daß es nicht zu einer Pyritoxidation kommt, da der Stoffwechsel der hierfür verantwortlichen Bakterien (Thiobazillus-Ferroxidans) lediglich in einem niedrigen pH-Wertbereich zwischen 0,5 und 6 arbeitet. Voraussetzung ist jedoch, daß die Puffersubstanzen gleichmäßig auf den Abraum verteilt sind und zu einem homogenen System beitragen können.

Untersuchungen, u. a. von Prof. Schulz, Universität Bremen, haben gezeigt, daß Calcit als Puffermaterial günstige Eigenschaften aufweist. Die Pufferreaktion erfolgt dann nach folgender Gleichung:



Die Pufferung mit Calcit führt zur Ausfällung des Eisens sowie der anderen Schwermetalle. Das gebildete Sulfat liegt als Calciumsulfat (CaSO<sub>4</sub> x 2 H<sub>2</sub>O) vor.

Bei einem mittleren Gesamtschwefelgehalt des Abraums des Tagebaus Garzweiler von 0,2% ergibt sich – wie eingangs bereits erwähnt – ein Pyritgehalt je m<sup>3</sup> Abraum von 6,4 kg. Um dieses Potential abzupuffern, sind nach unseren Ermittlungen 21,33 kg Calcit erforderlich. Da dies die theoretisch erforderliche Minimalmenge zur Abpufferung darstellt, muß für eine homogene Verteilung mindestens 25 kg Calcit je m<sup>3</sup> Abraum zugegeben werden.

Eine einfache Vergleichsrechnung soll verdeutlichen, wieviel Calcit bereitgestellt und gleichmäßig verteilt werden müßte, um den gesamten, im Tagebau Garzweiler II anstehenden versauerungsempfindlichen Abraum abzupuffern. Bei einem Abrauminhalt von rd. 9500 Mio m<sup>3</sup>, wovon rd. 50% versauerungsempfindlicher Abraum sind, müßten 9500 Mio m<sup>3</sup> x 0,5 x 25 kg entsprechend rund 120 Mio t Calcit eingesetzt werden. Aufgrund des hohen Calcit-Bedarfs, der damit verbundenen Bereitstellungs- und Verteilungsprobleme sowie der entstehenden Kosten scheidet diese Variante aus.

Eine andere Alternative stellt das Verbringen des Kalks ausschließlich auf den freigelegten versauerungsempfindlichen Abbau- und Kippenflächen dar. Wird hier der gleiche Flächenansatz wie auf den Seiten 76/77 beschrieben zugrundegelegt, so kann folgender vereinfachter Rechenansatz durchgeführt werden: Nach Untersuchungen von Prof.

Obermann dringt innerhalb von max. 3 Monaten die Oxidationsfront bis mindestens 2 bis 3 m tief in den Abraum ein. Dies würde erfordern, daß auf den Abbau- und Kippenflächen, auf denen versauerungsempfindlicher Abraum an der Oberfläche freiliegt, je qm rd. 25 kg  $\times$  3 = 75 kg Calcit ausgebracht und homogen bis in 2–3 m Tiefe eingearbeitet werden müssen. Auch hier verdeutlicht erneut die einfache Massenbilanz neben anderen betrieblichen und emissions-technischen Fragen die Schwierigkeit der Durchführung einer solchen Maßnahme. Bei 2800 ha Abbau- und Kippenfläche, die pro Jahr freiliegen, müßten rd. 2,1 Mio t Calcit pro Jahr verteilt werden. Um die erforderliche Wirkung dieser Maßnahme zu erzielen, ist eine homogene Verteilung des Kalkes bis in 3 m Tiefe zu gewährleisten. Dies ist schon auf den ebenen und zugänglichen Sohlenflächen mit vertretbarem Aufwand nicht realisierbar, auf den unzugänglichen Sohlenabschnitten sowie den stark geneigten Böschungsflächen der Abbau- und Kippenseite scheidet eine solche Maßnahme von vornherein aus.

Andere Untersuchungen haben gezeigt, daß auch die Zumischung von Asche (TAV-Asche) eine Pufferung des Abraumes ermöglichen können. Bei den jedoch in großem Umfang notwendigen Mengen, können die im Rheinischen Braunkohlenrevier anfallenden Aschen nur in begrenztem Umfang hierzu beitragen, so daß eine weitere Betrachtung in diesem Zusammenhang nicht erforderlich erscheint.

Die hier nur grob dargestellten Zusammenhänge und einfachen Überschlagsrechnungen lassen erkennen, daß aufgrund der großen Umschlagmengen an Materialien die chemischen Verfahren keine sinnvollen Möglichkeiten zur Lösung des Kippenwasserproblems darstellen.

#### **4 Vermeidung des Stoffaustrages aus der Abraumkippe (Prof. Kinzelbach)**

##### **4.1 Vorbemerkung**

In seinem Gutachten „Möglichkeiten und Grenzen von hydraulischen Maßnahmen zur Vermeidung des Stoffaustrages aus der Abraumkippe des Tagebauvorhabens Garzweiler II“ hat Prof. Kinzelbach untersucht, inwieweit hydraulische Maßnahmen in der Lage sind, die Restsee- bzw. Grundwasserbeschaffenheit im an die Kippe angrenzenden Nordraum günstig zu beeinflussen.

Er kommt in seiner Untersuchung zu dem Schluß, daß mit einem Paket von Maßnahmen der Kippenabstrom in den Nordraum verhindert werden kann sowie problematische Wasseraustritte im Uferbereich des Restsees oberhalb des Seewasserspiegels vermieden werden sollten. Mit einer genügend großen Rheinwasserzufuhr kann im Mittel eine gute Seewasserqualität während der Auffüllphase und der Zeit mit tiefen Grundwasserständen in der Erft-Scholle erreicht werden. Insofern reduziert sich das Kippenwasserproblem auf den Restsee im Endzustand. Hierauf wird im einzelnen im Kapitel 5 eingegangen.

