Zur Limnologie der Nussbaumer Seen

Autor(en): **Schnegg, Walter**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft**

Band (Jahr): **53 (1995)**

PDF erstellt am: **30.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-594164

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

http://www.e-periodica.ch

ZUR LIMNOLOGIE DER NUSSBAUMER SEEN

WALTER SCHNEGG

1. EINLEITUNG

In diesem Beitrag sollen unsere heutigen limnologischen Kenntnisse über die Seen auf der thurgauischen Seenplatte im allgemeinen und über den Nussbaumer See im besonderen dargestellt werden. Bereits Heigl und Scheidegger (HEIGL, 1979) gaben einen Sachstandsbericht, basierend auf einigen wenigen Untersuchungen durch das Laboratorium des Amtes für Umweltschutz und Wasserwirtschaft. Im Juli 1976 wurden erstmals über den tiefsten Stellen der Seen aus verschiedenen Tiefen Wasserproben entnommen. Diese Untersuchungen wurden in den darauffolgenden Jahren mit 1 bis max. 3 Probenahmen (im Jahre 1978) wiederholt. Bereits ab Herbst 1965 wurden den Seeabflüssen durch das damalige Wasserwirtschaftsamt in monatlichen Abständen Stichproben entnommen. Die erhaltenen Daten dienen uns heute als Vergleich mit den Seeabflussuntersuchungen der letzten Jahre.
Im Jahre 1979 nahm die regionale Abwasserreinigungsanlage Seebachtal ihren Betrieb auf. Nach jahrelangen Abklärungen und Verhandlungen entschlossen sich die Gemeinden in verdankenswerter Weise zum Bau einer zentralen Anlage unterhalb der Seen. Sie nahmen Mehrkosten für lange Abwasserleitungen auf sich, um die unvermeidlichen Restbelastungen aus den ARA-Abflüssen den Seen fernzuhalten.

2. HYDROLOGISCHE SITUATION

Mitte der 80er Jahre wurde in gemeinsamer Aktion des Amtes für Umweltschutz und Wasserwirtschaft und des Vermessungsamtes eine Tiefenvermessung der Seen durchgeführt. Das Ergebnis für den Nussbaumer See ist in Abbildung 1 dargestellt. Die Tiefenkurven beziehen sich auf den bei den Aufnahmen aktuellen Seespiegel von 433,91 m ü. M. Aus den Tiefenkurven sind sehr gut drei unterschiedliche Becken erkennbar. Das westlichste, das Uersch-

hauser Becken, ist vom mittleren Becken durch eine Zone mit 2 Metern Wassertiefe getrennt. Beim Übergang vom mittleren zum östlichen Becken beträgt die Wassertiefe sogar nur um 1 m. In Tabelle 1 sind einige Daten der Seen einander gegenübergestellt. Die tiefste Stelle des Seensystems ist im Hüttwiler See mit 14,8 m bezogen auf den Seespiegel von 433,56 m ü. M.

Tabelle 1: Oberfläche, Inhalt und Tiefe der Seen

See	Seeteil	Oberfl. in 10^3 m^2	Inhalt in 10^3 m^3	Grösste Tiefe, m	Mittl. Tiefe, m	Bezugshöhe Seespie., m
Nussbaumer See		252	1067	7,9	3,9	433,91
davon	Westl. Becken	99	417	6,6	4,2	
	Mittl. Becken	115	558	7,9	4,1	
	Östl. Becken	39	92	3,6	2,4	
Hasensee		111	434	7,3	3,9	434,16
davon	Westbecken	41	184	7,3	4,5	
	Ostbecken	70	250	5,8	3,6	
Hüttwiler See		346	2680	14,8	7,7	433,56

Die numerierten Pfeile in Abbildung 1 sind Stellen, an welchen im Laufe der letzten Jahre ein oder mehrere Male Wasserproben erhoben wurden. Die Mehrzahl dieser Stellen sind Mündungen von Drainageleitungen, die sehr oft im Rückstau oder trocken liegen. Der wichtigste und grösste Zufluss zum Nussbaumer See ist der Furtbach (Stelle Nr. 17), der in das östlichste, kleinste Becken des Nussbaumer Sees mündet, dasjenige mit dem Seeabfluss, und den See als Ganzes somit am wenigsten zu beeinflussen vermag.

Östlich davon mündet eine Entwässerungsleitung in das Seebekken (Nr. 18) welche, abgesehen vom Zufluss aus dem mittleren Becken, als zweitwichtigster Zufluss neben dem Furtbach gilt.

Das mittlere Becken erhält den Hauptanteil an Wasser aus dem Uerschhauser Becken. An Direkteinleitungen in dieses Becken ist nur die Entwässerungsleitung Nr. 15 von einiger Bedeutung. Das Uerschhauser Becken erhält sein Wasser vor allem aus drei Zuleitungen, nämlich dem Uerschhauser Dorfbach (Nr. 09) und den beiden wichtigen Entwässerungssystemen Nr. 11 und Nr. 14.

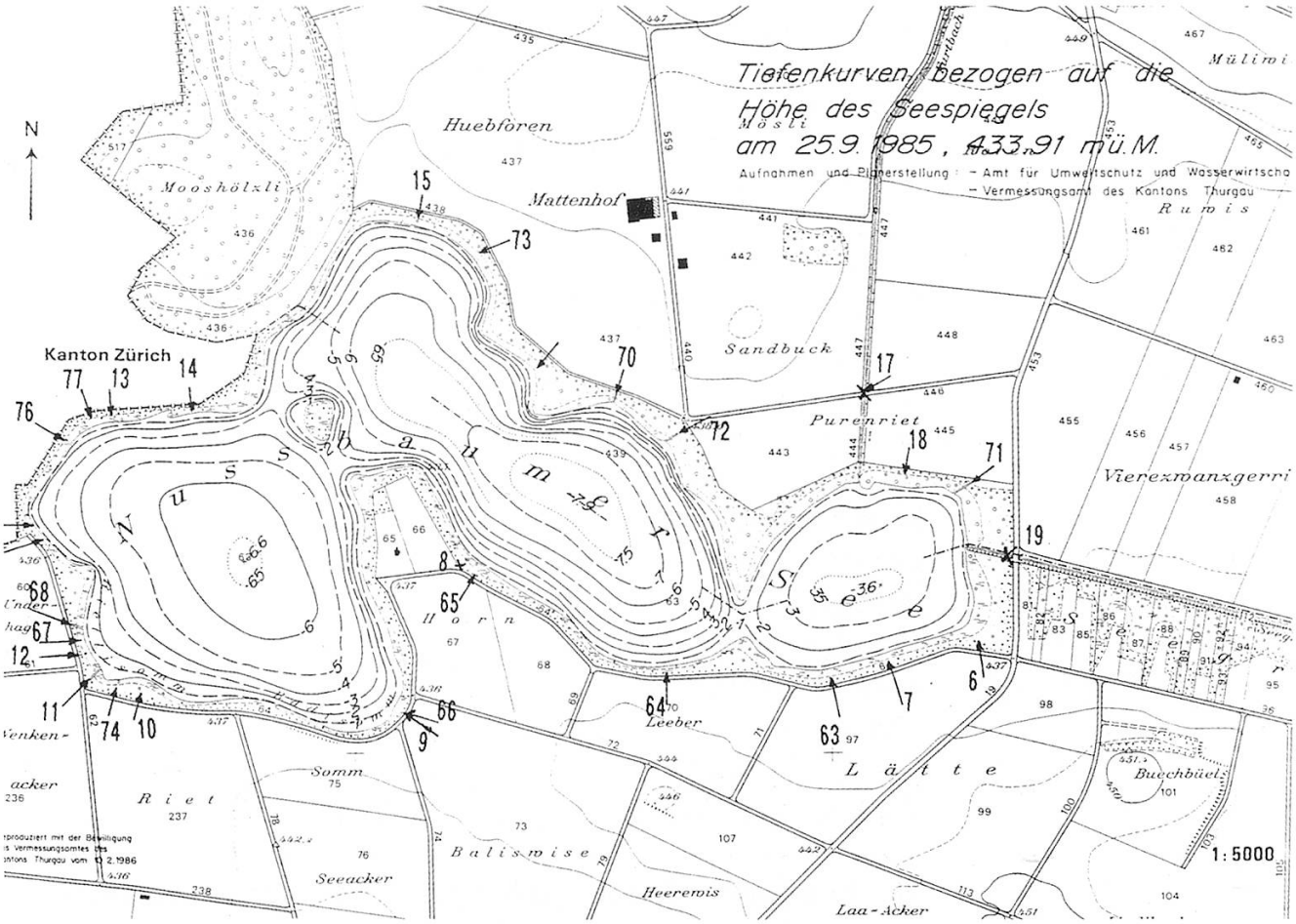


Abbildung 1

Das Westbecken des Hasensees erhält seinen Zufluss hauptsächlich aus der Entwässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen. Hauptzufluss zum Ostbecken des Hasensees ist der Dorfbach von Buch. Ferner mündet ein Bächlein von Buechenrain in dieses Becken. Von Bedeutung ist hier die Nähe des Seeabflusses, der Hasenseekanal, von der Mündung des Buchemer Dorfbaches. Je nach Wassertemperaturen und Schichtungszustand des Sees ist hier mit bedeutenden Kurzschlussströmungen zu rechnen.

Der Hüttwiler See schliesslich hat mehrere Zuflüsse, nämlich den eben erwähnten Hasenseekanal, den Seegraben aus dem Nussbaumer See, den Steinbach aus Richtung Schloss Steinegg sowie den Huebbach, der aus südlicher Richtung aus der Gegend von Hinterhorben grösstenteils eingedolt dem Hüttwiler See zufliesst. Von Bedeutung sind ferner einige Entwässerungsleitungen aus nördlicher Richtung sowie bezüglich deren qualitativer Beschaffenheit kritische Drainagen aus dem intensiv genutzten Bürgerried.

3. VORGEHEN, PROBENAHMEN

Wie bereits eingangs erwähnt, erfolgten ab 1976 sporadisch Probenahmen aus Tiefenprofilen der Seen. Gewählt wurden jeweils die tiefsten Stellen. Mit Hilfe eines kleinen Krans, früher einer Haspel, wird eine Tauchschöpfflasche mit Schliessmechanismus in ganz bestimmte Tiefen unterhalb der Wasseroberfläche abgesenkt. Mit einem Fallgewicht wird die Flasche in der vorausbestimmten Tiefe geschlossen und über die Wasseroberfläche angehoben. Dort wird das Wasser in verschiedene Flaschen abgefüllt und, soweit erforderlich, für die entsprechenden Analysen konserviert oder mit Reagenzien (z. B. für die Sauerstoffbestimmung) versetzt. Neben der Entnahme von Wasser werden auch Messungen an Ort und Stelle mit Hilfe elektronischer Messinstrumente durchgeführt. Diese Messungen umfassen gegenwärtig Temperatur, elektr. Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration, Sauerstoffsättigung, Trübung sowie Ammoniumstickstoff. Mit Hilfe einer weissen runden Scheibe von 30 cm Durchmesser, der sogenannten Secchischeibe, die ins Wasser abgesenkt wird, bis sie eben aus der Sicht verschwindet, wird die Sichttiefe ermittelt.

Der Vergleich mit einer Farbskala gestattet ferner eine Aussage zur aktuellen Verfärbung des Wassers. In der Regel werden ebenfalls Proben für die qualitative Bestimmung des pflanzlichen und tierischen Planktons erhoben. Die Proben werden an Land membranfiltriert und in Eis gekühlt aufbewahrt bis zur Untersuchung im Laboratorium in Frauenfeld. Diese Untersuchung soll möglichst am Tage der Probenahme begonnen werden, um Änderungen bei empfindlichen Parametern vorzubeugen.

Nachdem sich gezeigt hatte, dass eine zuverlässige Beurteilung ein genaues Verfolgen des Seegeschehens im Jahresablauf voraussetzt, wurden vorerst 1985 und 1986 je 7 Probenserien erhoben und untersucht. Eine Intensivierung folgte ab Herbst 1988 mit dem Ziel, die Änderungen während der kalten Jahreszeit, insbesondere den Verlauf der Zirkulation der Wassermassen, verfolgen zu können.

Bei jeder Gewässeruntersuchung ist nicht nur die Qualitätsermittlung von Bedeutung, sondern es interessiert auch die Herkunft der qualitätsbeeinträchtigenden Stoffe. So wurden immer wieder einzelne Bäche oder Entwässerungsleitungen mituntersucht. Seit

Herbst 1988 werden parallel zu den Seeproben regelmässig Proben von den Seeabflüssen und den wichtigsten Bächen erhoben und untersucht.

4. ERGEBNIS

Aus den vorliegenden Daten sollen beispielhaft diejenigen wiedergegeben werden, die den Kommentar zu illustrieren und Trends aufzuzeigen vermögen.

4.1 Die Zu- und Abflüsse

In mehreren Untersuchungsserien in der zweiten Hälfte der 80er Jahre wurde schwerpunktmässig in die Seen fliessendes Drainagewasser untersucht. Die auf diesem Wege erfassten Einträge fallen unter den heute gebräuchlichen Ausdruck «diffuse Quellen». Darunter werden meist Oberflächenabfluss (Abschwemmung und Erosion), Sickerung (Drainageverluste, Auswaschung) und direkte Einträge aus der Atmosphäre in die Gewässer verstanden. Mit dazu zählt man auch kleinere, punktuelle Belastungsquellen, die schwer erfassbar und vor allem im ländlichen Raum auftreten. Gelegentlich wird auch der Ausdruck «diffuse Ortsbelastung» gebraucht, um nicht an die Kläranlagen angeschlossenes, mit

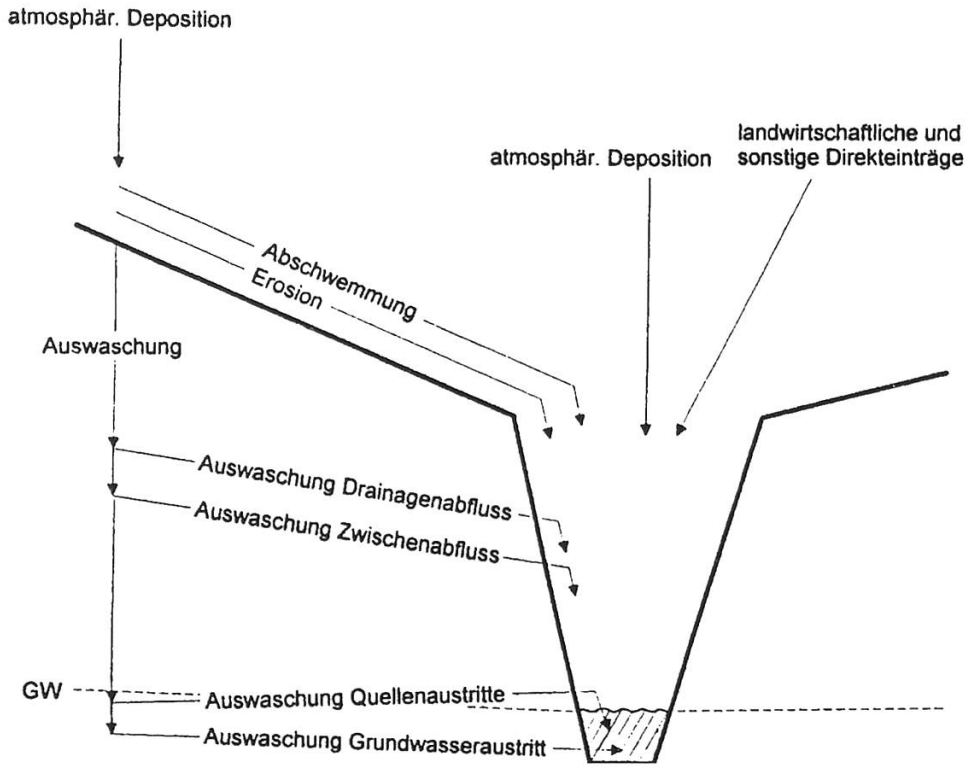


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Stoffflüsse aus diffusen Quellen

Hofdünger verunreinigtes Niederschlagswasser von Strassen (Viehtrieb), Wegen und Hofplätzen zu bezeichnen. Weiter zählen zu den diffusen Einträgen kleinere Belastungen durch den Badebetrieb, durch Wasservögel, durch die Fischerei (Fütterung) und durch Laub- und Streueinträge. Die Stoffflüsse sind in Abbildung 2 dargestellt. Diese stammt aus einer Publikation von Prasuhn & Braun über eine Arbeit im Kanton Bern (PRASUHN & BRAUN, 1994).

