

MAKROPHYTENKARTIERUNG

ATTERSEE

B e r i c h t

Untersuchung im Auftrag der
Landesregierung Oberösterreich
Naturschutzabteilung

Projektleitung und -organisation:

Mag. Karin Pall

Verfasser:

Mag. Karin Pall

Dr. Susanne Hippeli

DI Dr. Veronika Mayerhofer

Mag. Stefan Mayerhofer

Mitarbeiter:

Mag. Adolf Hippeli

Sascha Pall

Kartierungszeitraum: August 2009

Erstellungsdatum: Dezember 2010



Grundlagen:

Echosondierung: Fa. ICRA, Salzburg

Orthofotos & Kartengrundlagen:
Landesregierung Oberösterreich

Systema Bio- und Management Consulting GmbH.
Bensasteig 8, 1140 Wien
Tel.: 0043 - 1 - 419 90 90 Fax: DW 19
www.systema.at / e-mail: office@systema.at





INHALT

1	Einleitung.....	3
2	Der Attersee	4
2.1	Lage und allgemeine Charakteristik	4
2.2	Trophieentwicklung	6
2.2.1	GesamtPhosphor.....	6
2.2.2	Chlorophyll a.....	8
2.2.3	Sichttiefe	9
2.3	Wasserstandsdynamik	10
3	Methodik.....	11
3.1	Feldarbeit	12
3.1.1	Echosondierung.....	12
3.1.2	Makrophytenkartierung	12
3.2	Auswertung und Bewertung	14
3.2.1	Kartographische Darstellung, Bilanzierungen	14
3.2.2	Ermittlung der Dominanzverhältnisse	14
3.2.3	Berechnung der Vegetationsdichte.....	14
4	Ergebnisse	15
4.1	Artenspektrum	16
4.2	Mengenmäßige Zusammensetzung der Vegetation (RPM)	19
4.2.1	Mengenanteile der verschiedenen Vegetationseinheiten	19
4.2.2	Dominanzverhältnisse zwischen den einzelnen Arten	20
4.2.3	Dominanzverhältnisse innerhalb der Vegetationseinheiten	21
4.3	Verbreitung der einzelnen Arten.....	25
4.3.1	Untergetauchte Vegetation	25
4.3.2	Schwimmblattvegetation	86
4.3.3	Röhrichtvegetation.....	88
4.4	Vegetationsausstattung der einzelnen Transekte	94
4.4.1	Artenanzahl in den einzelnen Transekten.....	94
4.4.2	Vegetationsdichte in den einzelnen Transekten	96
4.4.3	Vegetationsgrenze in den einzelnen Transekten.....	98
5	Vegetationszonierung.....	100
6	Vergleich mit zurückliegenden Untersuchungen	103
6.1	Artenspektrum	103
6.2	Dominanzverhältnisse	104
6.3	Absolute Pflanzenmengen (APM)	105
6.4	Verbreitung der einzelnen Arten.....	109
6.5	Vegetationsgrenze	110
8	Zusammenfassung	111
9	Literatur	117





1 EINLEITUNG

Die Ende 2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG Europäische Kommission) fordert eine umfassende biologische Bewertung der Gewässer, die sich an den naturraumtypischen Lebensgemeinschaften als Referenz orientiert. Auf Grundlage der systematischen Erfassung verschiedener Organismengruppen, zu denen auch die aquatischen Makrophyten zählen, muss eine fünfstufige ökologische Klassifizierung der Gewässer im Hinblick auf Degradation durch anthropogene Einflüsse erfolgen. Die Durchführung der Untersuchungen nach WRRL ist für Österreich in der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, Bundesgesetzblatt vom Dezember 2006 [BGBl. Nr. 479/2006 i.d.g.F.]) geregelt.

In Österreich wurden für die Makrophytenuntersuchungen in Seen gemäß WRRL spezielle Methoden entwickelt. Die Feldaufnahmen erfolgen durch eine Kombination von Echosondierung und Betauchung (JÄGER et al., 2002, 2004). Hierfür wird zunächst eine dGPS-gestützte Echosondierung der aquatischen Vegetation vorgenommen (Komponente 1: Echosondierung nach DUMFARTH [2003], DUMFARTH & PALL [2004]), auf deren Basis sodann die zur Bewertung nach WRRL erforderliche detaillierte Makrophytenkartierung mittels Betauchung erfolgen kann (Komponente 2: Erhebung des Artbestands und der Abundanzen gemäß PALL [1996, 1999]). Auswertung und Bewertung (Komponente 3) erfolgen nach PALL & MOSER (2009). Eine detaillierte Beschreibung der zur Erhebung des Qualitätselements Makrophyten anzuwendenden Methoden ist der aktuellen Arbeitsanleitung des Bundesministeriums zu entnehmen (BMLFUW, 2009 bzw. PALL & MAYERHOFER, 2009).

Die Bewertung der Seen erfolgt gemäß den Vorgaben der WRRL typspezifisch. Für Österreich wurden auf Basis der Makrophytenvegetation 10 verschiedene Seentypen definiert (PALL et al., 2005). Der Attersee gehört nach dieser Typisierung neben dem Mondsee, dem Traunsee und dem Wolfgangsee zu den „Seen der nördlichen Kalkvoralpen < 600 m ü.A.“

Als Maß für die Bewertung wird die Abweichung des vorgefundenen Zustandes vom Referenzzustand herangezogen. Bereits im Rahmen einer im Jahr 1994 durchgeführten Makrophytenkartierung (PALL, 1996) konnten in einigen Bereichen des Attersees selbst Referenzbedingungen vorgefunden werden. Der Referenzzustand für den o.a. Seentyp wurde anhand der Vegetationsverhältnisse an diesen Stellen sowie Angaben aus der Literatur definiert (PALL & MAYERHOFER, 2009).

Im Rahmen dieser Studie erfolgte im Attersee eine zweite umfassende Vegetationsaufnahme. Die Ergebnisse sind im vorliegenden Berichtsband detailliert beschrieben und im Kartenband dargestellt. Die WRRL-konforme Bewertung des Attersees anhand des Qualitätselements Makrophyten ist dem beiliegenden Bewertungsband zu entnehmen.



2 DER ATTERSEE

2.1 Lage und allgemeine Charakteristik

Der Attersee liegt zwischen dem Traunsee im Osten und dem Mondsee im Westen, etwa 40 km westlich von Salzburg, 469 m über Adrianiveau. Er ist das Endglied der Seenkette Fuschlsee im Südwesten, Irrsee im Nordwesten und Mondsee in der Mitte. Der Attersee entstand in der Würmeiszeit und erstreckt sich in einem inneralpinen Zungenbecken im Bereich der sich zwischen den Kalkvorlpen und dem Alpenvorland erstreckenden Flyschzone. Im Südosten wird der See von den Kalkalpen (Höllengebirge und Ausläufer des Schafberges) begrenzt, während im Norden und Nordwesten Moränenwälle an das Seebecken anschließen. Der größte Teil des Ostufers sowie das gesamte Westufer sind von Flyschbergen umrahmt. Die bewaldeten, sanften Hügel laufen am Nordrand in Moränenhügel aus. Im Bereich der Kalkalpen fallen die Hänge in steilen Wänden zum See hin ab, so dass an der Ostseite nur ein schmaler Ufersaum für Siedlungen und eine Straße bleibt (GASSNER et al., 2006).