##### **4.2 Vorgeschlagene Maßnahmen und deren Realisierbarkeit**

Der Gutachter Prof. Kinzelbach schlägt folgende Maßnahmen vor:

1. Füllung mit 60 Mio.  $m^3/a$  Rheinwasser oder mehr.
2. Anschließend Zugabe von 38 Mio.  $m^3/a$  ( $1,2 m^3/s$ ) Rheinwasser, solange die Grundwasserstände der Erft-Scholle tief liegen (Ersatz des Abstroms und Verdünnung des Zustroms).
3. Anschließend noch zu ermittelnde Zugabe von Rheinwasser im Endzustand mit hohen Grundwasserständen in der Erft-Scholle (Verdünnung des Zustroms).
4. Gestaltung der Kippe mit einer säurefreien und durchlässigeren oberen Schicht im Bereich des Grundwasserspiegels (Verringerung und Verdünnung des Säureeintrags).
5. Entnahmebrunnen in der Kippe, die einen Abstrom nach Norden verhindern. Das Wasser kann nach Aufbereitung (Neutralisierung) möglicherweise in den See zurückgegeben werden. Die Größenordnung der Entnahme liegt bei  $0,25 m^3/s$ .
6. Technische Maßnahmen zur Beeinflussung der Strömungsvorgänge im Böschungsbereich (z. B. Ableitung von saurem Wasser in die Tiefe durch Drainagen).

Die Realisierung dieser Maßnahmen ist nach Meinung des Gutachters mit heutigen technischen Möglichkeiten durchführbar. Hierzu wird im einzelnen Stellung genommen.

### *Rheinwasserbeschaffung*

In den „Szenario-Studien Wasserbeschaffung“ ist ausgeführt worden, daß neben den erforderlichen Versickerungswassermengen zusätzliche Rheinwassermengen zur Restlochfüllung bereitgestellt werden können. Gegebenenfalls kann bei extremer Niedrigwasserführung des Rheins auch vorübergehend auf die Restlochfüllung verzichtet werden. Bei Mittelwasserführung im Rhein können dann zusätzliche Wassermengen in das Restloch übergepumpt werden, so daß im Jahresmittel die Einfüllmenge von 60 Mio. m<sup>3</sup>/a erreicht wird. Eine entsprechend groß dimensionierte Transportleitung ist vorzusehen. Gegebenenfalls können auch mehr als 60 Mio. m<sup>3</sup>/a dem Restloch an Rheinwasser zugeführt werden.

### *Gestaltung der Kippe*

Im Kapitel 3 unter „Maßnahme A1“ wird dargelegt, daß nach Möglichkeit das schwefelarme, nicht versauerungsfähige Abraummateriale in der Kippe nach oben gebracht werden soll. Dieses Braummateriale muß von der Dränageschicht unterhalb der Lößlehmauflage bis in den Bereich des künftigen Endgrundwasserspiegels reichen, um wirksam zu werden. Die schwefelarme Braumschicht soll soweit wie möglich angelegt werden. Hierdurch kann der Säureeintrag in den Restsee bzw. in die Entnahmebrunnen verringert und verdünnt werden.

### *Abfangbrunnen*

Mit Brunnen kann der Ausstrom von Kippenwasser aus der Kippe in den Nordraum vollständig abgefangen werden. Wenn ca. 250 l/s (ca. 8 Mio. m<sup>3</sup>/a) mit Brunnen abzupumpen wären, müßten z. B. rd. 12 Brunnen installiert werden. Die Brunnenstandorte können je nach den späteren örtlichen Gegebenheiten flexibel angeordnet werden.

Das abgepumpte Wasser wäre zu behandeln und könnte danach entweder in die Niers oder den Restsee abgeleitet werden. Die Behandlung von saurem Kippenwasser ist schon heute technisch realisierbar.

### *Maßnahmen im Uferbereich*

Durch die hydraulischen Gegebenheiten wird während und nach Seefüllung das in der Kippe angestiegene Kippengrundwasser teilweise in den See eintreten. Ohne besondere Vorkehrungen kann dieses Wasser z. T. im Böschungsbereich oberhalb oder direkt unter der Wasserlinie austreten und intensiv mit Luftsauerstoff reagieren, was durch die Eisenausfällung unerwünschte Effekte auslöst. Um dieses zu verhindern, kann in den Bereichen, wo mit den o. g. Erscheinungen gerechnet wird, eine Dichtung unter der Oberfläche der Böschung eingebaut werden. Die Dichtung wäre von unterhalb der Seeoberfläche bis über den höchsten Grundwasserstand hochzuziehen. Das anströmende Kippengrundwasser würde damit nach unten umgelenkt werden und unterhalb des Seespiegelniveaus austreten. Um diese Wirkung zu verstärken, kann unterhalb der Dichtung eine Drainage aus durchlässigem Kies angelegt werden. Auch wenn ein detaillierter Böschungsaufbau noch berechnet werden muß, so steht doch schon heute fest, daß dieser in jedem Fall realisiert werden kann. Aus dem Bereich des Wasserbaues gibt es entsprechende Beispiele für einen solchen Böschungsaufbau.

Mit den vorstehenden Ausführungen wurde aufgezeigt, daß mit den heutigen technischen Möglichkeiten sich die von Prof. Kinzelbach vorgeschlagenen Maßnahmen tatsächlich realisieren lassen. Um allerdings den erforderlichen Aufwand zu begrenzen, ist es sinnvoll, zu gegebener Zeit die einzelnen vorgesehenen Maßnahmen zu optimieren.

## **5 Stabilisierung der Wasserqualität im Restsee (Dr. Hamm)**

In einer limnologischen Untersuchung wurde von Dr. Hamm ermittelt, wie sich der Restsee in den verschiedenen Füllphasen und im Endzustand verhält. Insgesamt kommt der Gutachter zu dem Ergebnis, daß der See sowohl in der Füllphase als auch nach Grundwasserwiederanstieg sich in einem guten Zustand darstellen wird. Das in den See gelangende hoch mineralisierte Kippenwasser wird aufgrund seines höheren Gewichtes in einer randlichen Vermischungszone entlang der Böschungen zum Seeboden absinken und es entsteht dort eine stabile Schicht, die nicht an den Zirkulationen im darüberliegenden See teilnimmt. Der darüberliegende eigentliche See wird eine gute Wasserqualität mit einem vielfältigen aquatischen Ökosystem aufweisen. Er wird auch gut als Bade- und Freizeitsee zu nutzen sein.