Die Untersuchungsergebnisse lassen sich wie folgt kurz zusammenfassen. Soweit die Drainagen überhaupt Wasser führten oder nicht im Rückstau des Seewassers standen, waren bei trockener Witterung meist sehr geringe Phosphatkonzentrationen vorhanden. Nitrate als Leitstoff der Stickstoffverbindungen ergeben je nach Jahreszeit ein recht uneinheitliches Bild. Nitratstickstoffwerte gegen 20 mg/l, entsprechend etwa 90 mg Nitrat pro Liter, sind im Frühjahr keine Seltenheit. Im Sommer und Herbst dagegen treten in der Regel kaum halb so hohe Konzentrationen auf. Als entscheidender Faktor für die Belastung der Seen aus diffusen Quellen hat sich der Nährstoffaustrag aus stark oder frisch ge-

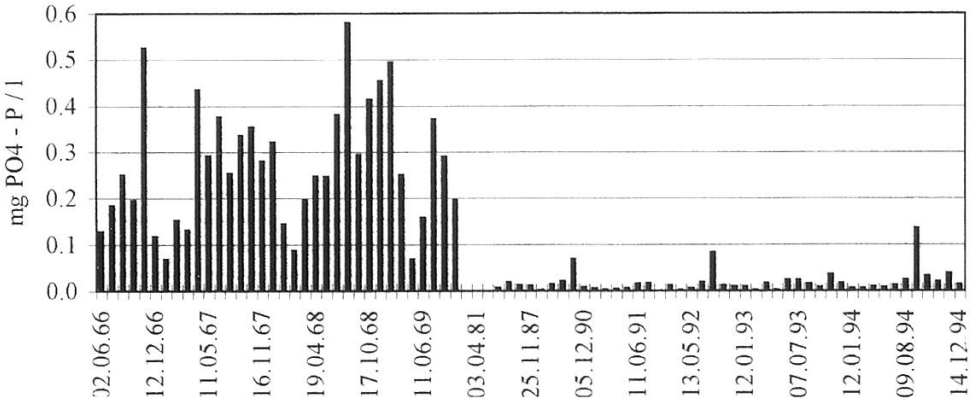


Abbildung 3: Furtbach, Phosphatkonzentrationen 1966 –1994

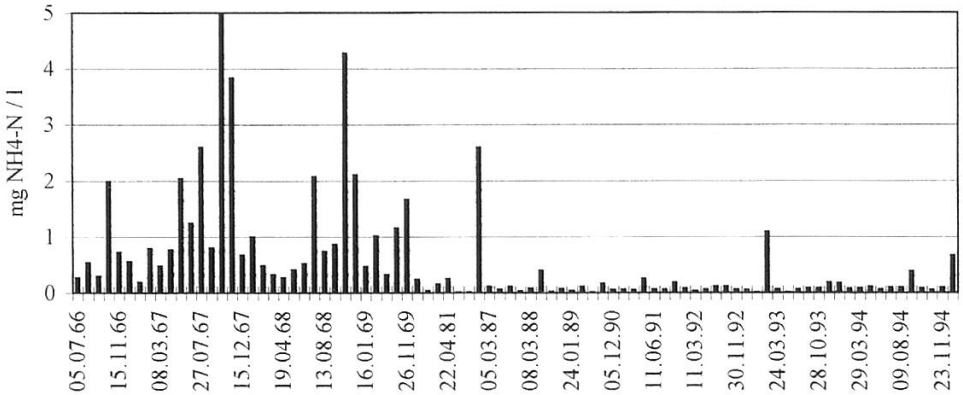


Abbildung 4: Buechemer Dorfbach, Ammoniumstickstoff 1966 –1994

Datum	DOC mg/l	NH_4-N mg/l	NO_3-N mg/l	PO_4-P mg/l	P-tot mg/l	Chlorid mg/l	Borat mg/l	Natrium mg/l	Kalium mg/l
12.01.1993	3,1	0,05	15,00	0,04	0,11	29,1	0,010	5,6	8,7
10.02.1993	2,9	0,08	12,20	0,05	0,09	25,7	0,030	5,0	6,5
17.03.1993	7,3	0,23	10,70	0,12	0,28	25,6	0,110	6,2	8,8
24.03.1993	3,3	0,07	13,50	0,04	0,10	27,2	0,024	5,8	8,4
17.05.1993	2,2	0,03	15,00	0.02	0,03	27,6	0,016	5,4	5,9
07.07.1993	3,7	0,07	11,62	0,07	0,07	23,3	0,037	5,4	7,5
23.09.1993	3,2	0,05	9,45	0,10	0,14	23,2	0,023	5,7	7,4
28.10.1993	4,9	0,34	7,81	0,24	0,27	22,3	0,028	5,5	9,1
06.11.1993	7,0	0,94	7,50	0,03	0,57	22,2	0,031	5,7	15,9
08.12.1993	5,2	0,14	8,98	0,10	0,24	19,7	0,027	5,6	9,7
12.01.1994	3,0	0,06	11,59	0,05	0,06	20,7	0,027	6,0	6,2
29.03.1994	2,4	0,07	11,94	0,05	0,06	23,1	–	6,2	8,3
10.05.1994	3,0	0,08	11,56	0,07	0,08	22,5	–	5,1	7,2
08.06.1994	6,5	0,05	11,74	0,04	0,04	20,5	–	5,8	7,0
05.07.1994	6,0	0,14	11,00	0,09	0,14	20,8	–	6,1	9,3
09.08.1994	4,5	0,08	9,05	0,01	0,14	24,5	–	6,8	12,7
13.09.1994	23,3	0,21	1,88	0,44	1,48	17,1	–	4,6	18,6
12.10.1994	9,2	0,33	5,92	0,26	0,31	22,8	–	6,7	12,4
03.11.1994	5,5	0,23	7,87	0,16	0,19	21,4	–	6,8	11,0
23.11.1994	11,6	0,61	7,41	0,26	0,46	21,9	–	6,7	13,6
14.12.1994	5,2	0,54	9,72	0,19	0,24	20,3	–	5,1	6,9

Tabelle 2: Uerschhauser Dorfbach 1993/94

düngten Landwirtschaftsflächen erwiesen. Es wurde schon berichtet, aus einem starken Niederschlags-Ereignis könne für einen kleineren See die Hälfte einer Jahresfracht resultieren.
Bei den Bächen ist insofern eine andere Situation vorhanden, als hier neben den diffusen auch punktförmige Einleitungen erfolgen. Darunter sind direkte Abwassereinleitungen, Abläufe aus Regenüberlaufbecken, aber auch Einträge aus undichten Abwasserkanälen zu verstehen. Bis zur Sanierung der Abwasserverhältnisse in der zweiten Hälfte der 70er Jahre waren alle diese Bäche stark abwasserbelastet. Beispielhaft soll dies anhand von zwei Abbildungen illustriert werden, nämlich am Phosphatgehalt des Furtbachs in der Abbildung 3 und der Ammoniumkonzentration im Buchemer Dorfbach in der Abbildung 4.

Datum	DOC mg/l	NH_4-N mg/l	NO_3-N mg/l	PO_4-P mg/l	P-tot mg/l	Chlorid mg/l	Borat mg/l	Natrium mg/l	Kalium mg/l
12.01.1993	2,3	0,03	7,24	0,01	0,02	15,8	0,010	4,3	1,5
10.02.1993	2,8	0,03	6,74	0,00	0,03	15,5	0,020	4,2	1,2
17.03.1993	4,1	0,11	5,84	0,02	0,11	18,1	0,010	7,1	1,9
24.03.1993	2,3	0,04	5,70	0,00	0,03	12,9	0,011	3,2	1,5
17.05.1993	2,6	0,03	5,20	0,02	0,04	15,4	0,019	4,6	2,5
07.07.1993	3,0	0,06	4,15	0,02	0,05	12,8	0,029	3,9	2,7
23.09.1993	2,6	0,04	5,84	0,02	0,03	14,6	0,013	4,2	2,4
28.10.1993	2,9	0,07	7,58	0,01	0,03	18,0	0,022	4,4	2,3
06.11.1993	4,0	0,13	1,97	0,04	0,10	11,9	0,017	3,9	3,6
08.12.1993	3,2	0,08	5,45	0,02	0,05	18,1	0,016	7,3	2,7
12.01.1994	2,9	0,05	7,14	0,01	0,01	13,0	0,018	4,2	1,5
29.03.1994	2,2	0,07	5,52	0,01	0,01	13,1	–	4,0	1,5
10.05.1994	3,2	0,09	5,04	0,01	0,02	13,3	–	4,1	1,9
08.06.1994	5,8	0,05	5,23	0,01	0,02	11,7	–	4,0	1,6
05.07.1994	3,0	0,07	5,62	0,01	0,02	14,2	–	4,5	2,7
09.08.1994	3,6	0,07	5,04	0,02	0,04	14,0	–	4,9	3,2
13.09.1994	3,3	0,51	4,53	0,14	0,17	14,8	–	6,4	3,8
12.10.1994	7,0	0,04	3,95	0,03	0,04	13,8	–	4,3	3,3
03.11.1994	5,1	0,05	4,05	0,02	0,05	12,4	–	4,7	3,0
23.11.1994	8,1	0,04	4,78	0,04	0,05	14,9	–	4,2	3,0
14.12.1994	4,9	0,47	5,57	0,02	0,03	14,7	–	4,3	2,5

Tabelle 3: Furtbach 1993/94

Seit einigen Jahren werden anlässlich der Seeprobenahmen ebenfalls Stichproben aus den wichtigsten Bächen entnommen. Ein Auszug aus den Analysenergebnissen des Uerschhauser Dorfbachs, des Furtbachs, des Buechemer Dorfbachs sowie des Huebbachs wurde in den Tabellen 2 – 5 dokumentiert. Die Phosphorkonzentrationen als weitaus wichtigste Belastungsfaktoren für die Seen, wurden in Abbildung 5 übernommen. So lässt sich unschwer eine Rangliste im negativen Sinne aufstellen. Ein besonderes Augenmerk sei dem Gehalt an Kalium gewidmet, der besonders empfindlich auf Belastungen aus dem landwirtschaftlichen Bereich reagiert. Der Uerschhauser Dorfbach wird chronisch belastet, während bei den anderen drei Bächen erhöhte Konzentrationen an Nährstoffen meist in Verbindung mit Niederschlag stehen.

Datum	DOC mg/l	NH_4-N mg/l	NO_3-N mg/l	PO_4-P mg/l	P-tot mg/l	Chlorid mg/l	Borat mg/l	Natrium mg/l	Kalium mg/l
12.01.1993	3,7	0,05	11,70	0,03	0,04	21,2	0,012	4,8	2,3
10.02.1993	3,5	0,01	11,60	0,01	0,02	21,8	0,020	4,4	1,7
17.03.1993	11,2	1,09	8,62	0,12	0,36	24,3	0,010	6,5	2,6
24.03.1993	3,8	0,06	9,96	0,01	0,06	19,8	0,014	4,2	2,5
17.05.1993	2,8	0,01	11,02	0,00	0,05	23,4	0,018	5,0	3,0
07.07.1993	4,7	0,06	9,67	0,04	0,06	19,1	0,055	4,8	3,0
23.09.1993	3,1	0,08	10,26	0,02	0,02	21,4	0,020	5,4	2,2
28.10.1993	3,4	0,08	10,45	0,02	0,03	20,3	0,026	5,2	2,0
06.11.1993	4,8	0,18	8,28	0,09	0,26	17,4	0,024	5,1	3,6
08.12.1993	5,4	0,17	8,90	0,05	0,11	19,8	0,021	5,1	3,2
12.01.1994	3,4	0,07	11,33	0,01	0,03	19,4	0,026	4,7	1,8
29.03.1994	3,3	0,08	9,93	0,02	0,03	18,8	–	4,7	2,4
10.05.1994	4,5	0,11	9,04	0,04	0,06	17,8	–	4,1	2,8
08.06.1994	6,3	0,06	9,30	0,02	0,04	16,9	–	5,0	2,3
04.07.1994	2,6	0,09	9,95	0,02	0,05	18,2	–	5,3	3,1
09.08.1994	3,6	0,09	10,01	0,02	0,04	17,9	–	5,4	4,7
13.09.1994	6,7	0,39	7,89	0,11	0,18	15,8	–	4,6	4,3
12.10.1994	9,4	0,08	8,60	0,02	0,05	18,7	–	4,9	3,0
03.11.1994	6,3	0,06	8,09	0,02	0,05	18,9	–	5,1	2,3
23.11.1994	9,2	0,09	8,08	0,03	0,04	18,6	–	4,5	1,9
14.12.1994	6,1	0,67	9,28	0,03	0,08	17,6	–	4,5	1,9