Der Attersee ist mit einer Gesamtfläche von 46,2 km² das größte Binnengewässer Österreichs. Es weist eine Länge von 19,35 km und eine mittlere Breite von 2,36 km auf. Die größte Tiefe liegt bei 171 m, die mittlere Tiefe beträgt 85,15 m. In seiner Längsachse besitzt der Attersee drei Hauptbecken mit ca. 170 m, 160 m und 130 m Tiefe. Eine morphologische Besonderheit ist der sogenannte Laichberg in der Nähe der Ortschaft Nussdorf, der innerhalb eines Beckens von etwa 120 m Tiefe bis auf 49 m unter dem Wasserspiegel emporragt. Das gesamte Einzugsgebiet hat eine Fläche von 463,5 km², davon 15 % Seefläche. Ein großer Teil wird landwirtschaftlich genutzt, der Rest besteht aus Mischwald und bewohnten Gebieten. Die theoretische Wassererneuerungszeit beträgt 7,13 Jahre (GASSNER et al., 2006).

Der Attersee durchmischt sich trotz seiner Tiefe zweimal im Jahr vollständig. Die Frühjahrszirkulation dauert fast bis Ende April. Die herbstliche Zirkulation reicht meist bis in den Jänner, wobei die Winterstagnation in der Regel nur zwei bis drei Wochen anhält.

Der Hauptzufluss des Attersees ist der Abfluss des Mondsees, die Mondseeache, die etwa 58 % des Oberflächenzuflusses bringt. Die restlichen 42 % stammen vom Burggrabenbach, Weißenbach, Weyregger Bach, Loidlbach, Kienbach, Steinbach, Nußdorfer Bach und von etlichen kleineren Bächen und Gerinnen. Entwässert wird der Attersee durch die Ager am Nordende des Sees über die Traun in die Donau. Der Abfluss erreicht ca. 17,8 m³/s. Am Seeausrinn befindet sich eine automatische Wehranlage (GASSNER et al., 2006).



Abb. 1: Lage des Attersees.



Größere Ortschaften am See sind Unterach, Nußdorf, Attersee und Berg am Westufer, Seewalchen und Schörfling im Norden sowie Weyregg und Steinbach am Westufer. Die Bevölkerung lebt überwiegend vom Fremdenverkehr. Der Attersee erfreut sich großer Beliebtheit als Bade- und Tauchgewässer. In Attersee und Weyregg befinden sich große Standbäder. Darüber hinaus gibt es eine ganze Reihe von Segelschulen und Yachthäfen sowie einige Wasserskischulen. Außerdem verkehren auf dem Attersee Linienschiffe. Segel- und Motorbootsport sind sehr verbreitet. Für Motorboote gilt jedoch ein absolutes Fahrverbot in den Monaten Juli und August. Auch Wanderbegeisterte und Mountainbiker kommen hier auf ihre Kosten. Rund um den Attersee finden sich Campingplätze, vor allem in Nußdorf, Steinbach und Berg.

Die Abwasserentsorgung erfolgt über einen Ringkanal, wobei die Abwässer in die Kläranlage Lenzing des Reinhaltverbandes Attersee fließen. Lenzing hat den Vorteil, dass die Kläranlage außerhalb des topographischen Seeneinzugsgebietes liegt und die zwar gereinigten, aber dennoch nährstoffreichen Abwässer den See nicht belasten (SAMPL et al., 1989).

2.2 Trophieentwicklung

Für den Attersee liegen Ergebnisse mehrjähriger Forschungsprojekte vor (u.a. OECD-Seeneutrophierungsprogramm 1974-1977; Österreichisches Eutrophieprogramm (ÖEP) 1978-1986). Das Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde (BAW-IGF) führt seit 1968 regelmäßige limno-chemische Untersuchungen an den größeren Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes, so auch am Attersee, durch. Die folgenden Ausführungen sind im Wesentlichen der Schriftenreihe des Bundesministeriums zur Seereinhaltung in Österreich (SAMPL et al., 1982, 1989) sowie den Berichten der BAW-IGF (SCHWARZ & JAGSCH, 1998; GASSNER et al., 2002, 2006) entnommen.

2.2.1 GESAMTPHOSPHOR

Der Reinhaltverband Attersee wurde 1965 gegründet. Mitte des Jahres 1976 konnten erste Teile der Abwasserbeseitigungsanlage in Betrieb genommen werden. 1982 waren die Ortskerne von Seewalchen, Kammer, Schörfling, Weyregg, Weißenbach, Burgau, Unterach und Attersee zu fast 100 % sowie von Steinbach zu 50 % angeschlossen und wichtige Ufersammler fertiggestellt. Bis 1985 erfolgte auch der Anschluss der im östlichen Bereich des Mondsees gelegenen Ortschaften Scharfling und Pichl-Auhof. Mit Stand 1985 waren ca. 60 % der häuslichen Abwässer von der Ringkanalisation erfasst.

Schon vor dem Bau der Ringkanalisation galt der Attersee als nährstoffarm. Trotzdem ließ sich in der Zeit von 1974-1976 ein Eutrophierungstrend, gekennzeichnet durch zunehmende Phytoplanktonbiomasse und abnehmende Sichttiefe, feststellen. Die Untersuchungsphase 1978-1981 erbrachte immer noch deutliche Hinweise auf eine Nährstoffanreicherung. Außer leicht steigenden Nährstoff- und Algenkonzentrationen im Seewasser wiesen einige seichte Buchten und vor allem das Mündungsgebiet der Mondseeache Eutrophierungserscheinungen auf. In dieser Zeit gelangten über 50 % der Phosphorbelastung durch die Mondseeache in den Attersee.

Im Zuge der Sanierungsmaßnahmen gingen die Nährstoffeinträge ab 1982 deutlich zurück. Im Vergleich zur Periode 1978 – 1981 mit 14 t Netto-Phosphoreintrag wurde der Attersee 1982-1985 jährlich nur noch mit durchschnittlich 6,7 t belastet. Auch Veränderungen im landwirtschaftlichen Bereich wie die Stagnation der Zahl der Großvieheinheiten und die fortdauernde Umwandlung von Ackerland in Grünland trugen zur Entlastung bei. Im Attersee haben die Phosphorkonzentrationen im Vergleich zur Zeit vor 1982 von durchschnittlich 6,2 auf 5,7 µg/l im Zeitraum 1983-1986 abgenommen. 1986 wurde mit einer gewichteten mittleren Phosphorkonzentration von 4,9 µg/l die Grenze zur Ultra-Oligotrophie erreicht.