Zur Stabilisierung dieser an sich guten Wasserverhältnisse spricht Dr. Hamm drei Maßnahmen an, die z. T. auch schon von Prof. Kinzelbach aufgezeigt wurden.

### **1. Beeinflussung der Strömungsvorgänge im Böschungsbereich**

Um zu verhindern, daß Kippenwasser oberflächennah in den See eintritt und dort durch das Vorhandensein von Sauerstoff Eisen ausfällt, soll durch Abdichtung und Drainage das Kippenwasser in tieferer Schicht zum See geleitet werden.



Dies wurde bereits im Kapitel 4.2 unter Punkt 6 diskutiert und ist grundsätzlich durchführbar. Darüber hinaus würde es überall dort, wo ein oberer schwefelarmer Grundwasserleiter eingebaut wird (s. Kapitel 3.3 zu Maßnahme A1), gar nicht zu solchen Erscheinungen kommen können, da der obere Teil des aus der Kippe zuströmenden Grundwassers dann nicht mineralisiert ist.

## 2. Weitere Einleitung von Rheinwasser nach Erreichen des Endzustandes

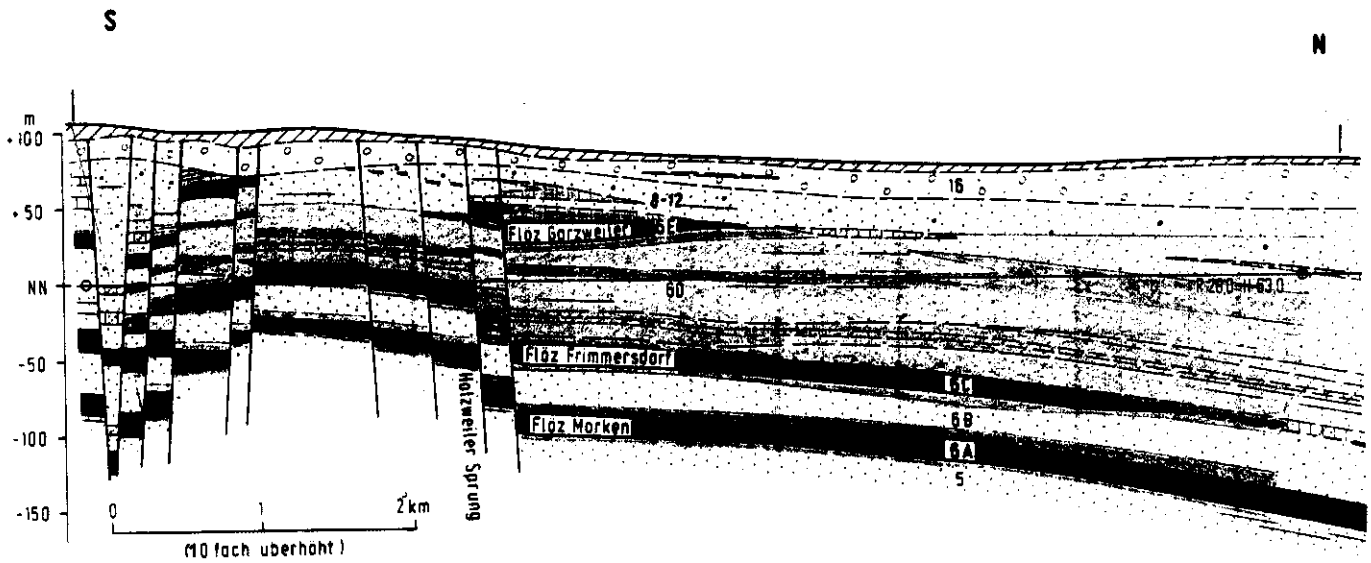
Um auch im Endzustand, in dem dem See weiterhin mineralisiertes Kippenwasser zutritt, die gute Qualität des oberen Seekörpers zusätzlich zu stabilisieren, schlägt der Gutachter vor, jährlich 8 Mio. m<sup>3</sup> Rheinwasser einzuleiten.

U. E. ist noch näher zu untersuchen, ob dies wirklich erforderlich ist. Wenn sich die Notwendigkeit bestätigt, ist eine solche Nachbefüllung, wie im Kapitel 4.2 ausgeführt, technisch möglich. Sie kann in jedem Fall entfallen, wenn die mineralisierten Kippenwässer endgültig ausgetragen sind.

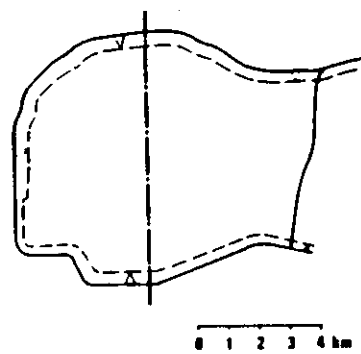
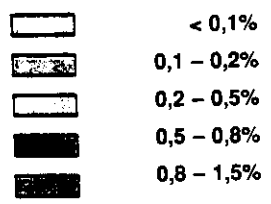
## 3. Einleitung des Rheinwassers in das Hypolimnion

Dr. Hamm schlägt vor, die Rheinwassereinleitung in 20–40 m Tiefe in das Hypolimnion durchzuführen. Hierdurch würden zum einen die enthaltenen Nährstoffe nicht direkt in die biologisch aktive oberste Schicht gelangen und zum anderen würde Ausfällung und Absinken dieser Stoffe gefördert. Eine solche Tiefeneinleitung – gegebenenfalls und wahlweise – ist technisch sicher möglich.