Tabelle 4: Buechemer Dorfbach 1993/94

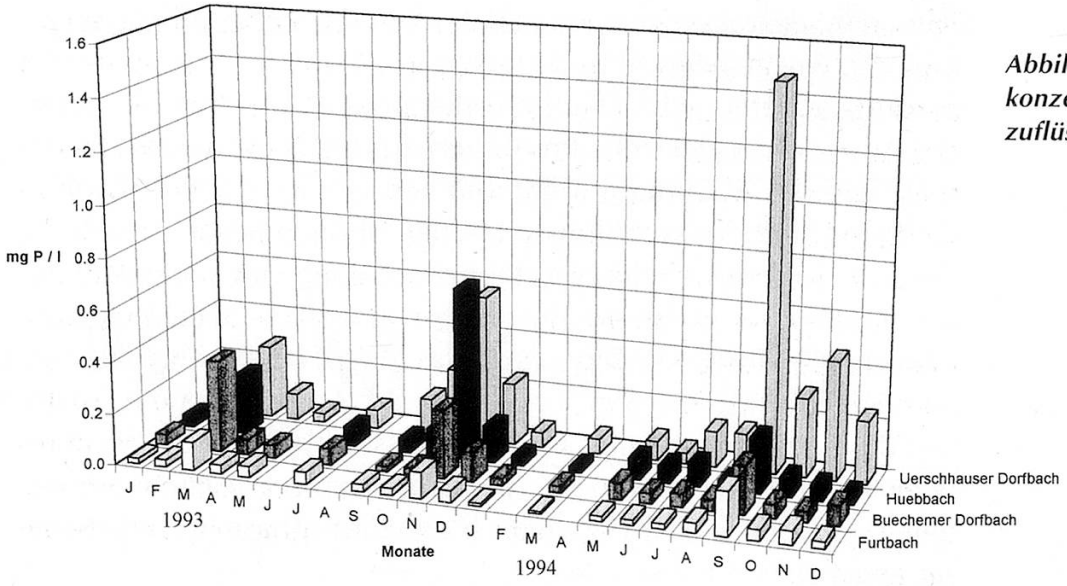


Abbildung 5: Phosphorkonzentrationen in vier Seezuflüssen 1993/94

Datum	DOC mg/l	NH_4-N mg/l	NO_3-N mg/l	PO_4-P mg/l	P-tot mg/l	Chlorid mg/l	Borat mg/l	Natrium mg/l	Kalium mg/l
12.01.1993	4,7	0,03	9,31	0,03	0,05	20,4	0,010	5,5	1,6
19.02.1993	3,5	0,02	14,70	–	–	34,3	0,010	4,7	1,7
24.03.1993	6,7	0,13	8,40	0,09	0,23	24,7	0,011	6,1	3,6
07.07.1993	5,9	0,12	10,59	0,05	0,08	22,3	0,034	6,4	4,2
23.09.1993	3,8	0,05	9,90	0,03	0,05	21,1	0,022	6,8	3,4
28.10.1993	4,3	0,11	10,29	0,04	0,10	19,9	0,027	6,2	2,8
06.11.1993	9,2	1,89	6,82	0,23	0,67	18,2	0,027	6,4	9,2
08.12.1993	7,1	0,13	6,43	0,09	0,14	21,4	0,019	7,4	6,0
12.01.1994	4,9	0,07	9,61	0,02	0,04	17,4	0,021	5,6	2,3
29.03.1994	4,8	0,06	8,19	0,02	0,02	17,0	–	5,3	2,1
10.05.1994	6,3	0,11	7,66	0,06	0,08	17,2	–	4,8	2,9
08.06.1994	9,1	0,05	7,53	0,04	0,06	15,1	–	5,6	2,3
05.07.1994	4,2	0,13	7,25	0,07	0,08	17,8	–	5,8	4,0
09.08.1994	3,1	0,08	8,54	0,01	0,04	20,7	–	5,4	2,2
13.09.1994	8,4	0,23	5,25	0,16	0,21	16,0	–	5,8	4,9
12.10.1994	10,0	0,09	6,81	0,04	0,07	20,0	–	6,3	3,5
03.11.1994	8,5	0,07	7,28	0,03	0,05	29,3	–	7,6	4,0
23.11.1994	10,1	0,04	7,66	0,04	0,06	18,7	–	5,5	3,1
14.12.1994	7,8	0,50	8,66	0,03	0,04	17,0	–	5,5	2,4

Tabelle 5: Huebbach 1993/94

Nicht nur die Seezuflüsse, sondern auch die Seeabflüsse, ganz besonders der Hasenseekanal und der Abfluss des Nussbaumer Sees, der Seegraben, reagierten sehr deutlich auf die Abwassersanierung, wie aus den Abbildungen 6 und 7 mit den Phosphorverbindungen hervorgeht. Deutlich erkennbar ist auch der Rückgang des Ammoniumstickstoffs im Abfluss des Ostbeckens des Hasensees, wie der Abbildung 8 entnommen werden kann. Nicht so eindeutig sind die Verhältnisse bei den übrigen Seeabflüssen. Generell sind jedoch die Nitratkonzentrationen im Laufe der letzten Jahre eher angestiegen. Im übrigen zeigen die Seeabflüsse die Periodizität des Seegeschehens, das noch zu beschreiben ist, nämlich mit beginnender Zirkulation des Seewassers ein Absinken des Sauerstoffgehaltes im Seeabfluss (Abbildung 9), ein deutlicher Anstieg der Ammoniumkonzentration sowie mehrerer anderer Stoffe, die sich im Laufe der Stagnationsphase im Tiefenwasser angereichert haben.

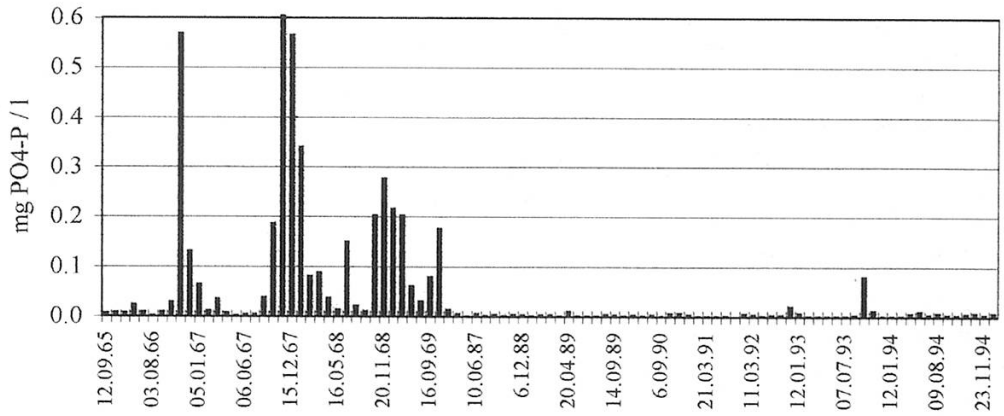


Abbildung 6: Abfluss Hasensee Ostbecken, Phosphat

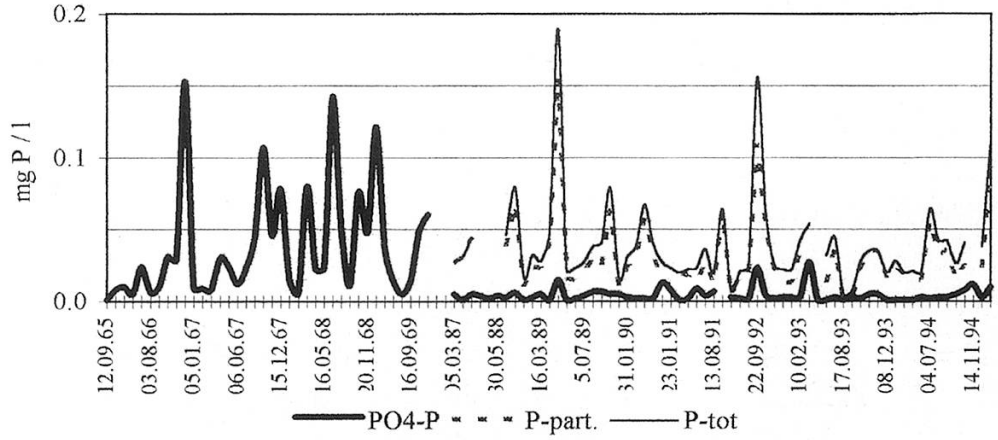


Abbildung 7: Abfluss Nussbaumer See, Phosphorkomponenten

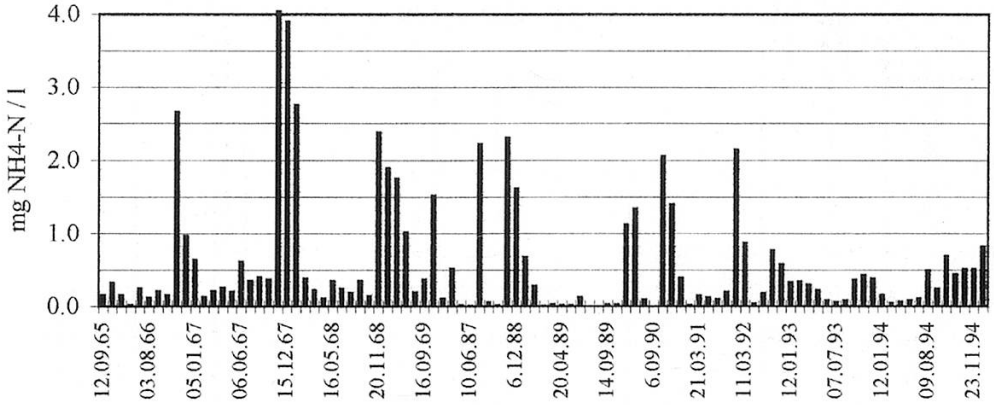


Abbildung 8: Abfluss Hasensee Ostbecken, Ammonium

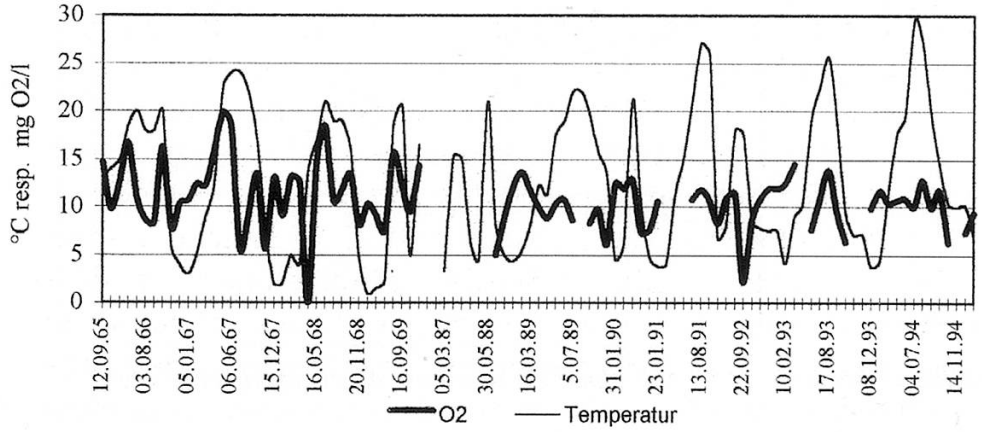


Abbildung 9: Seegraben Abfluss Nussbaumer See

4.2 Das Freiwasser

Als Einleitung zur Wiedergabe von Untersuchungsergebnissen aus dem Freiwasserbereich soll eine einfache, kurze Betrachtung der Vorgänge im See im Jahresablauf erfolgen. Mit zunehmender Sonneneinstrahlung und steigenden Lufttemperaturen wird das Seewasser im Frühjahr langsam erwärmt. Die obere Schicht wird dadurch spezifisch leichter und der See geht in eine sogenannte Stagnationsphase über. In der obersten Schicht des Sees, dem Epilimnion lebt eine Lebensgemeinschaft von niederen Pflanzen und Tieren, das sogenannte Plankton. Mit Hilfe von Sonnenlicht und Pflanzennährstoffen werden Algen aufgebaut und das pflanz-

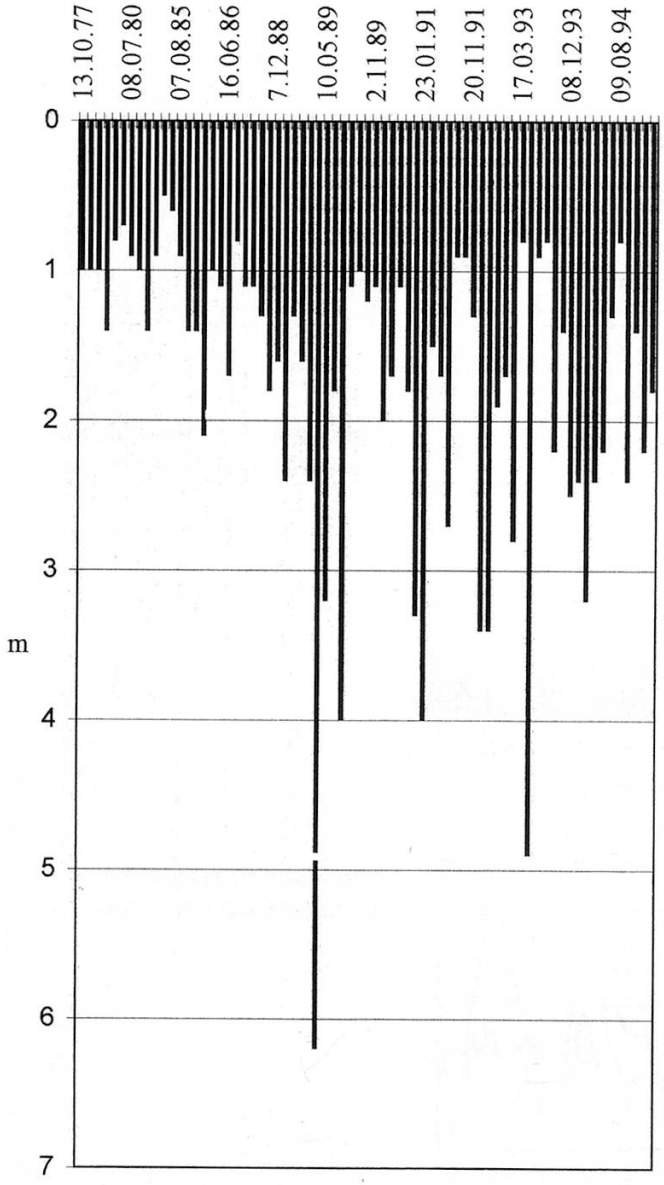


Abbildung 10: Nussbaumer See Mittleres Becken, Sichttiefe

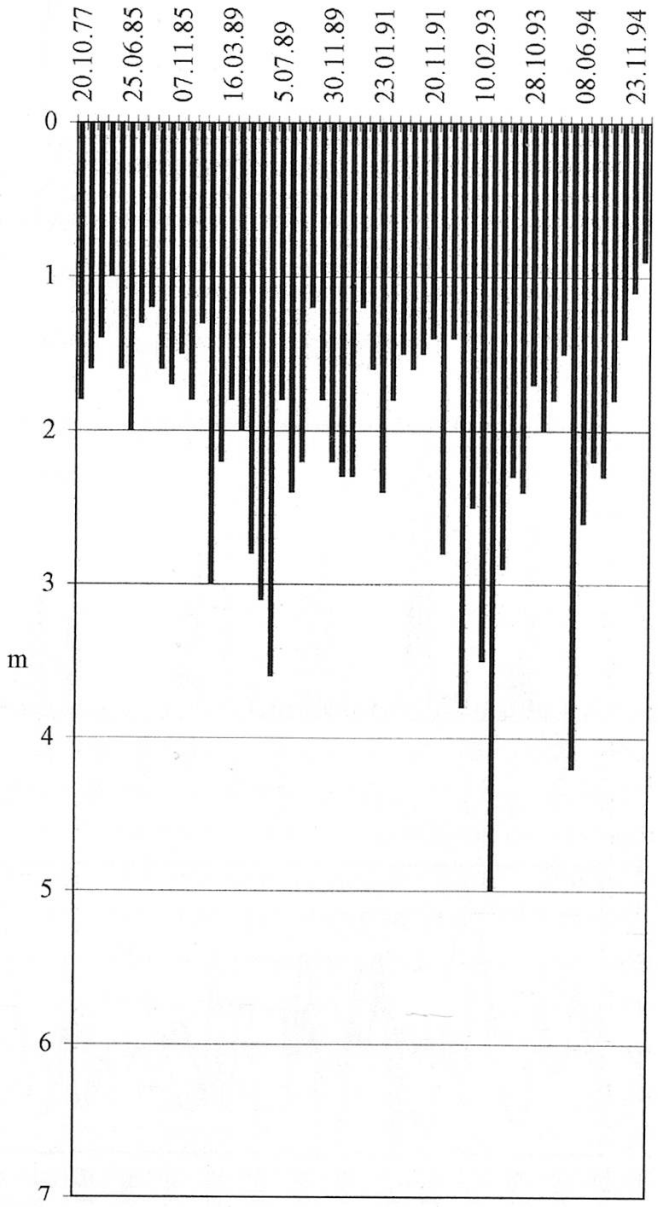


Abbildung 11: Hasensee Westbecken, Sichttiefe

liche Plankton steht in einer dauernden Wechselwirkung mit dem tierischen Plankton. Es gilt die Devise: fressen, wachsen, vermehren und gefressenwerden. Die algenfressenden Kleinkrebse entwickeln sich in der Regel etwas zeitverschoben zum pflanzlichen Plankton. Sie finden dann reichlich Nahrung und können den Algenbestand dezimieren. Die Algenbiomasse kann sich relativ rasch erholen, wobei sich aber in der Regel andere Arten vermehren als beim ersten Wachstumsschub. Dieses zyklische Verhalten wiederholt sich ständig im Laufe des Jahres.
Durch das Wachstum der Algen werden dem Wasser Stoffe entzogen. Durch die Stoffwechselvorgänge und durch die Mineralisie-