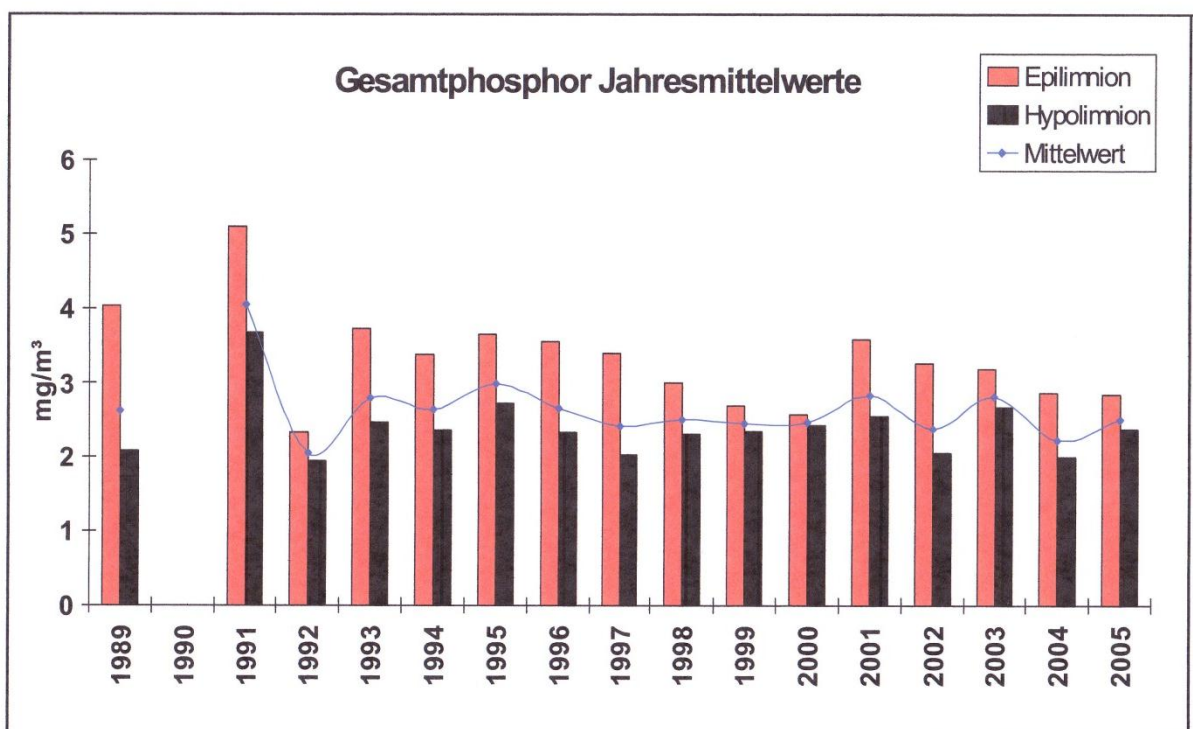


Abb. 2: Gesamtphosphorkonzentrationen im Attersee von 1989 bis 2005
(Quelle: GASSNER et al., 2006).

In der Abb. 2 sind die Gesamtposphorkonzentrationen (Epi-, Hypolimnion und Mittelwert) der Untersuchungsperiode von 1989 bis 2005 dargestellt. Seit 1989 lagen die mittleren Gesamtposphorkonzentrationen im Attersee zwischen 2 und 3 $\mu\text{g/l}$. Nur 1991 wurde ein Jahresmittelwert von 4,1 $\mu\text{g/l}$ gemessen. Die Konzentrationsunterschiede zwischen Epilimnion und Hypolimnion sind insgesamt sehr gering, wobei im Attersee die höheren Werte im Epilimnion auftraten.

2.2.2 CHLOROPHYLL A

Der Attersee ist relativ arm an Phytoplankton, entsprechend niedrig sind auch die Chlorophyll a Konzentrationen. Die mittleren Konzentrationen sind seit Beginn der Messungen im Jahr 1989 leicht gesunken und liegen seit 1993 relativ konstant zwischen 1 und 2 $\mu\text{g/l}$ (Abb. 3).

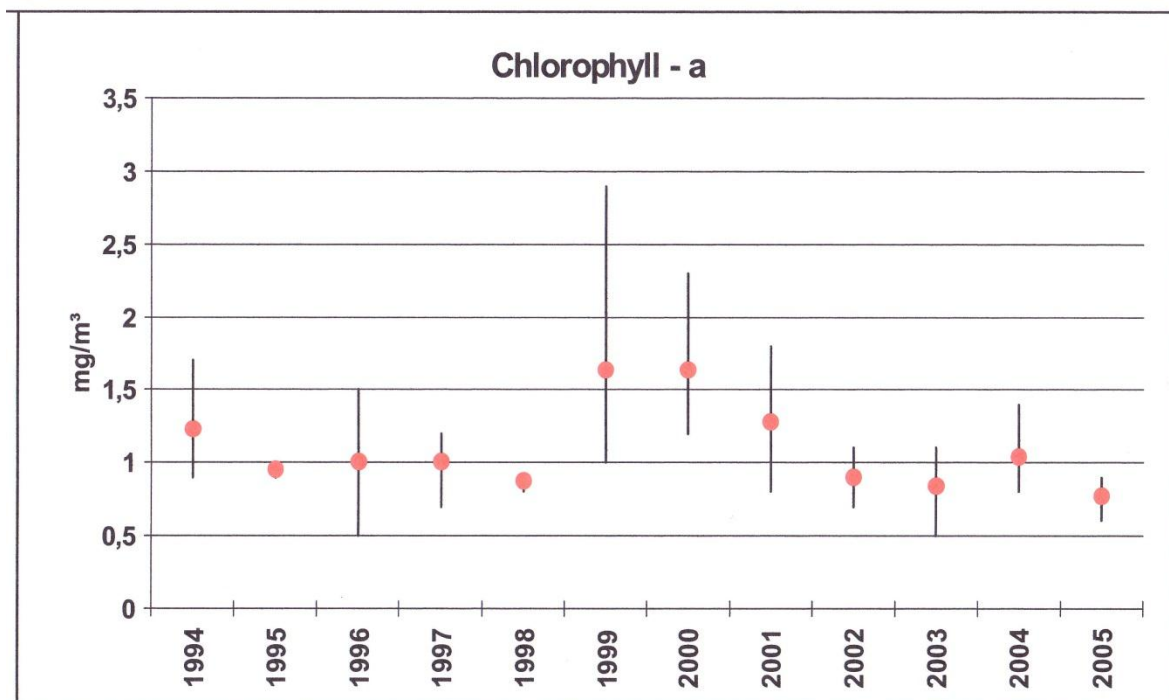


Abb. 3: Chlorophyll a-Konzentrationen im Attersee von 1989 bis 2005
(Quelle: GASSNER et al., 2006).

2.2.3 SICHTTIEFE

In den Jahren 1974 bis 1976 ging die mittlere Sichttiefe von 11,2 m auf 6,5 m zurück. Dieser Trend kehrte sich 1977 um, so dass schrittweise eine deutliche Verbesserung eintrat. Im Beobachtungszeitraum 1978-1982 betrug die mittlere Sichttiefe bereits wieder 10,1 m, in den Jahren 1983 bis 1987 wurden 11,8 m gemessen. Ab den 1990er Jahren schwanken die mittleren Sichttiefen zwischen 10,2 und 13,5 m (Abb. 4).

Bemerkenswert sind die hohen Wintersichttiefen. So wurde im Jänner 1995 ein Wert von 21,7 m, im Jänner 1999 sogar ein Wert von 26,5 m gemessen. Sichttiefen von über 20 m wurden bislang in keinem anderen oberösterreichischen See ermittelt. Die niedrigsten Sichttiefen fielen meist in die Zeit zwischen Mitte Mai und Mitte Juli, wenn durch die biogene Entkalkung (Ausfällung von unlöslichem Kalk in Form winziger Calcitflocken) das Wasser milchig trüb wird. Im Juli 1997 wurde die geringste Sichttiefe von nur 2,6 m festgestellt.