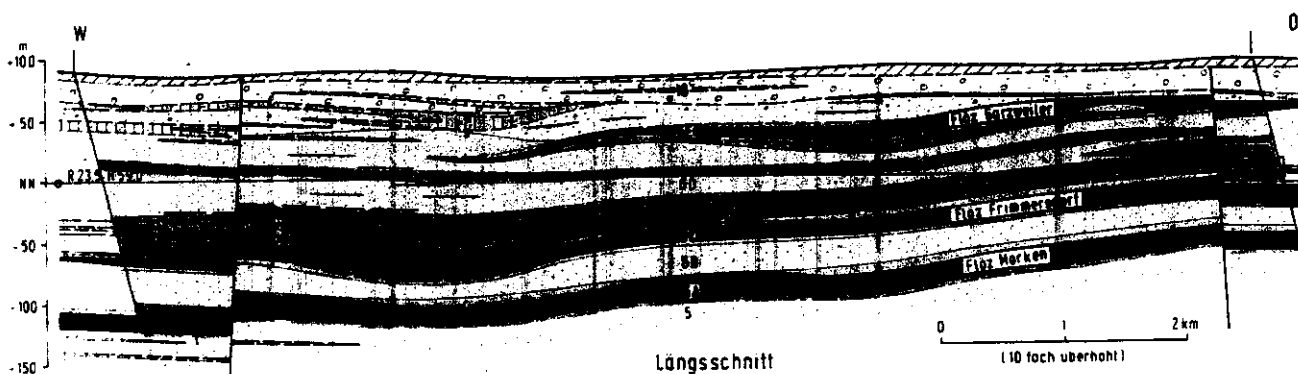
# Schwefelverteilung im Abraum des Tagebaues Garzweiler II Nord-Süd-Schnitt



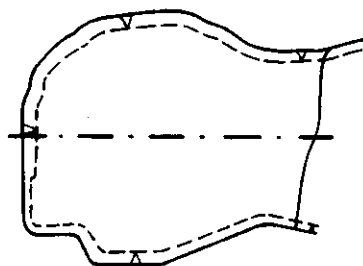
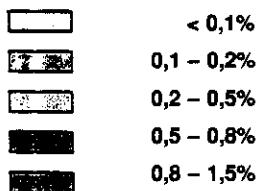
Verteilung des Schwefels  
im Abraum



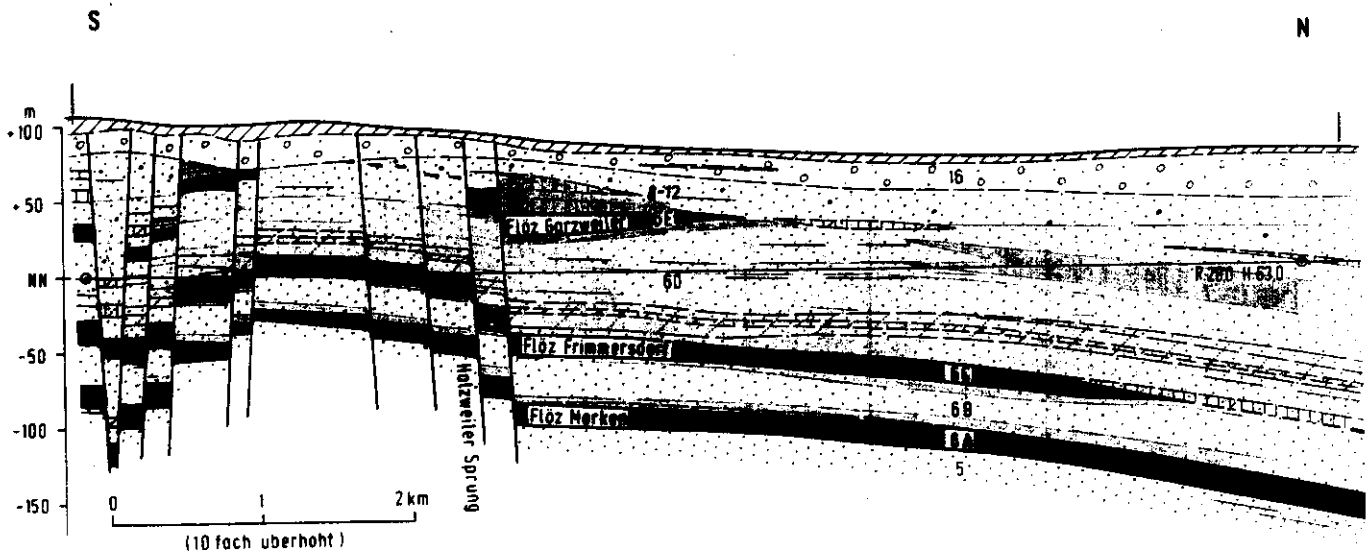
## Schwefelverteilung im Abraum des Tagebaues Garzweiler II Ost-West-Schnitt



