

Untersuchungen zur Wasserbilanz und Wechselbeziehung zwischen dem Schwarzl Baggersee und dem umliegenden Grundwasserfeld

Investigation of Water Balance and Exchange between Schwarzl Dredging Lake and the Surrounding Groundwater Field

B. YEHDEGHO, J. FANK & H. ZOJER¹⁾

Inhalt

	Seite
1. Einleitung.....	6
1.1. Problemstellung und Untersuchungsziele.....	7
1.2. Voruntersuchungen.....	8
1.3. Untersuchungsmethodik.....	9
2. Hydrogeologische Verhältnisse.....	10
2.1. Grundwasserleiter.....	10
2.2. Auswertung der Grundwasserspiegelmessungen von 1991.....	11
2.3. Auswertung der langjährigen Grundwasserstandsdaten.....	14
2.3.1. Grundwasserstandsentwicklung 1984–1992.....	15
2.3.2. Mittlere Grundwasserjahresganglinie.....	16
2.3.3. Kennwerte der mittleren Grundwasserganglinie.....	20
3. Klimatische Wasserbilanz.....	23
3.1. Grundlagen.....	23
3.2. Auswertung der meteorologischen Daten.....	24
3.3. Berechnung der Verdunstung sowie der See- und Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag.....	27
3.3.1. Verdunstung.....	27
3.3.2. Neubildung.....	27
4. Erstellung der Wasserbilanz des Schwarzl Sees mit Hilfe der Umweltisotope Deuterium und Sauerstoff-18.....	32
4.1. Wasserprobenahme und Analytik.....	32
4.2. Homogenität und Isotopengleichgewicht.....	33
4.3. Berechnung der Zu- und Abflußmenge sowie der Verweildauer.....	35
4.3.1. Theoretische Grundlagen.....	35
4.3.2. Eingabedaten.....	37
4.3.2.1. Meteorologische Daten.....	37

¹⁾ Mag. Dr. B. YEHDEGHO, Dr. J. FANK & Univ.-Prof. Dr. H. ZOJER, Institut für Hydrogeologie und Geothermie, Joanneum Research Forschungsgesellschaft mbH, Elisabethstraße 16/II, A-8010 Graz.

4.3.2.2. Isotopendaten	38
4.3.3. Interpretation der Meßwerte	38
4.4. Wechselbeziehung zwischen dem Baggersee und dem umliegenden Grundwasserfeld.....	40
4.4.1. Verhältnis zwischen Deuterium und Sauerstoff-18	40
4.4.2. Jahreszeitliche Variation der stabilen Isotope und der Geländeparameter	41
4.4.3. Mischverhältnisse des Seewassers in den unterstromigen Grundwasserpegeln.....	44
4.4.4. Abgrenzung des wirksamen Einzugsgebietes und der Mischungszone der Baggerseen.....	44
Zusammenfassung und Schlußfolgerungen.....	48
Literatur.....	49
Summary	52
Dank	53

1. Einleitung

In Österreich existieren zahlreiche Baggerseen, die durch Schotter- und Sandgewinnung für Bautätigkeiten in den letzten Jahrzehnten entstanden sind. Da gerade die Bereiche der Schottervorkommen, wo die Baggerseen angelegt sind, auch für die Wasserwirtschaft von Bedeutung sind, weil besonders dort die größten Grundwasservorkommen liegen, ist es notwendig, die hydrologische Stellung und die limnologische Beschaffenheit der Baggerseen und deren Auswirkungen auf das umgebende Grundwasser möglichst genau zu erfassen. Daher wurde im Herbst 1990 ein österreichweites multidisziplinäres Forschungsvorhaben von den Ministerien für Land und Forstwirtschaft sowie Umwelt, Jugend und Familie eingeleitet, um die limnologische Entwicklung, die Veränderung der biochemischen Beschaffenheit und die Ursachen der Eutrophierung an drei ausgewählten Baggerseen (je einem Baggersee in Niederösterreich, der Steiermark und in Kärnten) zu untersuchen, und nicht zuletzt, um die Auswirkungen der offenen Wasserflächen auf das Grundwasser im Unterstrom und deren Reichweite zu erfassen.

Im Rahmen der oben genannten Gesamtstudie wurden im Bereich des Schwarzl Sees in der Steiermark hydrologische und isotopenhydrologische Untersuchungen durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet liegt ca. 13 km südsüdwestlich von Graz zwischen dem Flughafen Graz-Thalerhof und der Pyhrnautobahn A9 (Fig. 1.1). Als Folge der intensiven Ausbaggerungen für die Kies- und Sandgewinnung sind in diesem Gebiet viele Baggerseen entstanden. Einer davon ist der Schwarzl See. Die beiden Teilbereiche des Schwarzl Sees (Sportlersee und FKK See), die durch einen schmalen Kieskörper voneinander getrennt waren, wurden am 19. 3. 1991 durch einen Durchstich miteinander verbunden. Die Fläche des gesamten Baggersees beträgt nunmehr ca. 45 ha, die mittlere Tiefe ca. 6 m und die tiefste Stelle 9–10 m. Die Ausbaggerung wurde Anfang der siebziger Jahre begonnen und kontinuierlich erweitert. Seit einigen Jahren ist dieser See zentraler Bestandteil eines Freizeit- und Erholungszentrums.

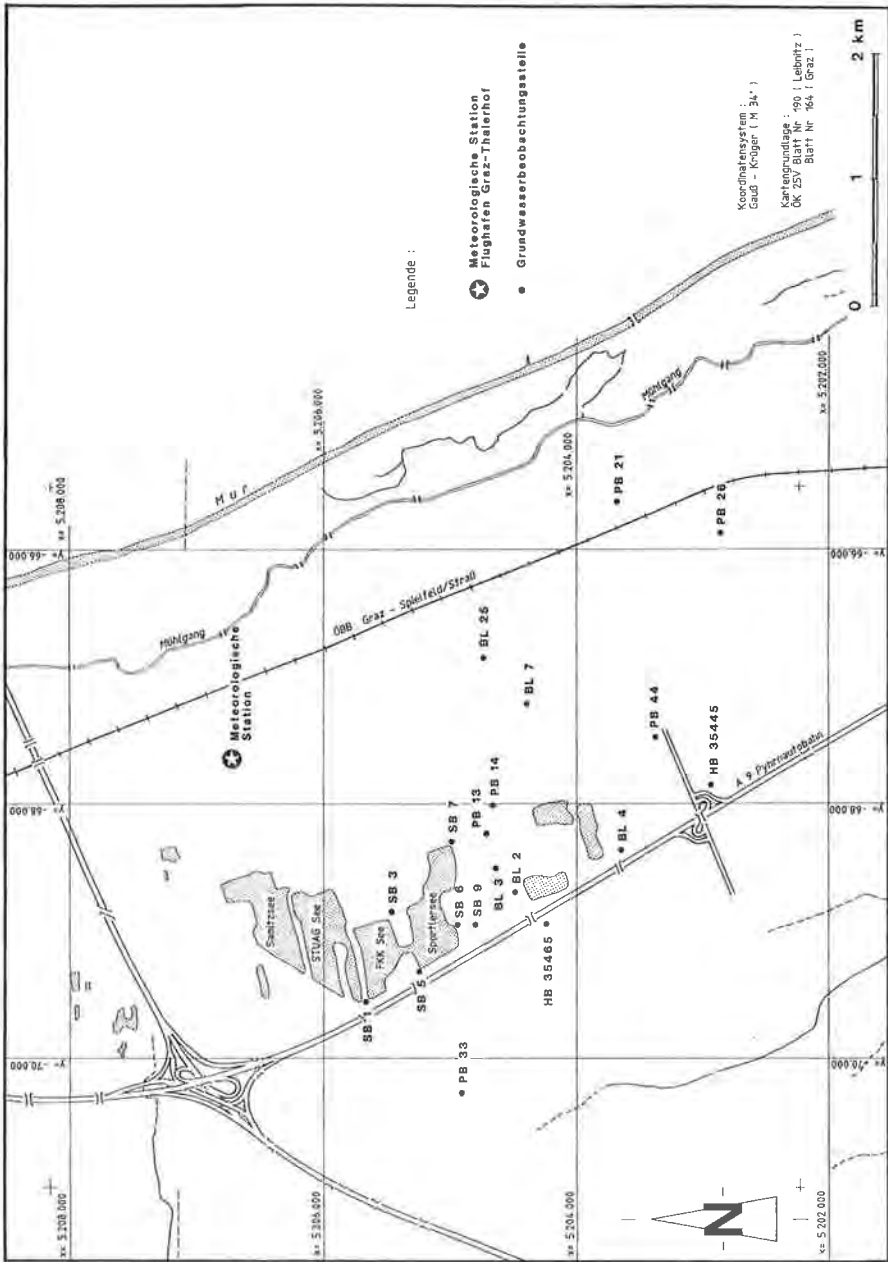


Fig. 1.1: Lageplan des Untersuchungsgebietes mit den Probenabnahmestellen.
 Location map of the study area with the sampling points.

1.1. Problemstellung und Untersuchungsziele

Der menschliche Eingriff auf die Deckschicht und das Aquifermaterial führt zur Freilegung des Grundwassers, wodurch sich das Grundwasser in ein Oberflächen-gewässer verwandelt, das einer völlig neuen hydrologischen Situation ausgesetzt

ist. Da ein Baggersee wie eine Zone besonders guter Durchlässigkeit im Grundwasserleiter wirkt, entstehen neue Strömungsverhältnisse: dabei wird der See in das Strömungsbild einbezogen, und folglich kann in dem von ihm erfaßten Querschnitt ein erhöhter Wasserdurchsatz erfolgen. Neben der Änderung der Strömungsverhältnisse kommt es zur Eutrophierung und Veränderung der biologischen und hydrochemischen Beschaffenheit des Seewassers. Diese Veränderungen können sowohl auf die weitere Nutzung und Bewirtschaftung eines Baggersees als auch auf das unterströmige Grundwasser unangenehme Folgen haben. Im Laufe der Zeit kann die Qualität des Wassers im Baggersee und im unterströmigen Grundwasser erheblich beeinträchtigt werden. Ebenso führt die Alterung des Baggersees zur Abdichtung des Sees und folglich zu einer Verringerung des Durchflusses.

Um die bereits erwähnten unangenehmen Folgen der Alterung des Baggersees zu verhindern, müssen vorerst alle im Baggersee stattfindenden Prozesse und alle hydrologischen Einflußfaktoren möglichst genau erfaßt werden. Der Seewasserhaushalt spielt eine entscheidende Rolle bei der limnologischen Entwicklung eines Baggersees. Das Wasser ist das Haupttransportmedium für Nährstoffe. Durch den Nährstoffeintrag wird die chemische Beschaffenheit des Seewassers und die biologische Entwicklung im Baggersee beeinflusst. Diese im See stattfindenden biochemischen Prozesse sind letztlich von der Verweilzeit des Wassers im Baggersee abhängig. Aus hydrologischer Sicht ist daher die Ermittlung der Verweilzeit des Wassers im See von großer Bedeutung, um so die Wechselbeziehung zwischen dem Baggersee und dem umliegenden Grundwasser erfassen zu können.

Die Zielsetzungen der Studie sind:

- die Evaluierung der hydrogeologischen Verhältnisse im Einflußbereich der zwischen dem Flughafen Graz-Thalerhof im E und der Pyhrnautobahn A9 im W gelegenen Baggerseen;
- die Erfassung der bei der gesamten Seenentwicklung mitspielenden hydrologischen Einflußfaktoren und deren Auswirkungen auf die wirtschaftliche Nutzung der Baggerseen; dies betrifft vor allem die Erstellung der Wasserbilanz und die Berechnung der mittleren Verweilzeit des Wassers im Schwarzl Baggersee;
- die qualitative und quantitative Ermittlung der Wechselbeziehung zwischen dem Schwarzl Baggersee und dem umliegenden Grundwasserfeld.

Die Ergebnisse der Gesamtstudie, die auch biologische und hydrochemische Untersuchungen beinhaltet, sollen einerseits als Grundlage für Maßnahmen zur Erhaltung nährstoffarmer Bedingungen im Baggersee, andererseits zur Beurteilung der Nutzbarkeit des vom Seewasser beeinflussten Grundwassers und zur Erfassung der Stellung des Schwarzl Baggersees im Trinkwasserschongebiet dienen.

1.2. Voruntersuchungen

Im hydrologischen Gutachten von W. SCHRIBERTSCHNIG (1987) wurde die Beeinflussung der natürlichen Grundwasservorkommen im Raum Schachenwald durch die dort angelegten Baggerseen untersucht. Der Zustrom zu den Grundwasserseen wurde bei einem mittleren Grundwasserstand mit ca. 150–250 l/s und die rechnerische Wasseraufenthaltszeit (Wassererneuerungszeit) als Mittelwert für alle Seen mit ca. 0,6 bis einem Jahr angegeben. In einem weiteren Gutachten von W. SCHRIBERTSCHNIG (1989) wurden Untersuchungen über die Verdunstungsverluste durch den Seeausbau, die Durchlässigkeit des Schlämmaterials und die Böschungs-

neigungen durchgeführt. Seinen Angaben zufolge variiert die aus verschiedenen Rechenverfahren ermittelte potentielle Verdunstung für die freie Wasseroberfläche zwischen 740 und 970 mm/a und die potentielle Landverdunstung zwischen 628 und 708 mm/a.

In M. KÖCK et al. (1988) sind die Auswirkungen der Freizeitnutzung von Baggerseen auf die Grundwasserqualität im Beobachtungsraum von 10 Jahren untersucht worden. Die Studie zeigt, daß kein Zusammenhang zwischen der Badenutzung und der Beeinträchtigung der Qualität des umliegenden Grundwassers besteht.

1.3. Untersuchungsmethodik

Die oben genannten Untersuchungsziele sollen durch konventionelle hydrogeologische und isotopehydrologische Untersuchungen mit Hilfe der Umweltisotope ^{18}O und ^2H erreicht werden.

Die Isotopenbilanzgleichung wurde als zusätzliche Bestimmungsgleichung zur Quantifizierung der Komponente der Wasserbilanzgleichung, vor allem zur Berechnung der unterirdischen Zu- und Abflußrate in Seen, genutzt (J. R. GAT, 1970, U. ZIMMERMANN & D. H. EHALT, 1970, J. V. TURNER et al., 1984, A. ZUBER, 1983, R. GONFIANTINI, 1986). Die Voraussetzung für die Anwendung dieser Methode ist, daß der Isotopengehalt der verschiedenen Komponenten der Wasserbilanzgleichung eines Sees unterschiedlich sein muß, was meistens der Fall ist. Die Variablen, die zur Erstellung der Wasserbilanz benötigt werden, sind das Seevolumen oder die mittlere Tiefe des Sees, der Niederschlag, die Oberflächentemperatur und die darauf bezogene relative Feuchte sowie der Isotopengehalt aller am Wasserhaushalt des Sees beteiligten Komponenten. Der Isotopengehalt des Seewassers, des Zuflusses, des Abflusses und des Niederschlages können direkt von den entnommenen Wasserproben bestimmt werden. Im Gegensatz dazu kann der Isotopengehalt des Nettowasserdampfes (δ_F) nicht direkt bestimmt werden, da sich der vom See abgegebene Wasserdampf sofort mit dem atmosphärischen Wasserdampf vermischt. Er kann jedoch aus der vom Craig-Gordon Evaporation Model übernommenen Gleichung, die unter idealen atmosphärischen und isotopischen Verhältnissen formuliert wurde, berechnet werden. Bei der Formulierung der Gleichung wird angenommen, daß sich der Isotopengehalt des Nettowasserdampfes an der Seeoberfläche mit dem Isotopengehalt des Seewassers im Gleichgewicht befindet, der See vollkommen durchmischt ist und durch die Verdunstung kein Einfluß auf den Isotopengehalt und auf die Konzentration des Wasserdampfes entsteht (U. ZIMMERMANN & D. H. EHALT, 1970). Für die Berechnung werden die Oberflächentemperatur an der Grenzschicht und die darauf bezogene Feuchtigkeit, der Isotopengehalt des Sees sowie der Isotopengehalt der Luftfeuchte benötigt. Allerdings ist die Methodik nicht uneingeschränkt anwendbar.

Erstens ist die Grenzschicht zwischen der Wasseroberfläche und der Luft (Interface) schwer zu erfassen und, vor allem in den Seen, wo in den Wintermonaten eine Eisdecke gebildet wird und in den Sommermonaten intensiver Badebetrieb herrscht, eine kontinuierliche Messung nahezu nicht durchführbar. Zweitens wird für die Bestimmung des Isotopengehaltes der Luftfeuchte (δ_A) ein Luftwasserdampfsammelgerät benötigt, dessen Anschaffung und Wartung kostspielig ist. Als Alternative wurde daher in mehreren Arbeiten der Isotopengehalt der Luftfeuchte aus einer empirischen Gleichung unter der Annahme, daß der Isotopengehalt der

Luftfeuchte im Gleichgewicht mit dem Isotopengehalt des Niederschlages steht, bestimmt. Jedoch ist die Gültigkeit dieser Annahme nur während der Niederschlagsereignisse gegeben.

In mehreren Arbeiten wird berichtet, daß die Ergebnisse der Zustrom- und Abstrommenge und in diesem Zusammenhang auch die Verweildauer, die aus ^2H -Daten ermittelt wurden, von denjenigen, die aus ^{18}O -Daten berechnet wurden, abweichen. Als Ursache dafür wurde die angewandte kinetische Trennung ($\Delta\epsilon$) angegeben. Laut J. R. GAT (1970) ist die kinetische Trennung von Deuterium bei Verdunstung von den Verhältnissen an der Oberfläche abhängig, andererseits ist die gesamte Wirkung der kinetischen Trennung auf den effektiven Trennfaktor bei Deuterium weniger ausgeprägt als bei ^{18}O . Folglich wird zur Erstellung der Seewasserbilanz die Anwendung von ^2H bevorzugt, wenn die Verhältnisse an der Seeoberfläche nicht genau bekannt sind. Jedoch fügt er hinzu, daß die Ergebnisse aus ^{18}O -Daten genauer sind als diejenigen aus den ^2H -Daten. U. ZIMMERMANN (1978) ist allerdings generell der Ansicht, daß mit Hilfe des Deuteriumgehaltes des Seewassers genauere isotopenhydrologische Untersuchungen durchgeführt werden als mit Hilfe des Sauerstoff-18-Gehaltes des Seewassers. Hingegen zeigt A. ZUBER (1983) die Eignung von ^{18}O für isotopenhydrologische Untersuchungen zur Erstellung der Seewasserbilanz auf, und diesen Angaben zufolge sind die Ergebnisse, die aus den ^{18}O -Daten berechnet wurden, zuverlässiger als diejenigen aus den ^2H -Daten. In dieser Studie werden beide Isotope zur Erstellung der Seewasserbilanz herangezogen.

Bei dieser Untersuchung wird angenommen, daß sich der Schwarzl Baggersee hydrologisch und isotopisch im Gleichgewicht befindet, und auf dieser Basis wird die Seewasserbilanz erstellt. Weiters wird die Mischungszone im Unterstrom des Baggersees abgegrenzt. Die Verdunstung an der Seeoberfläche führt zu einer Anreicherung der schweren Isotope ^2H und ^{18}O im Seewasser. Das durch diesen physikalischen Vorgang markierte Seewasser kann aufgrund seines unterschiedlichen Isotopengehaltes vom Grundwasser unterschieden werden. Als weiterer Nachweis kann die elektrische Leitfähigkeit genutzt werden. Aufgrund des Verdünnungseffektes, der Ausfällung bestimmter Stoffe und der Umwandlung der Nährstoffe in die Biomasse weist das Wasser im Schwarzl Baggersee eine niedrigere elektrische Leitfähigkeit auf als das zuströmende Grundwasser. Das im Unterstrom vom Seewasser beeinflusste Grundwasser (Mischungszone) kann auch durch eine niedrigere elektrische Leitfähigkeit markiert werden.

2. Hydrogeologische Verhältnisse

2.1. Grundwasserleiter

Im Untersuchungsgebiet bilden die grobkörnigen glazio-fluviatilen Sedimente (Kiesablagerungen) des Quartärs den Grundwasserleiter und die darunter lagernden mächtigen (im Untersuchungsgebiet ca. 250 m) Tertiärsedimente (Tonmergel, Tone und Schluffe) den Stauerhorizont (Fig. 2.1). Aufgrund des Wechselspiels zwischen der Akkumulation- und Erosionstätigkeit der Mur in der Eiszeit bzw. Nacheiszeit sind im Grazer Feld verschiedene Terrassen gebildet worden. Der Bereich des Schwarzl Sees wird von der Hauptterrasse eingenommen, welche der wärmeis-

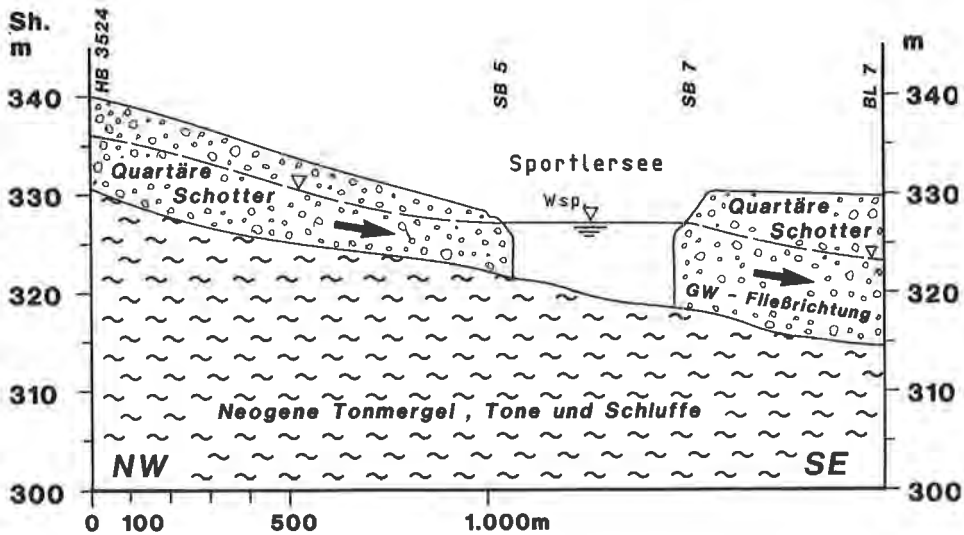


Fig. 2.1: Vereinfachtes hydrogeologisches NW-SE-Profil.
Simplified NW-SE hydrogeological profile.

zeitlichen Niederterrasse zugeordnet wird. Die Kiesablagerungen setzen sich aus gut gerundeten paläozoischen Kristallin- und Karbonatgeröllen zusammen und weisen häufig Einschaltungen von Sandlinsen sowie eine Differenzierung in sandige oder kiesige Lagen auf (R. OTT & G. SCHICKOR, 1990). Generell scheinen die glaziofluvialen Ablagerungen im Untersuchungsgebiet homogen und relativ grobkörnig aufgebaut zu sein. Das Relief der tertiären Stauer Oberfläche ist morphologisch ausgeglichen. Aus dem einfachen hydrogeologischen NW-SE-Profil durch den Sportlersee ist abzulesen, daß die Mächtigkeit der Quartärablagerungen im Bereich der Baggerseen ca. 12 m und die der gesättigten Zone ca. 6 m erreicht (Fig. 2.1). Laut R. OTT & G. SCHICKOR (1990) variiert der K_f -Wert des Aquifers im Areal des Flughafens Graz-Thalerhof zwischen 1×10^{-3} und 3×10^{-3} m/s, wobei für das Baggerseengebiet die höchsten Durchlässigkeitsbeiwerte ermittelt wurden.