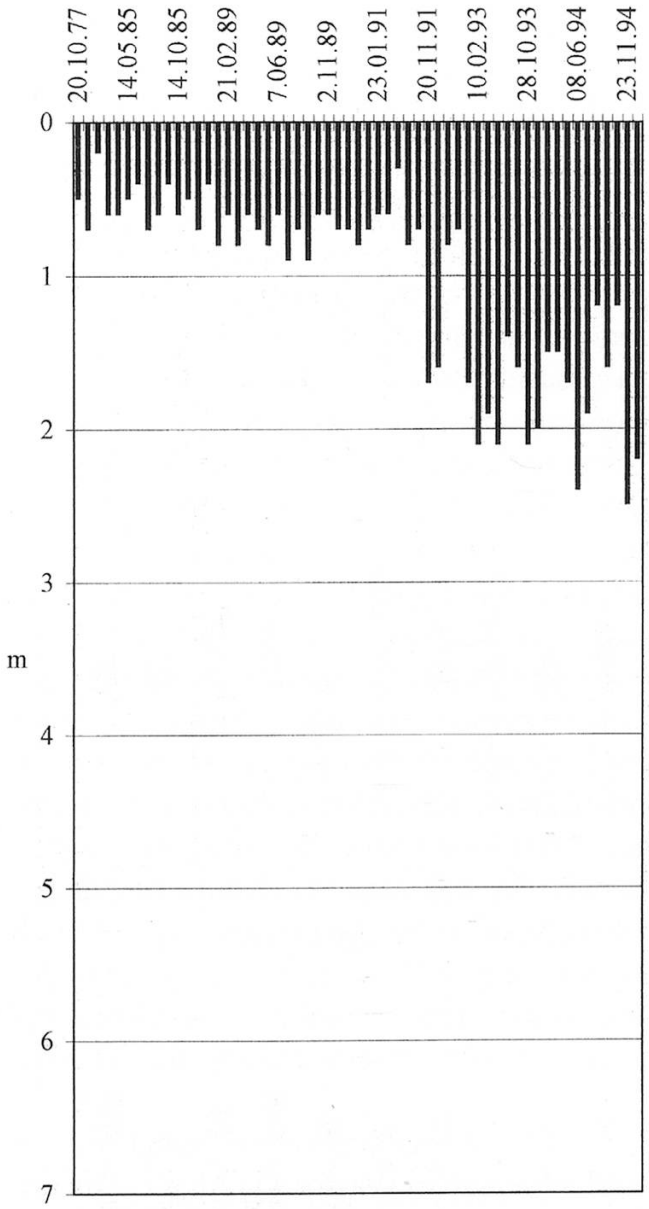


Abbildung 12: Hasensee Ostbecken, Sichttiefe

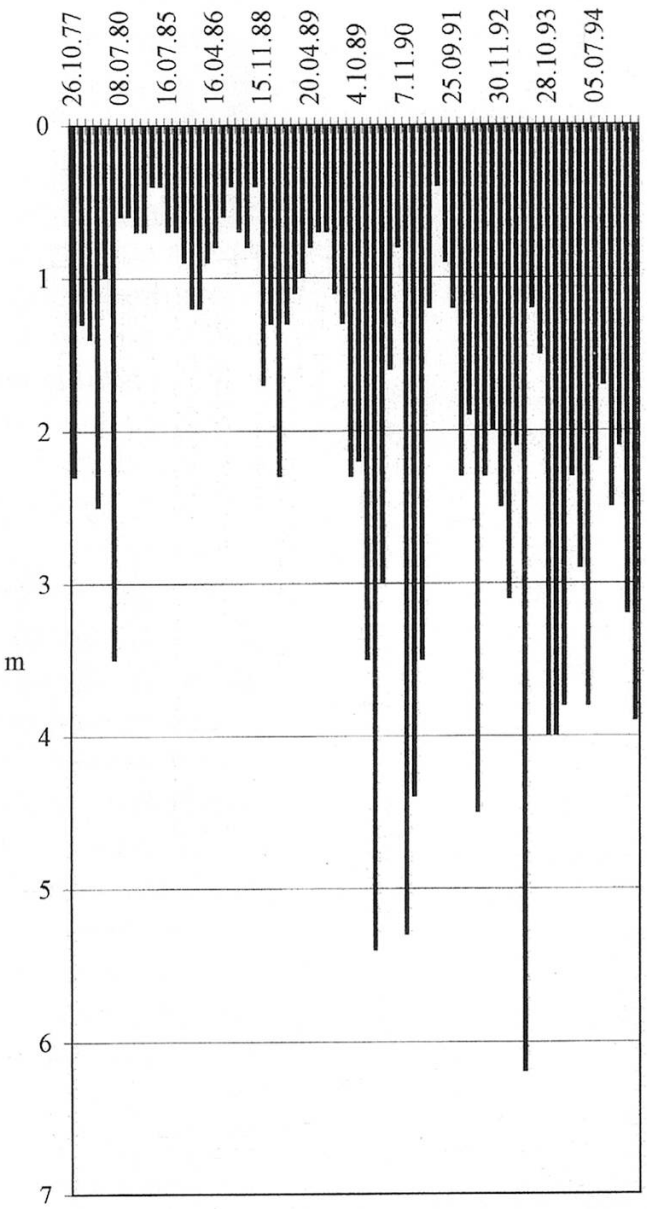


Abbildung 13: Hüttwiler See, Sichttiefe

rung von Biomasse werden aber auch Stoffe an das Wasser abgegeben. Abgestorbene Algenzellen und tierische Organismen sinken gegen den Seeboden ab. Zum Teil werden die Zellen bereits beim Absinken mineralisiert. Dabei werden die während des Wachstums der Zellen aufgenommenen Nährstoffe zum Teil ins Seesediment eingebaut, zum Teil wieder an das Wasser über dem Boden abgegeben. Die recht komplizierten Vorgänge in der Wasser-Sediment-Grenzschicht und im Sediment selbst bilden seit längerer Zeit Schwerpunkte in der Seenforschung. Die Zersetzung der Planktonorganismen am Seeboden führt direkt oder indirekt, z. B. durch das Auflösen von Kalk durch die entstehende Kohlensäure, zu einer Aufsalzung des Tiefenwassers und wirkt so stabilisierend auf die Schichtung. Neben der Stabilisierung durch Temperaturgradienten kann so noch von einer chemischen Stabilisierung gesprochen werden.

Während durch die Assimilationstätigkeit der Algen Sauerstoff an das Wasser abgegeben wird, verbrauchen die Mineralisationsprozesse des abgestorbenen Planktons über dem Seegrund den im Wasser gelösten Sauerstoff. Da Seen mit einer hohen Intensität der Primärproduktion, also bei einem hohen Trophiegrad, viel Sauerstoff in der durchlichteten Oberflächenschicht, der trophogenen Schicht, produzieren, weisen solche Seen mehr oder weniger ausgeprägte Sauerstoffübersättigungen im Epilimnion auf. Entsprechend gross ist aber auch die Menge an abgestorbenem Plankton, das im Tiefenbereich der Seen, in der tropholytischen Schicht, unter Zehrung von Sauerstoff abgebaut wird. Ist das Volumen des Tiefenbereichs eines Sees klein im Vergleich zum Oberflächenbereich, so ist der Sauerstoffvorrat sehr schnell zu gering. Es kommt dann zu Fäulnisprozessen unter anaeroben Verhältnissen und der Rücklösung von Phosphat. Phosphat gilt für unsere Seen als Schlüsselnährstoff für die Bioproduktion. Ist kein Phosphat mehr vorhanden, können auch keine Algen mehr wachsen. Phosphat ist dann Minimumfaktor. Es gibt aber natürlich auch andere Faktoren, die das Algenwachstum begrenzen können. Wenn beispielsweise die Biomasseproduktion sehr hoch ist, wird die Sichttiefe gering und das Licht kann nur wenig in das Wasser eindringen. Da die Assimilationstätigkeit ohne Licht nicht möglich ist, erfolgt also eine Wachstumsbegrenzung durch Eigenbeschattung.

Die Sichttiefe, gemessen mit der Secchi-Scheibe, hängt ab von der Algendichte im oberflächennahen Wasser. Da Algen ganz unterschiedliche Zellvolumina haben, ist die Sichttiefe nicht direkt

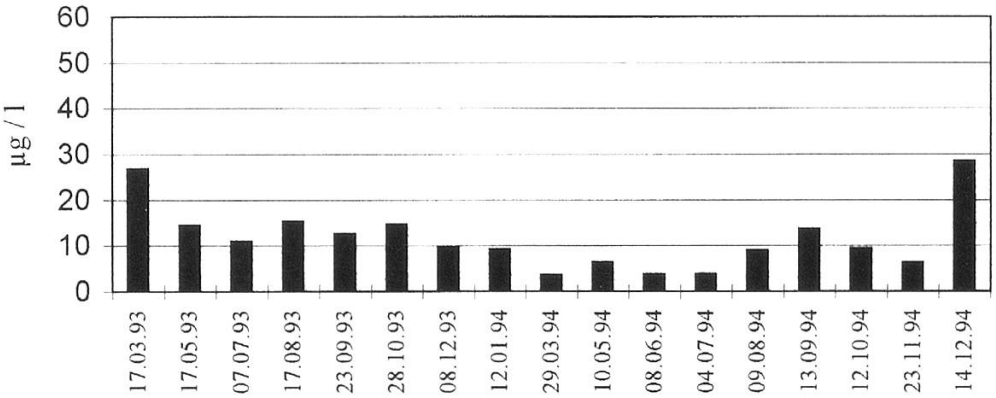


Abbildung 14: Nussbaumer See, Chlorophyll-a

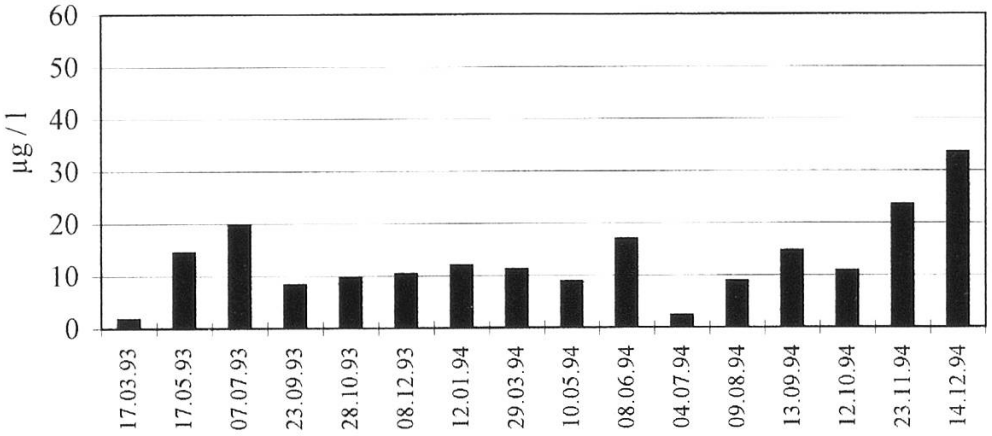


Abbildung 15: Hasensee Westbecken, Chlorophyll-a

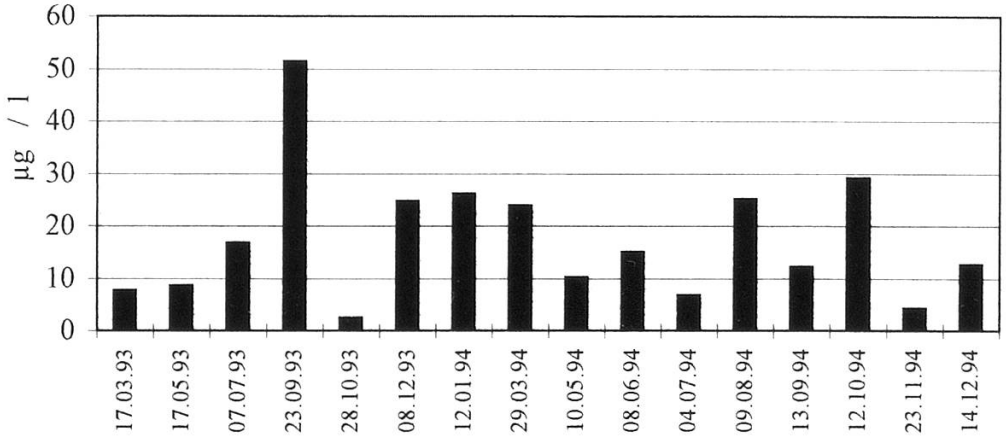


Abbildung 16: Hasensee Ostbecken, Chlorophyll-a

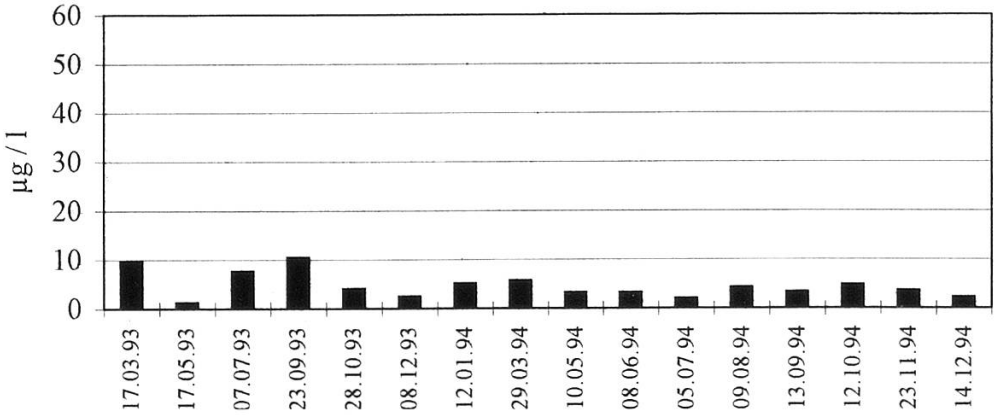


Abbildung 17: Hüttwiler See, Chlorophyll-a

proportional zur vorhandenen Biomasse oder zur Zellzahl pro Liter. Die Abbildungen 10 bis 13 zeigen die Entwicklung der Sichttiefen in den vier Seen im Verlauf von mehreren Jahren. Während beim Nussbaumer See nicht von einer frappanten Verbesserung gesprochen werden kann, ist beim Ostbecken des Hasensees doch eine deutlich sichtbare Verbesserung eingetreten. Eher eine Tendenz zu grösseren Sichttiefen findet man auch beim Hüttwiler See, während beim Westbecken des Hasensees die geringsten je gemessenen Sichttiefen im Spätherbst 1994 gefunden wurden. Wir führen das auf einen durch uns gemessenen, massiven Phosphateintrag über die Drainagen aus dem intensiv bewirtschafteten unmittelbaren Einzugsgebiet dieses Sees her. In einer dieser Drainagenleitungen wurde übrigens nach einem Gewitterregen auch eine hohe Atrazinkonzentration ermittelt.
Zu den chemischen Biomasseindikatoren zählt der Farbstoff Chlorophyll. Ab Mitte 1991 wurde die Bestimmung dieses Parameters mit Hilfe einer spektralphotometrischen Methode in Mischproben der Seen aufgenommen. Im Frühjahr 1993 erfolgte die Umstellung auf eine HPLC-, also eine Flüssigchromatographiemethode. Dass das Ostbecken des Hasensees hohe Werte ergab, war zu erwarten. Das Westbecken dagegen schneidet unerwartet schlecht ab. Die November- und Dezemberwerte 1994 drückten den Mittelwert deutlich in die Höhe. In die Abbildungen 14 bis 17 wurden die Chlorophyll a-Werte der Periode März 93 bis Dezember 94 aufgenommen.
Die Ermittlung der Seefärbung mittels der FUH-Skala ist keine hochwissenschaftliche Methode, aber sie beschreibt doch recht gut den äusseren Aspekt des Sees. Die Stufe 10 ist eindeutig grün und 18 ist eine deutliche Braunfärbung. Dazwischen liegt eben der langsame Übergang von grünlich zu bräunlich. Wenn Kieselalgen und/oder Goldalgen dominieren, werden also Färbungen im Bereich von 16 – 18 auf der FUH-Skala gefunden, während bei der Dominanz von Grünalgen Färbungen von 12 – 14 vorherrschen. Die Abbildung 18 zeigt den Verlauf der Farbe im mittleren Becken des Nussbaumer Sees.