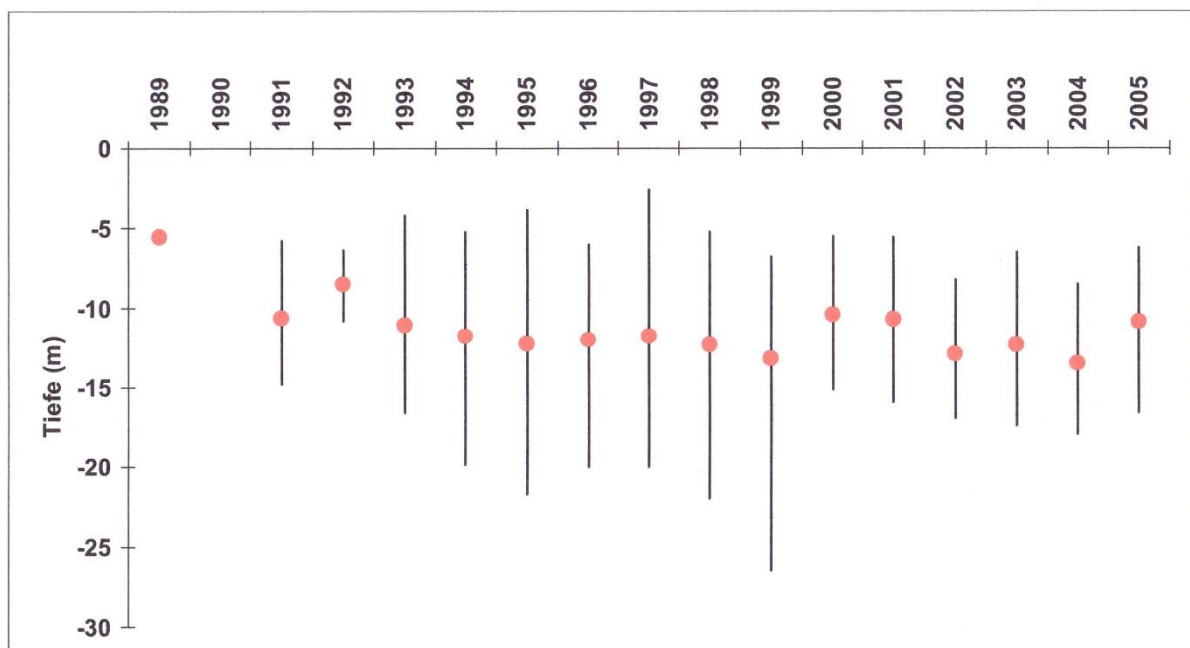


Abb. 4: Minimum-, Maximum- und Jahresmittelwerte der Sichttiefe im Attersee von 1989 bis 2005 (Quelle: GASSNER et al., 2006).

2.3 Wasserstandsdynamik

Die Makrophytenvegetation wird vor allem auch durch die Wasserstandsdynamik eines Sees beeinflusst. Vom Attersee gibt es Wasserstandsaufzeichnungen aus den Jahren 1897, 1901–1902 und ab 1904 (Pegel Kammer). In der folgenden Abbildung (Abb. 5) ist der durchschnittliche Jahresgang des Wasserstands im Zeitraum 1897 bis 1913, also mit hoher Wahrscheinlichkeit der Zustand ohne anthropogene Eingriffe in die natürliche Wasserstandsdynamik, dem aktuellen (Zeitraum 1976 bis 2000) gegenüber gestellt.

Der heute um 20 cm höher liegende Wasserstand spiegelt die Regulierung des Sees durch ein Wehr am Seeausrinn wider. Durch diese Maßnahme wurde weiters der Jahresgang gedämpft. Dennoch gibt es regelmäßig starke Frühjahrshochwässer. Während die maximalen mittleren Wasserstände früher etwa von April bis Mai erreicht wurden, treten diese heute etwa einen Monat früher auf (März / April). Die niedrigsten Wasserstände werden, früher wie heute, vor allem im Herbst (Oktober / November) erreicht.

Nach einer Auswertung von WOLFRAM (2004) wies der Attersee vor ca. 100 Jahren (1897–1913) bei einem Mittelwasserstand von 469.02 m ü.A. maximale Wasserstandsschwankungen von 137 cm und mittlere jährliche Schwankungen von 69 cm auf. Die Spannweite der Monatsmittelwerte betrug 27 cm. Heute (Zeitraum 1976–2000) liegen die entsprechenden Werte bei 469,22 m ü.A, 109 cm, 51 cm und 13 cm.

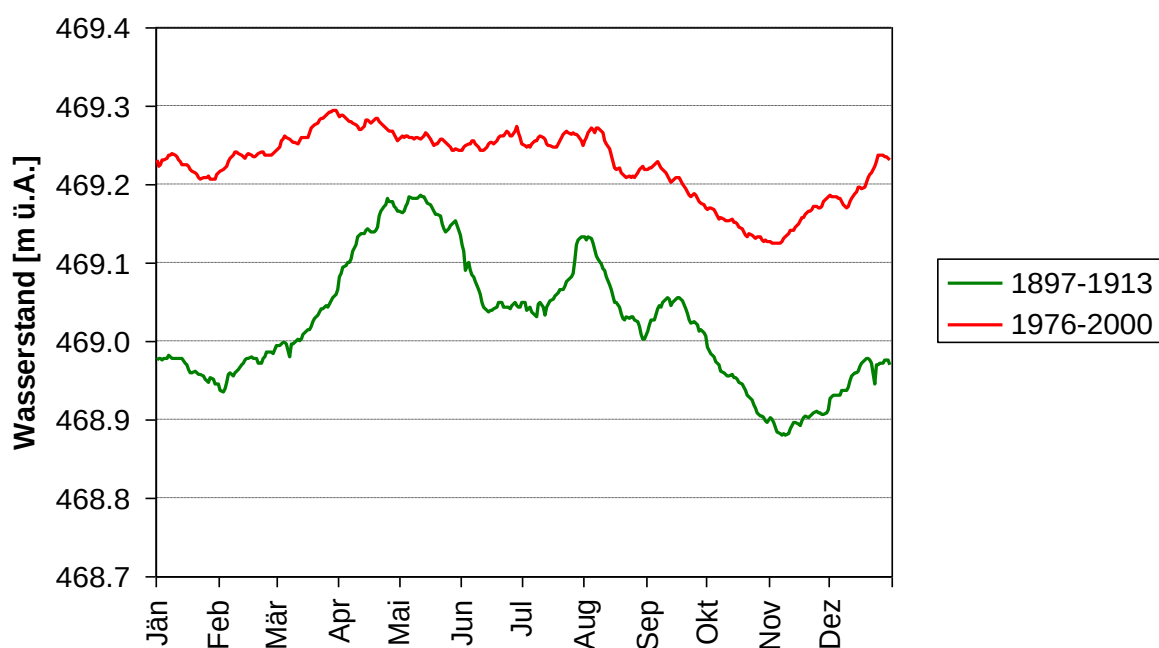


Abb. 5: Durchschnittlicher Jahresgang des Wasserstands [m ü.A.] im Attersee (Pegel Kammer) in den Zeiträumen 1897–1913 und 1976–2000. Berechnet wurden die Tagesmittelwerte (aus WOLFRAM, 2004).



3 METHODIK

Prinzipiell kann eine Beurteilung umso sicherer erfolgen, je besser die zugrunde liegende Datenbasis ist. Optimale Voraussetzungen sind hinsichtlich der Makrophytenvegetation dann gegeben, wenn die Ergebnisse einer flächendeckenden Kartierung zur Bearbeitung herangezogen werden können. Zeit- und Personalaufwand (und damit natürlich die Kosten) sind für derartige Untersuchungen allerdings recht hoch, so dass eine Anwendung der entsprechenden Methoden für flächendeckende Kartierungen (PALL, 1996, 1999) für die Belange der WRRL nicht gerechtfertigt erscheint.

Ergebnisse von Vegetationsaufnahmen entlang von Transekten (PALL, 1996) sind in ihrer Aussagekraft gegenüber einer flächendeckenden Kartierung immer reduziert, um so mehr, je geringer die untersuchte Anzahl an Transekten pro See ist (PALL, 1999). Man kann dieses Problem teilweise lösen, indem eine sehr hohe Dichte von Transekten gewählt wird. In jedem Fall bleibt aber die Ungewissheit, auf welche Fläche im Gewässer die Kartierungsergebnisse übertragen werden dürfen. Dieser Schritt ist jedoch, um über die Makrophytenvegetation einen See „bewerten“ zu können, unbedingt erforderlich.