2.2. Auswertung der Grundwasserspiegelmessungen von 1991

Das seichtliegende Grundwasser im Grazer Feld wird in einem dichten Grundwassernetz beobachtet. Die Grundwassermessstellen werden vom Hydrographischen Dienst, zum Teil von den Wasserwerken der Stadt Graz und dem Wasserverband Graz Umgebung wöchentlich gemessen. Im Jahre 1991 wurden zusätzlich 17 Grundwassermessstellen, die in unmittelbarer Nähe des Schwarzl Sees liegen, und zwei Lattenpegel, einer im Anstrom- und einer im Abstrombereich des Sees, wöchentlich beobachtet.

Anhand der Grundwasserisohypsenpläne eines Niedrig- und eines Hochstandes konnte festgestellt werden, daß im Untersuchungsgebiet das Grundwasser generell in Richtung SE fließt und daß sich die generelle Strömungsrichtung jahreszeitlich kaum ändert (Fig. 2.2 und 2.3). Hingegen ist im Verlauf der Grundwasserschichtenlinien eine lokale Änderung der Grundwasserfließrichtung im Bereich der

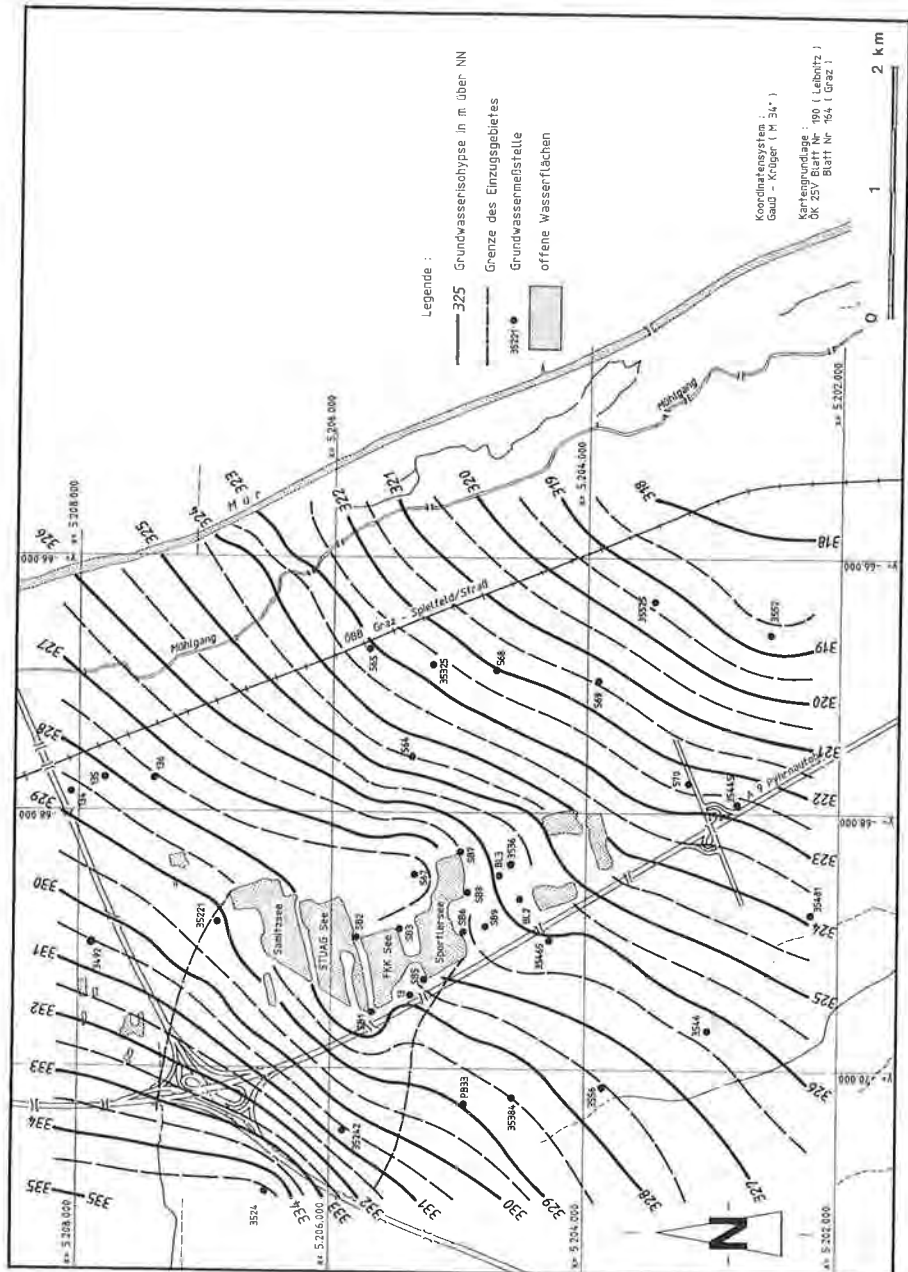


Fig. 2.2: Grundwasserisohypsenplan von einem Niedriggrundwasserstand (Sichttag 15. 4. 1991).
 Groundwater contour map representing a low groundwater level condition (15. 4. 1991).

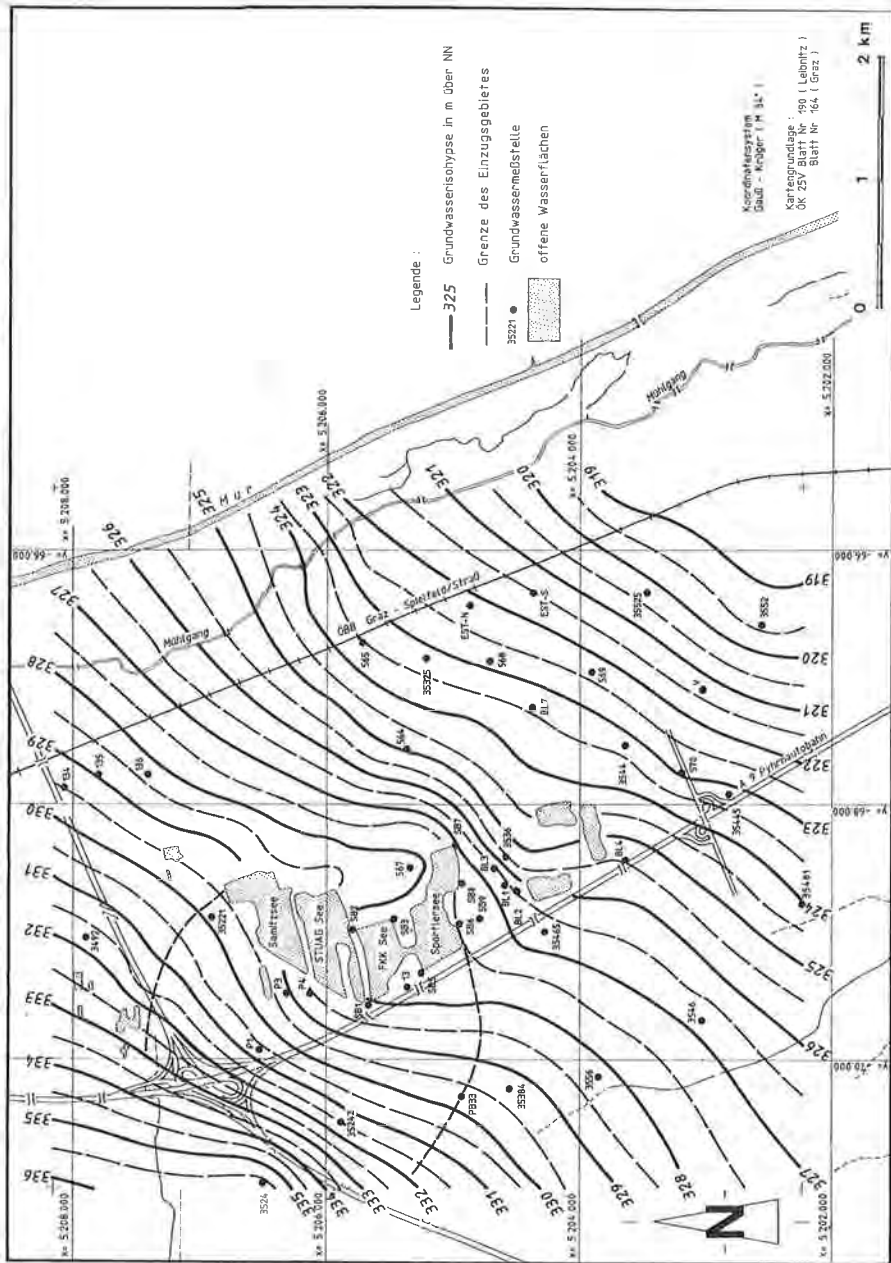


Fig. 2.3: Grundwasserisohypsenplan von einem Hochgrundwasserstand (Stichtag 28. 10. 1991).
 Groundwater contour map representing a high groundwater level condition (28. 10. 1991).

Baggerseen festzustellen. Das Grundwasser durchströmt die Baggerseen zunächst in Richtung S und erst im Unterstrombereich des Sportlersees schwenkt es auf die generelle Grundwasserfließrichtung nach SE ein.

Sowohl im Oberstrom- als auch im Unterstrombereich der Baggerseen ist eine Störung des Verlaufes der Grundwasserisohypsen zu erkennen, die durch die Offenlegung des seichtliegenden Grundwassers verursacht wird. Am oberstromigen Ufer kommt es zur Absenkung des Wasserspiegels und im unterstromigen Ufer zu einem Aufstau. Da ein Baggersee wie eine Zone besonders guter Durchlässigkeit im Grundwasserleiter wirkt, werden die Grundwasserströmungslinien in den See hineingezogen (J-P. WROBEL, 1980). Dies kann indirekt am Verlauf der konvex gebogenen Grundwasserschichtenlinien im Oberstrom und Unterstrom beobachtet werden. Das Grundwasserspiegelgefälle weist daher beim Einströmen und Ausströmen zu bzw. von den Baggerseen einen steileren Gradienten (ca. 4 ‰) auf als im ungestörten Grundwasser des Grazer Feldes (ca. 2,5 ‰). Ein weiterer anthropogener Einfluß auf das Grundwasser ist östlich des Schwarzl Sees zu beobachten. Dort kommt es, ebenfalls bedingt durch die künstliche Infiltration aus dem Schlammabsetzbecken, zu einer leichten Erhöhung des Grundwasserspiegels.

Die Auswertung der Grundwasserdaten von 1991 zeigt, daß das Grundwasser am westlichen Rand des Grazer Feldes und im Bereich der Grundwassermeßstellen Nr. 568, 569, 3544 und 35525 stärker schwankt als im Bereich des Schwarzl Baggersees und des Flughafens Graz-Thalerhof. Die für die unterschiedlichen Schwankungen des Grundwasserspiegels in einem Gebiet verantwortlichen Faktoren sind Differenzen in der Neubildungsrate und ihre jahreszeitliche Verteilung sowie der Sedimentaufbau, die Vegetation und die Mächtigkeit der ungesättigten Zone. Die Neubildungsrate aus dem Niederschlag kann über das gesamte Untersuchungsgebiet als mehr oder weniger gleichbleibend betrachtet werden. Die stärkeren Schwankungen des Grundwasserspiegels am westlichen Rand des Grazer Feldes sind vor allem durch die steile Topographie und den feinkörnigen Sedimentaufbau bedingt, während sie im inneren Teil des Grazer Feldes in erster Linie auf den feinkörnigen Sedimentaufbau zurückzuführen sind.

2.3. Auswertung der langjährigen Grundwasserstandsdaten

Im südlichen Grazer Feld werden durch den Hydrographischen Dienst des Landes Steiermark die Grundwasserstandsverhältnisse durch regelmäßige langfristige Messungen in einem konstanten Rhythmus von einer Woche erfaßt. Somit stehen im weiteren Umgebungsbereich des Schwarzl Baggersees Informationen über die zeitliche Variabilität der Grundwasserstandsverhältnisse seit Mitte der sechziger Jahre zur Verfügung. Allerdings ist der Meßzeitraum sehr inhomogen und die Dichte des Meßstellennetzes einer im zeitlichen Verlauf starken Schwankung unterworfen.

Da der Schwarzl Baggersee in etwa seit Beginn der siebziger Jahre Einfluß auf die Grundwasserstandsentwicklung im südlichen Grazer Feld nimmt, aber erst etwa Mitte der achtziger Jahre der heutige Zustand annähernd erreicht wurde, war es notwendig, aus dem bestehenden Datenmaterial einen Zeitraum zu extrahieren, der diesen Gegebenheiten Rechnung trägt. Zudem wurde das Meßnetz im Nahbereich des Schwarzl Baggersees Mitte der achtziger Jahre stark verdichtet.

Unter Berücksichtigung dieser Rahmenbedingungen konnten aus den Grundwasserstandsmessungen des Hydrographischen Dienstes im Nahbereich des

Schwarzl Baggersees 12 Meßstellen ermittelt werden, für die eine durchgehende Beobachtungsreihe mit einem maximalen Beobachtungsintervall von einer Woche für den Zeitraum von Jänner 1984 bis Dezember 1992 existiert. Diese Messungen können für die Beurteilung des Einflusses des Schwarzl Baggersees auf das längerfristige Verhalten des Grundwassers herangezogen werden.

2.3.1. Grundwasserstandsentwicklung 1984–1992

Die Kennwerte der Grundwasserstandsentwicklung im Nahbereich des Schwarzl Baggersees für den Zeitraum 1984–1992 sind in Tab. 2.1 zusammengefaßt.

Für jede der ausgewählten Meßstellen existieren etwa 490 Meßtermine. An der Meßstelle BR3536 ist ein Grundwasserstandsschreiber installiert. Die Schwankungsbreite des Grundwasserspiegels liegt im Nahbereich des Schwarzl Baggersees zwischen 1,57 und 2,75 m, der Pegelweg, also die Summe der Absolutwertänderungen des Grundwasserspiegels, zwischen 9,68 m an der Meßstelle BR35221 und 33,09 m am Brunnen BR3524.

Da sich die Meßstelle BR3536 nicht durch einen stark überhöhten Pegelweg (21,45 m; Mittelwert = 21,19 m) auszeichnet (obwohl wesentlich mehr Meßtermine in diesem Wert verarbeitet sind), kann davon ausgegangen werden, daß die zeitlichen Änderungen des Grundwasserspiegels im Untersuchungsgebiet durch die wöchentlichen Terminmessungen ausreichend gut erfaßt werden.

Die Standardabweichung des Grundwasserspiegels im Zeitraum von 1984–1992 liegt zwischen 0,28 und 0,56 m. An allen untersuchten Grundwasserbeobachtungsstellen war der Trend des Grundwasserspiegels im Untersuchungszeitraum steigend, wobei der aus dem Grundwassertrend berechnete Spiegelanstieg zwischen 0,53 und 1,18 m liegt.

In Summe betrachtet zeichnen sich bereits aus diesen Daten relativ deutliche Unterschiede im Verlauf der Grundwasserspiegeländerungen während des Untersuchungszeitraumes ab, die aufgrund der Lage der Meßstellen in einem an sich homogenen Terrassenkörper nicht durch natürliche Vorgänge erklärbar sind.

Tab. 2.1: Kennwerte der Grundwasserstandsentwicklung im Nahbereich des Schwarzl Baggersees für den Zeitraum 1984–1992.

Parameters of the groundwater hydrographs in the area close to Schwarzl Lake in the observation period between 1984 and 1992.

Meßstelle	Min. (m Sh.)	Mittel (m Sh.)	Max. (m Sh.)	Delta (m)	Pegelweg (m)	Stabw. (m)	Trend (m/d)	Meßwerte
BR3520	324,10	325,42	326,42	2,32	24,94	0,50995	0,00037	490
BR3524	333,88	335,01	336,63	2,75	33,09	0,56756	0,00017	492
BR35221	328,05	329,11	330,14	2,09	9,68	0,47667	0,00042	489
BR3530	323,41	324,62	325,74	2,33	28,24	0,48418	0,00034	491
BR3532	324,20	325,39	326,52	2,32	17,71	0,46927	0,00036	492
BR3536	324,81	325,73	326,74	1,93	21,45	0,38667	0,00035	1152
BR3544	321,50	322,55	323,81	2,31	17,68	0,42694	0,00029	491
BR35465	325,24	326,11	327,17	1,93	15,39	0,38486	0,00029	477
BLT5565	326,43	327,57	328,70	2,27	21,71	0,45418	0,00025	452
BR3546	325,38	326,29	327,35	1,97	21,89	0,38540	0,00023	491
BR35481	322,99	323,70	324,56	1,57	22,01	0,28386	0,00016	490
BR3552	317,55	318,59	319,79	2,24	20,51	0,42077	0,00025	487

Allerdings sind Grundwasserdaten, wie sie im Untersuchungsgebiet gemessen werden, starken natürlichen Einflüssen (Niederschlagsverhältnisse, Überdeckung und zeitlicher Verlauf der Grundwasserneubildung, damit in Zusammenhang unterschiedliche Bewirtschaftungsweisen und unterschiedliche Kulturarten) ausgesetzt, sodaß die einzelnen Ganglinien der Meßstellen unterschiedliche Charakteristika aufweisen. Zudem resultieren aus den unterschiedlichen Einflußfaktoren an einer Meßstelle in unterschiedlichen Jahren unterschiedliche Formen der Jahresganglinie. Die Summe dieser Einflußfaktoren macht eine flächenhafte zusammenfassende Interpretation der langfristigen Einflüsse des Schwarzl Baggesees auf den Grundwasserkörper des Grazer Feldes ziemlich schwierig.

2.3.2. Mittlere Grundwasserjahresganglinie

Um die kurzfristigen natürlichen und anthropogenen Einflüsse auf den Jahresgang des Grundwasserspiegels aus der Interpretation ausklammern zu können, wurde versucht, aus mehrjährigen Beobachtungsdaten (1984–1992) einer Grundwassermeßstelle eine Jahrestypusganglinie eines Pegels zu ermitteln. Der Vorteil der Untersuchung der mittleren Jahresgrundwasserganglinie liegt in der Ausscheidung von kurzfristig auftretenden Ereignissen und deren Auswirkung auf den Grundwasserspiegel.

Unter der Voraussetzung, daß die aus Terminmessungen gewonnenen Merkmalswerte des zeitlichen Verlaufes des Grundwasserspiegels an einer Meßstelle den tatsächlichen Verlauf der Grundwasserspiegelganglinie mit ausreichender Genauigkeit erfassen, kann mit Hilfe der Interpolation ein mathematischer Ausdruck gewonnen werden, mit dem sich der Zusammenhang zwischen den Meßgrößen als geschlossener Kurvenzug darstellen läßt. Durch Interpolation in diesen Splines können aus den Grundwasserganglinien mit unregelmäßigen Meßintervallen zeitäquidistante Meßreihen berechnet werden, die die Basis für die Berechnung der mittleren Grundwasserjahresganglinie darstellen. Das Verfahren zur Berechnung der Jahrestypusganglinie an einem Grundwasserpegel ist ausführlich in J. FANK et al. (1993, S. 32–36) dargestellt.

Als Typusbeispiel für das gegenständliche Untersuchungsgebiet ist in Fig. 2.4 die Ableitung der mittleren Jahresgrundwasserganglinie für die Grundwassermeßstelle BR3532 für den Zeitraum 1984–1992 dargestellt.

In Fig. 2.4 a ist der typische Verlauf einer Grundwasserganglinie im Zeitraum 1984–1992 im Grazer Feld zu sehen, der außerhalb seines jahreszeitlichen Schwankungsverhaltens durch einen deutlich steigenden Trend der Grundwasserentwicklung gekennzeichnet ist.

Dieser Trend ist auch in Fig. 2.4 b zu erkennen, da die einzelnen Jahresgrundwasserganglinien von Jahr zu Jahr höher zu liegen kommen. Trotz dieser jährlichen Verschiebung sind die Ganglinien der Einzeljahre relativ einheitlich durch ein Minimum im März und einen darauffolgenden, mehr oder weniger stark und steil ausgeprägten Anstieg, der auf die lokale Schneeschmelze oder falls nicht vorhanden auf die verstärkte Grundwasserneubildung in den Frühjahrsmonaten aufgrund der verstärkten Regenfälle und der gleichzeitig vielfach vorhandenen Schwarzbrache in diesem Maisanbauggebiet zurückgeführt werden kann, gekennzeichnet. Verschiebungen dieses Anstieges sind auf besondere meteorologische Ereignisse zurückzuführen. In den meisten Jahren wird das Maximum des Grundwasserstandes in den Sommermonaten erreicht, in denen im Zuge von besonders intensiven Niederschlagsereignissen (Starkregen) manchmal auch ein deutlicher und sehr rascher

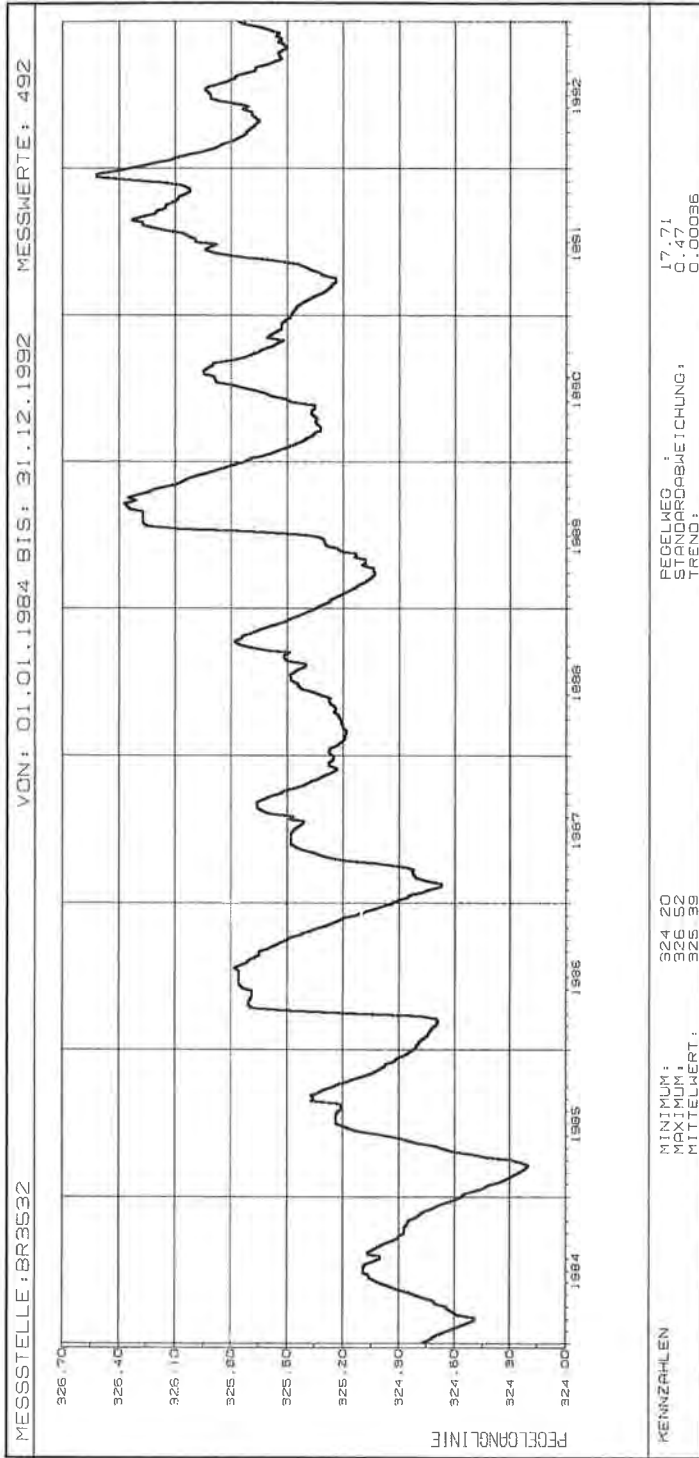


Fig. 2.4 a: Ermittlung der mittleren Jahresgrundwasserganglinie an der Meßstelle BR3532 für den Zeitraum 1984–1992: gemessene Grundwasserganglinie.
 Computation of the mean annual groundwater hydrograph at observation point BR3532 in the period between 1984 and 1992: measured hydrograph.