4.3 Der Sauerstoff

Die Assimilationstätigkeit der Algen führt zur Produktion von Sauerstoff, was in einem nährstoffreichen, also eutrophen See, in der Regel zu einer ausgeprägten Sauerstoffübersättigung führt. Da die höchsten Sauerstoffkonzentrationen dort auftreten, wo sich die höchsten Algenkonzentrationen befinden und sich gewisse Algen

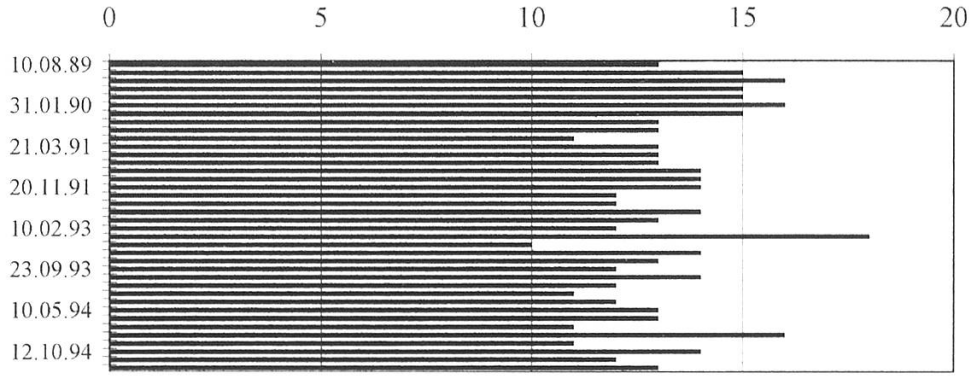


Abbildung 18: Nussbaumer See, Wasserfarbe nach FUH-Skala

in ganz bestimmten Tiefen einschichten, können gelegentlich z. B. in 6 oder 7 m Tiefe höhere Sauerstoffkonzentrationen gemessen werden als direkt unter der Oberfläche. Der Abbau der Biomasse in den tiefen Schichten der Seen, dem Hypolimnion, führt in den vier Seen regelmässig zu völligem Sauerstoffschwund. Dies ist übrigens eine Erscheinung, die praktisch alle untiefen Mittellandseen der Schweiz zeigen. Unterschiede zwischen den Seen bestehen im Ausmass und in der Dauer dieser Sauerstofffreiheit. Wenn im Herbst beim Abkühlen der oberflächennahen Wassermassen die Schichtung infolge geringerwerdender Dichteunterschiede im See instabil wird und vor allem unter der Einwirkung des Windes zu zirkulieren beginnt, erfolgt ein Konzentrationsausgleich mehr oder weniger schnell in der ganzen Wassermasse. Sehr schnell ist diese Durchmischung in den beiden Hasenseen und dem Nussbaumer See, etwas harziger geht es beim Hüttwiler See. Infolge der Mischung des Oberflächenwassers mit dem sauerstofffreien Tiefenwasser ist die Sauerstoffkonzentration nach der Vermischung deutlich geringer als der mögliche Sättigungswert. Dieses Sauerstoffmanko kann im Laufe des Winters in Abhängigkeit von der Witterung, vor allem der Windverhältnisse, wieder eliminiert werden. Erfolgt die Abkühlung sehr schnell und bildet sich schon früh eine Eisschicht auf den Seen, so kann es vorkommen, dass die Seen mit einem Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser ins neue Seejahr gehen müssen. Da sich Algen auch unter einer Eisdecke entwickeln können, wenn es genügend hell ist, kann die Oberflächenschicht des Wassers auch so mit Sauerstoff im Winter versorgt werden, jedoch dürfte das Tiefenwasser den dringend erforderlichen Nachschub an Sauerstoff vermissen müssen. Dringend ist dieser Bedarf vor allem aber auch darum, weil das Seewasser einen hohen Sauerstoffbedarf zur Oxidation von reduzierten Stoffen aus dem anaeroben Abbau über dem Seegrund aufweist.

Die Abbildungen 19 bis 22 geben typische Sauerstoffprofile aus dem mittleren Becken des Nussbaumer Sees und aus dem Hüttwiler See sowie die daraus berechneten Sättigungswerte wieder.
Die Sättigungskonzentrationen von Sauerstoff in Wasser in Abhängigkeit von der Wassertemperatur sind auszugsweise in der Tabelle 6 aufgeführt:
Der Vollständigkeit halber seien hier auch Temperaturprofile des Nussbaumer- und des Hüttwiler Sees wiedergegeben (Abbildungen 23 und 24).

Tabelle 6: Sauerstoffsättigungs-Konzentrationen

Temperatur, °C	mg O_2/l
0	13,8
10	10,7
20	8,6
30	7,2

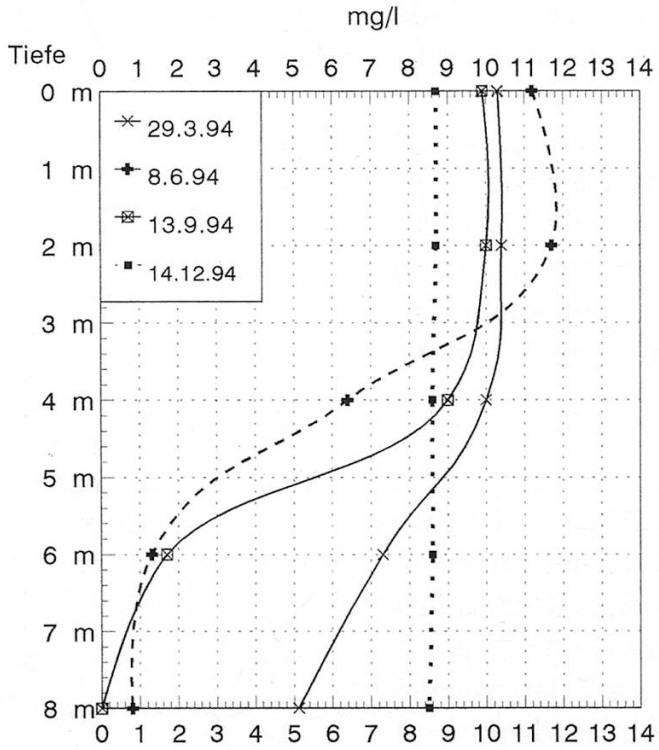


Abbildung 19: Nussbaumer See Sauerstoffkonzentrationen 1994

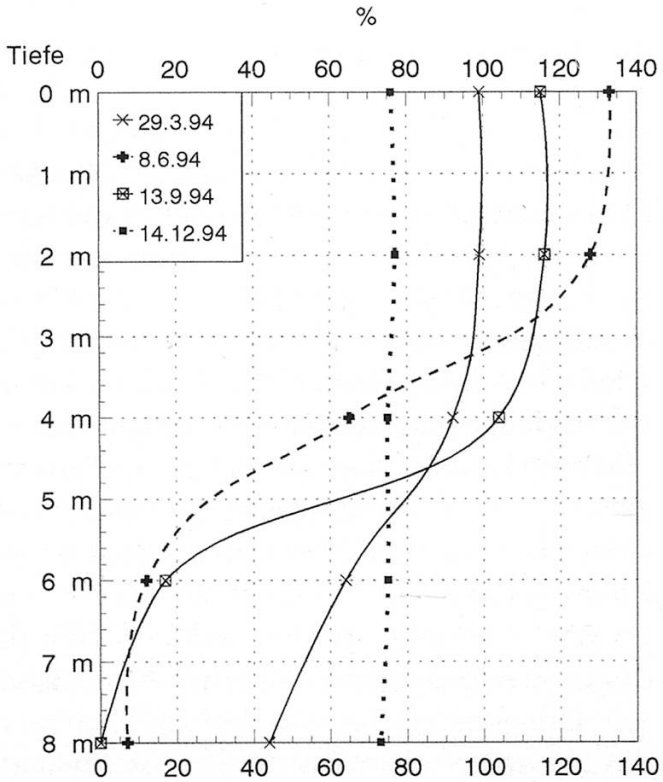
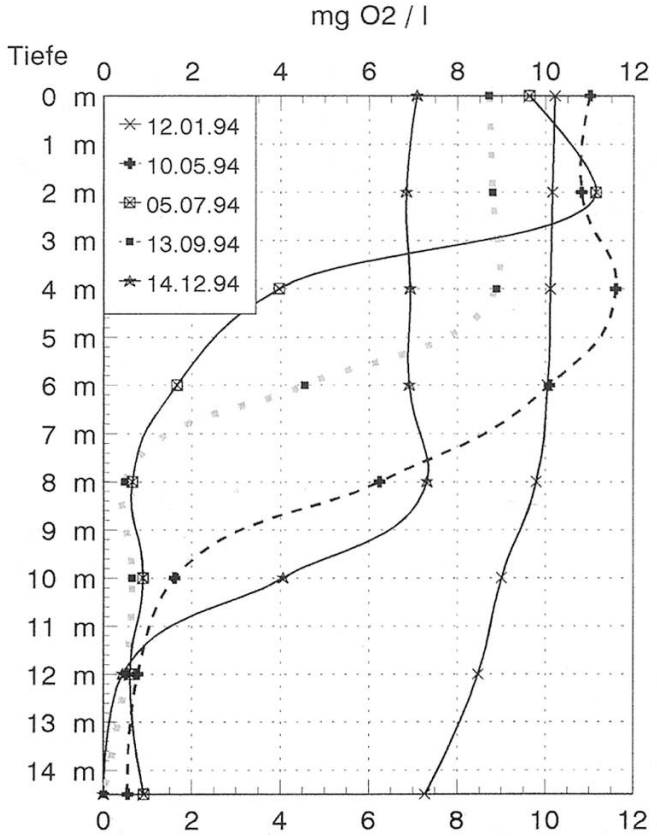


Abbildung 20: Nussbaumer See Sauerstoffgehalt in % der Sättigungswerte



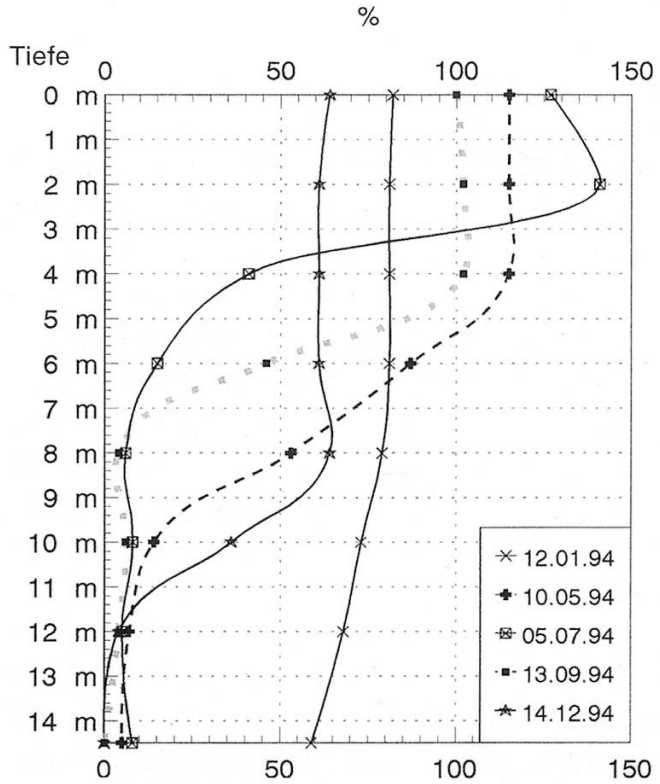
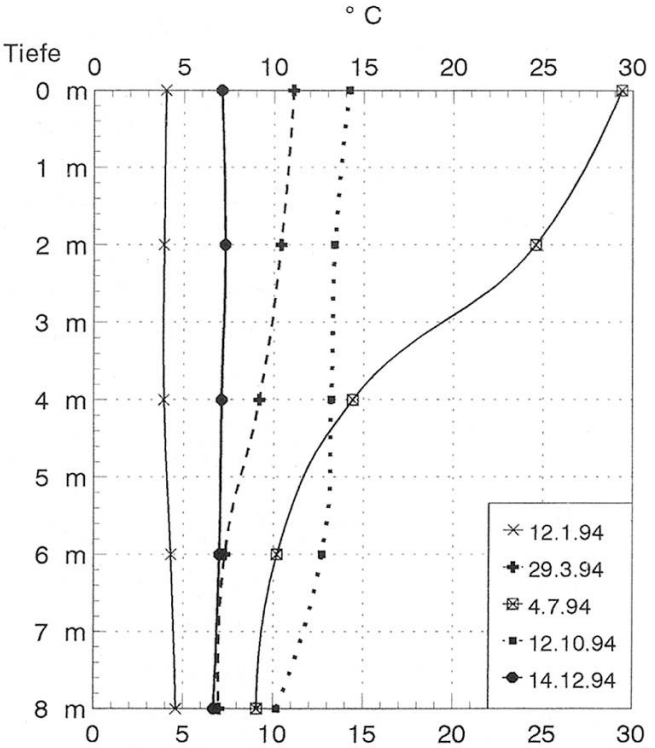