Vor diesem Hintergrund wurde in Zusammenarbeit mit Dr. Paul Jäger (Salzburger Landesregierung) und Mag. Erich Dumfarth (Firma ICRA, Salzburg) eine neue, speziell auf die Erfordernisse der WRRL zugeschnittene, Methode der Makrophytenkartierung in großen Seen entwickelt (JÄGER et al., 2002, 2004). Durch die Kombination von Transektkartierungen mittels Betauchung mit einer Echosonar-Vermessung der Makrophytenbestände gelangt man letztlich wieder zu einer flächendeckenden Aussage, die als Basis zur gesamthaften Beurteilung des Gewässers nach WRRL herangezogen werden kann.

Die Vegetationskartierung selbst basiert auf den heute in Mitteleuropa allgemein anerkannten Methoden nach KOHLER (1978) und MELZER et al. (1986) und wurde auf die Erfordernisse der WRRL speziell zugeschnitten. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik der Tauchkartierung wird in PALL (2011) wiedergegeben. Eine genaue Beschreibung der Aufnahmemethode mittels Echosonde ist DUMFARTH (2003) sowie DUMFARTH & PALL (2004) zu entnehmen.

Die Auswerteverfahren folgen den Vorschlägen der ÖNORM M6231, stehende Gewässer.

Alle Methoden sind in der Arbeitsanleitung des Bundesministeriums zusammengestellt (BMLFUW, 2009 bzw. PALL & MAYERHOFER, 2009), weshalb auf eine ausführliche Beschreibung an dieser Stelle verzichtet werden soll. Die wesentlichen Schritte sind im Folgenden anhand der Vorgangsweise am Attersee kurz zusammengefasst.



3.1 Feldarbeit

3.1.1 ECHOSONDIERUNG

Die Echosondierung erfolgte im Vorfeld der Tauchkartierung im Juli 2009. Die Arbeiten wurden von der Firma ICRA, Salzburg durchgeführt (DUMFARTH, 2009). Im ersten Schritt wurde durch Luftbildinterpretation und Neuvermessung im Gelände eine Korrektur der Uferlinie vorgenommen. Im Anschluss daran erfolgte eine Einmessung von Röhricht- und Schwimmblattbeständen mittels dGPS und Boot. Letztlich wurden mit einer dGPS-gekoppelten Echosonde die flächenmäßige und die vertikale Ausdehnung der untergetauchten Pflanzenbestände erfasst. Hierzu wurde der bewachsene Bereich der Uferhalde in engen mäanderartigen Schlaufen mit Boot, dGPS und Echosonde abgefahren, wodurch eine dichte Folge von Echogrammen hergestellt werden konnte.

Die Echogramme wurden von der Systema analysiert und ausgewertet. Unter Einbeziehung von Ergebnissen der Erstuntersuchung (PALL, 1996) konnten hierbei von der Bewuchsstruktur her einheitliche Bereiche gegeneinander abgegrenzt werden. Die Ergebnisse wurden zum einen zur Auswahl der zu betauchenden Transekte herangezogen. Zum anderen bildeten sie die Basis für flächenmäßige Bilanzierungen nach Abschluss der Vegetationsaufnahme.

3.1.2 MAKROPHYTENKARTIERUNG

Für die Vegetationsaufnahme bedienten wir uns der Methode der Tauchkartierung. Das Litoral des Attersees wurde hierbei an ausgewählten, auf Basis der Echosondierung festgelegten, Transekten bearbeitet. Bei der Feinjustierung der Lage der Transekte wurde zusätzlich berücksichtigt, dass diese möglichst mit den bereits 1994 untersuchten zusammenfielen. Die Lage der insgesamt 87 Transekte ist Abb. 6 zu entnehmen.

Entlang dieser Transekte wurde vom Gewässerufer (langjähriges Mittelwasser) bis zur unteren Grenze der Vegetation ein jeweils ca. 25 m breiter Streifen bearbeitet. Wie bei der flächendeckenden Kartierung (PALL, 1999) wurden homogene Bereiche in Richtung Tiefe abgegrenzt. Innerhalb dieser Bereiche wurde das Artenspektrum bestimmt, das mengenmäßige Vorkommen der einzelnen Arten bewertet, die artspezifischen Bewuchshöhen gemessen und die Sedimentbeschaffenheit aufgenommen. Ergänzend hierzu wurden Angaben zum Zustand, zum Bewuchs und zur Nutzung des Gewässerufers notiert.

Die Feldarbeiten wurden im August 2009 durchgeführt. Das Untersuchungsteam bestand aus zwei Gruppen mit jeweils zwei Tauchern.