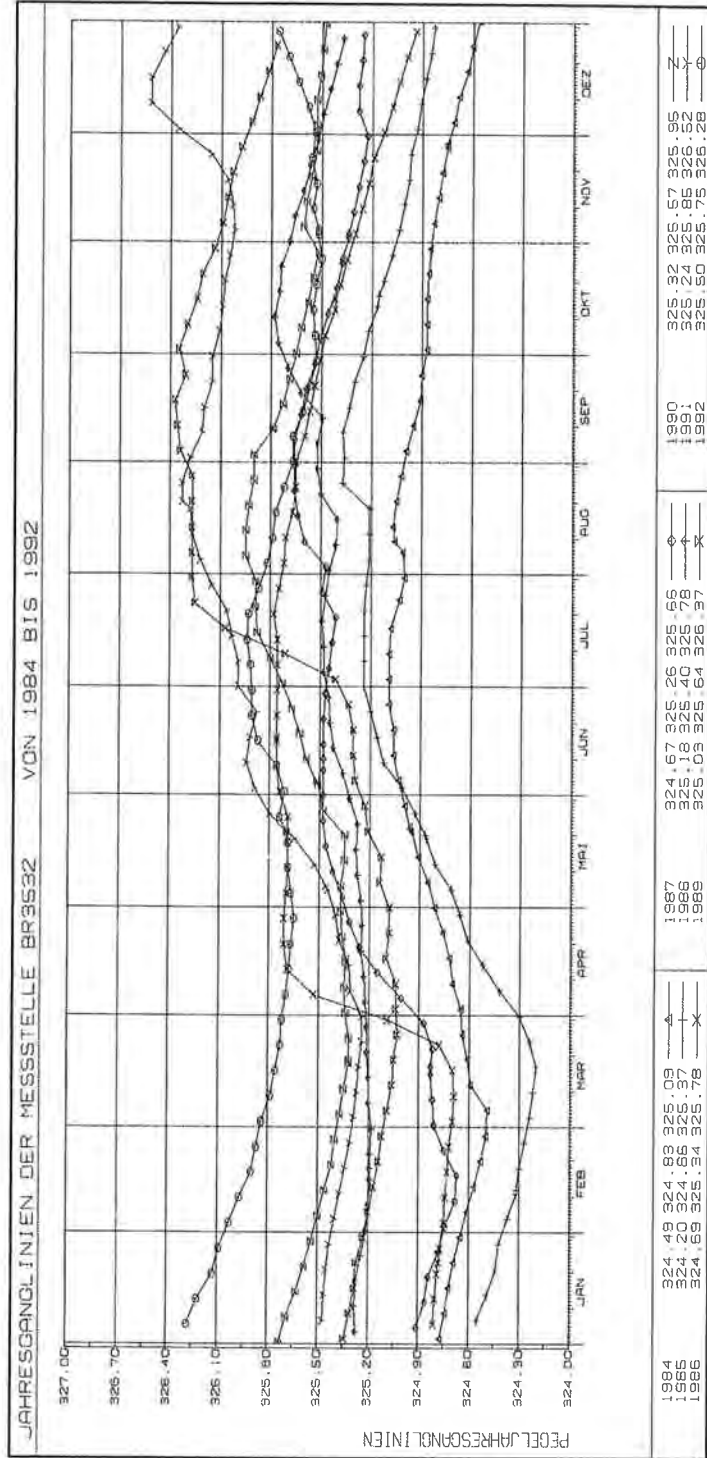


Fig. 2.4 b: Ermittlung der mittleren Jahresgrundwasserganglinie an der Meßstelle BR3532 für den Zeitraum 1984–1992: einzelne Jahresganglinien im Untersuchungszeitraum.
 Computation of the mean annual groundwater hydrograph at observation point BR3532 in the period between 1984 and 1992: annual hydrograph.

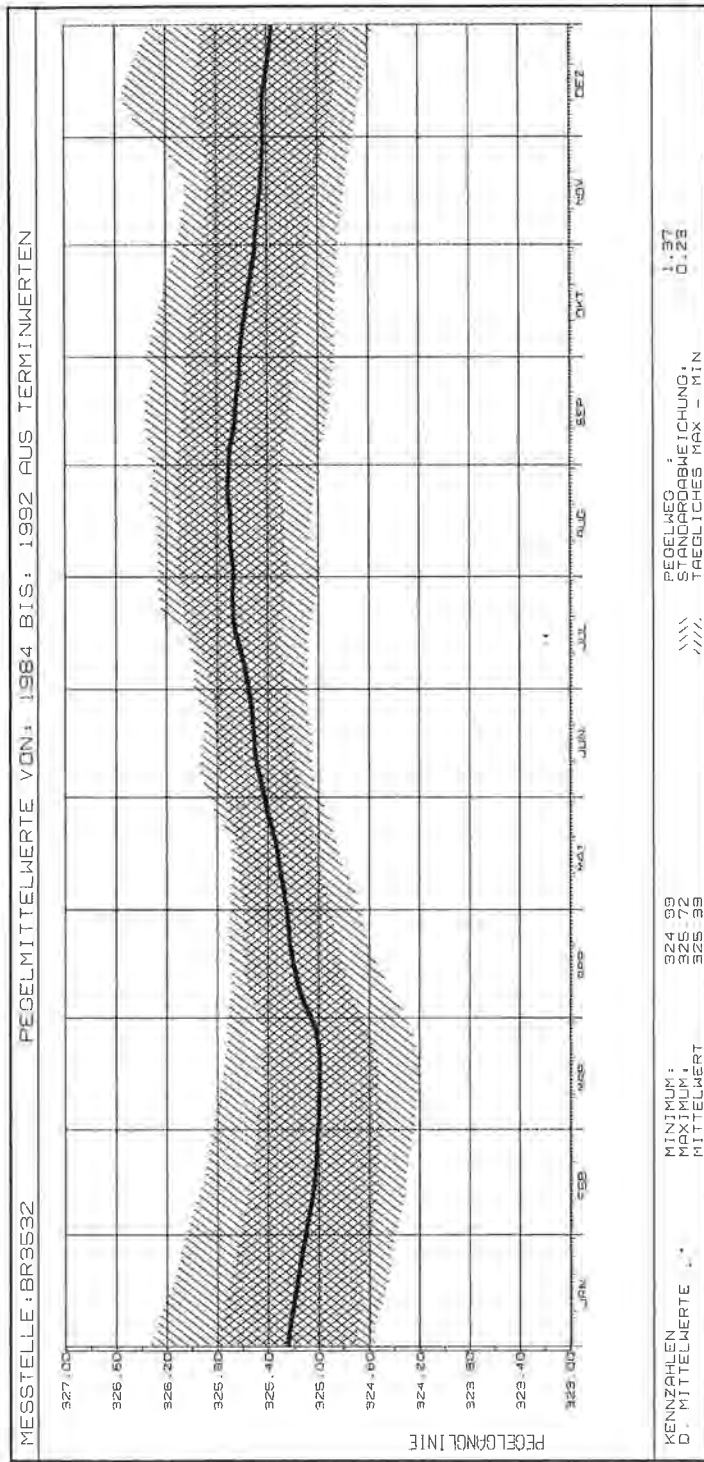


Fig. 2.4c: Ermittlung der mittleren Jahresgrundwasserganglinie an der Meßstelle BR3532 für den Zeitraum 1984–1992: mittlere Jahresgrundwasserganglinie mit Extremwerten und Standardabweichung.
 Computation of the mean annual groundwater hydrograph at observation point BR3532 in the period between 1984 and 1992: annual mean groundwater hydrograph with extreme values and standard deviation.

Grundwasserspiegelanstieg (Juli 1989, September 1988) festzustellen ist. Im Herbst zeigt der Grundwasserspiegel üblicherweise fallende Tendenz, die bei Auftreten von starken Herbstniederschlägen durch einen relativ starken Spiegelanstieg unterbrochen sein kann (November, Dezember 1991).

Durch die Interpolation von zeitlich äquidistanten Werten in eine inäquidistant gemessene Grundwasserspiegelganglinie und die anschließende Berechnung von Tagesmitteln des Grundwasserstandes ist es möglich, das für die Untersuchungen vorliegende Datenmaterial jeder Meßstelle zu verallgemeinern. Durch die Summierung der einzelnen Tagesmittel aller Jahre und die Teilung durch die Anzahl der Jahre im Untersuchungszeitraum, kann für jeden Tag im Jahr ein mittlerer zu erwartender Grundwasserstand berechnet werden. Gleichfalls kann ein täglich zu erwartender Minimal- und Maximalstand sowie eine tägliche Standardabweichung ermittelt werden. Die Verbindung der mittleren Grundwasserstandstagesmittel im Jahreslauf ergibt die mittlere Grundwasserjahresganglinie, die der täglichen Höchstwerte eine theoretische maximale, die der täglichen Niedrigstwerte eine theoretische minimale Grundwasserjahresganglinie (Fig. 2.4 c).

Deutlich zu erkennen ist in der mittleren Jahresgrundwasserganglinie der Meßstelle BR3532 (Fig. 2.4 c) die Wiedergabe der auch im mittleren Teil erkennbaren Gangliniencharakteristika. Das Minimum tritt im März ein und wird von einem relativ starken und schnellen Anstieg des Grundwasserspiegels im Frühjahr gefolgt. Das Maximum wird in den Sommermonaten erreicht, gefolgt von einem kontinuierlichen Abfall im Herbst. Die mittlere Jahresgrundwasserganglinie erscheint naturgemäß gegenüber den Grundwasserganglinien der Einzeljahre stark geglättet und homogenisiert.

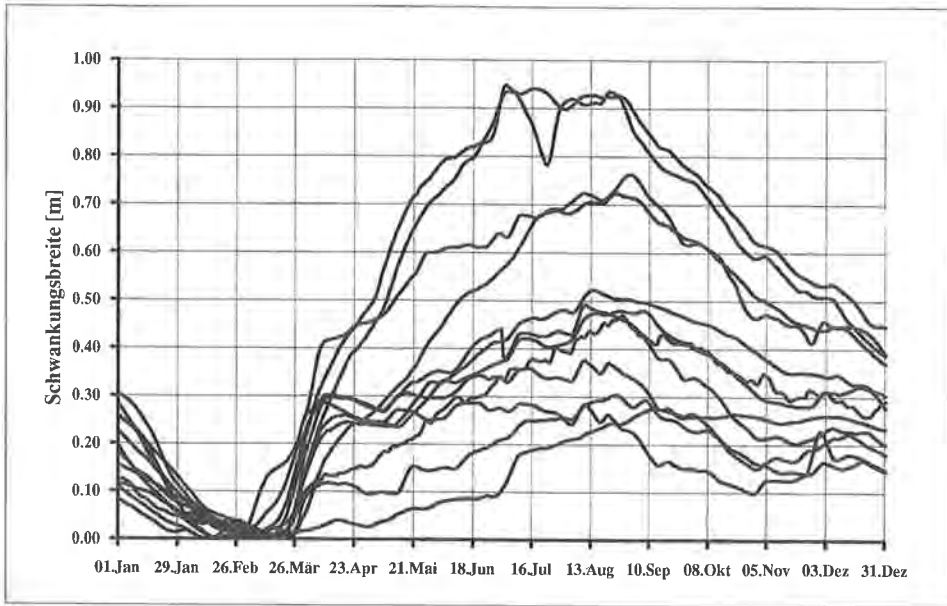
2.3.3. Kennwerte der mittleren Grundwasserganglinie

Die nach oben angeführter Methodik ermittelte Jahresgrundwasserganglinie stellt einen durchschnittlichen Verlauf des Grundwasserspiegels während eines Jahres dar. Die daraus berechneten statistischen Kennwerte (Minimum, Mittelwert, Maximum, Pegelweg, Standardabweichung) charakterisieren ein mittleres Jahr für diese Meßstelle (Fig. 2.4 c). Die Aussagekraft der mittleren Ganglinie ist umso höher, je länger die zugrundeliegende Datenreihe ist und je genauer die Termmessungen der Spiegellagen das Regime des Grundwassers an dieser Meßstelle widerspiegeln.

Ein Vergleich der statistischen Kennwerte von mehreren Meßstellen ist naturgemäß nur unter den Randbedingungen eines gleichen Beobachtungszeitraumes und vergleichbaren Beobachtungsintervalls zulässig.

In Fig. 2.5 sind die mittleren Jahresgrundwasserganglinien der 12 ausgewerteten Meßstellen im Nahbereich der Schwarzl Baggersees dargestellt. Um den Vergleich der Zeitreihen zu ermöglichen, wurde nicht die absolute Höhe der Jahrestypusganglinien, sondern deren Schwankungsverhalten im Jahresverlauf dargestellt. Im darunterliegenden Tabellenteil sind die Kennwerte der Ganglinien der einzelnen Meßstellen in absoluten Seehöhen angeführt.

Aus der graphischen Darstellung des Vergleiches der Jahrestypusganglinien von 12 Grundwassermessstellen im Untersuchungsgebiet zeigt sich deutlich das einheitliche Minimum gegen Winterende und den darauf folgenden signifikanten Anstieg. Dieser Anstieg ist allerdings in seiner Ausformung bereits deutlich in den einzelnen Meßstellen differenziert. Das Maximum wird an allen Meßstellen in den Sommermonaten Juni bis August erreicht. An einigen Meßstellen schlagen Herbstniederschläge relativ deutlich in einem spätherbstlichen Anstieg durch. Völlig



	BR3520	BR35221	BR3524	BR3530	BR3532	BR3536	BR3544	BR3546	BR35465	BR35481	BR3552	BLT35565
Minimum	324.89	328.97	334.56	324.09	324.99	325.48	322.26	326.07	325.95	323.52	318.31	327.30
Mittelwert	325.43	329.12	335.02	324.63	325.39	325.73	322.56	326.29	326.11	323.70	318.59	327.57
Maximum	325.83	329.24	335.33	325.04	325.72	325.95	322.78	326.45	326.26	323.81	318.79	327.79
Schwankung	0.94	0.28	0.76	0.95	0.72	0.47	0.52	0.38	0.30	0.29	0.48	0.49

Fig. 2.5: Schwankungsverhalten der mittleren Jahresgrundwasserganglinien aus 12 Grundwassermeßstellen für den Zeitraum 1984–1992 in vergleichender Darstellung.
 Comparison of the fluctuation of the mean annual groundwater hydrograph at the 12 measuring points during the observation period.

unterschiedlich ist allerdings die Schwankungsbreite der mittleren Jahresgrundwasserganglinien an den einzelnen Meßstellen.

In Fig. 2.6 ist dieses unterschiedliche Schwankungsverhalten der Jahrestypusganglinie der 12 in Fig. 2.5 dargestellten Grundwassermeßstellen auf die Fläche des Untersuchungsgebietes übertragen. Die Interpolation der Linien gleicher Schwankungsbreite der mittleren Jahresgrundwasserganglinie erfolgte durch Kriging Interpolation mit linearem Semivariogramm.

Deutlich erkennbar ist, daß im Bereich der N-S-Achse, also in Längsrichtung der Baggerseen, die Schwankungsbreite der mittleren Jahresgrundwasserganglinien gegenüber den östlichen und westlichen Teilen des Grazer Feldes stark vermindert ist. Die Grundwasserseen bewirken durch ihre ausgleichende Wirkung auf das Schwankungsverhalten des Grundwasserspiegels eine deutliche Verminderung der Bewegung des Grundwasserspiegels im jahreszeitlichen Verlauf. Die mittleren Grundwasserganglinien an den Meßstellen im Nahbereich der offenen Grundwasserflächen sind naturgemäß wesentlich weniger stark akzentuiert als unbeeinflusste Meßstellen des zentralen Grazer Feldes.

Da durch die Darstellung der Typusganglinien das Verhalten des Grundwasserspiegels in seinem mittleren Verlauf in Abhängigkeit von verschiedensten langfristigen Einflüssen ausgewertet wird, ist diese Nivellierung vor allem auf die langfristige

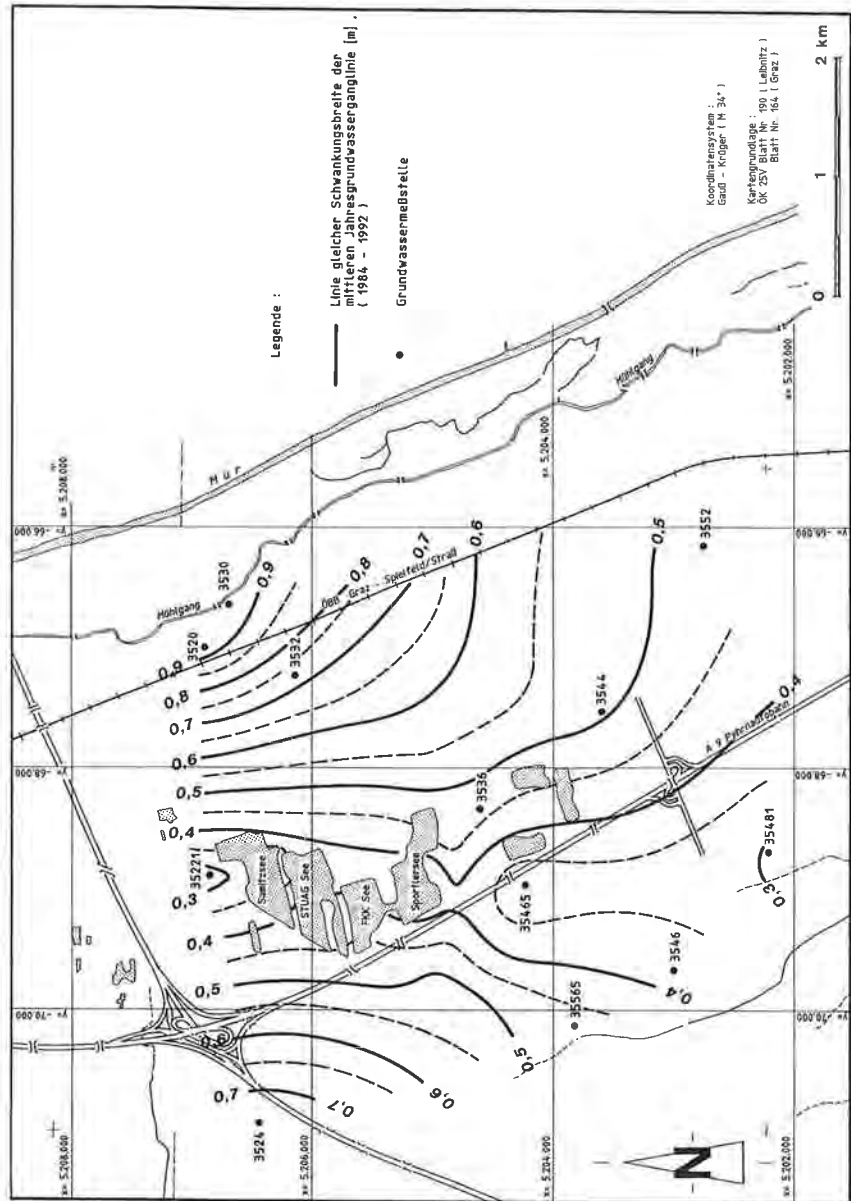


Fig. 2.6: Linien gleicher Schwankungsbreite der mittleren Jahresgrundwasserganglinie aus dem Zeitraum 1984–1992 im Nabbereich des Schwarzl Baggersees.
 Isolines of the fluctuation of the mean annual groundwater hydrographs between 1984 and 1992 in the area close to Schwarzl Lake.

Entwicklung ausgerichtet, Einzelereignisse können sich auch bei den Meßstellen im Nahbereich der Seen in ähnlich deutlicher Weise widerspiegeln wie in entfernteren Meßstellen. So liegt z. B. die absolute Schwankungsbreite des Grundwasserspiegels an der Meßstelle 35221 mit 2,09 m (Tab. 2.1) in einer durchaus vergleichbaren Größenordnung wie jene von anderen Meßstellen im Untersuchungsgebiet. Die Pegelwege, also die Summe der Absolutwertänderungen des Grundwasserspiegels aus den Terminmessungen, liegen an den drei Meßstellen in der Längsachse der Grundwasserteiche deutlich unter jenen der übrigen untersuchten Meßstellen. Überraschend, und erst aus dieser Auswertung der langfristigen Grundwasserdaten erkennbar, ist das weite Ausgreifen des Einflusses von Grundwasserseen auf das sie umgebende Grundwasserfeld.

3. Klimatische Wasserbilanz

3.1. Grundlagen

Zur Berechnung der potentiellen Verdunstung (E_p) über der freien Wasser- oder Seeoberfläche wurde die PENMAN-Kombinationsgleichung angewandt. Voraussetzung für die Verwendung dieser Gleichung ist die Annahme, daß die Lufttemperatur an der Meßstelle annähernd gleich ist wie die Lufttemperatur über der Wasseroberfläche. Das PENMAN-Verfahren kombiniert zwei fundamentale physikalische Prinzipien: das der aerodynamischen Transportgleichung und der Energiebilanz. Der Vorteil der Berechnung der potentiellen Verdunstung nach der PENMAN-Kombinationsgleichung liegt darin, daß eine geringe Anzahl von meteorologischen Parametern wie Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit und Sonnenscheindauer benötigt wird, die an allen Standardwetterstationen gemessen werden. Die theoretischen Grundlagen dieses Verfahrens sind in H. L. PENMAN (1948, 1954 und 1956), G. MATTHESS & K. UBELL (1983), M. E. SHAW (1988) u. a. näher erklärt. Hier wird das Verfahren nur kurz beschrieben.