Abbildung 21 oben: Hüttwiler See Sauerstoffkonzentrationen 1994

Abbildung 22 unten: Hüttwiler See Sauerstoffgehalt in % der Sättigungswerte



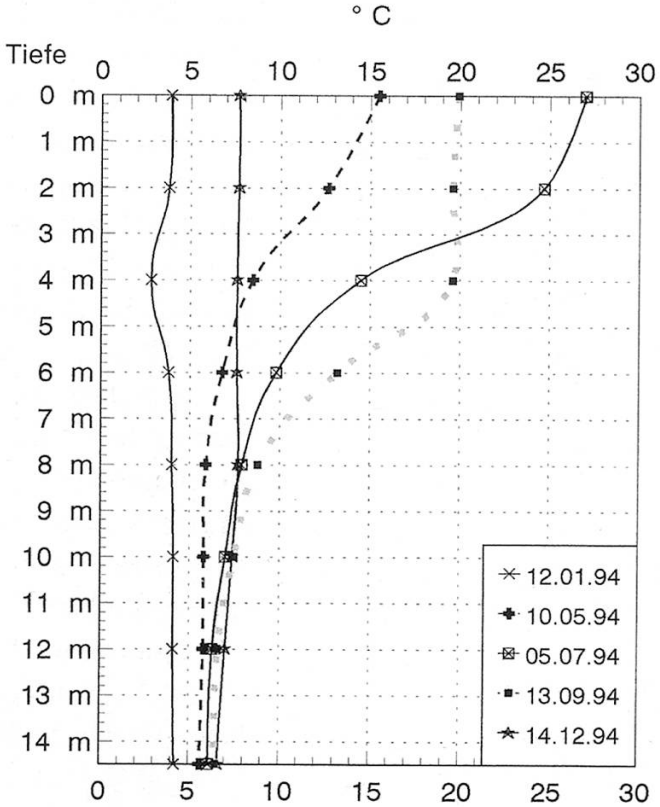


Abbildung 23 oben: Nussbaumer See Wassertemperaturen 1994

Abbildung 24 unten: Hüttwiler See Wassertemperaturen 1994

4.4 Der Phosphor

Wie bereits gesagt, steuern in unseren Seen Phosphate die Biomasseproduktion und haben damit einen ganz wesentlichen Einfluss auf das Seegeschehen, insbesondere auf den Sauerstoffhaushalt. Das Phosphat im Seewasser nach der winterlichen Durchmischung stellt das Startkapital für die Biomasseproduktion im neuen Seejahr dar. Algen benötigen zum Wachstum gelöstes ortho-Phosphat, also Phosphor in anorganischer Form. Dieses Phosphat ist sehr schnell aufgebraucht in allen vier Seen, so dass der grösste Teil des Gesamt-Phosphors in organisch gebundener, partikulärer Form vorliegt. In unseren Berichten bezeichnen wir diese Form als P-part. Ein wesentlich kleinerer Teil des Phosphors liegt in organischer Bindung gelöst im Wasser vor. Er stammt aus der Zersetzung, der Lyse, und vom Stoffwechsel von Mikroorganismen.

Absterbende Biomasse wird mit Hilfe von in sehr grosser Zahl vorhandener Bakterien und Enzyme abgebaut. Immer wenn anorganisches Phosphat knapp wird, wird das Enzym Phosphatase produziert, das die Umwandlung von organisch gebundenem Phosphor in anorganisches Phosphat katalysiert. Eine sehr hohe Freisetzungsrate an Phosphat ist zu erwarten, wenn die Bakterien- und Protozoendichte hoch ist. Diese Vorgänge führen dazu, dass ursprünglich vorhandenes Phosphat im Wasser im Laufe einer Vegetationsperiode mehrfach und schnell in einem «kurzen Kreislauf» genutzt werden kann. Die Mehrfachnutzung von rückgelöstem Phosphat aus tieferen Wasserschichten wird im allgemeinen als langsamer angenommen. Bei diesem «langen Kreislauf» können infolge ungenügender Stabilität der Wasserschichten oder sehr starker Winde Nährstoffe aus der Tiefe in die produktive Schicht eindringen. Möglicherweise ist dieser Vorgang bei unseren Seen mit sehr geringer Tiefe von grösserer Bedeutung als bisher angenommen. Er ist nicht leicht erfassbar, da der gelöste Phosphor sehr schnell verbraucht wird, und dann im Plankton als partikulärer Phosphor erscheint.

Von einer Einfachnutzung wird gesprochen, wenn ein Phosphatmolekül einmal genutzt, d. h. in Biomasse inkorporiert wird und dann durch Sedimentation aus der produktiven Schicht verschwindet. Unter anaeroben, also sauerstofffreien Verhältnissen, können grosse Mengen Phosphat aus dem Sediment eines Sees rückgelöst werden, was sich darin äussert, dass die Phosphatkonzentration im Wasser über dem Seegrund ein Mehrfaches der Konzentration nach der Vollzirkulation erreicht. Auch unter aero-

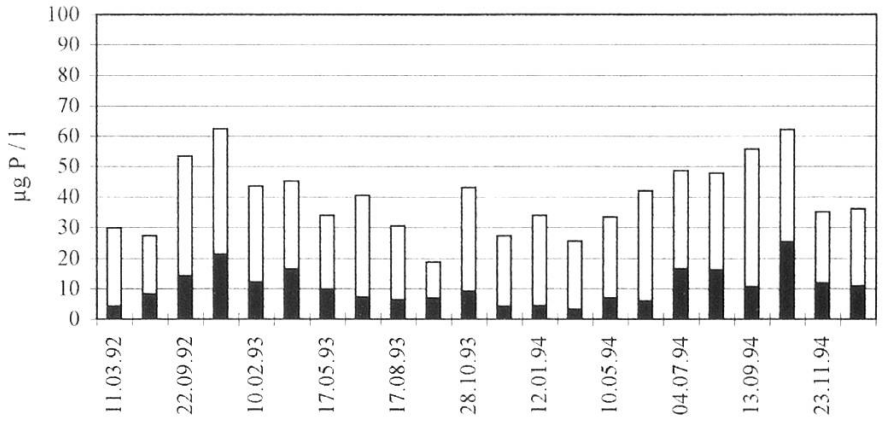


Abbildung 25: Nussbaumer See Mittleres Becken, Phosphor

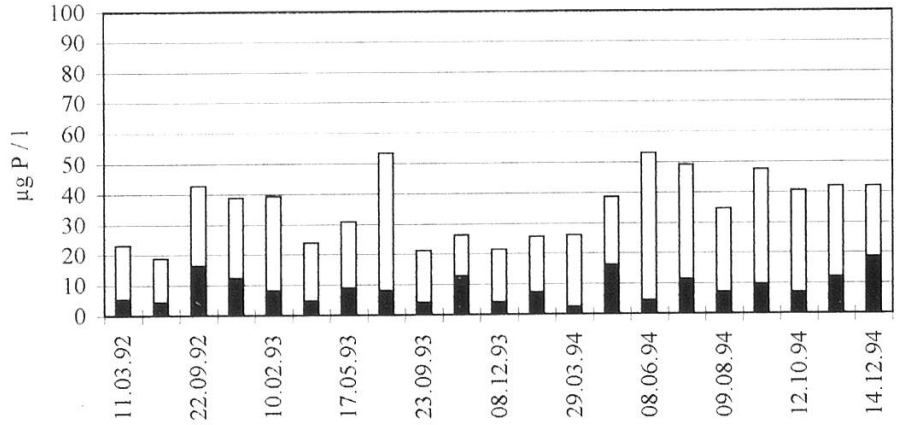


Abbildung 26: Hasensee Westbecken, Phosphor

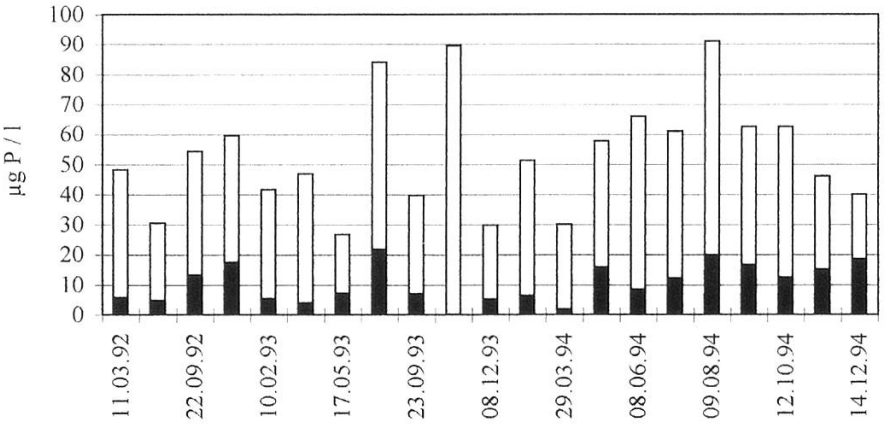


Abbildung 27: Hasensee Ostbecken, Phosphor

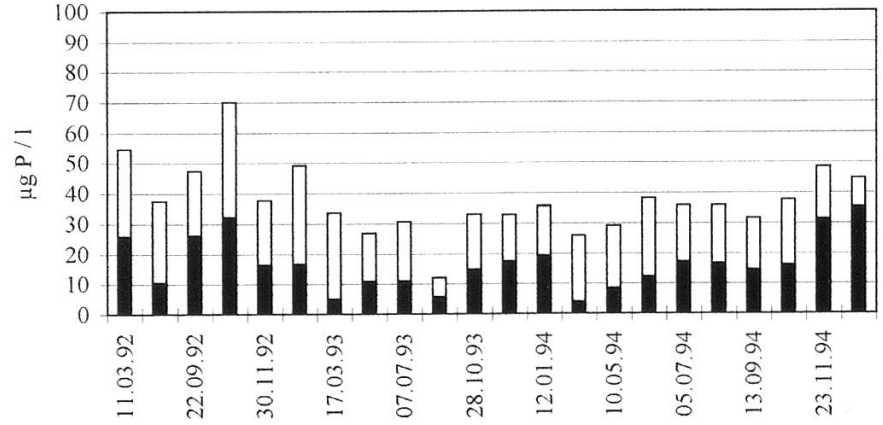


Abbildung 28: Hüttwiler See, Phosphor

■ *Phosphor gelöst*
□ *Phosphor partikulär*

ben Bedingungen erfolgt eine Phosphorrücklösung, jedoch in viel geringerem Ausmass. Der Verlauf der Konzentrationen an gelöstem und partikulärem Phosphor in den vier Seen für die Periode März 1992 bis Dezember 1994 ist in den Abbildungen 25 bis 28 festgehalten. Es handelt sich jeweils um volumengewichtete Mittelwerte für den ganzen See. Der Konzentrationsverlauf der gleichen Parameter in verschiedenen Tiefenstufen ist für den partikulären Phosphor im mittleren Becken des Nussbaumer Sees in Abbildung 29, für den gelösten Phosphor im Hüttwiler See in Abbildung 30 dargestellt.

4.5 Der Stickstoff

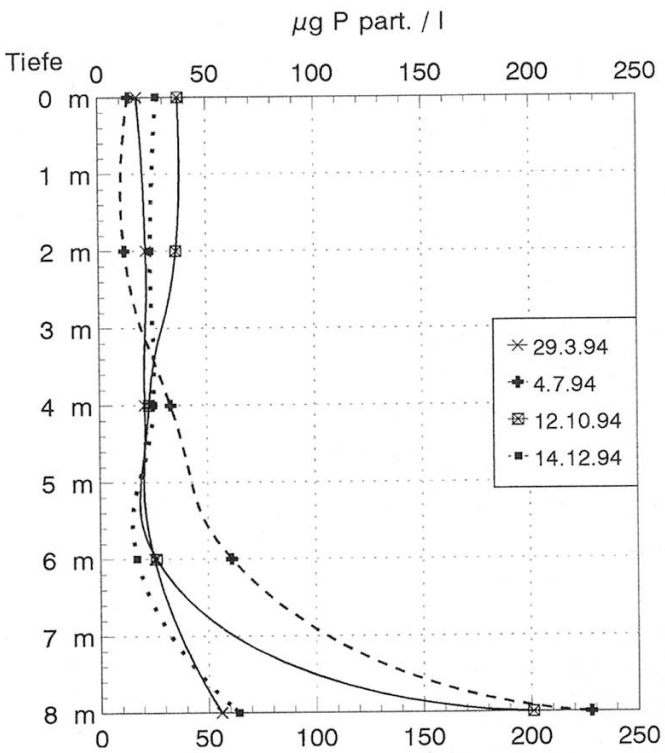
Der Stickstoffkreislauf ist von ganz besonderer Dynamik. Die Zufuhr zu den Seen erfolgt heute, nachdem die Abwässer den Seen ferngehalten werden, zu über 95 % in Form von Nitrat. Bei sehr nasser Witterung erscheint auch Ammonium in den Zuflüssen. Die höchsten Werte in den Seen findet man in der Regel ausgangs Winter und im Frühjahr. Spitzenreiter ist das Ostbecken des Hasensees mit etwa 7 mg/l Nitratstickstoff, gefolgt vom Hüttwiler See mit 4 – 5 mg/l, dem Nussbaumer See mit knapp 4 mg/l und dem Westbecken des Hasensees mit 3 – 3,5 mg/l. Als Vergleich: Der Bodensee enthält etwa 1 mg Nitratstickstoff pro Liter. Durch das Wachstum der Algen und höherer Pflanzen (im Uferbereich) wird dem Seewasser Nitrat entzogen. Das Minimum der Nitratkonzentration wird in der Regel zwischen den Monaten September und November erreicht. Die Konzentrationen sinken dann meist unter 1 mg Nitratstickstoff pro Liter, wobei der Nussbaumer See die geringsten Restkonzentrationen aufweist.