Lage der detailliert kartierten Transekte im Attersee

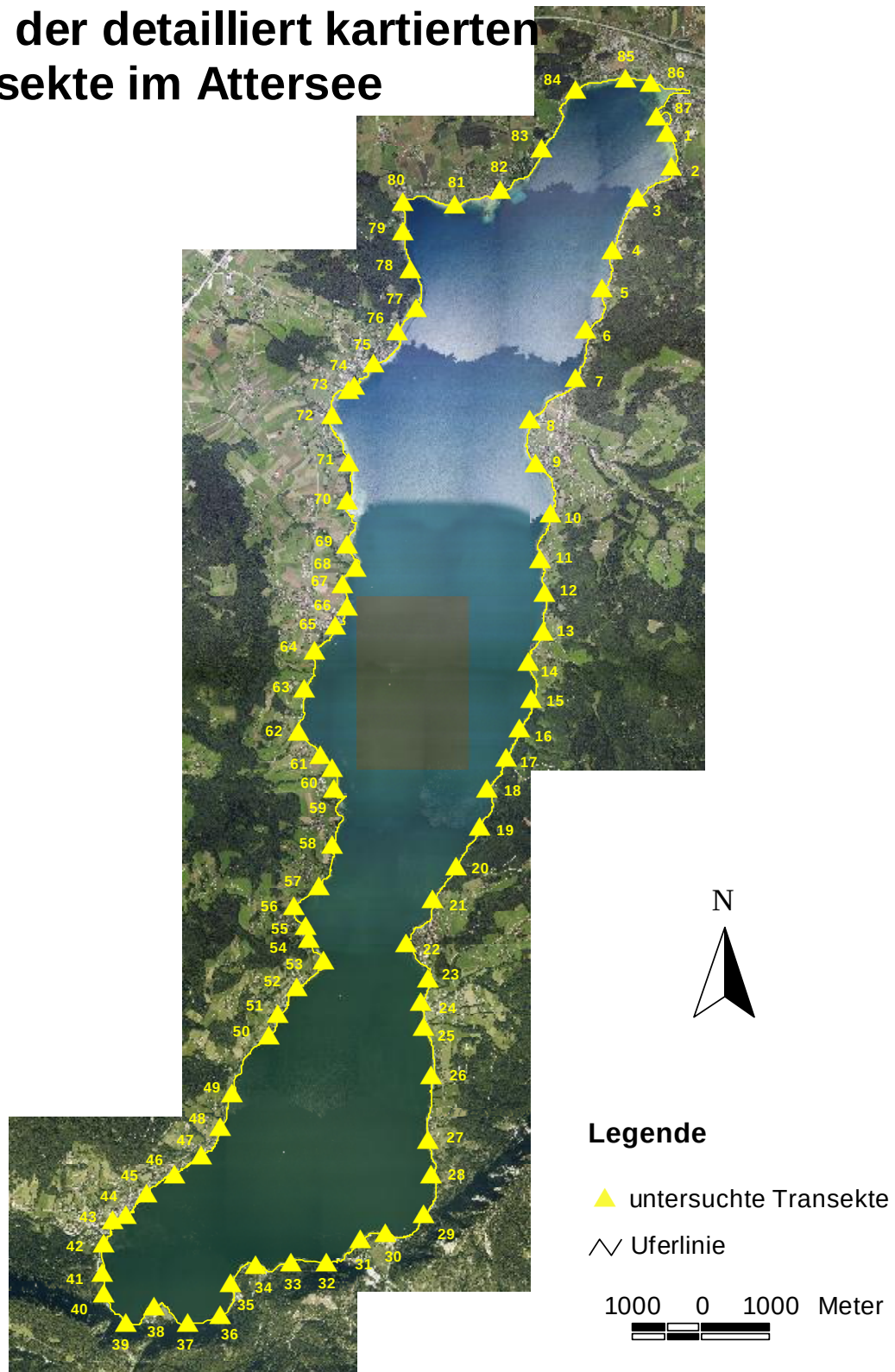


Abb. 6: Lage der kartierten Transekte im Attersee.



Die Kartierung konzentrierte sich auf submerse Arten, Schwimmblattarten und Röhrichtpflanzen, wobei Characeen, aquatische Moose, Farne und Höhere Pflanzen Berücksichtigung fanden. Die Bewertung der Pflanzenmengen erfolgte anhand einer fünfstufigen Skala in Anlehnung an KOHLER (1978). Die einzelnen Stufen des Pflanzenmengenindex (PMI) bedeuten hierbei: 1 = sehr selten, 2 = selten, 3 = verbreitet, 4 = häufig und 5 = massenhaft.

3.2 Auswertung und Bewertung

Die Kartierungsergebnisse wurden mit den in der ÖNORM M6231 vorgegebenen, standardisierten Methoden ausgewertet (vgl. z.B. JANAUER et al., 1993, KOHLER & JANAUER, 1995, PALL & JANAUER, 1995).

Die Bewertung der aquatischen Vegetationsverhältnisse (siehe beiliegender Bewertungsband) erfolgte nach PALL & MAYERHOFER (2009) bzw. entsprechend dem „Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente“ des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: B3 – 01d Makrophyten – Arbeitsanweisung Seen (BMFLUW, 2009): <http://wasser.lebensministerium.at/article/articleview/52972/1/5659>.

3.2.1 KARTOGRAPHISCHE DARSTELLUNG, BILANZIERUNGEN

Basis für die kartographischen Darstellungen (s. beiliegender Kartenband) und die flächenmäßigen Bilanzierungen sind die Ergebnisse der Echosondierung. Die Bearbeitungen und flächenmäßigen Bilanzierungen wurden mit der Software ArcView und ArcGIS durchgeführt.

3.2.2 ERMITTLUNG DER DOMINANZVERHÄLTNISSE

Für die mengenmäßigen Bilanzierungen wurden die Ergebnisse aus den Transektkartierungen auf die gemäß der Echosondierung strukturell einheitlichen Bereiche übertragen. Die Berechnung der Mengenverhältnisse innerhalb der aquatischen Vegetation erfolgte über die Relative Pflanzenmenge (RPM; PALL & JANAUER, 1995, PALL et al. 1996). Diese Größe ermöglicht Aussagen über die Dominanzverhältnisse einzelner Arten oder auch von Artengruppen. Weiters können über diesen Parameter die Tiefenpräferenzen der einzelnen Arten in einem Gewässer ermittelt werden (PALL, 1996).

3.2.3 BERECHNUNG DER VEGETATIONSDICHTE

Die in einem Transekt insgesamt vorliegende Vegetationsdichte wurde als Kumulativer Mengenindex (CMI) nach PALL (1996 bzw. 2011) berechnet.



4 ERGEBNISSE

Die Ergebnisse der Untersuchung beschreiben Lage, Ausdehnung, Struktur und Bonität der emersen Vegetation und der Schwimmblattpflanzen sowie der submersen Pflanzenbestände. Das Röhricht charakterisiert im Wesentlichen den Lebensraum des Eulitorals, während die Schwimmblattpflanzen und die submersen Wasserpflanzen das Sublitoral besiedeln.

Veränderungen der Uferzonen, der Wasserspiegellagen und der Wellendynamik beeinflussen ganz erheblich vor allem die Lebensräume des Röhrichts und der Schwimmblattzone, welche für die Fischzönose eines Sees als Strukturgeber von größter Bedeutung sind. Für Veränderungen im Nährstoffhaushalt eines Sees sind hingegen die untergetauchten Wasserpflanzen hochsensible Indikatoren. Über Ausbreitung und Zusammensetzung der submersen Vegetation können selbst kleinräumige Unterschiede in der Nährstoffbelastung verschiedener Uferbereiche sehr gut detektiert und punktuelle Nährstoffbelastungen lokalisiert werden.

Im vorliegenden Berichtsband wird die Vegetationsausstattung des Attersees erläutert. Neben dem Artenspektrum, der Vegetationszusammensetzung und den Dominanzverhältnissen wird insbesondere das Verbreitungsbild der einzelnen Arten dargestellt und vor dem Hintergrund der jeweiligen ökologischen Ansprüche diskutiert. Hieraus ableitbar sind Aussagen zum Zustand bzw. Belastungsgrad verschiedener Uferbereiche. Weiters wird die in den einzelnen Transekten vorgefundene Artenanzahl, Vegetationsdichte und Tiefenverbreitungsgrenze dargestellt und mit den Gegebenheiten der zurückliegenden Makrophytenkartierung aus dem Jahr 1994 (PALL, 1996) verglichen.

Die flächige Ausbreitung der charakteristischen Vegetationstypen ist für den gesamten See im beiliegenden Kartenband dargestellt. Die Bewertung der Vegetationsverhältnisse nach WRRL sowie eine Analyse und Zusammenstellung der auf Basis der Makrophytenvegetation erkennbaren Belastungen sind dem separaten Bewertungsband zu entnehmen.



4.1 Artenspektrum

Im Rahmen der durchgeführten Transektkartierung konnten im Attersee insgesamt 46 Taxa (43 Makrophytenarten zuzüglich 3 Varietäten) nachgewiesen werden (Tab. 1). 37 davon zählen zu den untergetauchten Pflanzen, 7 gehören zur Röhrichtvegetation und 2 sind Schwimmblattarten.

Tab. 1: Arteninventar des Attersees. Spalte 1: wissenschaftliche Artnamen, Spalte 2: deutsche Bezeichnungen, Spalte 3: Einordnung in den Roten Listen gemäß NIKLFELD (1999) (1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, r! = regional stärker gefährdet, - r = regional gefährdet, * = Vertreter der Characeae und daher generell als gefährdet einzustufen), Spalte 4: Kürzel = in den Grafiken verwendete Abkürzungen.