Die PENMAN-Kombinationsgleichung lautet:

$$E_p = \frac{\Delta H}{\Delta + \gamma} + \frac{\gamma E_a}{\Delta + \gamma} = \frac{\Delta H + \gamma E_a}{\Delta + \gamma} \quad (3.1)$$

H = Strahlungsbilanz oder Wärmeverrat in mm,

E_a = Dampftransport, die durch die Verdunstungswirkung der Luft verdunstbare Wassermenge in mm,

Δ = Steigung der Sättigungs-Dampfdruckkurve bei der Lufttemperatur und

γ = Psychrometerkonstante (0,65 mbar/°C).

Das PENMAN-Verfahren kann weiters für die Abschätzung der realen Verdunstung (E_{reel}) über der Landoberfläche genutzt werden. Die potentielle Evapotranspiration wird dabei zunächst durch die Multiplikation der ermittelten potentiellen Verdunstung mit einem empirischen Umrechnungsfaktor berechnet und daraus wird die reelle Verdunstung durch weitere empirische Modifikationen zur Berücksichtigung des Effekts der Bodenfeuchteverhältnisse, des Bewuchses usw. ermittelt. Den neuesten Arbeiten von R. J. GRANGER (1989) zufolge ist es möglich, direkt die reelle Verdunstung über der Landoberfläche (nichtgesättigte Fläche) zu berechnen, ohne zuerst die potentielle Verdunstung berechnet zu haben. Er modifi-

zierte die PENMAN-Gleichung durch die Einführung eines Faktors, der als relative Evaporation (G) bezeichnet wird. G ist das Verhältnis E_{reel}/E_p , das sich aus einer empirischen Gleichung anhand meteorologischer Eingabedaten berechnen läßt.

Die durch R. J. GRANGER modifizierte Gleichung zur Abschätzung der realen Verdunstung lautet:

$$E_{\text{reel}} = \frac{\Delta GH}{\Delta G + \gamma} + \frac{\gamma GE_a}{\Delta G + \gamma} \quad (3.2)$$

3.2. Auswertung der meteorologischen Daten

Zur Erstellung der punktuellen monatlichen und jährlichen klimatischen Wasserbilanz im Untersuchungsgebiet wurden zunächst die Klimaparameter wie der Niederschlag, die Lufttemperatur, die Luftfeuchtigkeit, die Windgeschwindigkeit und die Sonnenscheinverhältnisse, die an der Wetterstation Flughafen Graz-Thalerhof gemessen wurden, ausgewertet. Die Meßwerte wurden von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Wien, für die Erstellung der klimatischen Wasserbilanz zur Verfügung gestellt. Die Meßdaten stammen mit Ausnahme des Niederschlags aus der Beobachtungsperiode von 1971–1991, während die Niederschlagsmeßwerte bis 1951 zurückgehen.

In Fig. 3.1 ist die Verteilung der Jahresniederschläge an der Wetterstation Flughafen Graz-Thalerhof dargestellt. Im Beobachtungszeitraum 1951–1991 beträgt die mittlere jährliche Niederschlagshöhe 856 ± 45 mm. Extremwerte wurden im Jahre 1972 mit 1183 mm und im Jahre 1977 mit 575 mm registriert. Die Auswertung der monatlichen Niederschlagswerte zeigt, daß im Mittel auch in den trockenen Monaten (Jänner und Dezember) über 30 mm Niederschlag registriert worden sind (Tab. 3.1). Der absolut trockenste Monat in diesem Zeitraum war der Jänner 1964, der keinen Niederschlag brachte, und die höchsten Niederschlagswerte (280 mm) wurden im Juli 1972 gemessen. Die Verteilung der monatlichen Niederschlagswerte zeigt starke jahreszeitliche Schwankungen, wobei im Mittel etwa 42 % der Niederschläge in den Sommermonaten (Juni, Juli und August) und nur etwa 12 % in den Wintermonaten (Jänner, Februar und Dezember) fallen. Sowohl die Jahresniederschläge als auch die Monatsniederschläge sind einer starken Variabilität unterworfen. Zudem liegen die berechneten Standardabweichungen für die Sommermonate höher als für die Wintermonate (Fig. 3.2). Die Standardabweichung der Jahresniederschläge in der Beobachtungsperiode beträgt 140 mm.

Die mittlere jährliche Lufttemperatur für die Beobachtungsperiode 1971–1991 beträgt $8,4 \pm 0,3^\circ$ C. Die Monatswerte der Lufttemperatur sind einer ausgeprägten jahreszeitlichen Schwankung unterworfen. Im Durchschnitt wurde jeweils im Juli die höchste und im Jänner die niedrigste Lufttemperatur gemessen. Die jährliche relative Luftfeuchtigkeit im Zeitraum von 1971–1991 variiert zwischen 78 und 83 % und das Jahresmittel beträgt 81 ± 1 %. Der mittlere partielle Dampfdruck beträgt $9,8 \pm 0,2$ mbar. Die Monatswerte dieser Parameter schwanken von einem Jahr zum anderen sehr stark und zeigen auch im Jahresverlauf ausgeprägte Schwankungen. Die Windgeschwindigkeit variiert zwischen 0,9 und 1,9 m/s, sie ist im Winter niedrig und im Frühjahr hoch. Die bevorzugten Windbewegungsrichtungen sind je nach Wettersituation N, NW oder S, SW. Große Bedeutung kommt der zyklonischen Windbewegung zu, die etwa 40 % der gesamten Windbewegung ausmacht. Die monatlichen und jährlichen Mittelwerte der Windgeschwindigkeit mit zugehörigen

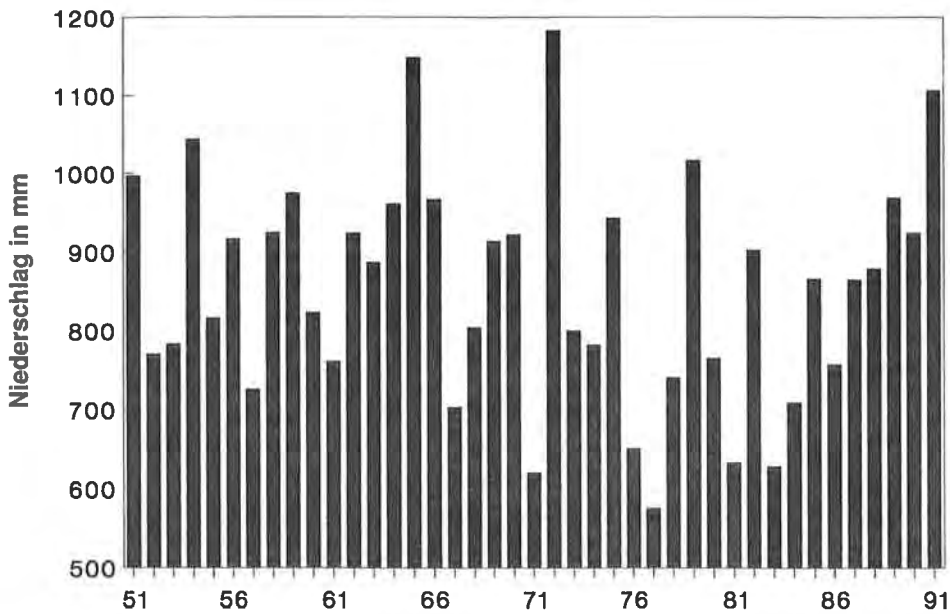


Fig. 3.1: Die Verteilung der Niederschläge im Zeitraum von 1951–1991 an der Wetterstation Flughafen Graz-Thalerhof.
 Precipitation distribution at the weather station of Graz Airport in the period between 1951 and 1991.

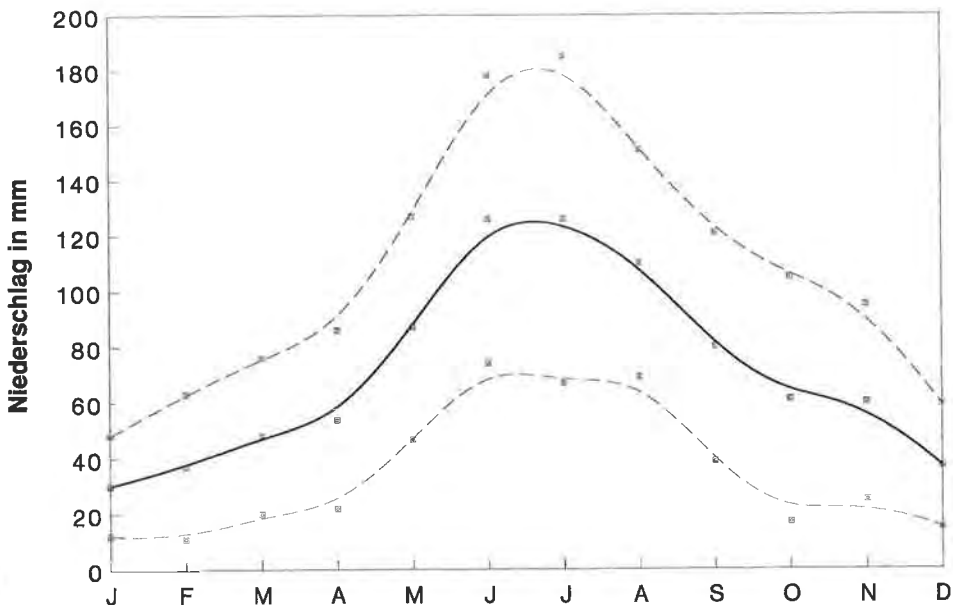


Fig. 3.2: Schwankungen der mittleren Monatsniederschläge (1951–1991) mit den oberen und unteren Grenzen der Standardabweichung.
 Fluctuation of the mean monthly precipitation (1951–1991) including the upper and lower boundaries of the standard deviation.

Tab. 3.1: Statistische Parameter der ausgewerteten langjährigen Klimakennwerte, wobei Max. das Maximum, Min. das Minimum, Stab. die Standardabweichung ist. Der angegebene Fehler entspricht einem Vertrauensintervall für den Mittelwert bei 95% Wahrscheinlichkeit.

Statistical parameters of the analyzed long-term climatic variables, whereby Max. stands for maximum, Min. for minimum, Stab. for standard deviation. The error of the mean is calculated at 95% confidence level.

Niederschlag in mm (1951–1991)													
Stat. Parameter	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittel	30	37	48	54	87	126	126	110	80	61	60	37	856
Min.	0	5	12	4	20	22	34	30	10	1	10	5	575
Stab.	18	26	28	32	40	52	59	41	41	44	35	22	144
Fehler	6	8	9	10	13	16	19	13	13	14	11	7	45
Lufttemperatur in °C (1971–1991)													
Stat. Parameter	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittel	-2,5	-0,5	4,2	8,5	13,7	17,0	18,8	18,0	14,2	8,5	2,4	-1,2	8,4
Max.	1,6	3,9	8,1	10,5	16,5	18,6	21,3	19,4	17,9	10,9	4,7	1,9	10,0
Min.	-7,7	-5,5	-1,1	6,9	11,1	15,3	16,6	15,3	10,7	5,2	-0,3	-3,3	7,2
Stab.	2,6	2,6	2,2	1,1	1,3	0,8	1,3	1,1	1,7	1,6	1,5	1,6	0,7
Fehler	1,2	1,2	1,0	0,5	0,6	0,4	0,6	0,5	0,8	0,7	0,7	0,7	0,3
Luftdampfdruck in mbar (1971–1991)													
Stat. Parameter	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittel	4,8	5,1	6,4	7,9	11,4	14,1	16,1	16,3	13,6	9,8	6,7	5,3	9,8
Max.	6,1	6,5	7,8	9,3	14,3	16,0	18,5	17,8	16,6	11,5	8,3	6,3	10,5
Min.	3,5	3,9	4,4	6,8	9,2	12,5	14,5	13,7	11,2	7,3	5,1	4,5	9,2
Stab.	0,8	0,8	1,0	0,7	1,1	1,0	1,2	1,0	1,5	1,2	0,8	0,6	0,4
Fehler	0,4	0,4	0,4	0,3	0,5	0,4	0,6	0,5	0,7	0,5	0,3	0,3	0,2
Relative Luftfeuchte in % (1971–1991)													
Stat. Parameter	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittel	89	84	79	73	73	73	74	79	83	86	88	90	81
Max.	93	90	89	77	79	77	79	83	87	92	94	96	83
Min.	80	75	72	68	63	66	64	71	77	78	80	84	78
Stab.	4	4	5	3	5	3	4	3	2	4	4	3	1
Fehler	2	2	2	1	2	2	2	1	1	2	2	2	1
Sonnenscheindauer in h (1971–1991)													
Stat. Parameter	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittel	69	94	136	160	203	205	235	221	166	134	83	64	1774
Max.	147	162	191	197	306	250	301	271	216	218	136	117	2080
Min.	27	34	66	110	146	177	152	160	127	63	43	18	1552
Fehler	12	15	16	12	19	10	17	13	12	17	12	11	63
Windgeschwindigkeit in m/s (1971–1991)													
Stat. Parameter	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittel	0,9	1,2	1,6	2,2	2,1	2,0	1,8	1,4	1,3	1,1	1,0	1,0	1,5
Max.	1,5	2,3	2,7	3,2	3,2	2,4	2,2	2,2	1,9	1,5	1,5	1,8	1,9
Min.	0,3	0,6	0,9	1,0	1,4	1,4	1,1	0,8	0,5	0,6	0,5	0,4	0,9
Stab.	0,4	0,4	0,5	0,5	0,5	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,2
Fehler	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1

Vertrauensintervallen sowie Extremwerten und Standardabweichungen sind in Tab. 3.1 aufgelistet. Die Sonnenscheinmessungen von 1971–1991 zeigen, daß die mittlere jährliche relative Sonnenscheindauer nur 40 % beträgt. Die jährlichen und monatlichen Werte zeigen signifikante Variationen. Die monatlichen und jährlichen Mittelwerte der Sonnenscheindauer, die zugehörigen Vertrauensintervalle bei 95 % Wahrscheinlichkeit und die Extremwerte sowie Standardabweichungen sind aus Tab. 3.1 zu entnehmen.

3.3. Berechnung der Verdunstung sowie der See- und Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag

3.3.1. Verdunstung

Die meteorologischen Daten, die für die Berechnung der Verdunstung benötigt werden, sind die Monatsmittelwerte der Lufttemperatur in °C, der Luftfeuchtigkeit in mbar, der Windgeschwindigkeit in m/s (gemessen 2 m über der Verdunstungsfläche) und der Sonnenscheindauer in h/d. Zusätzlich wurden die tägliche astronomisch mögliche Sonnenscheindauer in Stunden und die extraterrestrische Sonnenbestrahlung in cal/cm², die von der geographischen Breite abhängig sind, aus dem „Atlas über die Sonnenstrahlung Europas“ entnommen und in die Berechnung einbezogen.

Die monatliche Verdunstung (Summe der Tageswerte) über der Seeoberfläche wurde für die Zeit von 1971–1991 mit Hilfe eines EDV-gestützten Programmes aus der PENMAN-Kombinationsgleichung ermittelt. Im Zeitraum von 1971–1991 betrug die mittlere jährliche potentielle Verdunstung 682 ± 16 mm, das sind 83 % des mittleren jährlichen Niederschlages. Aus Fig. 3.3 läßt sich erkennen, daß die jährliche Verdunstung nur geringfügig variiert. Hingegen zeigt die mittlere monatliche Verdunstung starke jahreszeitliche Schwankungen (Fig. 3.4). Die Summe der Verdunstung in den Monaten Mai, Juni, Juli und August beträgt etwa 68 % und in den Monaten Jänner, Februar, November und Dezember nur etwa 5 % der mittleren jährlichen Verdunstung. Das Jahresmittel der realen Verdunstung über der Landoberfläche beträgt 624 ± 12 mm (Tab. 3.2). Dies ist um ca. 60 mm geringer als die potentielle Verdunstung.

In Fig. 3.5 ist erkennbar, daß die Jahreswerte der realen Verdunstung nur geringfügig variieren. Im Gegensatz dazu zeigen die Mittelwerte der monatlichen realen Verdunstung sehr starke jahreszeitliche Schwankungen (Fig. 3.6). Die statistischen Parameter sowie die Mittelwerte der potentiellen und realen Verdunstung mit den Fehlergrenzen, die Extremwerte und die Standardabweichungen sind in Tab. 3.2 aufgelistet.

3.3.2. Neubildung

Die jährliche und monatliche Neubildung aus dem Niederschlag wurde aus der Differenz von Niederschlag und potentieller bzw. realer Verdunstung ermittelt. Im Beobachtungszeitraum betrug die mittlere Neubildung zum Baggersee 142 mm (17 % des mittleren jährlichen Niederschlages, der im Zeitraum 1971–1991 824 mm beträgt) und zum Grundwasser 200 mm (24 % des mittleren jährlichen Niederschlages). Die Extrem- und Mittelwerte mit den Vertrauensintervallen und die Standardabweichungen der berechneten Grundwasserneubildungsrate sind in Tab. 3.2 aufgelistet.

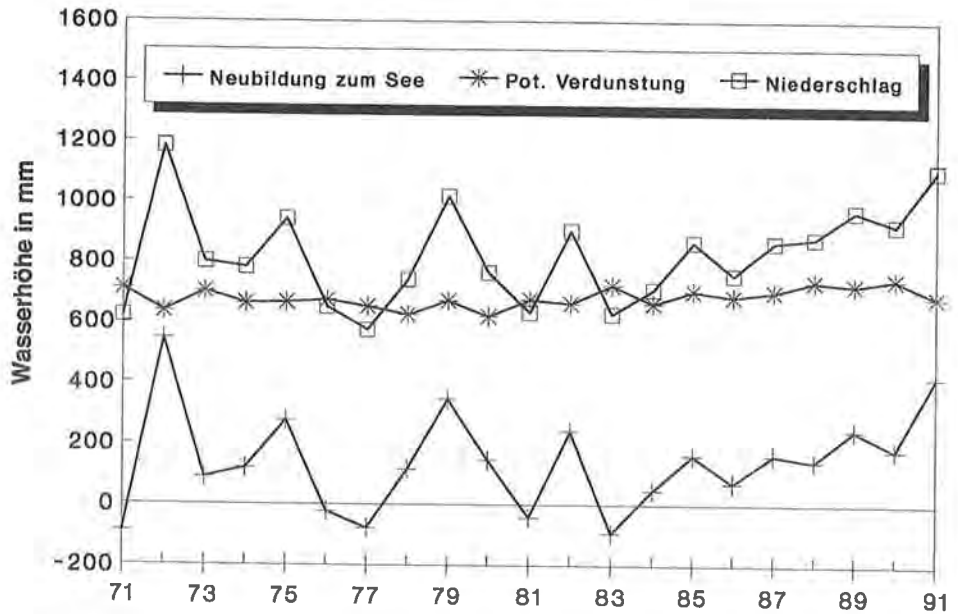


Fig. 3.3: Verteilung der jährlichen klimatischen Wasserbilanz über der Wasserfläche im Zeitraum von 1971–1991.
 Distribution of the annual climatic water balance above the lake in the period between 1971 and 1991.

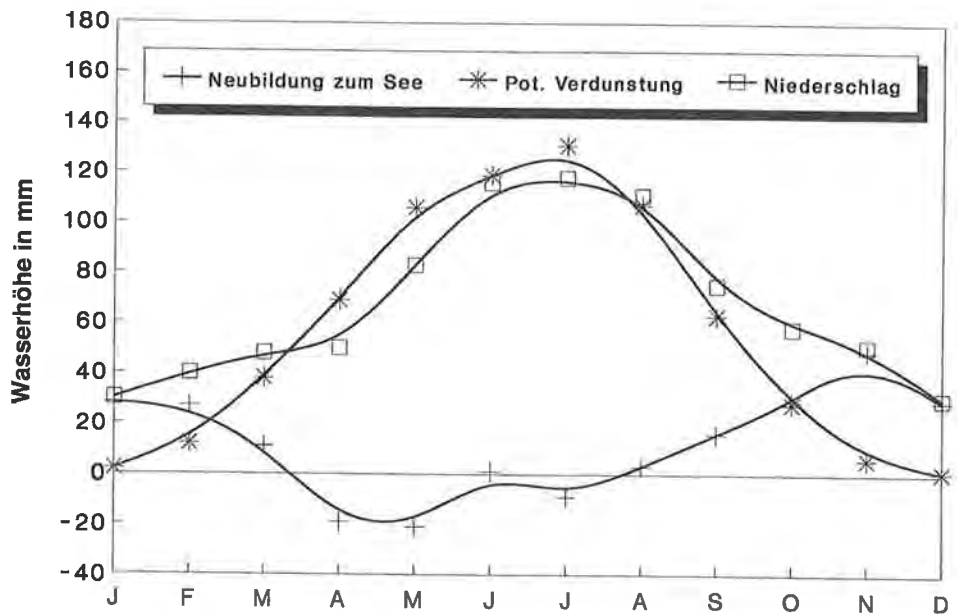


Fig. 3.4: Verteilung der mittleren Monatswerte der klimatischen Wasserbilanz über der Wasserfläche im Zeitraum von 1971–1991.
 Distribution of the mean monthly climatic water balance above the lake in the period between 1971 and 1991.

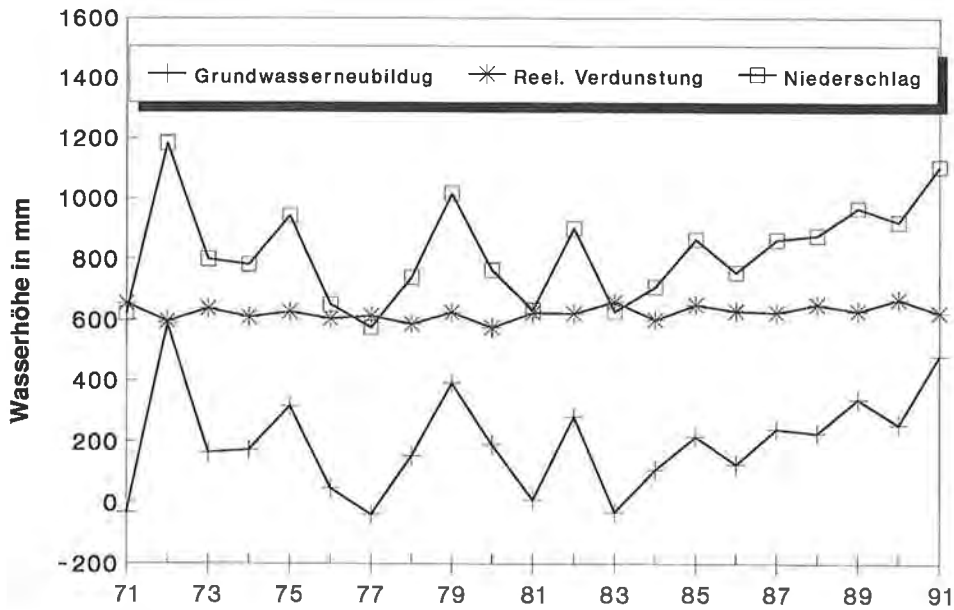


Fig. 3.5: Verteilung der jährlichen klimatischen Wasserbilanz über der Landoberfläche im Zeitraum von 1971–1991.
 Distribution of the annual climatic water balance above land in the period between 1971 and 1991.