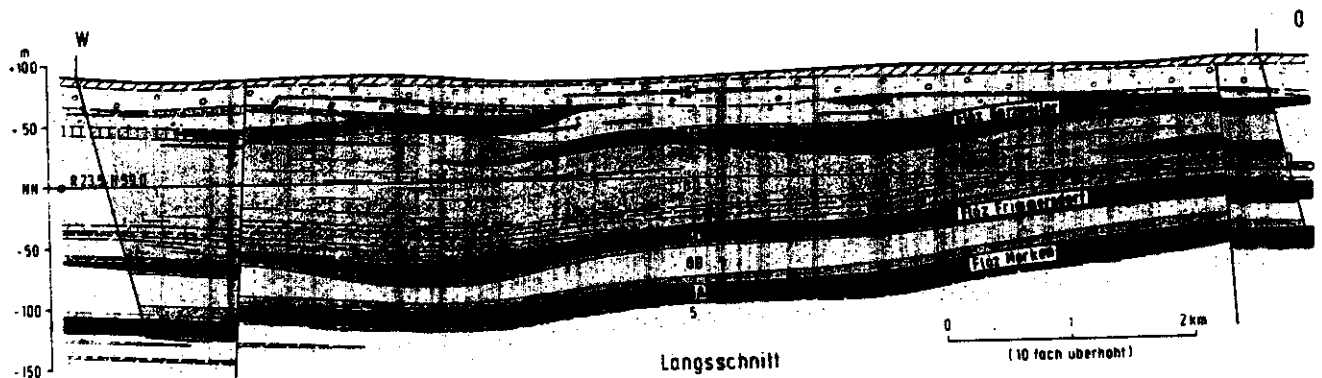
Verteilung des Schwefels  
im Abraum



## Versauerungsklassen des Abraumes im Tagebau Garzweiler II Nord-Süd-Schnitt



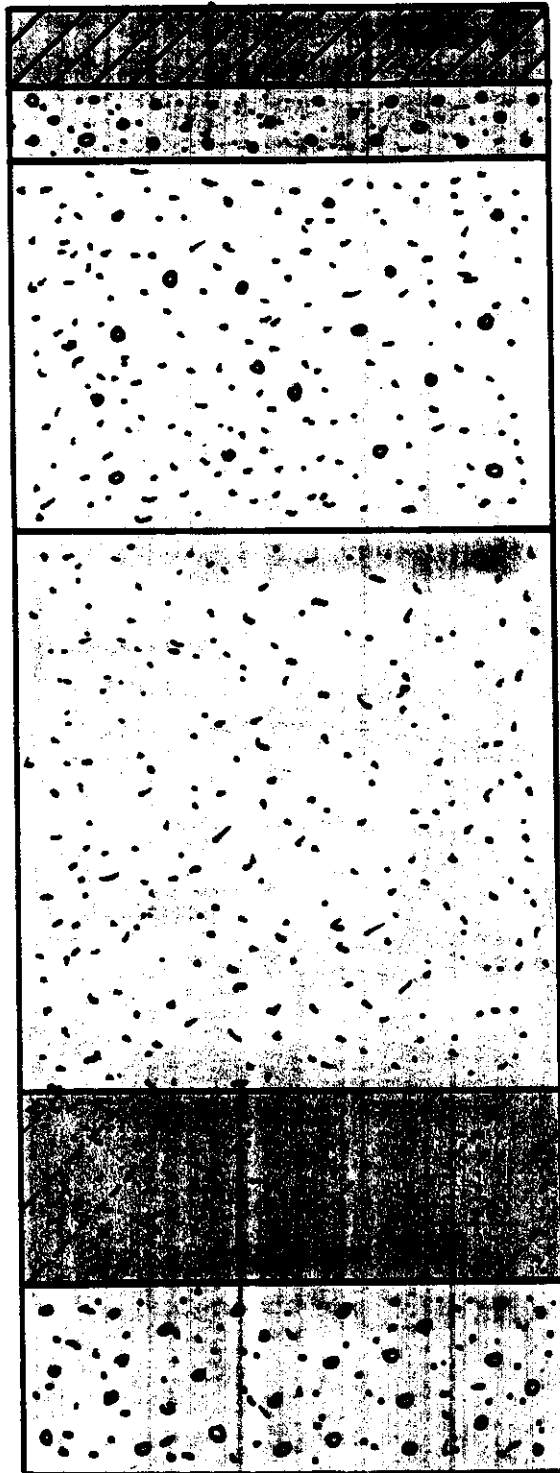
## Versauerungsklassen des Abraumes im Tagebau Garzweiler II Ost-West-Schnitt



**Versauerungsklassen**

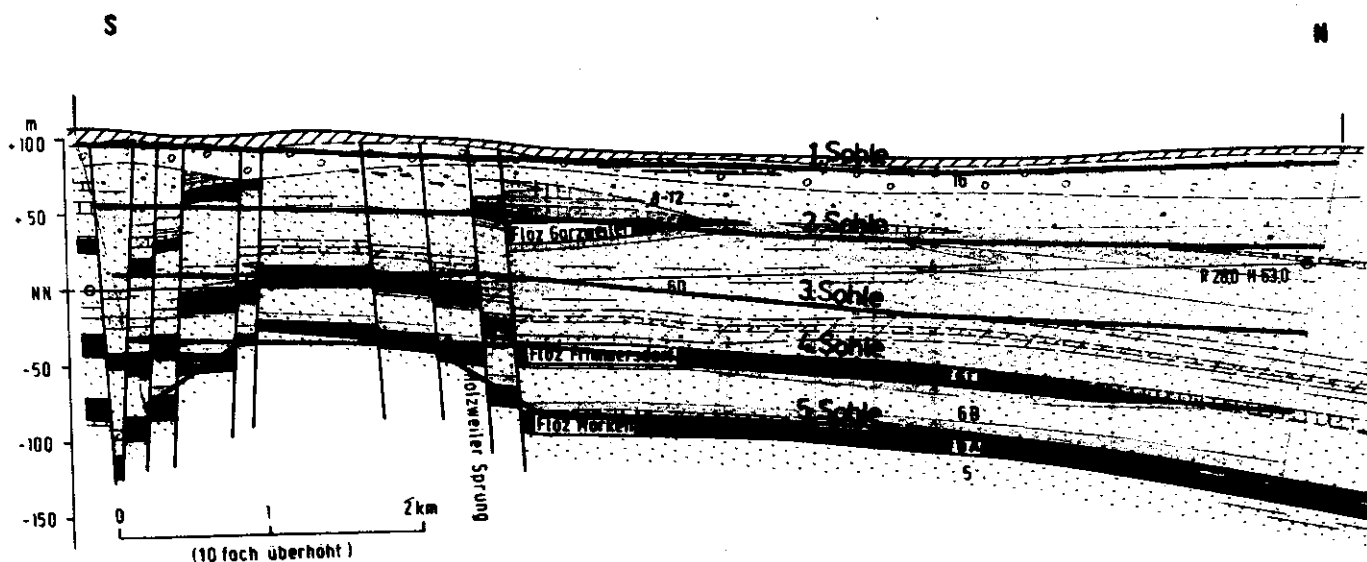
- |  |   |
|--|---|
|  | I nicht versauerungsfähig                               |
|  | II versauerungsfähig aber nicht versauerungsempfindlich |
|  | III versauerungsempfindlich                             |