MAKROPHYTENARTEN	Deutsche Artnamen	RL	Kürzel
Untergetauchte Vegetation			
Charophyta			
<i>Chara aspera</i> DETHARDING ex WILLDENOW	Rauhe Armleuchteralge	*	Cha asp
<i>Chara aspera</i> var. <i>curta</i> (NOLTE ex KÜTZING) BRAUN ex LEONHARDI	Rauhe Armleuchteralge		Cha asp
<i>Chara aspera</i> var. <i>subinermis</i> GROVES	Rauhe Armleuchteralge		Cha asp
<i>Chara contraria</i> A. BRAUN EX KÜTZING	Gegensätzliche Armleuchteralge	*	Cha con
<i>Chara contraria</i> var. <i>hispidula</i> A. BRAUN	Gegensätzliche Armleuchteralge		Cha con
<i>Chara delicatula</i> AGARDH	Feine Armleuchteralge	*	Cha del
<i>Chara globularis</i> THUILLIER	Zerbrechliche Armleuchteralge	*	Cha glo
<i>Chara hispida</i> L.	Steifhaarige Armleuchteralge	*	Cha his
<i>Chara intermedia</i> A. BRAUN	Mittlere Armleuchteralge	*	Cha int
<i>Chara tomentosa</i> L.	Geweih-Armleuchteralge	*	Cha tom
<i>Nitella flexilis</i> (L.) AGARDH	Biegsame Glanzleuchteralge	*	Nit fle
<i>Nitella opaca</i> (BRUZELIUS) AGARDH	Dunkle Glanzleuchteralge	*	Nit opa
<i>Nitellopsis obtusa</i> (DESVAUX IN LOISELEUR-DESLONGCHAMPS) J. GROVES	Stern-Armleuchteralge	*	Nit obt
<i>Tolypella glomerata</i> (DESVAUX IN LOISELEUR-DESLONGCHAMPS) LEONHARDI	Knäuel-Armleuchteralge	*	Tol glo
Bryophyta			
<i>Calliergonella cf. cuspidata</i> (HEDW.) LOESKE	Spießmoos		Cai cus
<i>Eurhynchium speciosum</i> (BRID.) JUR.	Sumpf-Schönschnabelmoos	3	Eur spe
<i>Fissidens taxifolius</i> HEDW.	Eibenblättriges Spaltzahnmoos		Fis tax
<i>Fontinalis antipyretica</i> HEDW.	Gemeines Brunnenmoos		Fon ant
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (HEDW.) CARD.	Ufer-Schnabeldeckelmoos		Rhy rip



Tab. 1 Fortsetzung: Arteninventar des Attersees.

MAKROPHYTENARTEN	Deutsche Artnamen	RL	Kürzel
Spermatophyta			
<i>Elodea canadensis</i> MICHX.	Kanadische Wasserpest		Elo can
<i>Elodea nuttallii</i> (PLANCHON) ST. JOHN	Nuttall-Wasserpest		Elo nut
<i>Groenlandia densa</i> (L.) FOURR.	Dichtes Fischkraut	3	Gro den
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Ähren-Tausendblatt		Myr spi
<i>Najas intermedia</i> WOLFGANG EX GORSKI IN EICHWALD	Mittleres Nixenkraut		Naj int
<i>Potamogeton x cooperi</i> (FRYER) FRYER	Cooper's Laichkraut		Pot coo
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Krauses Laichkraut		Pot cri
<i>Potamogeton filiformis</i> PERS.	Faden-Laichkraut	2	Pot fil
<i>Potamogeton friesii</i> RUPR.	Stachelspitziges Laichkraut	2	Pot fri
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Glanz-Laichkraut	3	Pot luc
<i>Potamogeton x nitens</i> WEBER	Schimmerndes Laichkraut		Pot nit
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Kamm-Laichkraut		Pot pec
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Durchwachsenes Laichkraut	3	Pot per
<i>Potamogeton pusillus</i> L. SEC. DANDY ET TAYLOR	Zwerg-Laichkraut	3	Pot pus
<i>Ranunculus circinatus</i> SIBTHORP	Spreizender Wasserhahnenfuß	3	Ran cir
<i>Ranunculus trichophyllus</i> CHAIX IN VILLARS	Haarblatt-Wasserhahnenfuß		Ran tri
<i>Utricularia australis</i> R. BR.	Großer Wasserschlauch	3 r!	Utr aus
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Teichfaden	- r	Zan pal
Schwimtblattarten			
<i>Nuphar lutea</i> (L.) SIBTH. ET SM.	Gelbe Teichrose	3	Nup lut
<i>Nymphaea alba</i> L.	Große Seerose	3 r!	Nym alb
Röhrichtarten			
<i>Carex</i> sp. L.	Segge		Car sp.
<i>Lythrum salicaria</i> L.	Blutweiderich		Lyt sal
<i>Mentha aquatica</i> L.	Wasser-Minze		Men aqu
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Rohr-Glanzgras		Pha aru
<i>Phragmites australis</i> (CAV.) STEUD.	Schilf		Phr aus
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) PALLA	Grüne Teichbinse	- r	Sch lac
<i>Solanum dulcamara</i> L.	Bittersüßer Nachtschatten		Sol dul

Allein seine Artenvielfalt (43 Spezies) macht den Attersee zu einer absoluten Besonderheit. Mehr als 30 Arten konnten in Österreich bislang nur im Bodensee (32), im Ossiacher See (37) und im Wörthersee (34) nachgewiesen werden (vgl. PALL, 2008, 2009a, 2009b). Allein 36 Arten wachsen im Attersee submers oder sind Schwimtblattpflanzen. Einen ähnlichen Artenreichtum weist diesbezüglich nur der Wörthersee auf (31 submersen Arten incl. Schwimtblattpflanzen, PALL, 2008).



Beachtlich ist vor allem die Vielfalt an Characeen (11 Spezies zuzüglich 3 Varietäten) und aquatischen Moosen (5 Spezies). Ähnlich viele Characeenarten (9 bis 10) sind in Österreich nur noch im Achen-, Fuschl-, Wörther- und Wolfgangsee beheimatet. Mehr als zwei Wassermoosarten gibt es nur noch im Achen- und im Mondsee (3 Spezies) (vgl. PALL 2008, 2011; PALL & HIPPELI, 2006; PALL et al., 2003, 2004a).

Die Anzahl der untergetauchten Höheren Pflanzen ist mit 18 so hoch wie im Wörthersee. Mehr Vertreter der submersen Höheren Pflanzen wurden bislang in keinem anderen österreichischen See gefunden.

Mit zwei Schwimmblattarten entspricht der Attersee den meisten anderen österreichischen Seen. Mehr Schwimmblattarten konnten nur im Wörthersee (3) und im Ossiacher See (6) nachgewiesen werden.

Die Anzahl der Röhrichtarten liegt mit 7 im Mittelfeld der österreichischen Seen. Spitzenreiter ist hier der Ossiacher See mit 19 Spezies.

22 Spezies, also ca. die Hälfte der vorkommenden Arten, haben einen Eintrag in den Roten Listen Österreichs: Neben den als generell gefährdet geltenden Characeen ist der Attersee Standort von 11 weiteren Rote-Liste-Arten: *Potamogeton filiformis* (Faden-Laichkraut) und *Potamogeton friesii* (Stachelspitziges Laichkraut), die als stark gefährdet gelten, *Potamogeton pusillus* (Zwerg-Laichkraut), *Potamogeton lucens* (Glanz-Laichkraut), *Ranunculus circinatus* (Spreizender Wasserhahnenfuß), *Groenlandia densa* (Dichtes Fischkraut), *Eurhynchium speciosum* (Sumpf-Schönschnabelmoos) *Nuphar lutea* (Gelbe Teichrose) und *Nymphaea alba* (Große Seerose), die als gefährdet gelten, sowie *Zannichellia palustris* (Teichfaden) und *Schoenoplectus lacustris* (Grüne Teichbinse), die als regional gefährdet eingestuft sind.