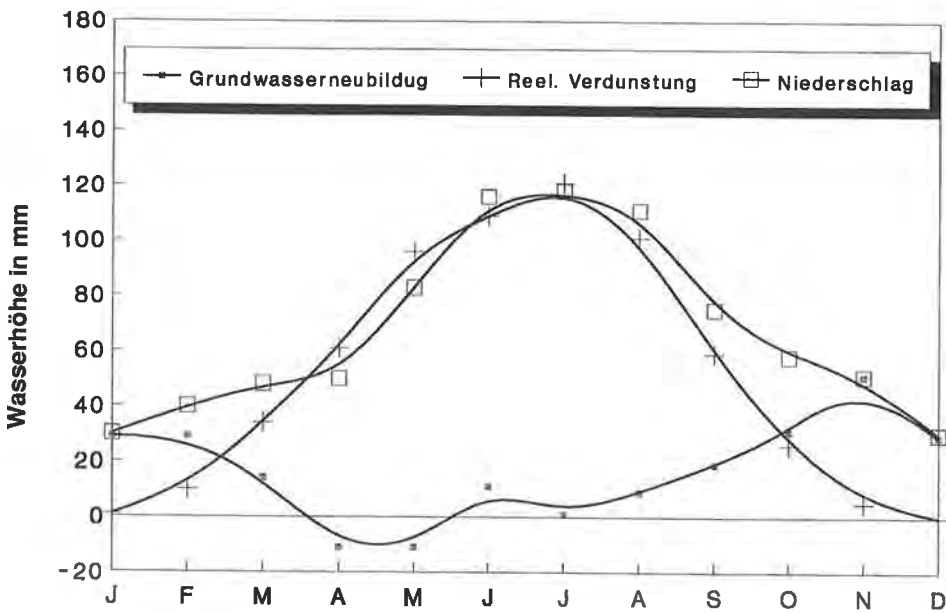


Fig. 3.6: Verteilung der mittleren Monatswerte der klimatischen Wasserbilanz über der Landoberfläche im Zeitraum von 1971–1991.
 Distribution of the mean monthly climatic water balance above land in the period between 1971 and 1991.

Tab. 3.2: Statistische Parameter der berechneten langjährigen Verdunstung und Neubildung, wobei Max. das Maximum, Min. das Minimum, Stab. die Standardabweichung ist. Der angegebene Fehler entspricht einem Vertrauensintervall für den Mittelwert bei 95% Wahrscheinlichkeit.

Statistical parameters of the calculated long-term climatic water balance variables, whereby Max. stands for maximum, Min. for minimum, Stab. for standard deviation. The error of the mean is calculated at 95% confidence level.

Potentielle Verdunstung in mm													
Stat. Parameter	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittel	2	12	38	69	106	119	130	107	63	28	6	1	682
Max.	6	21	51	83	132	131	159	125	73	39	9	4	744
Min.	0	6	26	60	86	103	100	88	51	24	4	0	620
Stab.	2	4	7	6	12	6	15	10	6	3	1	1	35
Fehler	1	2	3	3	6	3	7	5	3	2	1	1	16
Reelle Verdunstung in mm													
Stat. Parameter	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittel	1	10	34	61	97	109	121	101	59	26	5	0	624
Max.	2	15	42	69	119	121	146	114	68	32	6	1	668
Min.	0	6	25	55	79	98	95	84	49	21	3	0	575
Stab.	1	2	5	4	10	7	12	9	6	3	1	0	25
Fehler	0	1	2	2	5	3	6	4	3	1	0	0	11
Neubildung zum Baggersee in mm													
Stat. Parameter	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittel	28	27	11	-19	-21	1	-9	3	16	29	49	29	142
Max.	65	105	93	52	98	130	167	68	111	146	137	79	546
Min.	2	-3	-23	-59	-96	-97	-126	-38	-52	-33	2	1	-94
Stab.	8	14	16	14	20	26	35	16	18	20	18	9	167
Fehler	2	3	3	3	4	6	8	4	4	5	4	2	36
Grundwasserneubildung in mm													
Stat. Parameter	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittel	29	29	14	-11	-11	11	1	9	19	31	51	29	200
Max.	65	106	95	59	103	136	173	79	113	148	138	83	587
Min.	7	-2	-20	-51	-79	-82	-112	-35	-50	-26	7	5	-39
Fehler	8	14	15	15	20	25	34	17	18	20	18	9	36

Die jährliche Grundwasserneubildung weist eine starke direkt mit der Änderung des Jahresniederschlags zusammenhängende Variation auf. Dieser direkte Zusammenhang konnte auch durch die Gegenüberstellung des langjährigen Niederschlags N (unabhängiger Parameter) und der Neubildung aus der klimatischen Wasserbilanz (abhängiger Parameter) im x - y -Koordinatensystem ermittelt werden (Fig. 3.7). Die Ausgleichsfunktion, die für die Seeverhältnisse gilt, lautet $I_s = (0,99 \pm 0,05) N - 677 \pm 40$ ($R = 0,98$) und die für die Landverhältnisse $I_b = (1,00 \pm 0,08) N - 625 \pm 68$ ($R = 0,99$), wobei I_s die jährliche Neubildung zum See in mm, I_b die jährliche Grundwasserneubildung in mm und N der Jahresniederschlag in mm ist. Daher kann die Alimentation aus dem Niederschlag im zentralen Bereich des Grazer Feldes anhand dieser Gleichungen oder Geraden, welche die lineare Abhängigkeit der jährlichen Neubildung von der Höhe des

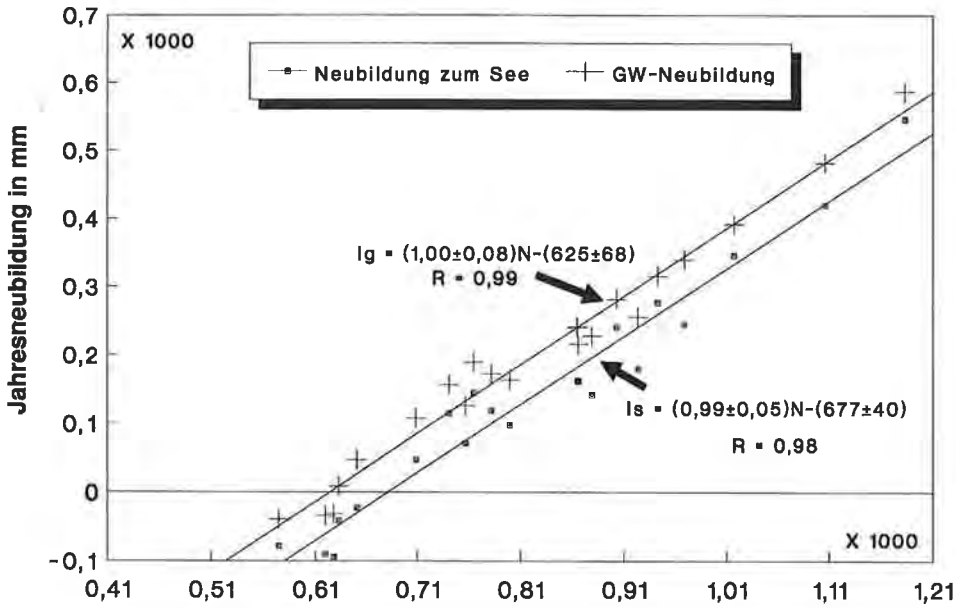


Fig. 3.7: Verhältnis zwischen den Jahreswerten der Neubildung und des Niederschlages.
Correlation between annual recharge and annual precipitation.

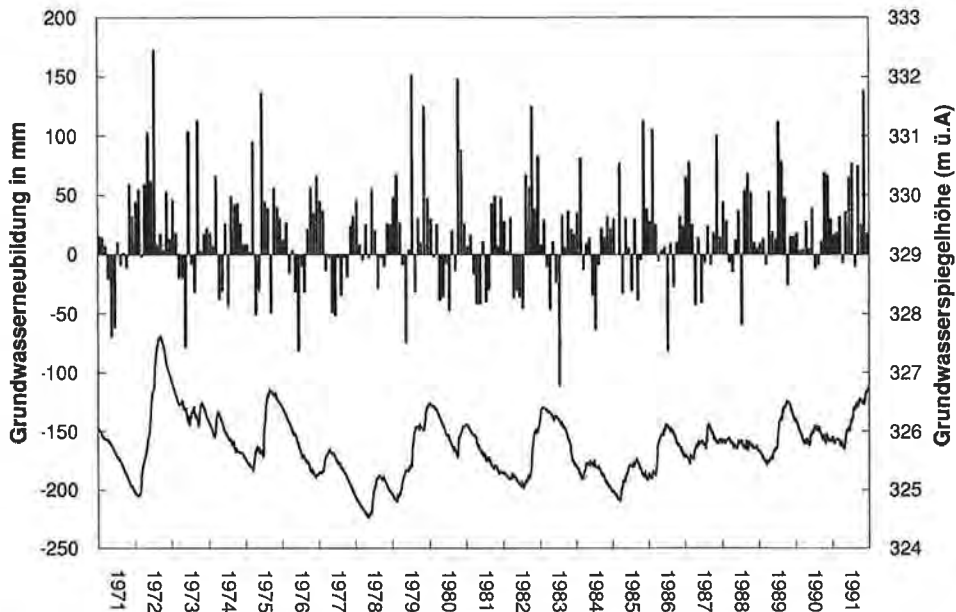


Fig. 3.8: Vergleich zwischen der aus der klimatischen Wasserbilanz berechneten langjährigen monatlichen Grundwasserneubildung mit den Grundwasserspiegelschwankungen an der Grundwassermeßstelle 3536.
Comparison between the monthly groundwater recharge calculated from the climatic water balance and the groundwater level fluctuation at observation point 3536.

Jahresniederschlag darstellen, abgeschätzt werden, ohne zuerst die Verdunstung berechnen zu müssen.

Im Untersuchungsgebiet ist die Neubildung zum See aus dem Niederschlag in den Monaten April, Mai, Juni und Juli und die Grundwasserneubildung in den Monaten April und Mai im langjährigen Mittel negativ. Aus der Darstellung der monatlichen Verteilung der Neubildung ist ersichtlich, daß die größte Neubildung in den Herbst- und Wintermonaten erfolgt. Jedoch ist ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Grundwasseranstieg und Herbstniederschlägen nur anhand einiger Jahre zu erkennen. Dies ist in der Darstellung der langjährigen monatlichen Grundwasserneubildung aus der klimatischen Wasserbilanz (unabhängiger Parameter) und der langjährigen Grundwasserganglinie (abhängiger Parameter) der Meßstelle 3536 ersichtlich (Fig. 3.8). Die Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag und die Änderungen des Grundwasserspiegels korrelieren sehr gut, obwohl in einigen Jahren bedingt durch die vorherrschenden Infiltrationsverhältnisse eine zeitliche Verzögerung des Grundwasseranstiegs zu erkennen ist. In manchen Jahren ist das Grundwasser trotz der geringen oder sogar der negativen Grundwasserneubildung aus der klimatischen Wasserbilanz (z. B. 1977) angestiegen. Dies ist auf die Infiltration von Schneeschmelzwasser, zum Teil aus dem vergangenen Jahr zurückzuführen. Die klimatische Wasserbilanz in den Jahren 1971, 1977 und 1983 war negativ und dementsprechend ist der Grundwasserspiegel kontinuierlich gesunken.

Als Vergleich wurde die Evapotranspiration und die Grundwasserneubildung mit der TURC-Gleichung berechnet. Die mittlere jährliche Evapotranspiration (1971–1991) beträgt demnach 454 mm (55 % des mittleren jährlichen Niederschlags) und die Grundwasserneubildung 365 mm. Die Ergebnisse dieser Berechnung ergeben eine zu geringe Verdunstungsrate (gegenüber dem PENMAN-Verfahren) und täuschen somit eine zu hohe Neubildung vor.

4. Erstellung der Wasserbilanz des Schwarzl Sees mit Hilfe der Umweltisotope Deuterium und Sauerstoff-18

4.1. Wasserprobenahme und Analytik

Für isotopenhydrologische Untersuchungen wurden die von der Bundesversuchs- und Forschungsanstalt ARSENAL Wien ausgearbeiteten Analysen des monatlichen Isotopengehaltes der an der Wetterstation der Universität Graz im Zeitraum 1989–1991 gesammelten Niederschlagsproben verwendet. Hinzu wurden im Rahmen der Untersuchung von November 1990 bis Dezember 1991 monatlich an insgesamt 19 Kontrollbrunnen und Pegeln Grundwasserproben zur Ermittlung des Isotopengehaltes (^2H und ^{18}O) gezogen. Drei Probenahmestellen liegen im Zustrombereich und 16 Meßstellen im Abstrombereich des Schwarzl Sees (Fig. 1.1). Ebenso wurden drei Seewasserproben, eine aus dem nördlich angrenzenden STUAG See und zwei aus dem Schwarzl See entnommen. Diese Wasserproben sind im Labor der Atombehörde in Wien (International Atomic Energy Agency, IAEA, Vienna) auf ihren ^2H - und ^{18}O -Gehalt analysiert worden. Der ^2H - und ^{18}O -Gehalt wurde massenspektrometrisch mit einer Meßgenauigkeit von 1 δ ‰ für ^2H und 0,1 δ ‰ für ^{18}O gemessen. Die Meßwerte sind als relative Differenz des Isotopenverhältnisses der Probe gegenüber dem Isotopenverhältnis eines V-SMOW Standards wie üblich in δ ‰ angegeben.

4.2. Homogenität und Isotopengleichgewicht

Bei der Erstellung der Wasserbilanz in einem See mit Hilfe der Isotopengleichung ist sehr wichtig festzustellen, ob der See homogen und vollkommen durchmischt oder geschichtet ist. Den Angaben von U. ZIMMERMANN (1978) zufolge ist bei einem Baggersee zusätzlich sicherzustellen, ob sich der See tatsächlich im Isotopengleichgewicht befindet. Zur Erfassung der Homogenität des Schwarzl Baggersees, vor allem in bezug auf den Gehalt der stabilen Isotope Sauerstoff-18 und Deuterium, wurden am 23. 11. 1990 insgesamt 10 Wasserproben (je fünf vom Sportlersee- und FKK See) an der Seewasseroberfläche entnommen. Die Analysenwerte lassen darauf schließen, daß die Isotopenzusammensetzung an der Seewasseroberfläche zur Zeit der Probenahme nahezu homogen war.

Zum gleichen Zweck wurden an festgelegten Tiefenprofilen im Baggersee zweimal zu verschiedenen Jahreszeiten (im November 1990 und August 1991) Wasserproben für Isotopenanalysen entnommen, und monatlich wurden dort Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt gemessen. Die Profile in Fig. 4.1 enthalten die Isotopenwerte zu beiden Meßterminen und die Meßwerte der Geländeparameter (Wassertemperatur und gelöster Sauerstoffgehalt) vom 23. 11. 1990, 11. 3., 15. 5., 6. 8. und 15. 10. 1991, woraus generell zu erkennen ist, daß der Schwarzl See eine ganzjährige Durchmischung erfährt. Der Sauerstoff-18-Gehalt ist in den verschiedenen Tiefen nahezu gleichbleibend. Ebenso zeigen die Messungen der Geländeparameter im November 1990 und Oktober 1991 eine homogene vertikale Verteilung, die auf die vollständige Durchmischung des Baggersees zu diesen Terminen zurückzuführen ist. Zu den anderen Terminen weist die Verteilung der Parameter eine gewisse Abweichung von einer vertikalen Geraden auf, jedoch keinen eindeutigen Sprung, der als eine Schichtung des Sees interpretiert werden kann. Die vertikale Verteilung des gelösten Sauerstoffs im August zeigt bei ca. 5 m Tiefe einen Knick, der zu diesem Probenahmetermin wahrscheinlich auf die Sauerstoffzehrung durch die abgesetzten organischen Stoffe zurückzuführen ist.

Es ist auch anzumerken, daß die Geländeparameter empfindlicher auf die vertikale Änderung der physiko-bio-chemischen Beschaffenheit des Sees reagieren als die Isotope. Weiters wird bei den Isotopen die Schichtung bzw. Durchmischung eines Sees erst nachträglich festgestellt. Hingegen wird aus der Messung der Geländeparameter wie Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt direkt im Gelände sichergestellt, ob der See als vollständig durchmischt oder geschichtet betrachtet werden kann.

Die Wasserbilanz im Schwarzl See wurde daher unter der Annahme erstellt, daß sich der Baggersee isotopisch und hydrologisch im Gleichgewicht befindet. Die Ausbaggerung des Schwarzl Sees wurde vor etwa 20 Jahren begonnen und bis vor einigen Jahren kontinuierlich erweitert. Laut U. ZIMMERMANN würde ein ca. 5 m tiefer See, in dem der gesamte Zufluß verdunstet, sich in ca. acht Jahren auf ein isotopisches Gleichgewicht einstellen. Diese Tiefe ist annähernd vergleichbar mit der des Schwarzl Sees. U. ZIMMERMANN fügte hinzu, daß die mittlere Einstellzeit sich mit zunehmender Zuflußrate verringert. Der Zufluß zum Schwarzl See besteht nicht nur aus Niederschlag, sondern im wesentlichen aus Grundwasser und Infiltration aus einem im Anstrom gelegenen Baggersee (STUAG See). Der gesamte unterirdische Zufluß zu den Baggerseen Schwarzl, STUAG und Samitz, der mit konventionellen Verfahren berechnet wurde, kann mit ca. 115–150 l/s angegeben werden. Der Großteil dieses Grund- und Seewassers fließt durch den Schwarzl See. Die Verweildauer des Wassers im Schwarzl See, die aus den konventionellen

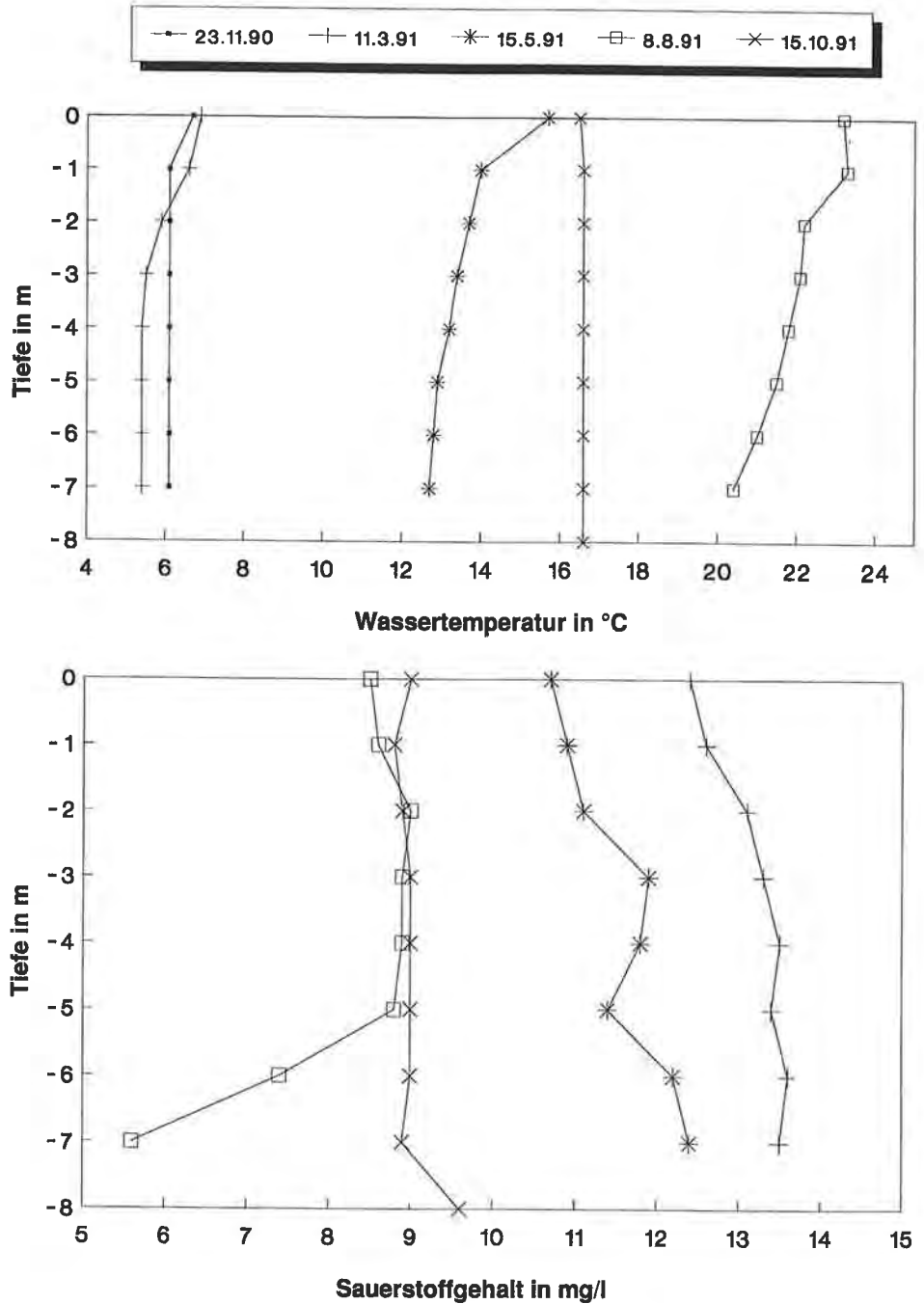
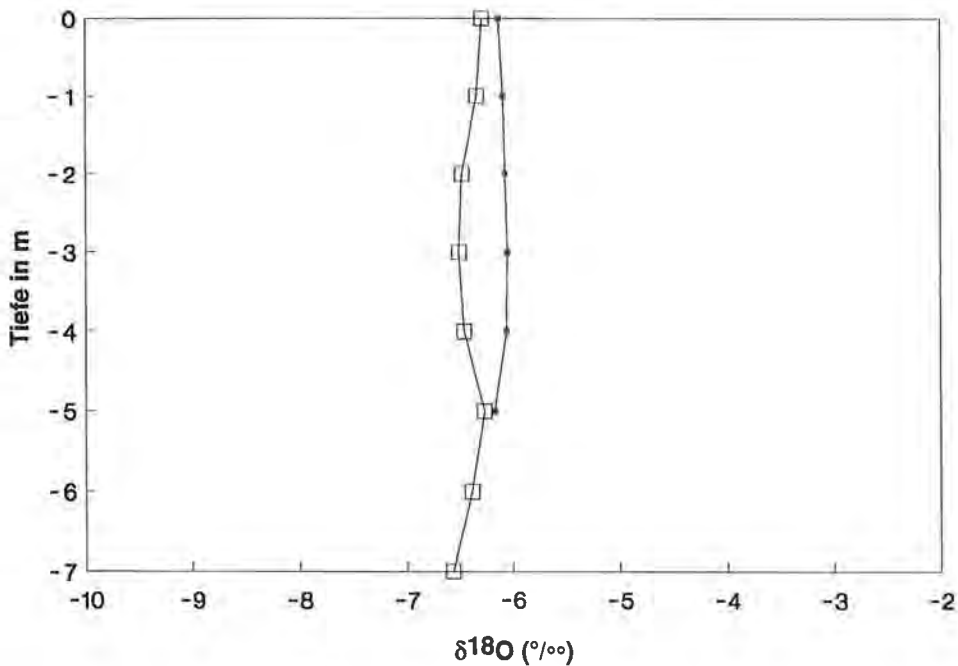


Fig. 4.1: Tiefenprofile der Geländeparameter (Wassertemperatur und gelöster Sauerstoffgehalt) und des ^{18}O -Gehaltes. (Fortsetzung S. 35.)
 Depth profiles of field parameters (water temperature and dissolved oxygen gas content) and ^{18}O . (Continuation p. 35.)