## Schematischer Aufbau der Abraumkippe

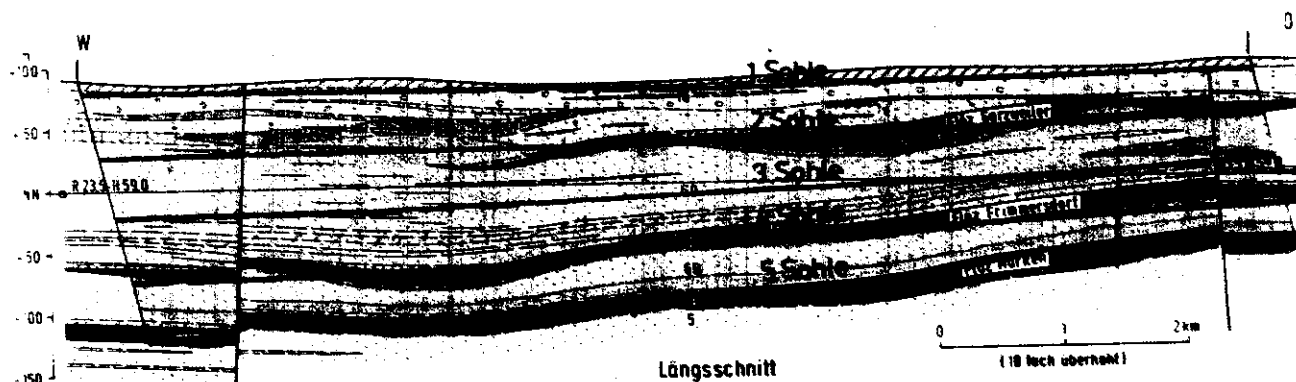


- Löss
- Drainageschicht
- nicht versauerungsfähiger  
Abraum  
(soweit verfügbar)
- versauerungsempfindlicher  
Abraum
- Extrem schwefelreicher  
Abraum
- Drainageschicht  
(soweit aus Standsicherheits-  
gründen erforderlich)

## Versauerungsklassen und Sohleneinteilung im Tagebau Garzweiler II Nord-Süd-Schnitt

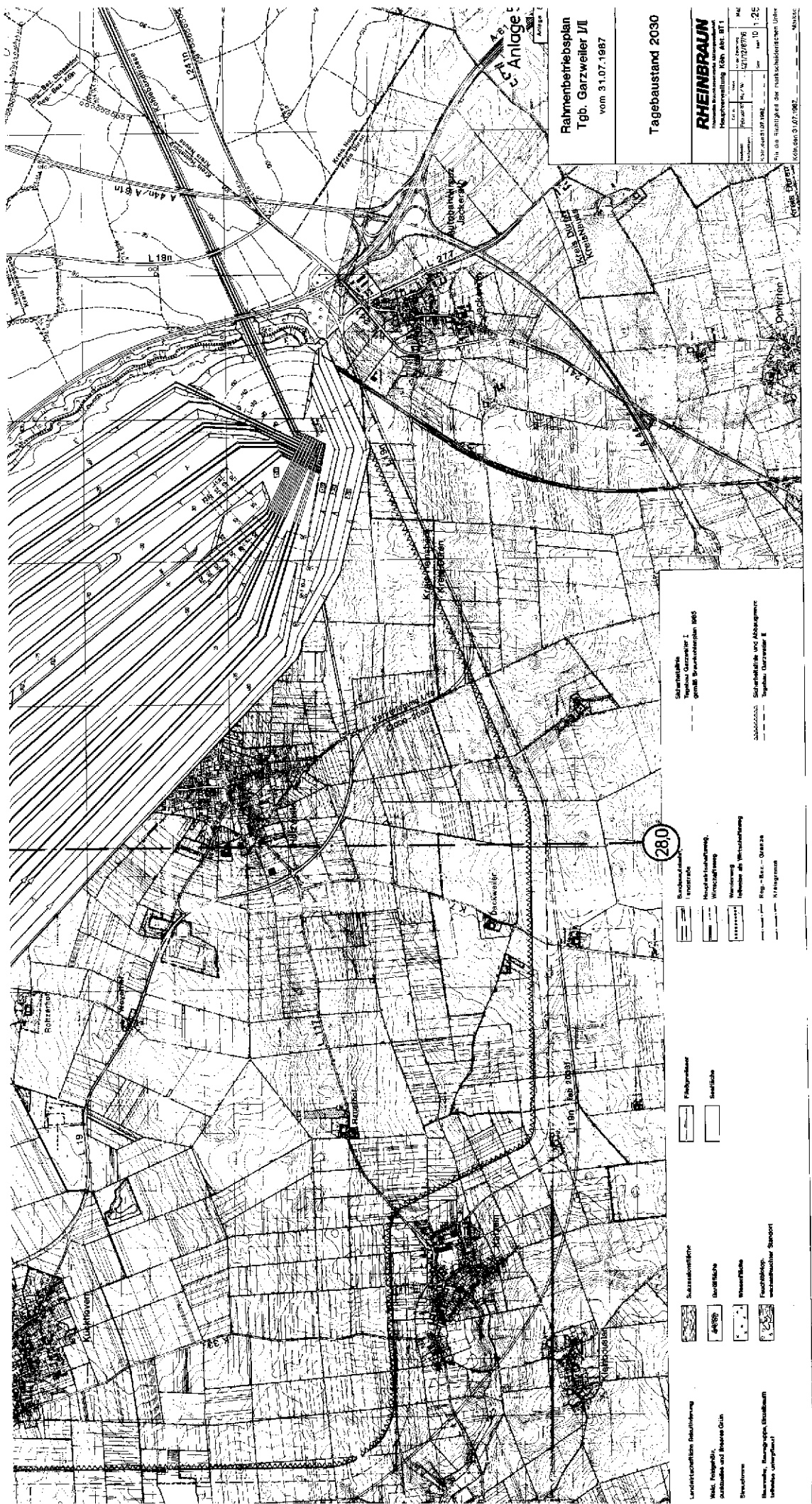


## Versauerungsklassen und Sohleneinteilung im Tagebau Garzweiler II Ost-West-Schnitt



**Versauerungsklassen**

- I nicht versauerungsfähig
- II versauerungsfähig aber nicht versauerungsempfindlich
- III versauerungsempfindlich