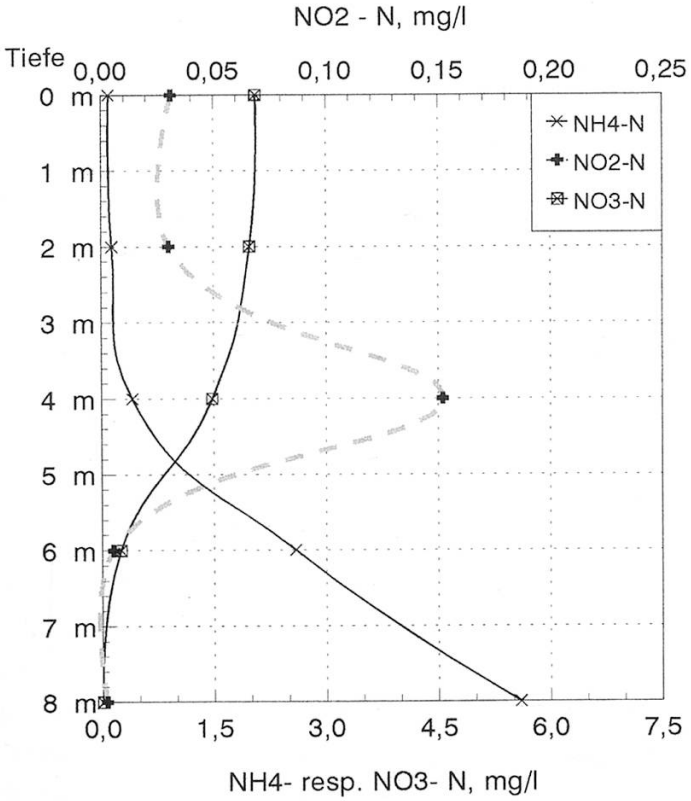
Der in Mikroorganismen gebundene Stickstoff sinkt mit diesen beim Absterben in die Tiefe der Seen und wird beim Absinken, direkt über dem Grund oder in den Sedimenten in der reduziertesten Form des Stickstoffs, als Ammonium, wieder freigesetzt. Die Ammoniumkonzentrationen im Interstitialwasser des Schlamms und im Wasser direkt über den Sedimenten erreichen Werte, die man üblicherweise in Mischabwasser antrifft. Ammonium, das in sauerstoffhaltige Schichten vordringen kann, wird mit Hilfe des Bakteriums *Nitrosomonas* zu Nitrit oxidiert. Deshalb treten häufig in mittleren Tiefenstufen, die noch Sauerstoff enthalten, erhöhte Nitritkonzentrationen auf, Konzentrationen, die zum Teil durchaus fischtoxisch wirken könnten. Die hohen Ammoniumkonzentrationen in den tiefen Schichten des Sees belasten den

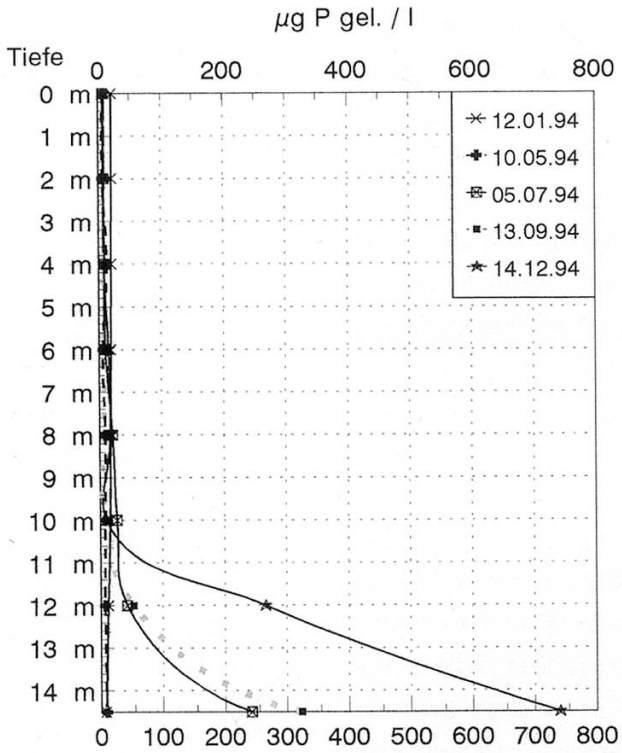
Sauerstoffhaushalt ganz beträchtlich, braucht doch jedes Milligramm Ammoniumstickstoff für seine Oxidation zu Nitratstickstoff ungefähr 4,5 mg Sauerstoff. Die Abbildung 31 zeigt die Verteilung der anorganischen Stickstoffverbindungen Nitrat, Nitrit und Ammonium im Tiefenprofil des Nussbaumer Sees am 9. August 1994. Dasselbe findet sich für den Hüttwiler See am 13. September 1994 in Abbildung 32. Man beachte die unterschiedliche Skalierung der Nitrit (NO_2)-Achse. Die Abbildungen 33 und 34 zeigen Konzentrationsprofile an fünf Untersuchungstagen für Nitrat- resp. Ammonium-Stickstoff. Man sieht dort sofort, dass der Nitratstickstoff nicht nur aus den oberen, sondern auch aus den unteren Schichten des Sees verschwunden ist. Der Vorgang der Elimation ist jedoch ein völlig anderer. Wenn der Sauerstoffgehalt des Wassers in Bodennähe gegen Null sinkt und ein weiterer Sauerstoffbedarf vorhanden ist, werden bei sinkendem Redoxpotential Moleküle höherer zu solchen niedrigerer Oxidationsstufen reduziert. Das Nitrat dient dabei zur Nitratatmung. Der Sauerstoff wird dem Molekül entzogen und der Stickstoff tritt in gasförmiger Form als molekularer Stickstoff (N_2), zum Teil als Distickstoffmonoxid (N_20) aus. Dieser Vorgang wird Denitrifikation genannt. So sonderbar es klingen mag: Die hohen Nitratkonzentrationen im Seewasser könnten auch ihre positiven Seiten haben. Sie tragen dazu bei, die sehr unerwünschte Entwicklung von Blaualgen (Cyanobakterien) in Grenzen zu halten, indem das N : P-Verhältnis zugunsten von Stickstoff verschoben wird. Als einzige Organismen des Planktons vermögen sie, bei Stickstoffmangelsituationen im Wasser, molekularen Stickstoff zu fixieren. Ob bei geringerer Nitratkonzentration im Seewasser die Biomasseproduktion etwas kleiner wäre, vermögen wir nicht zu beurteilen.

4.6 Andere reduzierte Stoffe

Ein weiterer Stoff, der einen ganz ähnlichen Vorgang erleidet, ist das Sulfat. Sulfat wird bei tiefem Redoxpotential zu Schwefelwasserstoff (H_2S), das wie faule Eier stinkt, reduziert. Der Schwefel geht von der Oxidationsstufe +6 in die Oxidationsstufe −2 über. Weitere reduzierte Stoffe, die im Interstitialwasser und in den untersten Wasserschichten auftreten, sind die reduzierten Formen von Mangan und Eisen, die gut wasserlöslich sind. Erhöhte Manganwerte in einer Wasserprobe gelten als erster Hinweis auf Reduktionsvorgänge. Ein weiterer Stoff, der gut nachgewiesen wer-







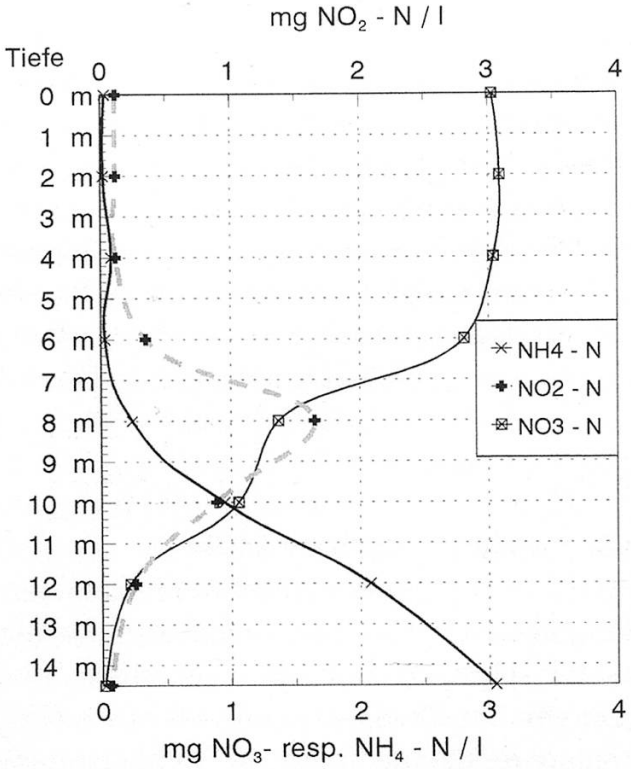
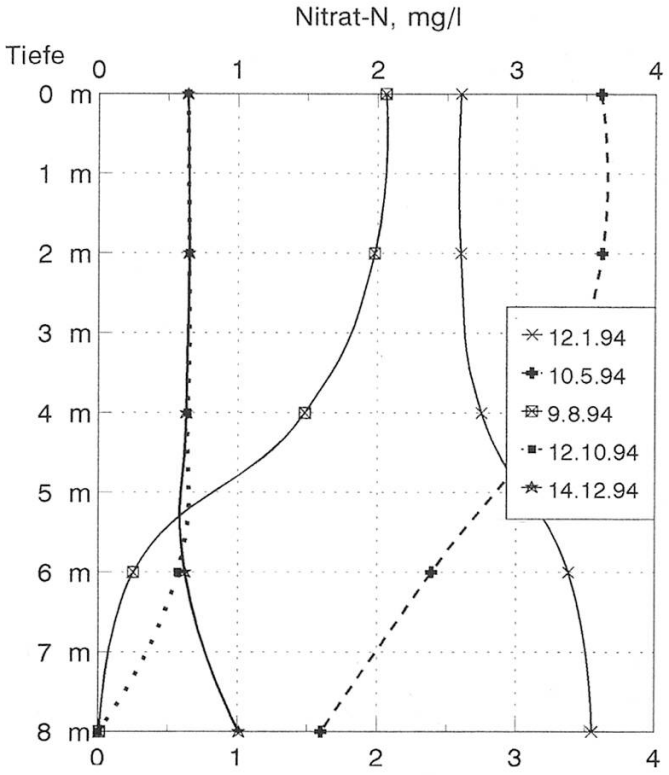


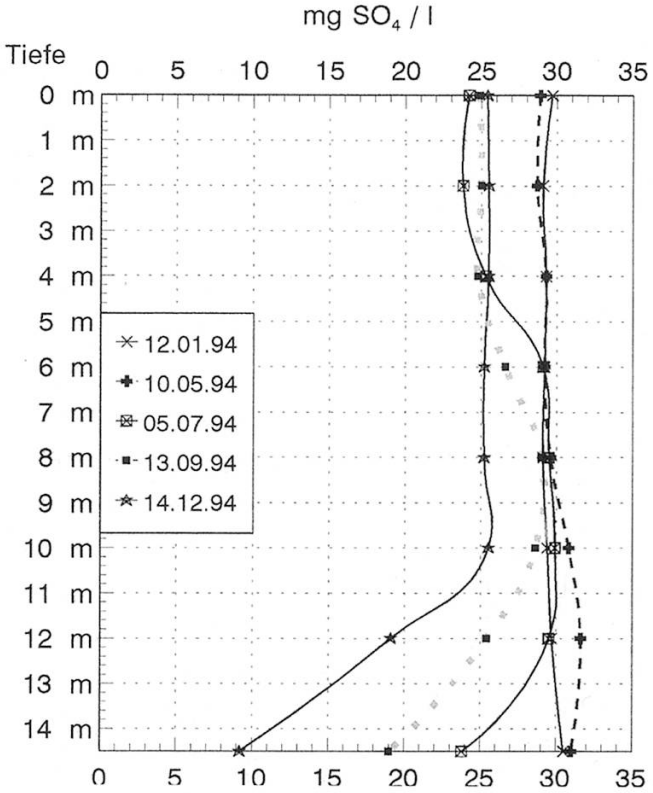
Abbildung 29 oben: Mittleres Becken Nussbaumer See. Particulärer Phosphor 1994

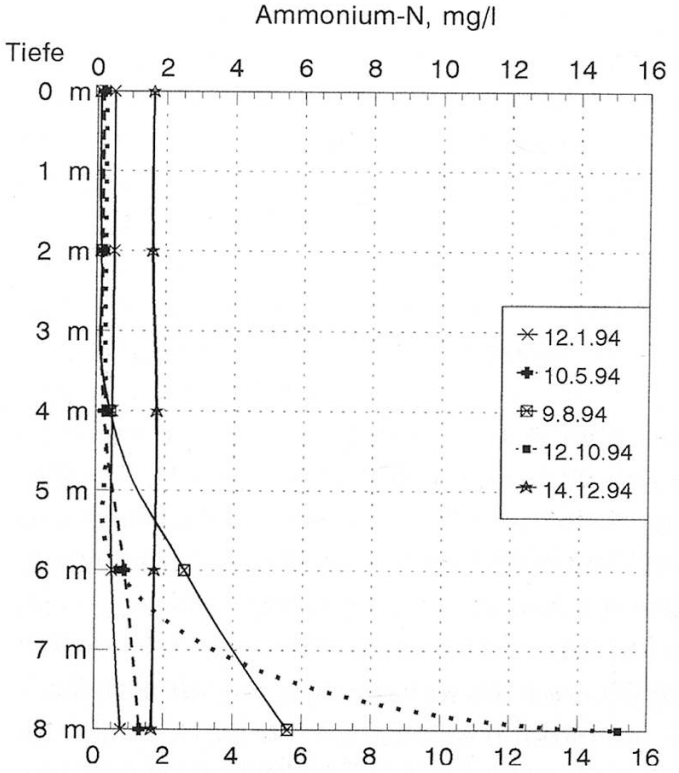
Abbildung 30 unten: Hüttwiler See. Gelöster Phosphor 1994

Abbildung 31 oben: Mittleres Becken Nussbaumer See. Anorg. Stickstoffverbindungen am 9. August 1994

Abbildung 32 unten: Hüttwiler See. Anorg. Stickstoffverbindungen am 13. September 1994







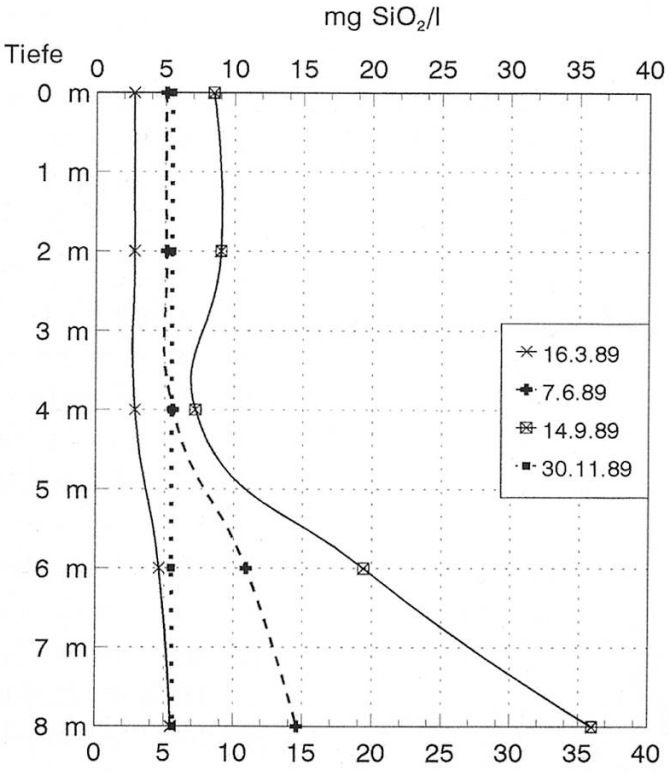


Abbildung 33 oben: Mittleres Becken Nussbaumer See Nitrat-Stickstoff 1994

Abbildung 34 unten: Mittleres Becken Nussbaumer See Ammonium-Stickstoff 1994

Abbildung 35 oben: Hüttwiler See Sulfat 1994

Abbildung 36 unten: Mittleres Becken Nussbaumer See Silikat 1989

den kann, ist Methan (CH_4), auch Sumpfgas genannt. Es kann in Konzentrationen von mehreren Milligrammen pro Liter in den untersten Wasserschichten auftreten. Die Oxidation all dieser reduzierten Stoffe nach der Zirkulation des Seewassers im Spätherbst und Winter ist mit einer hohen Sauerstoffzehrung verbunden. Der Sauerstoffbedarf ist vor allem im Hüttwiler See oft noch nicht befriedigt, wenn sich eine neue Schichtung des Seewassers wieder einstellt und die weitere Zufuhr von Sauerstoff in tiefere Schichten verhindert. Die Lungen sind also noch nicht gefüllt. In der Abbildung 35 sind typische Sulfatprofile im Hüttwiler See dokumentiert.