Methoden berechnet wurde, wird mit ca. einem halben bis einem Jahr angegeben. Alle angeführten Feststellungen weisen darauf hin, daß der Schwarzl See sich in einem Isotopengleichgewicht befindet.

4.3. Berechnung der Zu- und Abflußmenge sowie der Verweildauer

4.3.1. Theoretische Grundlagen

Die zu quantifizierenden Komponenten der Wasserbilanz des Schwarzl Sees sind der unterirdische Zu- und Abfluß und im Zusammenhang damit die Verweildauer des Wassers im See. Die theoretischen Grundlagen zur Erstellung der Wasserbilanz bei einem See mit Hilfe von Umweltisotopen wurden bereits in mehreren Publikationen eingehend behandelt (J. R. GAT, 1970, U. ZIMMERMANN, 1978, G. B. ALLISON et al., 1979, A. ZUBER, 1983, R. GONFIANTINI, 1986), sodaß sie in diesem Rahmen nur kurz erläutert werden. Die Anwendung dieser Methode setzt voraus, daß der Isotopengehalt der verschiedenen Komponenten der Wasserbilanzgleichung eines Sees unterschiedlich sein muß, was in der Regel der Fall ist. Weiters ist der hydrologische und isotopische Gleichgewichtszustand des Sees zu beachten.

Die Ausgangswasserbilanzgleichung lautet:

$$\frac{\partial V_s}{\partial t} = Z_O + Z_U + N - A_O - A_U - E. \quad (4.1)$$

Die Isotopenbilanzgleichung lautet:

$$\frac{\partial (V_s \delta_s)}{\partial t} = Z_O \delta_O + Z_U \delta_U + N \delta_N - A_O \delta_s - A_U \delta_s - E \delta_s, \quad (4.2)$$

wobei

- V das Seevolumen,
- Z_O und Z_U die oberirdische und unterirdische Zuflußrate,
- A_O und A_U die oberirdische und unterirdische Abflußrate,
- N der Niederschlag,
- E die Verdunstung,
- δ_x der Isotopengehalt, der durch den entsprechenden Index symbolisierten Komponenten der Wasserbilanzgleichung und
- s der See ist.

In der oben angeführten Gleichung der Isotopenbilanz wird angenommen, daß die isotopische Zusammensetzung des Abflusses gleich ist wie die des Seewassers.

Der Isotopengehalt des Seewassers, des Zuflusses, des Abflusses und des Niederschlages wurden von den monatlichen Wasserproben direkt bestimmt. Im Gegensatz dazu kann der Isotopengehalt des Nettowasserdampfes (δ_E) nicht direkt gemessen werden. Er kann jedoch aus der nachstehenden vom Craig-Gordon Evaporation Model übernommenen Gleichung berechnet werden (J. V. TURNER et al., 1984, R. GONFIANTINI, 1986 und A. ZUBER, 1983):

$$\delta_E = \frac{1/\alpha \delta_s - h\delta_a - \epsilon}{1-h+10^{-3}\Delta\epsilon}, \quad (4.3)$$

wobei α der Gleichgewichtstrennfaktor ist, der aus der folgenden Beziehung ermittelt werden kann:

$$\ln \alpha = A/T^2 + B/T + C. \quad (4.4)$$

A, B und C sind Konstante und T ist die Wassertemperatur an der Seeoberfläche in °K. Verschiedene Autoren ermittelten unterschiedliche Werte für A, B und C. Laut R. GONFIANTINI (1986) finden bei der Erstellung der Wasserbilanz eines Sees die Werte, die von MAJOUBE angegeben wurden, eine breite Anwendung.

h ist die relative Luftfeuchtigkeit bezogen auf die Oberflächentemperatur des Sees.

Es ist anzumerken, daß manche Autoren trotz der ursprünglichen Formulierung des Modells zur Bestimmung des Isotopengehaltes des Nettowasserdampfes der Auffassung sind, daß die Lufttemperatur (non-normalized) für die Berechnung des Gleichgewichtstrennfaktors und der relativen Luftfeuchte angewandt werden soll. G. B. ALLISON et al. (1979) berichten anhand ihrer Versuchsergebnisse, daß die mit der Lufttemperatur berechneten Parameter besser zu den Feldbeobachtungen (Evaporation pan data) passen. A. ZUBER (1983) ist auch der Ansicht, daß bei der Ermittlung des Nettowasserdampfes und der relativen Luftfeuchte die Lufttemperatur einbezogen werden soll. Er begründete dies mit der Verfügbarkeit kontinuierlicher Messungen der Lufttemperatur, die weniger mit Fehlern behaftet ist als die der Wassertemperatur, die nur gelegentlich gemessen wird. Zudem fügt er hinzu, daß der Unterschied beider Messungen (Lufttemperatur und Oberflächentemperatur des Sees) im Mittel gering ist. In dieser Arbeit werden die Berechnungen mit beiden Meßdaten durchgeführt und verglichen.

$\Delta\epsilon$ ist der kinetische Trennfaktor in ‰. Dies kann aus den folgenden Beziehungen ermittelt werden:

$$\Delta\epsilon^{18}\text{O} = 14,2(1-h), \quad (4.5)$$

$$\Delta\epsilon^2\text{H} = 12,5(1-h). \quad (4.6)$$

ϵ ist der effektive Trennfaktor in ‰. Er kann aus der folgenden Gleichung ermittelt werden:

$$\epsilon = 10^3 \left(1 - \frac{1}{\alpha} \right) + \Delta\epsilon. \quad (4.7)$$

δ_a ist der Isotopengehalt der Luftfeuchtigkeit, der aus der folgenden empirischen Gleichung unter der Annahme, daß die isotopische Zusammensetzung des Niederschlages und der Luftfeuchtigkeit sich im Gleichgewicht befinden, berechnet werden kann (A. ZUBER, 1983):

$$\delta_a = \frac{1}{\alpha} \delta_N - 10^3 \left(1 - \frac{1}{\alpha} \right). \quad (4.8)$$

Der unterirdische Abfluß (A_U) kann aus der folgenden Gleichung berechnet werden:

$$A_U = \frac{A_O(\delta_U - \delta_O) + N(\delta_U - \delta_N) + E(\delta_E - \delta_U)}{\delta_U - \delta_S}. \quad (4.9)$$

Weiters ist der unterirdische Zufluß (Z_U) durch das Einsetzen der Werte von N , E , A_O und A_U in die Ausgangsgleichung der Wasserbilanz ermittelbar.

4.3.2. Eingabedaten

4.3.2.1. Meteorologische Daten

Die zur Berechnung der Zu- und Abstrommenge benötigten Jahreswerte der meteorologischen Daten der Wetterstation Flughafen Graz-Thalerhof von 1991 und die in diesem Zeitraum gemessene Seewassertemperatur und die darauf bezogene relative Feuchte (normalized) sind in Tab. 4.1 aufgelistet. Bei der Oberflächentemperatur des Sees handelt es sich um einen Jahresmittelwert, der aus zweimaligen Messungen im Monat ermittelt wurde.

Aus der Tabelle ist zu entnehmen, daß das Jahresmittel der Lufttemperatur wesentlich niedriger ist als das Jahresmittel der Wassertemperatur. Dies ist auf die Wärmezufuhr durch das einströmende Grundwasser einerseits und auf die

Tab. 4.1: Jahreswerte der meteorologischen Eingabedaten.
Annual values of the meteorological input data.

Niederschlag (mm)	1106
Potentielle Verdunstung (mm)	686
Lufttemperatur (°C)	8,4
Relative Luftfeuchte (%)	81
Seeoberflächentemperatur (°C)	12,8
Relative Feuchte (%) bezogen auf die Oberflächentemperatur des Sees	62

Verhinderung des Austausches zwischen der Luft und dem Baggersee durch die im Winter gebildete Eisdecke andererseits zurückzuführen. Demzufolge ist die auf die Wassertemperatur bezogene relative Feuchtigkeit niedriger als das Jahresmittel der relativen Luftfeuchtigkeit. Die Jahreslufttemperatur in der Umgebung des Schwarzl Sees beträgt $8,4^{\circ}\text{C}$, die Luftfeuchtigkeit 81 %, das Jahresmittel der Wassertemperatur des Schwarzl Sees ca. $12,8^{\circ}\text{C}$ und die entsprechende relative Feuchtigkeit 62 %. Allerdings ist es sinnvoll, bei der Mittelwertbildung nur die eisfreien Monate zu berücksichtigen. Im Jahre 1991 war der Schwarzl See in den Monaten Januar und Februar komplett zugefroren, das 10-Monatemittel betrug $14,7^{\circ}\text{C}$ und die darauf bezogene relative Feuchtigkeit ca. 60 %.

4.3.2.2. Isotopendaten

Der Isotopengehalt aller Komponenten der Seewasserbilanz, außer dem des Wasserdampfes, wurde aus den monatlich entnommenen Wasserproben bestimmt. Die Mittelwerte der stabilen Isotope des Grundwasserzustroms (SB1), STUAG Sees, Schwarzl Sees, Niederschlages (gewichtet) und anderer berechneter Parameter, die auf die Jahreswerte der Luft- und Seewassertemperatur bezogen sind, sind in Tab. 4.2 aufgelistet.

Tab. 4.2: Jahreswerte der Isotopendaten und anderer berechneter Parameter.
Annual values of the isotope data and other calculated parameters.

	Bezogen auf Lufttemperatur		Bezogen auf Seewassertemperatur	
	^2H	^{18}O	^2H	^{18}O
Gleichgewichtstrennfaktor α	1,100	1,011	1,094	1,010
Kinetische Trennung $\Delta\varepsilon$ (‰)	2,339	2,657	4,750	5,396
Effektiver Trennfaktor ε (‰)	93,020	13,397	90,508	15,724
Isotopengehalt der Luftfeuchte δ_a (‰)	-144,239	-19,296	-144,239	-19,296
Isotopengehalt des Nettowasserdampfes δ_E (‰)	-115,010	-21,605	-122,288	-26,246
Isotopengehalt des Niederschlages δ_N (‰)	-58,90	-8,65	-58,90	-8,65
Isotopengehalt vom Grundwasserzustrom δ_{I_g} (‰)	-56,92	-8,24	-56,58	-8,22
Isotopengehalt des STUAG Sees δ_{I_s} (‰)	-53,25	-6,97	-53,19	-6,99
Isotopengehalt des Schwarzl Sees δ_s (‰)	-50,61	-6,46	-50,28	-6,42

4.3.3. Interpretation der Meßwerte

Die Infiltration, die vom STUAG See mit einer herkömmlichen Methode ermittelt wurde, beträgt im Mittel ca. 64 l/s. Die unterirdischen Grundwasserzu- und

Tab. 4.3: Berechnete Grundwasserzu- und -abflußmenge (l/s und mm/a). (a) bezogen auf das Jahresmittel der Lufttemperatur und (b) bezogen auf das Jahresmittel der Oberflächentemperatur des Sees.

Calculated subsurface inflow and outflow rate (l/sec and mm/a). (a) related to the mean annual air temperature (non-normalized approach) and (b) related to the mean annual surface water temperature.

		² H		¹⁸ O	
		l/s	mm/a	l/s	mm/a
(a)	Grundwasserzufluß	53	3696	46	3195
	Grundwasserabfluß	123	8534	116	8033
(b)	Grundwasserzufluß	62	4294	69	4772
	Grundwasserabfluß	132	9132	139	9610

-abstrommungen im Schwarzl Baggersee wurden mit Hilfe der Isotope ¹⁸O und ²H aus den Gleichungen 4.1 bis 4.9 bestimmt. In Tab. 4.3 a und b sind die Werte je nach Betrachtungsweise aufgelistet. Aus der Tabelle ist zu entnehmen, daß die Werte aus den ²H-Daten, die anhand der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte berechnet wurden, höher als die aus den ¹⁸O-Daten sind. Hingegen sind die aus den ¹⁸O-Daten anhand der Wassertemperatur und der darauf bezogenen relativen Feuchte eruierten unterirdischen Grundwasserzu- und -abstrommungen höher als jene aus den ²H-Daten. Aus der Tabelle ist auch ersichtlich, daß die anhand der Seewassertemperatur und der darauf bezogenen relativen Feuchte ermittelten Werte höher sind als diejenigen, die anhand der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte berechnet wurden.

Der Grundwasserabstrom, der mit den Mittelwerten der Wassertemperatur und der darauf bezogenen relativen Feuchte in den eisfreien Monaten (März bis Dezember) berechnet wurde, beträgt ca. 135 l/s aus den ²H-Daten und ca. 130 l/s aus den ¹⁸O-Daten und ist durchaus mit jenem Wert vergleichbar, der das Jahresmittel repräsentiert. Der mit der gleichen Methode berechnete Grundwasserzufluß ist mit 85 l/s (aus ²H-Daten) und 80 l/s (aus ¹⁸O-Daten) beträchtlich höher.

Die Summe der Grundwasserzuflußmenge aus den Isotopendaten und der Infiltration vom STUAG See ist vergleichbar mit dem gesamten Zufluß zum Schwarzl See, der mit Hilfe der konventionellen Methoden ermittelt wurde. Am Verlauf der Grundwasserschichtlinien (Fig. 2.2 und 2.3) und der Isolinien der elektrischen Leitfähigkeit (Fig. 4.5) ist erkennbar, daß der Großteil des unterirdischen Zuflusses zu den oberstromigen Baggerseen (Samitz- und STUAG See) in den Schwarzl See gelangt. Die Breite des Einzugsgebietes ist mit ca. 2125 m, die Aquifermächtigkeit mit ca. 6 m, der Durchlässigkeitsbeiwert mit ca. 3×10^{-3} m/s und das Grundwassergefälle mit ca. 3–4 ‰ anzusetzen. Die mit diesen Daten berechnete Durchstrommenge variiert zwischen 115 und 153 l/s. Damit liegt der unterirdische Abfluß aus dem Schwarzl See, der mit Hilfe der Isotope ¹⁸O und ²H unter Berücksichtigung verschiedener Eingabeparameter berechnet wurde, innerhalb der Spanne, die aus konventionellen Methoden abgeschätzt wurden.

Die mittlere Tiefe des Sees wird mit 6,12 m angegeben. Die mittlere Verweildauer errechnet sich aus der mittleren Tiefe des Sees geteilt durch die mittlere Abflußrate und liegt zwischen acht und neun Monaten.

4.4. Wechselbeziehung zwischen dem Baggersee und dem umliegenden Grundwasserfeld

4.4.1. Verhältnis zwischen Deuterium und Sauerstoff-18

Mit den $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$ -Meßwerten der monatlichen Wasserproben der Niederschläge vom Zeitraum 1989–1991 wurde eine für das Untersuchungsgebiet geltende Niederschlagsgerade ermittelt. Die Gleichung der Regressionsgeraden lautet $\delta^2\text{H} = (8,23 \pm 0,19) \delta^{18}\text{O} + (12,12 \pm 1,90)$ und der Korrelationskoeffizient (R) beträgt 0,99. Die Steigung der Geraden und der Deuterium-Exzeß sind größer als die der globalen Niederschlagsgeraden.

Erwartungsgemäß liegen die Isotopenwerte aus den Wasserproben der oberströmigen Grundwasserpegel SB1, SB5 und PB33 auf der Niederschlagsgeraden (Fig. 4.2). Die Meßwerte der Meßstellen 35445 und 35465 liegen ebenfalls auf dieser Geraden, weisen allerdings auffallend niedrige $\delta^2\text{H}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte auf.

Aufgrund der Isotopenfraktionierung an der Seewasseroberfläche sind die Wasserproben, die aus den Baggerseen und den vom Seewasser beeinflussten unterströmigen Grundwassermeßstellen entnommen wurden, mit schweren Isotopen angereichert. Daher liegen alle Isotopenwerte des Sees und jene der vom Baggersee beeinflussten Grundwasserpegel auf der Verdunstungsgeraden. Dazu zählen die Grundwassermeßstellen SB3, SB7, SB9, BL2, BL3, PB13, und PB14. Daraus ist erkennbar, daß der Anteil des Seewassers in diesen Grundwassermeßstellen relativ groß sein muß. Der ^2H - und ^{18}O -Gehalt der Wasserproben, die aus den Grundwassermeßstellen BL4 und BL7 entnommen wurden, ist niedriger, sodaß er zwischen dem

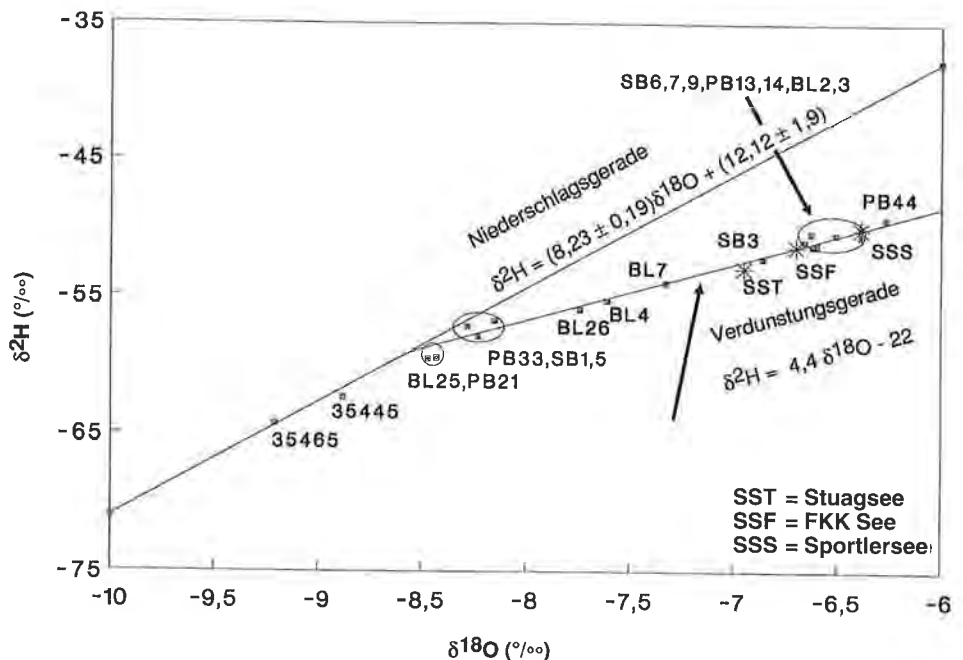


Fig. 4.2: Verhältnis ^2H zu ^{18}O im Niederschlag, Grund- und Seewasser.
The ratio between ^2H and ^{18}O in precipitation, groundwater and lakewater.

Schnittpunkt der Niederschlagsgeraden und der Verdunstungsgeraden und den Seewässern zu liegen kommt. Dies bedeutet, daß das Grundwasser in diesen Pegeln einen geringeren Anteil an Seewasser enthält. Aus den Grundwasserfließverhältnissen im Untersuchungsgebiet kann geschlossen werden, daß die Grundwassermeßstellen BL4 und PB44 nicht direkt vom Schwarzl See beeinflusst werden, sondern von den weiter südlich gelegenen kleineren Schotterteichen. Bedingt durch den starken Verdünnungseffekt haben die Grundwassermeßstellen BL25, BL26 und PB21 einen niedrigen Isotopengehalt. Vor allem ist die Zumischung an den Grundwassermeßstellen BL25 und PB21 sehr gering und die Punkte liegen im Bereich des Schnittpunktes zwischen der Niederschlagsgeraden und der Verdunstungsgeraden. Generell ist der Einfluß des Baggerseewassers auf das unterströmige Grundwasser oder die Zumischung von See- zum Grundwasser je nach Entfernung und je nach Lage in bezug auf die Grundwasserfließachse unterschiedlich.

4.4.2. Jahreszeitliche Variation der stabilen Isotope und der Geländeparameter

Im Gegensatz zum Grundwasser, das sich das ganze Jahr ausgeglichen verhält, sind Baggerseen sehr dynamisch und reagieren sehr rasch auf die lokalen klimatischen Verhältnisse. Der Schwarzl Baggersee zeigt z. B. Temperaturschwankungen, die von den Tages- und Jahreszeiten abhängig sind. In Fig. 4.1 ist erkennbar, daß die Erwärmung des Wassers im Baggersee im Frühjahr (von der Oberfläche her) beginnt, im Sommer ist sie am höchsten. Im Herbst kommt es zur langsamen Abkühlung

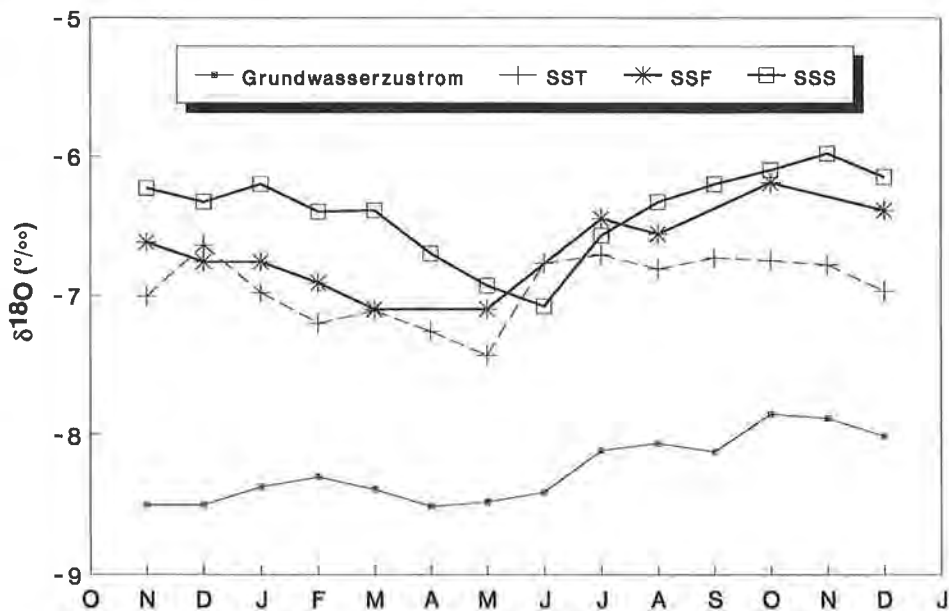


Fig. 4.3: Schwankungsverhalten des ^{18}O -Gehaltes in den Baggerseen im Zeitraum zwischen November 1990 und Dezember 1991 (SST – STUAG See; SSF – FKK See; SSS – Sportlersee).
Seasonal fluctuation of the ^{18}O content in the dredging lakes in the period between November 1990 and December 1991 (SST – STUAG Lake; SSF – FKK Lake; SSS – Sportler Lake).

des Wassers und führt zu geringen Wassertemperaturen im Winter. Im Zusammenhang mit der jahreszeitlichen Änderung der Wassertemperatur zeigt auch der gelöste Sauerstoffgehalt im Schwarzl See eine ausgeprägte jahreszeitliche Variation, allerdings mit einem gegensätzlichen Verlauf, da die Löslichkeit mit der Abnahme der Wassertemperatur zunimmt und umgekehrt.