Rahmenbetriebsplan  
Tgb. Garzweiler II/  
vom 31.07.1987

Tagebaustand 2030

**RHEINBRAUN**

Rechtsvereinbarung Köln, Akt. RT 1

Nr. 21/1216/79

Blatt 10 - 25

Köln den 31.07.1987

Für die Nutzung der rechtsbehaltene Unter

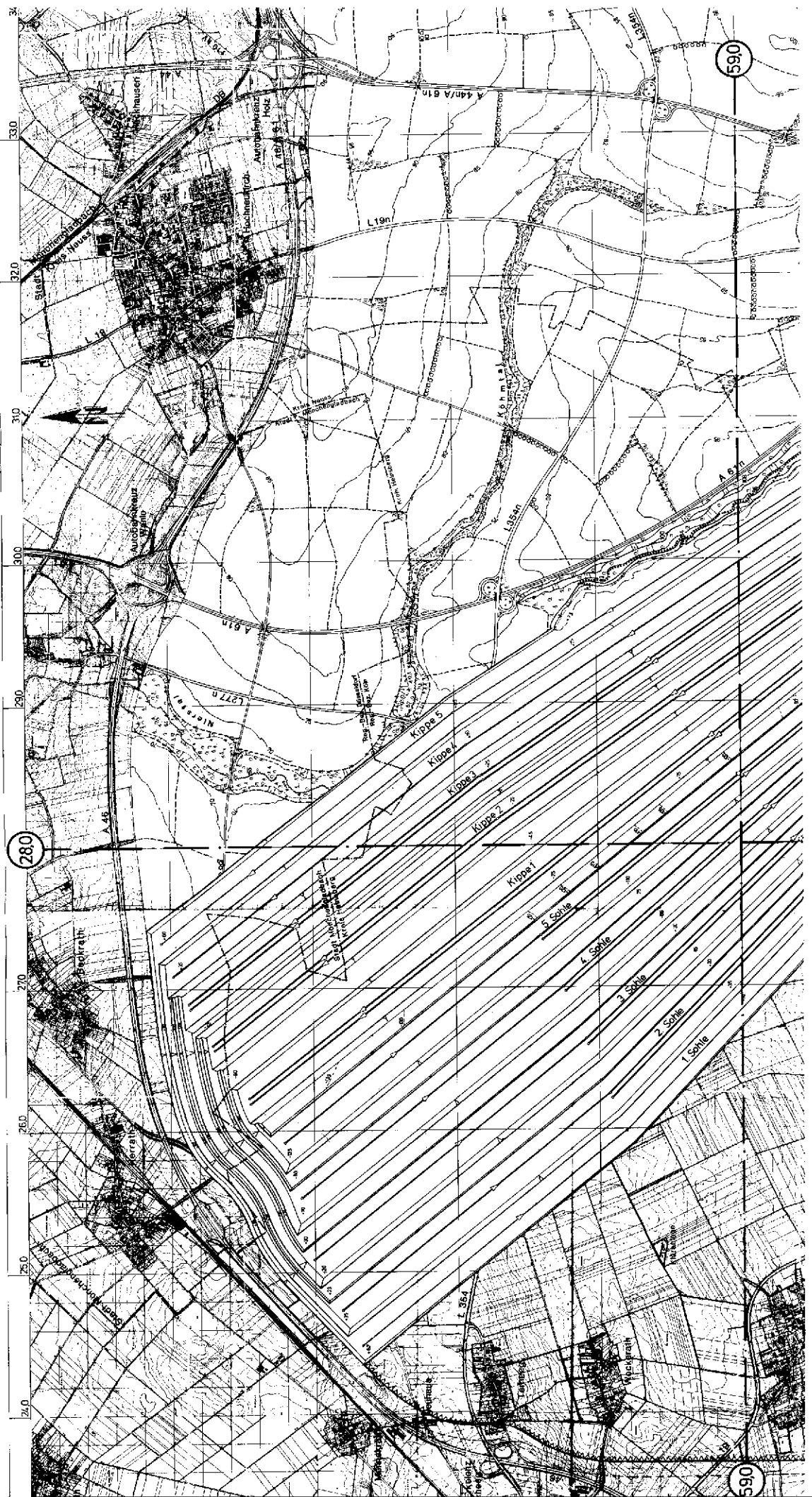
	Schutzhülle Topbau Garzweiler I gemäß Spezialantrag 1985
	Staatsgrenze
	Regel- und Landesgrenze, Wirtschaftsgrenze
	Wassergrenze
	Informelle als Wirtschaftsgrenze
	Schutzhülle und Abbaugrenze Topbau Garzweiler II