4.7 Andere Salze

Ein weiterer Stoff, der im Seegeschehen eine wichtige Rolle spielt, ist das Silikat. Es dient als Gerüststoff für die quantitativ bedeutungsvollen Kieselalgen. Auch hier ist aus Abbildung 36 die Abnahme der Konzentrationen in den produktiven Schichten und die Zunahme über dem Seegrund bei der Zersetzung der Biomasse sehr gut ersichtlich. Schliesslich ist ein weiterer Vorgang von Bedeutung. Beim Aufbau von Biomasse entziehen die Algen dem Wasser Kohlendioxid als Kohlenstoffquelle. Dadurch wird das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, wie es normalerweise in einem natürlichen Wasser herrscht, gestört und Kalk fällt in Form von Kalzit aus und sedimentiert auf den Seegrund. Es entsteht die sogenannte Seekreide. Beim Abbau des organischen Materials nach der Sedimentation entsteht wieder, wie bei jedem biologischen Abbau, Kohlendioxid, das einen Teil des ausgefällten Kalks wieder in Lösung bringt.

Diese Vorgänge der Entmineralisierung in der produktiven Schicht und der Remineralisierung über dem Seegrund, also einer Aufsalzung, führen zu der bereits früher erwähnten Stabilisierung der Schichtung der Wassermassen. Die elektrische Leitfähigkeit, als Mass für die gelösten Ionen im Wasser, vermag dies schön zu dokumentieren, wie Abbildung 37 als Beispiel zeigt. Schliesslich sind in der Abbildung 38 noch die Konzentrationen des Erdalkalimetalls Kalzium dokumentiert, das zusammen mit dem Anion Bikarbonat den Löwenanteil der elektrischen Leitfähigkeit bewirkt. Der ähnliche Kurvenverlauf bestätigt dies sehr schön.

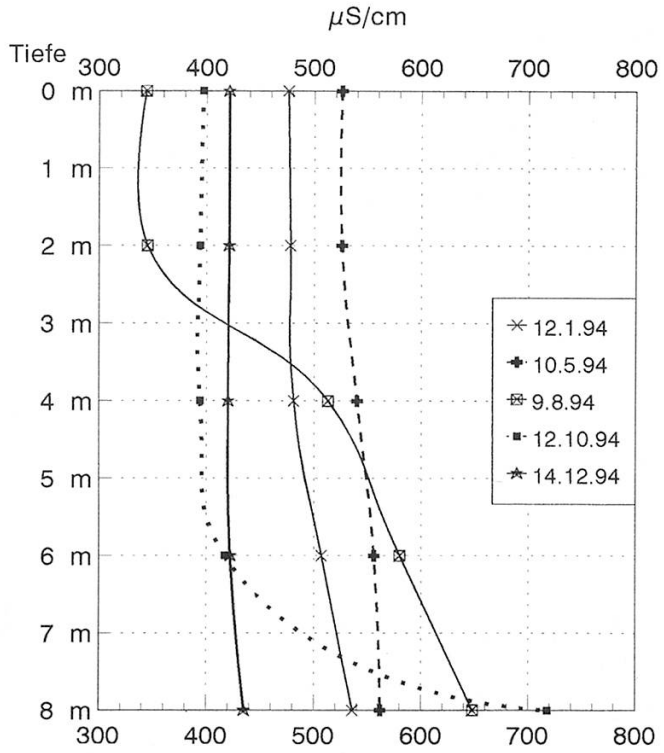


Abbildung 37: Mittleres Becken Nussbaumer See Elektrische Leitfähigkeit, µS/cm, 20° C

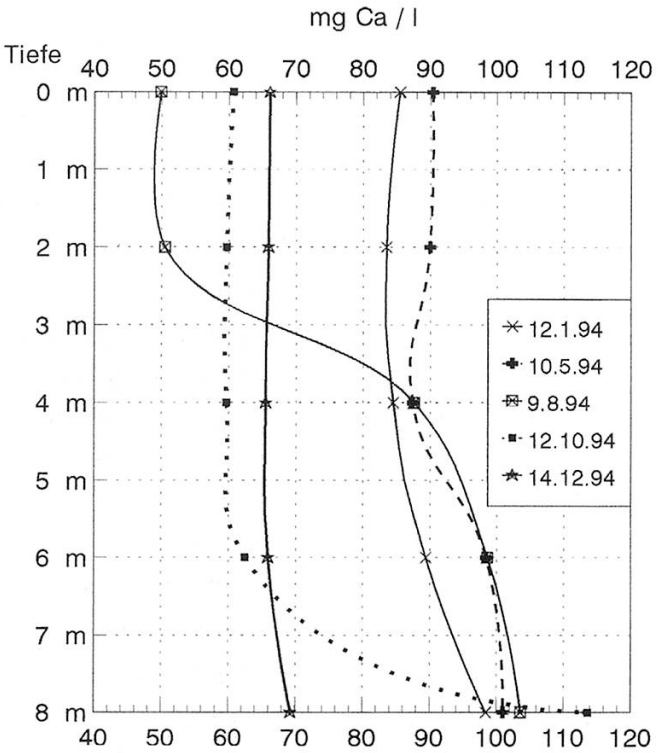


Abbildung 38: Mittleres Becken Nussbaumer See Kalzium 1994

5. SCHLUSSBETRACHTUNG

Das Fernhalten der Abwasser hat zu einer Reduktion des wichtigen Pflanzennährstoffs Phosphor im Seewasser geführt. Am auffälligsten ist dies der Fall im Ostbecken des Hasensees, wo vorher die Situation mit Abstand am schlimmsten war. Ein linearer Zusammenhang zwischen der Phosphorkonzentration und Trophieindikatoren wie der Sichttiefe, der Chlorophyll- oder Biomassekonzentrationen ist heute noch nicht ersichtlich. Der P-Gehalt liegt heute noch deutlich oberhalb eines Bereichs, wo seine Konzentration das Ausmass der Algenbildung direkt steuern könnte. Interessant ist vielleicht die Feststellung am Bodensee, wo im Jahr 1988, als die P-Konzentration auf etwa 40 mg/m^3, die Hälfte des 1979 erreichten Höchststandes, abgesunken war, das höchste, je gemessene Jahresmittel der Biomasse registriert wurde. Dort wird jetzt angestrebt, die P-Konzentration auf 15 – 20 mg/m^3 zu senken, um bei einer Abfolge ungünstiger Witterungszustände einen akzeptablen Seezustand zu erhalten. Wenig tiefe Kleinseen reagieren wesentlich empfindlicher auf Nährstoffzufuhren als gro-

sse, tiefe Seen, vielleicht weil das phosphatreiche «Tiefenwasser» zu nahe bei der produzierenden Schicht liegt. Sind P-Konzentrationen deutlich über dem tolerierbaren (aber nicht bekannten) Wert vorhanden, können auch bei praktisch konstanten Konzentrationen von Jahr zu Jahr sehr unterschiedliche Produktionsverhältnisse herrschen. Diese werden hauptsächlich durch die Witterung gesteuert.

Die bundesrätliche Verordnung über Abwassereinleitungen nennt als Qualitätsziel für stehende Gewässer u. a., dass der Sauerstoffgehalt, unter dem Vorbehalt ungünstiger, natürlicher Verhältnisse, zu keiner Zeit und in keiner Tiefe weniger als 4 mg/l betragen soll. Für die vier Seen muss dieser Vorbehalt in Anspruch genommen werden. Es ist völlig ausgeschlossen, dass sie eine solche Forderung je erfüllen könnten, solange übliche menschliche Aktivitäten in deren Einzugsgebiet ausgeübt werden. Es gilt deshalb, ein anderes Sanierungsziel zu definieren. An der Abteilung für Umweltnaturwissenschaften der ETH Zürich ist Mitte 1994 eine Dissertation mit dem Thema «Sanierungsziel für natürlich eutrophe Kleinseen» angelaufen. Die Diplomarbeit der Ausführenden befasste sich bereits mit dem Hüttwiler See (Bankay, 1993).

Jede Massnahme mit dem Ziel, die Nährstoffzufuhr zu den Seen zu drosseln und den Export von Phosphor und reduzierter, stark sauerstoffbedürftiger Stoffe aus den Seen zu erhöhen, ist mit Sicherheit ein Schritt in die richtige Richtung. Konkrete Voraussagen, wie die Seen auf Entlastungsmassnahmen reagieren werden, sind mit den heutigen Kenntnissen noch nicht möglich. Wenn es gelingt, die Phosphorkonzentration im See nach der Durchmischung zu senken und damit das Startkapital zu verkleinern, kann der zwangsläufig rasche Stoffumsatz auf einem niedrigeren Niveau ablaufen und den Sauerstoffhaushalt etwas entlasten.

Dass die Seen rein optisch feststellbar auf die Entwicklung des P-Gehalts reagieren, zeigen die beiden Becken des Hasensees. Während im Ostbecken 1993 und 1994 höhere Sichttiefen als in früheren Jahren gemessen wurden, ist im Westbecken eine deutliche Verschlechterung, verbunden mit einem sprunghaften Anstieg des P-Gehalts eingetreten. Die volumengewichtete Gesamtphosphorkonzentration stieg von März bis Juni 1994 von 26 auf 53 mg P/m^3, also um 100 %. Bereits 1993 geschah dasselbe, nämlich ein Anstieg von 24 auf 53 mg P/m^3 zwischen März und Juli. Diese Erscheinung gibt Anlass, mit Nachdruck auf die Auswahl der Kulturen bei den bezüglich Pflanzennährstoffen äusserst schwach belastbaren, organischen Böden hinzuweisen. Intensiv-

kulturen wie z.B. Maispflanzungen können, nicht zuletzt vom Witterungsverlauf im Frühling abhängige, massive Nährstoffeinträge in die Gewässer verursachen (Prasuhn & Braun, 1994). Eine Extensivierung im Sinne von Art. 31b des Landwirtschaftsgesetzes müsste hier weit vorne auf der Prioritätenliste stehen.
Als seeexterne Massnahmen werden Vorkehrungen irgendwelcher Art im Einzugsgebiet der Seen bezeichnet, die zu einer Entlastung der Seen führen sollen. Wir erachten eine genügende Stapelkapazität für Hofdünger als Grundvoraussetzung für jede Dünge- und Anbau-Beratung und -Planung. Sie muss mindestens so gross sein, dass der Ausbringzeitpunkt dem Bedarf der Pflanzen und der Witterung angepasst werden kann. Das Ausbringen von Gülle, wenn stärkere Niederschläge angesagt sind, muss aus der Sicht des Gewässerschutzes als grobfahrlässig bezeichnet werden. Wie wenig Gülle die Seen ertragen, möge ein kleines Berechnungsbeispiel mit dem Westbecken des Hasensees zeigen. Der Seeinhalt beträgt rund 185 000 m^3. Wenn Phosphat limitierend wirkt, also das Algenwachstum steuert, genügen 5 mg Phosphor pro m^3 Seewasser, um ein spürbares Algenwachstum zu ermöglichen. Auf den See bezogen ergibt das weniger als ein Kilogramm Phosphor, was etwa dem Gehalt von 2 m^3 Vollgülle 1:1 verdünnt entspricht.
Als seeinterne Massnahme ist das Einrichten einer Tiefenwasserableitung (TWA) aus dem Hüttwiler See, verbunden mit der Entnahme von Tiefenwasser zu Bewässerungszwecken vorgesehen. Bewässerungswasser aus den anderen Seen soll ebenfalls aus der Tiefe stammen. Mit der TWA soll nährstoffreiches und sauerstoffarmes Wasser aus dem See entfernt werden.
In der Tabelle 7 wird für den Hüttwiler See der Phosphorinhalt in sieben Schichten im Laufe des Jahres 1994 aufgezeigt. Der Spalte Schichtvolumen ist der Phosphorinhalt der einzelnen Schichten an fünf Untersuchungstagen gegenübergestellt. Die Wassermasse unterhalb von 12 m Tiefe entspricht etwa 3,3 % des Seeinhalts und enthielt im September etwa 25 %, im Dezember um 38 % des gesamten Phosphors des Sees. Die Entnahme von Tiefenwasser während der Hauptvegetationszeit darf die Stabilität der Schichtung des Seewassers nicht stören und die Belastbarkeit des Seeabflusses muss berücksichtigt werden. Im Herbst wird eine Unterstützung der Zirkulation erwartet, indem das spezifisch schwerere Wasser über dem Grund zum Abfluss gebracht wird. Eine TWA kann nur funktionieren, wenn der See auch tatsächlich einen Abfluss hat. Wasserentnahmen aus dem System oberhalb des Aus-

Schicht	Schichtvolumen		12.01.94		29.03.94		08.06.94		13.09.94		14.12.94	
m	m^3	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%	kg	%
0 – 2	660 847	25	26,4	28	12,9	19	24,5	24	11,2	13	11,9	10
2 – 4	596 842	22	22,7	24	13,7	20	25,4	25	11,3	13	11,6	10
4 – 6	512 205	19	17,4	18	12,5	18	18,2	18	10,8	13	11,5	10
6 – 8	389 211	15	12,3	13	9,7	14	9,7	10	10,9	13	8,2	7
8 – 10	269 094	10	8,2	9	6,6	10	8,7	9	8,1	10	6,6	5
10 – 12	163 476	6	4,8	5	3,8	5	7,6	7	11,4	13	25,0	21
12 – 14,7	87 907	3	3,5	4	9,9	14	8,1	8	21,1	25	45,2	38
0 – 14,7	2 679 582	100	95,3	100	69,2	100	102,2	100	84,8	100	120,0	100

Tabelle 7: Gesamtphosphorinhalt in den einzelnen Schichten des Hüttwiler Sees

laufs des Hüttwiler Sees wirken dem entgegen. Die TWA ist kein Allheilmittel, sondern nur ein Schritt in Richtung etwas nährstoffärmerer Gewässer. Sie ist nur sinnvoll bei gleichzeitiger Realisierung seeexterner Massnahmen. Ausser der TWA sind an anderen Seen schon verschiedentlich seeinterne Massnahmen realisiert oder zumindest in Erwägung gezogen worden. Schliesslich muss noch auf mögliche negative Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt von Kleinseen hingewiesen werden, die eine zu intensive Fischbewirtschaftung haben kann!

Schlussendlich sei für besonders Interessierte auf eine Publikation der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, einer Forschungsanstalt des ETH-Bereiches, hingewiesen, welche die Vorträge einer Tagung mit dem Titel «Seensanierung und Seenökologie, wohin führt die Entwicklung?» wiedergibt (EAWAG, 1992).

6. LITERATURNACHWEIS

Bankay, Evi, 1993: Der Hüttwiler See aus limnologischer Sicht – ETH, Abt. für Naturwissenschaften, Diplomarbeit, ausgeführt an der EAWAG.

EAWAG, 1992: Seensanierung und Seenökologie, wohin führt die Entwicklung? – Mitt. der EAWAG EN 34D, November 1992.

Heigl, A. und R.: Scheidegger,1979: Limnologische Untersuchungen des Bichel-, Nussbaumer-, Hüttwiler- und Hasenees in den Jahren 1976 bis 1979 – Mitt. thurg. naturf. Ges., **43**, S. 84 – 103.

Prasuhn, V. und M. Braun, 1984: Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern – Schriftenreihe der Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern, Nummer 17, September 1994.

Adresse des Verfassers:
Walter Schnegg, dipl. Chemiker, Laboratorium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft des Kantons Thurgau, CH-8501 Frauenfeld