Ebenfalls bedingt durch die jahreszeitliche Änderung der lokalen klimatischen Verhältnisse wurde eine systematische jahreszeitliche Variation des ^{18}O -Gehaltes im Baggersee festgestellt. Geringe δ -Werte wurden im Frühling, höhere Werte im Januar, Februar und im Spätsommer gemessen (Fig. 4.3).

Die jahreszeitlich schwankenden Eigenschaften des Seewassers können auch im unterstromigen Grundwasser über eine längere Strecke verfolgt werden. Allerdings sind die Maxima und Minima an den Grundwasserstellen zeitlich verschoben und je nach Entfernung vom See gedämpft (Fig. 4.4). Die Schwankungen des ^{18}O -Gehaltes sind an den Meßstellen SB6, SB7, BL3 und PB14 eindeutig, jedoch an den weiter östlich gelegenen Grundwassermessstellen aufgrund des erhöhten Anteils der vertikalen Infiltration weniger ausgeprägt. Die Schwankungen und die zeitliche Verschiebung der Maxima und Minima der Wassertemperatur und des O_2 -Gehaltes sind wie bei ^{18}O je nach Entfernung vom See unterschiedlich, und dieses Signal ist bei den vom Schwarzl See weit entfernt gelegenen Grundwassermessstellen nicht mehr erkennbar.

Die Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers im Unterstrom wurde aus der zeitlichen Verschiebung der Maxima und Minima der Ganglinien des ^{18}O -, des Sauerstoffgehaltes und der Wassertemperatur in den ausgewählten Meßstellen sowie

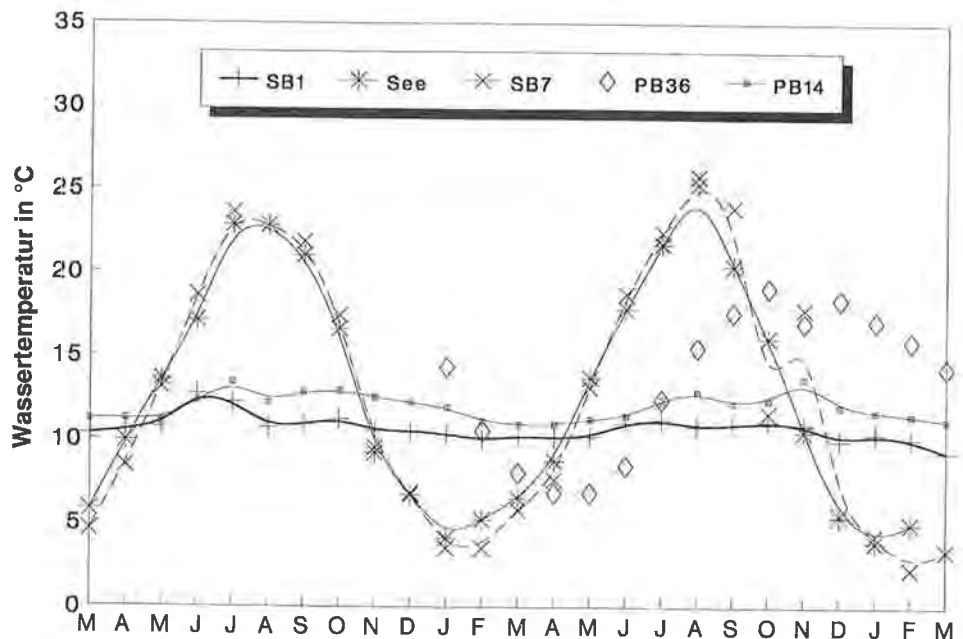
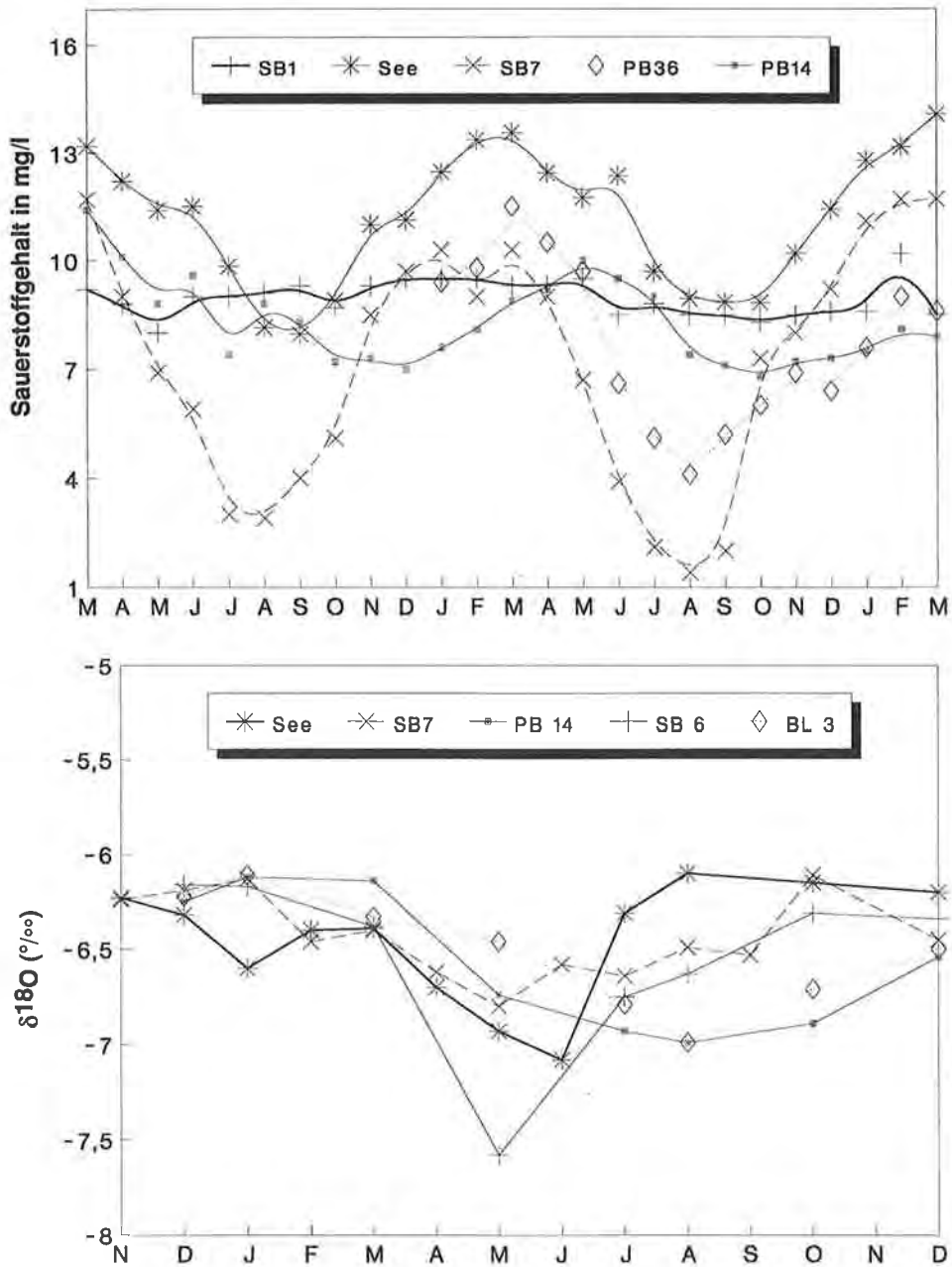


Fig. 4.4: Schwankungen der Temperatur, des gelösten Sauerstoff- und des ^{18}O -Gehaltes im See- und Grundwasser. (Fortsetzung S. 43.)

Seasonal variations of water temperature, dissolved oxygen and ^{18}O content in ground-water and lakewater. (Continuation p. 43.)



dem Abstand zwischen den betrachteten Meßstellen ermittelt; sie beträgt ca. 5–6 m/d. Dieses Resultat ist vergleichbar mit der Abstandsgeschwindigkeit, die mit Hilfe der hydraulischen Kenndaten des Aquifers [Grundwassergefälle (i) in der Strecke zwischen SB7 und BL7 ca. 3–4 ‰, Durchlässigkeitsbeiwert (K_f) ca. 3×10^{-3} m/s und nutzbare Porosität (n_{eff}) ca. 20 %] aus der Gleichung $V_a = i \times K_f / n_{eff}$ berechnet wurde.

4.4.3. Mischverhältnisse des Seewassers in den unterstromigen Grundwasserpegeln

Mit Hilfe einer einfachen Mischungsformel wurde versucht, den Seewasseranteil in den vom Schwarzl See beeinflussten Grundwasserpegeln zu berechnen. Dazu wird der Isotopengehalt des Niederschlages, des Seewassers und des Grundwassers an den jeweiligen Grundwasserpegeln (Mischwasser) benötigt. Unter der Annahme, daß die Aufenthaltszeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone länger als die zur Verfügung stehende Meßserie der Isotopendaten des Niederschlages (1989–1991) ist, wurden sinnvollerweise die Isotopenwertpaare des Schnittpunktes der Niederschlags- und der Verdunstungsgeraden in Fig. 4.2 (für den Isotopengehalt des Niederschlages) in der Formel eingesetzt.

In Tab. 4.4 sind die Seewasseranteile (in %) in den Grundwasserpegeln mit den Fehlergrenzen aufgelistet.

Daraus ist zu entnehmen, daß die Seewasseranteile, die mit Deuterium und ^{18}O berechnet wurden, keine bedeutenden Unterschiede zeigen. Allerdings weisen die Ergebnisse, die mit den Daten des Deuteriums berechnet wurden, höhere Fehler auf.

Hinzu kann aus der Berechnung geschlossen werden, daß die Zumischung von See- zum Grundwasser je nach Entfernung und je nach Lage in bezug auf die Grundwasserfließachse unterschiedlich ist. Der Seewasseranteil in SB7, SB6, SB9, BL3, PB13 und PB14 ist höher als 90%, in PB21 und BL25 beträgt er nur ca. 10 %.

Tab. 4.4: Seewasseranteil (%) in den unterstromigen Grundwassermessstellen aus beiden Isotopendaten mit Fehlergrenzen (%), der mit 5prozentigem Signifikanzniveau berechnet wurde (100 % überschreitende Werte sind zu ignorieren). Der Isotopengehalt ist in $\delta\text{‰}$ angegeben. *Lakewater content (%) in the downgradient observation wells from both isotope data with the corresponding error (%) calculated at 5 % significance level (values exceeding 100 % should be ignored). Isotope content is expressed in $\delta\text{‰}$.*

Meßstelle	^{18}O	Seewasser	Fehler	^2H	Seewasser	Fehler
SB7	-6,4	100	10	-50,5	96	14
SB3	-6,9	80	14	-52,2	79	31
SB6	-6,6	91	18	-51,2	89	23
SB9	-6,6	89	17	-50,4	97	30
BL3	-6,5	95	13	-50,4	96	20
BL2	-6,6	90	12	-51,3	88	15
PB13	-6,6	91	17	-51,0	91	21
PB14	-6,6	91	15	-51,0	91	18
BL7	-7,3	60	7	-54,0	62	9
BL25	-8,5	10	16	-59,5	9	25
PB21	-8,4	12	10	-59,4	9	25
BL26	-7,7	42	9	-55,9	43	19

4.4.4. Abgrenzung des wirksamen Einzugsgebietes und der Mischungszone der Baggerseen

Im Untersuchungsgebiet ist das Grundwasser das Haupttransportmedium von Nährstoffen zum Baggersee. Deshalb ist die Abgrenzung des Einzugsgebietes notwendig, um dort sinnvolle Maßnahmen zu setzen, die zur Erhaltung nährstoffärmerer Bedingungen im Baggersee dienen. Dies ist zweckmäßig, um die Nutzung und Bewirtschaftung des Baggersees in Zukunft zu sichern. Für die

Erfassung der Auswirkungen des Baggersees auf das unterstromige Grundwasser und für die Beurteilung der Stellung des Baggersees im Trinkwasserschongebiet muß auch die Mischungszone abgegrenzt werden. Dies erfolgte anhand der Grundwasserisohypsenpläne, der Isolinien der elektrischen Leitfähigkeit und der Ergebnisse der isotopehydrologischen Untersuchungen.

Laut J-P. WROBEL (1980) ist die Reichweite des Absenkungsbereiches eines Baggersees abhängig von der Form eines Sees in bezug auf die Grundwasserfließrichtung, den hydraulischen Kenndaten des Aquifers und der Abdichtung der Seeufer. Je länger ein See in Grundwasserfließrichtung, je größer der K_f -Wert und das Gefälle und je weniger die Seeufer abgedichtet sind, umso größer ist die Reichweite des Absenkungsbereiches des Sees und umgekehrt. Die Beeinflussung eines Baggersees auf das unterstromige Grundwasser ist unter anderem ebenfalls von den genannten Parametern abhängig.

Die im Untersuchungsgebiet gelegenen Baggerseen (Schwarzl See, STUAG See und Samitzsee) hängen hydraulisch zusammen und haben übergreifende Einzugsgebiete. Bedingt durch die Offenlegung des seichtliegenden Grundwassers wird der Grundwasserspiegel im oberstromigen Ufer abgesenkt und im Gegensatz dazu kommt es im Unterstrom zu einem Aufstau. Deshalb sind die Grundwasser-schichtenlinien sowohl im Oberstrom als auch im Unterstrom konvex gebogen und können daher zur Abgrenzung des Einzugsgebiets der Baggerseen herangezogen werden. Es ist in Fig. 2.2 und 2.3 graphisch dargestellt und reicht bis zum Beckenrand. Weiters ist zu erkennen, daß das Einzugsgebiet beim Grundwasserhochstand größer ist als bei Grundwassertiefstand.

Eine Änderung der Grundwasserfließrichtung im unmittelbaren Bereich der Baggerseen ist am Verlauf der Isohypsen zu erkennen. Das Grund- bzw. das Seewasser durchströmt die Baggerseen zunächst in Richtung S. Erst im Unterstrombereich des Sportlersees schwenkt das durchströmende Seewasser auf die generelle Grundwasserfließrichtung nach SE ein. Diese Veränderung der Fließrichtung im unmittelbaren Bereich der Baggerseen kann dadurch begründet werden, daß das Wasser den Weg des geringsten Widerstandes wählt, der durch die von N nach S aneinandergereihten Seen, die nur durch schmale Kieswände (anstehende Kiesablagerung) voneinander getrennt sind, vorgezeichnet ist. Man kann davon ausgehen, daß die Baggerseen eine ausreichende Spiegeldifferenz aufweisen, um den Eintrittswiderstand zu überwinden, z. B. betrug die Seespiegeldifferenz zwischen STUAG und Schwarzl See im Jahre 1991 ca. 0,50 m.

Die Veränderung der chemischen Beschaffenheit des Wassers im Baggersee wurde zur Unterscheidung der Mischungszone herangezogen. Aufgrund des Verdünnungseffektes und als Folge der sich dort abspielenden geochemischen und biochemischen Vorgänge (z. B. Ausfällung bestimmter Stoffe und der Umwandlung der Nährstoffe in die Biomasse) sinkt die Konzentration der gelösten Stoffe im Schwarzl See. Deshalb weist das Seewasser eine niedrigere elektrische Leitfähigkeit auf als das zuströmende Grundwasser. Der in der Folge von Seewasser durchströmte Grundwasserkörper wird jedenfalls durch die niedrigere elektrische Leitfähigkeit markiert. Am 20. 12. 1991 wurde die elektrische Leitfähigkeit des Grundwassers an zahlreichen Grundwassermeßstellen und Hausbrunnen gemessen. Die Aufzeichnung eines Isolinienplanes mit diesen Meßwerten erlaubt es, die von Seewasser beeinflusste unterstromige Mischungszone zu erkennen und gibt gleichzeitig Rückschlüsse auf die im unmittelbaren Seebereich veränderte Fließrichtung. Sie verläuft hier zunächst N-S und pendelt sich erst später wieder auf die generelle Strömungsrichtung nach SE ein (Fig. 4.5).

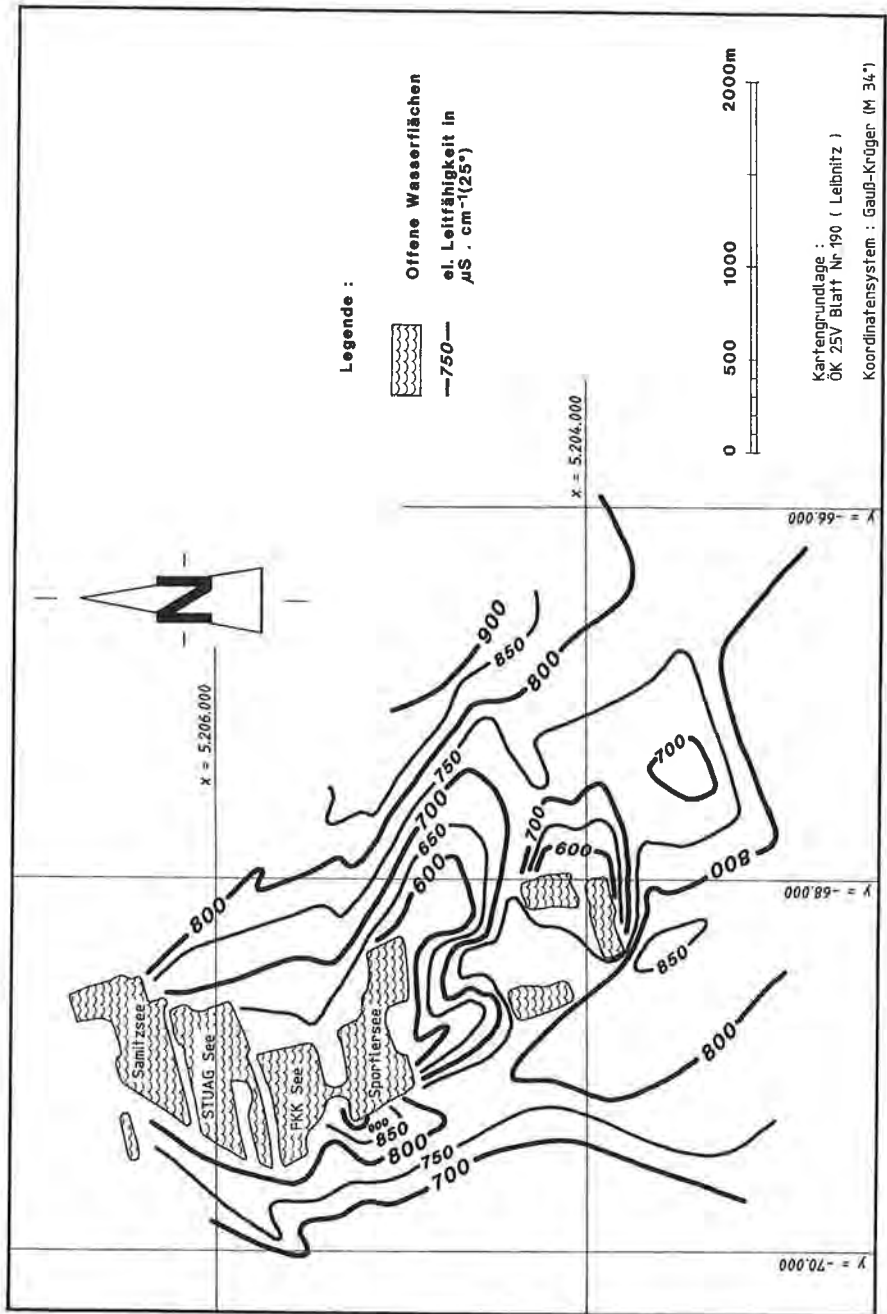


Fig. 4.5: Isolinien der elektrischen Leitfähigkeit vom 20. 12. 1991.
 Isoline map of the specific electrical conductivity measured on 20. 12. 1991.

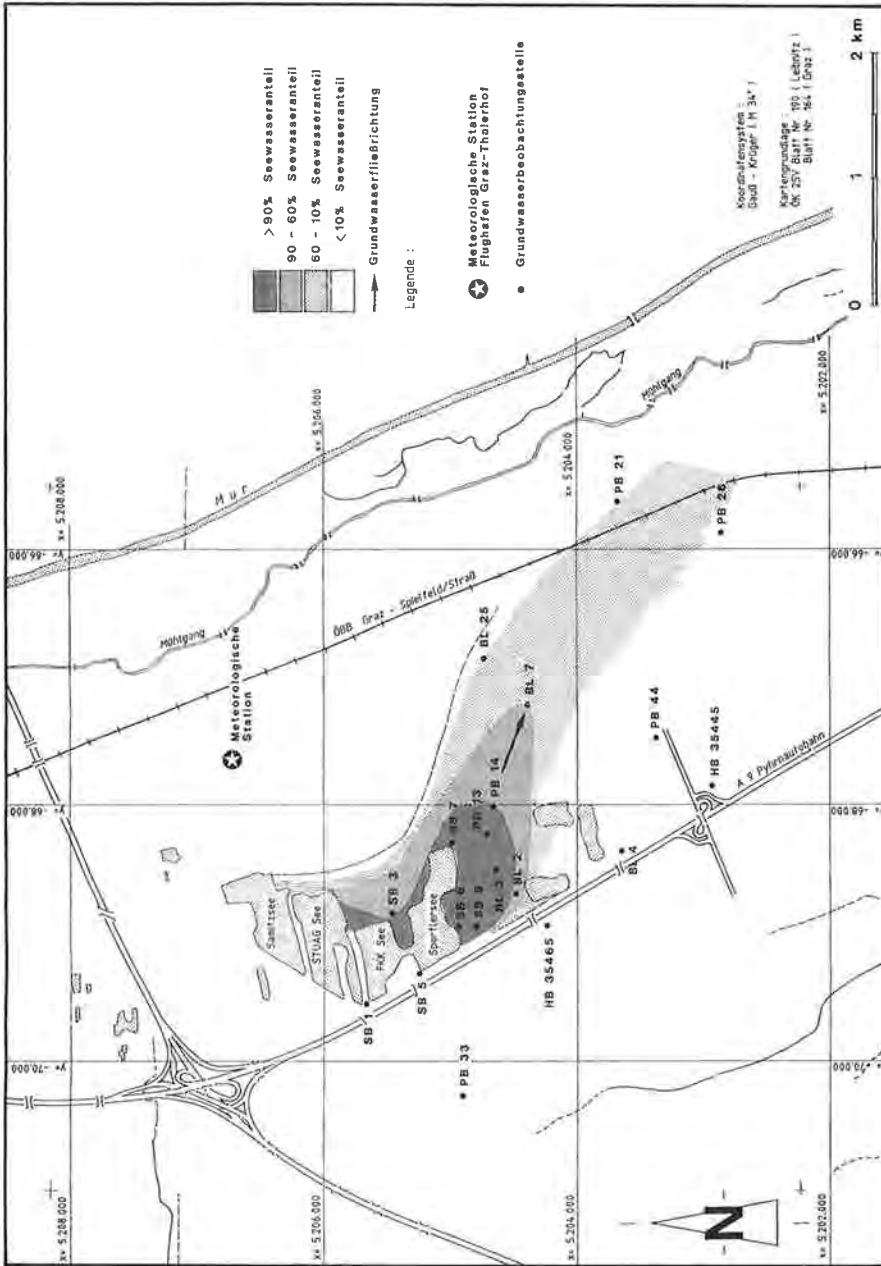


Fig. 4.6: Nach prozentualen Seewasseranteilen eingestufte Mischungszone. Mixing zone labelled with different lakewater proportions.