	Flughafen
	Seefläche

	Sanitätszone
	Waldfläche
	Wasserscheide
	Fischzucht- wasserbauliche Standort

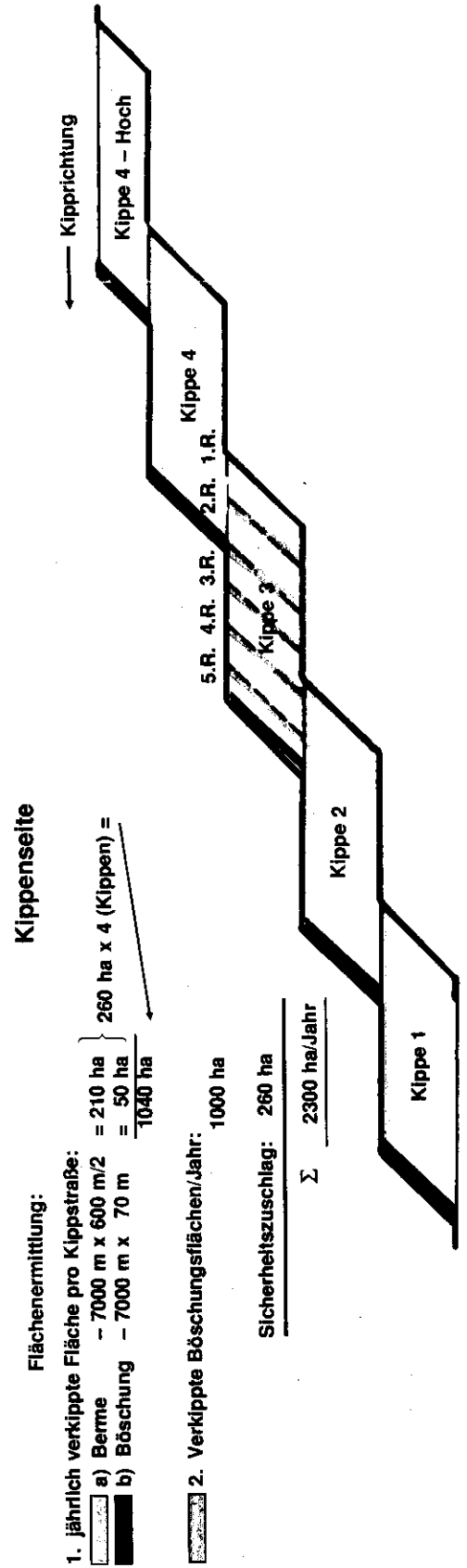
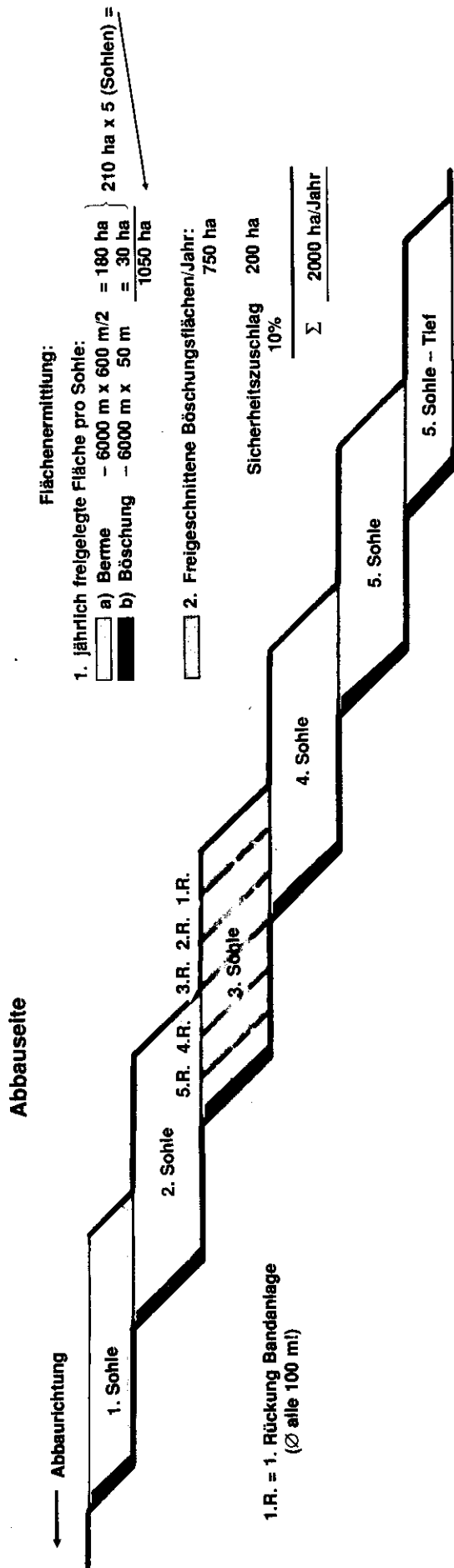
	Landwirtschaftliche Bebauung
	Wald, Bepflanzung, Aussäule und Resten Grün
	Brennstoffe
	Neuwerk, Baugruppen, Eisenbahn bedeutsamer Standort

280





## Tgb. Garzweiler II: Schematische Flächenermittlung



# Stellungnahme des Landesoberbergamtes Nordrhein-Westfalen zu standsicherheitlichen Fragen,

die im Gutachten Prof. Obermann und in der Stellungnahme der Rheinbraun AG vom August 1991 angesprochen werden.

Im Hinblick auf die Gewährleistung einer ausreichenden Standsicherheit der Innenkippen in den Braunkohlentagebauen hat die Bergbehörde bei der Zulassung entsprechender Betriebspläne in Nebenbestimmungen festgelegt, daß das freigelegte Liegende mit einer mindestens 10 m mächtigen Schicht aus gut wasserdurchlässigem Material (z. B. Kies, Grobsand) abzudecken ist. Dadurch wird an geeigneter Stelle eine gute Entwässerbarkeit der jeweiligen Innenkippe erzielt und der bodenmechanisch ungünstig wirkende Strömungsdruck weitgehend vermindert. Unter diesen Voraussetzungen ist in der Vergangenheit das „Auslaufen der Kippen“ bzw. der Eintritt von Rutschungen weitgehend vermieden worden.

Der Grundsatz der guten Entwässerbarkeit sollte aus sicherheitlichen Gründen auch zukünftig beibehalten werden. Es erscheint jedoch grundsätzlich möglich, daß versauerungsempfindliches Material in die unteren Bereiche des Kippenkörpers verstrützt wird. Allerdings ist im Einzelfall im Rahmen von Sonderbetriebsplänen zu prüfen, ob die Standfestigkeit der Innenkippe aufgrund von Standsicherheitsuntersuchungen bzw. -bewertungen als gesichert gilt.