Die Verdunstung an der Seeoberfläche führt zu einer Anreicherung der schweren Isotope ^2H und ^{18}O im Seewasser. Das durch diesen physikalischen Vorgang markierte Seewasser kann aufgrund seines unterschiedlichen Isotopengehaltes vom unbeeinflussten Grundwasser unterschieden werden. Aus diesem Grund sind die Wasserproben, die aus den Baggerseen und den vom Seewasser beeinflussten unterstromigen Grundwassermessstellen entnommen wurden, mit schweren Isotopen angereichert, woraus sich unterschiedliche Mischungen im Abstrom aus dem Schwarzl See ablesen lassen.

Anhand der aus den Isotopendaten berechneten Seewasseranteile in den unterstromigen Grundwassermessstellen wurde in Kombination mit den Isolinien der elektrischen Leitfähigkeit und den Grundwasserisohypsen eine Mischungszone abgegrenzt (Fig. 4.6). Die Achse der Mischungszone verläuft in Richtung SE entlang der Probenahmestellen SB7, PB14 und BL7, und die Beeinflussung des unterstromigen Grundwassers durch die Baggerseen konnte bis auf eine Länge von ca. 3 km vom Ufer des Schwarzl Sees nachgewiesen werden. Die Fahne ist relativ schmal ausgebildet, was auf eine geringe horizontale Ausbreitung hinweist.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Im Untersuchungsgebiet bilden die grobkörnigen fluvio-glazialen Quartärsedimente (Kiesablagerungen), welche der würmeiszeitlichen Niederterrasse zugeordnet werden, den Grundwasserleiter und die darunter lagernden mächtigen (im Untersuchungsgebiet ca. 250 m) Tertiärsedimente (Tonmergel, Tone und Schluffe) den Stauerhorizont. Die Mächtigkeit der Quartärsedimente im Bereich der Baggerseen erreicht ca. 12 m und die gesättigte Zone ca. 6 m. Der K_f -Wert des Aquifers im Areal des Flughafens Graz-Thalerhof variiert zwischen 1×10^{-3} und 3×10^{-3} m/s, wobei im Baggerseengebiet die höchsten Durchlässigkeitsbeiwerte ermittelt wurden. Im Untersuchungsgebiet fließt das Grundwasser generell in Richtung SE. Das Grund- bzw. das Seewasser durchströmt die Baggerseen zunächst in Richtung S. Erst im Unterstrombereich des Sportlersees schwenkt das durchströmende Seewasser auf die generelle Grundwasserfließrichtung nach SE ein.

Die Neubildung im Untersuchungsgebiet stammt aus dem Niederschlag. Die Verdunstung und die Neubildung im Untersuchungsgebiet wurden anhand der meteorologischen Daten der Wetterstation Flughafen Graz-Thalerhof berechnet. Die mittlere jährliche Verdunstung (1971–1991) über der Wasserfläche beträgt 682 ± 16 mm, das sind 83 % des mittleren jährlichen Niederschlages. Das Jahresmittel der reellen Verdunstung beträgt 624 ± 11 mm. Dies ist um ca. 60 mm geringer als die potentielle Verdunstung. Die jährliche Neubildung aus dem Niederschlag zu den Baggerseen und dem umliegenden Grundwasser wurde aus der Differenz von Niederschlag und potentieller bzw. reeller Verdunstung ermittelt. Sie beträgt 142 ± 36 mm (17 % des mittleren jährlichen Niederschlages) bzw. 200 ± 36 mm (24 % des mittleren jährlichen Niederschlages).

Der Seewasserhaushalt des Schwarzl Baggersees wird einerseits durch den Grundwasserzustrom, die Infiltration aus dem im Anstrom gelegenen STUAG Baggersee und dem Niederschlag und andererseits durch den unterirdischen Abfluß und die Evaporation bestimmt.

Für das Jahr 1991 wurde festgestellt, daß der Schwarzl Baggersee ganzjährig homogen und durchmischt war. Die Wasserbilanz im Schwarzl Baggersee wurde

unter der Annahme erstellt, daß der Baggersee sich isotopisch und hydrologisch im Gleichgewicht befindet. Die unterirdischen Grundwasserzu- und -abstrommengen im Schwarzl Baggersee, die mit Hilfe der Isotope ^{18}O und ^2H berechnet wurden, weisen Unterschiede auf. Der Grundwasserabstrom, der mit dem Jahresmittel der Seewassertemperatur von 1991 und der darauf bezogenen relativen Feuchte berechnet wurde, beträgt für dieses Jahr ca. 132 l/s aus ^2H - und ca. 139 l/s aus ^{18}O -Daten. Der Grundwasserzustrom wird für den gleichen Zeitraum mit ca. 62 l/s aus ^2H und mit ca. 69 l/s aus ^{18}O angegeben. Diese unterirdischen Grundwasserzu- und -abstrommengen sind höher als jene, die anhand der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte ermittelt wurden. Die Exfiltration aus dem STUAG See wurde mit herkömmlichen Methoden berechnet und kann mit 64 l/s angegeben werden. Die Verweilzeit des Wassers im Baggersee beträgt etwa acht bis neun Monate.

Die im Untersuchungsgebiet gelegenen Baggerseen (Schwarzl, STUAG und Samitzsee) hängen hydraulisch zusammen und haben übergreifende Einzugsgebiete. Das gesamte Einzugsgebiet reicht bis zum Beckenrand und ist beim Hochgrundwasserstand größer als beim Niedriggrundwasserstand. Die Auswirkungen des Baggersees im unterströmigen Grundwasser und die Stellung des Baggersees im Trinkwasserschongebiet konnten anhand der berechneten Mischungsverhältnisse in den unterströmigen Grundwassermeßstellen in Kombination mit der Isolinkarte der elektrischen Leitfähigkeit und den Grundwasserisohypsen beurteilt werden. Die Achse der Mischzone verläuft in Richtung SE entlang der Probenahmestellen SB7, PB14 und BL7. Die Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers im Unterstrombereich des Schwarzl Sees wurde aus der zeitlichen Verschiebung der Maxima und Minima der Ganglinien des ^{18}O -, des Sauerstoffgehaltes und der Wassertemperatur an den ausgewählten Meßstellen und dem Abstand zwischen den betrachteten Meßstellen ermittelt und kann mit ca. 5–6 m/d angegeben werden. Dieses Resultat ist vergleichbar mit der Abstandsgeschwindigkeit, die mit Hilfe der hydraulischen Kenndaten des Aquifers berechnet wurde.

Aus den Untersuchungen geht hervor, daß der Austausch zwischen dem Baggersee und dem seichtliegenden Grundwasser beträchtliche Ausmaße erreicht und daß die Beeinflussung auf das umgebende Grundwasser durch die in den sehr durchlässigen Quartärsedimenten künstlich angelegten Baggerseen räumlich unterschiedlich, aber in ihrer Ausbreitung abgrenzbar ist. Damit sind die Voraussetzungen für Maßnahmen zur Erhaltung nährstoffarmer Bedingungen im Baggersee und für die Beurteilung der Nutzbarkeit des vom Seewasser beeinflussten unterströmigen Grundwassers gegeben.

Literatur

- ALLISON, G. B., R. M. BROWN & P. FRITZ (1979): Estimation of the isotopic composition of lake evaporate. – *J. Hydrol.*, 42, 109–127, Amsterdam.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG – LANDESBAUDIREKTION WASSERWIRTSCHAFTLICHE RAHMENPLANUNG (1969): Hydrogeologie des Murtales. – *Berichte der wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung*, 12, 129–132, Graz.
- ANDERSON, M. P. & J. A. MÜNTER (1981): Seasonal reversals of groundwater flow around lakes and relevance to stagnation points and lake budgets. – *Water Resour. Res.*, Vol. 17, No. 4, 1139–1150, Washington, D.C.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1981): Österreichische Bodenkartierung 1 : 25.000, Kartierungsbereich Graz-Süd. – 249 S., Wien.

- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1981): Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 25.000, Kartierungsbereich Graz-Süd. – Wien.
- DINGETHAL, F. J., P. JÜRGING, G. KAULE & W. WENZIERL (1981): Kiesgrube und Landschaft. – 227 S., Hamburg (Paul Parey).
- ELSTER, H. J. (1982): Neuere Untersuchungen über die Eutrophierung und Sanierung des Bodensees. – gwf – Wasser/Abwasser, 123, H. 6, 277–287, München.
- FANK, J., B. YEHDGHO & D. SCHEWIG (1993): Schwarzl Seen in der Steiermark, Endbericht 2. Projektjahr. – Unveröff. hydrogeol. Studie, 109 S., Joanneum Research, Graz.
- FANK, J., A. JAWECKY, H. P. NACHTNEBEL & H. ZOJER (1993): Hydrogeologie und Grundwassermodell des Leibnitzer Feldes. – Berichte der wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung, 74/1 und 74/2, 255 S., Anhang A–I, 90 Fig. im Text, 119 Tab. im Text, 35 Ktn. im Kartenband, Amt der Steiermärkischen Landesregierung und BMFLF, Graz.
- FLÜGEL, H. (1960): Die jungquartäre Entwicklung des Grazer Feldes (Steiermark). – Mitt. Österr. Geogr. Ges., 102, 52–64, Wien.
- FLÜGEL, H. (1975): Das Neogen der Grazer Bucht. – Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark, 105, 71–77, Graz.
- FUHRIMAN, D. K. & L. B. MERRITT (1981): Refinement of lake evaporation measurement, using an ion-balance techniques. – J. Hydrol., 51, 255–263, Amsterdam.
- GAT, J. R. (1970): Environmental isotope balance of Lake Tiberias. – In: Isotope Hydrology 1970, 109–127, International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna.
- GILATH, Ch. & R. GONFIANTINI (1983): Lake Dynamics, in Guidebook on Nuclear Techniques in Hydrology. – Technical Report Series, No. 91, 129–157, International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna.
- GONFIANTINI, R. (1986): Handbook of Environmental isotope geochemistry – Environmental isotopes in lake studies. – Elsevier, Vol. 2, 112–168, Amsterdam.
- GRANGER, R. J. (1989): A complementary relationship approach for evaporation from nonsaturated surfaces. – J. Hydrol., 111, 31–38, Amsterdam.
- GRANGER, R. J. (1989): An examination of the concept of potential evaporation. – J. Hydrol., 111, 9–19, Amsterdam.
- GRANGER, R. J. & D. M. GRAY (1989): Evaporation from natural nonsaturated surfaces. – J. Hydrol., 111, 21–29, Amsterdam.
- GRANGER, R. J. & D. M. GRAY (1990): Examination of Morton's CRAE Model for estimating daily evaporation from field sized areas. – J. Hydrol., 120, 309–325, Amsterdam.
- GRAZER STADTWERKE AG – WASSERVERBAND UMLAND GRAZ (1988): WW Feldkirchen/WW Kalsdorf Grundwassersimulation mit Schadstofftransport. – Unveröff. hydrogeol. Bericht, Graz.
- HANSEN, S. (1984): Estimation of potential and actual evapotranspiration. – Nordic Hydrol., 15, 205–212, Nyborg.
- IAEA – INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (1979): Isotopes in Lake Studies. Proceedings of an Advisory Group Meeting on the Application of Nuclear Techniques to the Study of Lake Dynamics. – 290 S., Vienna.
- JOHANSSON, P. O. (1987): Estimation of groundwater recharge in sandy till with two different methods using groundwater level fluctuations. – J. Hydrol., 90, 183–198, Amsterdam.
- KLEE, O. & P. LORENZ (1989). Sanierung von eutrophierten Seen: Diagnose und Beispiel einer gelungenen Therapie. – gwf – Wasser/Abwasser, 130, H. 1, 21–27, München.
- KNOTT, J. F. & J. C. OLYMPIO (1986): Estimation of recharge rates to the sand and gravel aquifer using environmental tritium, Nantucketland, Massachusetts. – U.S. Geol. Surv. Water Supply Paper 2297, 25 S., Washington D.C.
- KÖCK, M., F. P. PICHLER-SEMELROCK & F. MASCHER (1988): Auswirkungen der Freizeitnutzung von Baggerseen auf die Grundwasserqualität im Beobachtungszeitraum von 10 Jahren. – Forum Städte-Hygiene, 39, 94–96, Graz.
- KOLLMANN, K. (1964): Jungtertiär im Steirischen Becken. – Mitt. Geol. Ges., Vol. 57, No. 2, 479–632, Wien.
- LERMAN, A. (1978): Lakes – Chemistry, Geology, Physics. – 363 S., New York (Springer-Verlag).
- LOWELL, W. & J. R. DUELL (1990): Estimates of evapotranspiration in Alkyline Scrub and Meadow Communities of Owens Valley, California, using the Bowen-Ratio, Eddy-Correlation and Penman Combination Methods. – U.S. Geol. Surv. Water Supply Paper, 39 S., Washington D.C.

- MATTHES, G. & K. UBELL (1983): Allgemeine Hydrogeologie – Grundwasserhaushalt. – Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 1, 438 S., Berlin–Stuttgart (Gebrüder Borntraeger).
- MORTON, F. L. (1983a): Operational estimates of areal evapotranspiration and their significance to the science and practice of hydrology. – *J. Hydrol.*, **66**, 1–76, Amsterdam.
- MORTON, F. L. (1983b): Operational estimates of lake evaporation. – *J. Hydrol.*, **66**, 77–100, Amsterdam.
- MOSE, H. & W. RAUERT (1980): Isotopenmethode in der Hydrologie. – Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 8, 400 S., Berlin–Stuttgart (Gebrüder Borntraeger).
- OTT, R. & G. SCHICKOR (1990): Quantifizierung der Ausbreitung von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen (CKW) im Grundwasser mit Hilfe eines numerischen Modells, erläutert am Beispiel des Grazer Feldes. – *Steir. Beitr. z. Hydrogeologie*, **41**, 149–178, Graz.
- PENMAN, H. L. (1948): Natural evaporation from open water, bare soil and grass. – *Proc. roy. Soc. (A)*, **193**, London.
- PENMAN, H. L. (1954): Evaporation over parts of Europe. – *Int. Assoc. sci. Hydrol. Publ.*, **36**, 168–176, Louvain.
- PENMAN, H. L. (1956): Estimating evaporation. – *Amer. geophys. Union Trans.*, **37**, 43–50, Washington, D.C.
- RAMSPACHER, P. (1977): Ökologische Probleme der Schottergruben im Bereich des Grazer Feldes. – Unveröff. Diss., 229 S., Univ. Graz.
- SCHNEIDER, G. (1983): Berechnungsmöglichkeit der Beeinflussung des Grundwasserspiegels durch einen See. – *gwf – Wasser/Abwasser*, **124**, H. 12, 582–589, München.
- SCHRIBERTSCHNIG, W. (1986): Schwarzl Freizeitzentrum, Zusammenschluß des FKK-Sees mit dem Sportlersee, Beeinflussung der Grundwasserströmungsverhältnisse. – Unveröff. hydrolog. Gutachten, Graz.
- SCHRIBERTSCHNIG, W. (1987): Informationszentrale für Umweltschutz, Grazer Feld – Raum Schachenwald, Beeinflussung der natürlichen Grundwasservorkommen durch Baggerseen. – Unveröff. hydrolog. Gutachten, Graz.
- SCHRIBERTSCHNIG, W. (1989): Karl Schwarzl GmbH, Naßbaggerung in den Gemeinden Unterpremstätten, Zettling, Kalsdorf, Verdunstungsverluste durch den Seeausbau. – Unveröff. hydrolog. Gutachten, Graz.
- SHAW, M. E. (1988): *Hydrology in Practice*. – 539 S., London (Chapman and Hall).
- STICHLER, W. & P. TRIMBORN (1980): Hydrologische Untersuchungen im Bereich eines Baggersees mit ^2H und ^{18}O -Analysen und Einbohrlochmessungen. – *GSF-Bericht*, **R 250**, 29–38, München.
- TOWNLEY, L. R. & M. R. DAVIDSON (1988): Definition of capture zone for shallow water table lakes. – *J. Hydrol.*, **104**, 53–76, Amsterdam.
- TURNER, J. V., G. B. ALLISON & J. W. HOLMES (1984): The water balance of a small lake using stable isotopes and tritium. – *J. Hydrol.*, **70**, 199–220, Amsterdam.
- WINTER, T. C. (1983): Interaction of lakes with variably saturated porous media. – *Water Resour. Res.*, Vol. 19, No. 5, 1203–1218, Washington D.C.
- WROBEL, J.-P. (1980): Wechselbeziehungen zwischen Baggerseen und Grundwasser in gut durchlässigen Schottern. – *gwf – Wasser/Abwasser*, **121**, H. 4, 165–173, München.
- YEHDEGHO, B. (1993): Water balance and interactions between Schwarzl Artificial Groundwater Lake and the surrounding shallow groundwater – results of hydrogeological, hydrochemical and environmental isotope studies. – Unveröff. Diss., Technische Univ. Graz.
- ZIMMERMANN, U. & D. H. EHALT (1970): Stable isotopes in study of water balance of Lake Neusiedl, Austria – Investigation of the reliability of the stable isotope method. – In: *Isotope Hydrology 1970*, 129–138, International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna.
- ZIMMERMANN, U. (1978): Isotopenhydrologie von Baggerseen: Bestimmung des unterirdischen Zu- bzw. Abflusses und der Evaporation mit Hilfe des natürlichen Deuterium- bzw. Sauerstoff-18-Gehaltes des Seewassers. – *Steir. Beitr. z. Hydrogeologie*, **30**, 139–167, Graz.
- ZIMMERMANN, U. (1988): Quantitative Bestimmung des unterirdischen Zu- und Abflusses von Baggerseen. – *gwf – Wasser/Abwasser*, Vol. 129, No. 12, 801–804, München.
- ZUBER, A. (1983): On the environmental isotope method for determining the water balance components of some lakes. – *J. Hydrol.*, **61**, 409–427, Amsterdam.

Summary

In the vicinity of Schwarzl Artificial Groundwater Lake, located in the western "Grazer Feld" (a small basin in the province of Styria, Austria), the glacio-fluvial Quaternary sediments deposited in the Pleistocene Ice Age ("Würm-Eiszeit") serve as aquifer and the underlying very thick (about 250 m) Tertiary argillaceous sediments as aquiclude. The thickness of the glacio-fluvial deposits is about 12 m and of the saturated zone about 6 m. The hydraulic conductivity of the shallow aquifer is in the order of 1×10^{-3} to 3×10^{-3} m/sec. Generally the course of the contour lines is disturbed in the area close to the dredging lakes due to the opening of the aquifer; they are bent outward from the upstream and downstream shorelines of the lake. Groundwater mound is observed east of Schwarzl Lake. This irregularity is caused by vertical infiltration of water from the settlement basin used to settle fine materials pumped out from the bottom of Schwarzl Lake. The slope of the groundwater table, upstream and downstream of the dredging lakes, is steeper than in the undisturbed part of the shallow groundwater (2.5 ‰). The general groundwater flow direction is oriented to the SE.

The main source of recharge in the study area is local precipitation. Long-term meteorological data collected at the weather station located in the compound of Graz Airport (about 1.5 km in the NE of Schwarzl Lake) were evaluated to establish the climatic water balance. The long-term average annual precipitation and potential evaporation amount to 824 ± 45 mm and 682 ± 16 mm, respectively, and the long-term mean annual recharge to the lake amounts to 142 ± 36 mm (17 % of the long-term annual average precipitation). The long-term mean annual evapotranspiration amounts to 624 ± 11 mm and, thus, the long-term mean annual groundwater recharge is 200 ± 36 mm (24 % of the long-term annual average precipitation).

The lake has no surface inlet or outlet; the sources of recharge to the lake are precipitation falling directly on the lake's surface, subsurface inflow including groundwater inflow and seepage from the adjacent dredging lake known as STUAG Lake. Water is lost from the lake via evaporation and through subsurface outflow to the downgradient shallow aquifer.

Schwarzl Lake was completely mixed the whole year. Lake water balance was established under the assumption that isotopic and hydrologic steady state conditions govern in the lake. The groundwater inflow rate and groundwater outflow rate determined using ^2H and ^{18}O isotope data show some discrepancies. The groundwater inflow obtained by applying the normalized approach amounts to 62 l/sec using ^2H and 69 l/sec using ^{18}O data. The subsurface outflow calculated following the same approach using ^2H data amounts to 132 l/sec and 139 l/sec using ^{18}O data. The seepage from STUAG Lake was estimated using conventional methods and amounts to 64 l/sec. The mean residence time of water in the lake is in the order of eight months.

The distance velocity of groundwater flow was estimated using the temporal shift of the maxima and minima of the seasonal distribution of ^{18}O content, dissolved oxygen gas content and water temperature and ranges between 5 to 6 m/day. This is comparable with the distance velocity determined using the hydraulic parameters of the shallow aquifer.

The dredging lakes including Schwarzl Lake, STUAG Lake and Samitz Lake are hydraulically interconnected and, consequently, have overlapping subsurface capture zones extending to the western boundary of the basin. The subsurface catchment area of the dredging lakes was inferred from the pattern of the groundwater contour lines. It has been found out that the catchment area is larger in the high groundwater level condition than in the low groundwater level condition. The mixing zone had to be identified and delineated for the proper assessment of the impact of the dredging lakes on the adjacent groundwater field. This was done by combining the results obtained from stable isotope analyses with the interpretation of the groundwater contour map and isoline map of specific electrical conductivity. The axis of the mixing zone is oriented to the SE, along the sampling points SB7, PB14 and BL7. The extension of the mixing zone was traced as far as 4 km in the groundwater flow direction, whereas the lateral extent was found to be rather limited.

Dank

Den nachstehenden Institutionen sind wir zu Dank verpflichtet:

- der Steiermärkischen Landesregierung für die Finanzierung des Forschungsprojektes;
- der Bundesanstalt für Meteorologie und Geodynamik Wien für die Bereitstellung meteorologischer Daten;
- dem Hydrographischen Dienst des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, den Wasserwerken der Stadt Graz und dem Wasserverband Graz Umgebung für die Bereitstellung der Grundwasserdaten;
- der Bundesversuchs- und Forschungsanstalt ARSENAL für die Bekanntgabe der stabilen Isotopenwerte (^2H und ^{18}O) vom Niederschlag;
- der Atombehörde Wien (International Atomic Energy Agency, IAEA, Vienna) für die Durchführung der Isotopenanalysen der See- und Grundwasserproben.

Besonders danken wir Herrn Kazmin ROZANSKI von der IAEA Wien für die konstruktiven Diskussionen.