4.2 Mengenmäßige Zusammensetzung der Vegetation (RPM)

Zur Beschreibung der mengenmäßigen Zusammensetzung der Vegetation wird die Relative Pflanzenmenge (RPM; PALL & JANAUER, 1995) herangezogen. Die RPM ermöglicht es, die Mengenverhältnisse von verschiedenen Vegetationseinheiten oder auch der einzelnen Arten anzugeben. Der RPM-Wert einer Artengruppe bzw. einer Art repräsentiert den prozentualen Anteil der Pflanzenmenge dieser Artengruppe bzw. Art an der Gesamtpflanzenmenge.

4.2.1 MENGENANTEILE DER VERSCHIEDENEN VEGETATIONSEINHEITEN

Für den Attersee sind als charakteristische Vegetationseinheit allen voran Characeenwiesen zu erwarten. Dem Gewässertyp entsprechend sollten in geringen Mengen weiters submerse Höhere Pflanzen vorhanden sein. Schwimmblatt- und Röhrichtbestände sind aufgrund der Größe und der Morphologie des Seebeckens nur in sehr geringen Mengen zu erwarten.

Die vorgefundenen Anteile der einzelnen Pflanzengruppen an der Gesamtmenge der aquatischen Vegetation im Attersee sind Abb. 7 zu entnehmen. Characeen stellen mit einem RPM-Wert von 83 % mit weitem Abstand die dominierende Artengruppe dar. Höhere submerse Pflanzen folgen mit einem Mengenanteil von 16 %. Die Röhrichtvegetation ist mit nur 1 % an der Gesamtpflanzenmenge beteiligt. Moose und Schwimmblattarten spielen mit RPM-Werten von 0,4 % bzw. 0,01 % nur eine untergeordnete Rolle.

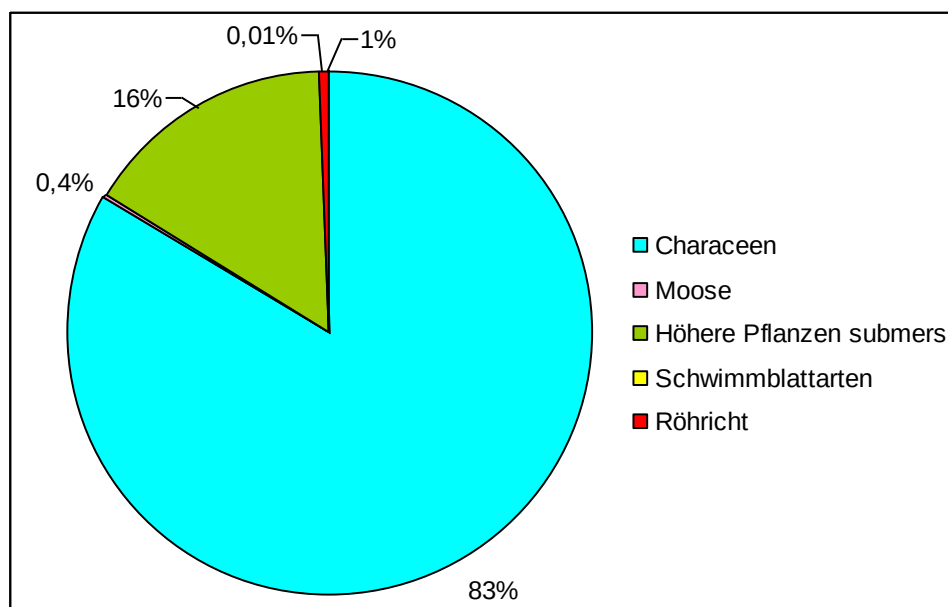


Abb. 7: Mengenanteile der verschiedenen Artengruppen im Attersee.

4.2.2 DOMINANZVERHÄLTNISSE ZWISCHEN DEN EINZELNEN ARTEN

Die sieben häufigsten Pflanzen des Attersees gehören alle zur Gruppe der Characeen. *Nitella opaca* (Dunkle Glanzleuchteralge) führt mit weitem Abstand die Mengenrangskala mit einem Anteil von 24 % an, gefolgt von *Chara contraria* einschließlich ihrer Varietät *Chara contraria* var. *hispidula* (Gegensätzliche Armleuchteralge), *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armleuchteralge) und *Chara aspera* einschließlich ihrer Varietäten *Chara aspera* var. *curta* sowie *Chara aspera* var. *subinermis* (Rauhe Armleuchteralge) mit RPM-Werten von 14, 12,5 und 11 %. *Chara globularis* (Zerbrechliche Armleuchteralge), *Chara tomentosa* (Geweih-Armleuchteralge) und *Chara hispida* (Steifhaarige Armleuchteralge) erreichen jeweils ca. 5 %. Erst auf Platz 8 der Mengenrangskala erscheint eine Laichkrautart, *Potamogeton pectinatus* (Kamm-Laichkraut), die noch knapp 5 % zur Gesamtpflanzenmenge beiträgt. Alle anderen Arten liegen deutlich unter 5 %, wobei unter den neun gelisteten Spezies, die noch mit über 1 % an der Gesamtpflanzenmenge beteiligt sind, noch einmal drei Characeenarten zu finden sind. Die übrigen sechs Arten gehören zur Gruppe der Höheren submersen Pflanzen (Abb. 8).

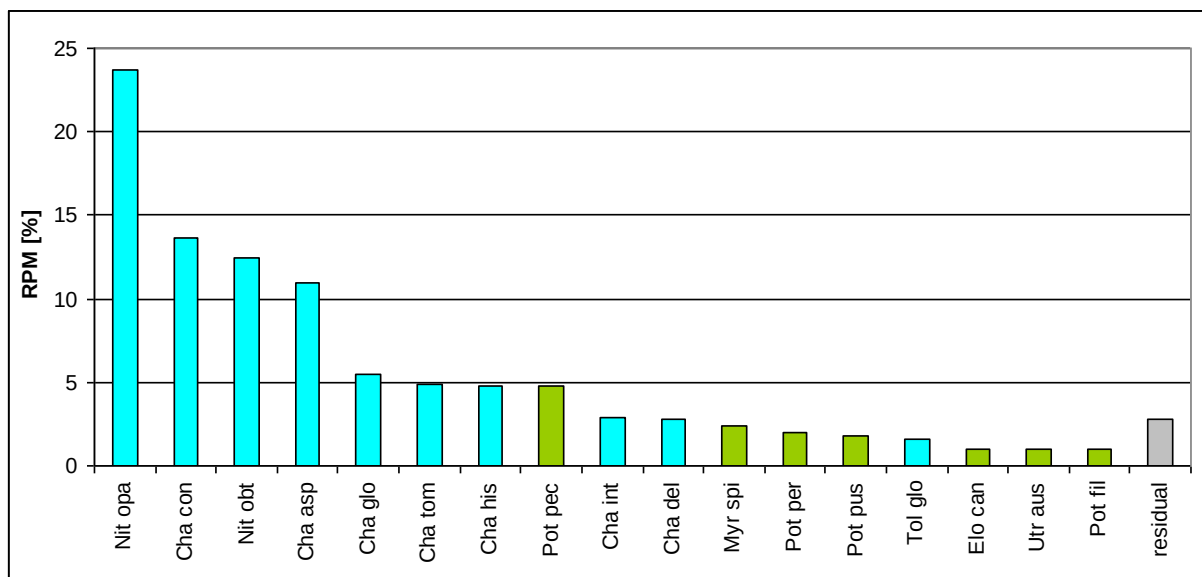


Abb. 8: Dominanzverhältnisse zwischen den Makrophytenarten des Attersees
(blau: Characeen, grün: submerse Höhere Pflanzen).

23 der insgesamt 43 Arten erreichen nicht die Schwelle von 1 % und sind in der Rubrik „residual“ zusammengefasst. Zu dieser Gruppe der seltenen Arten des Attersees gehört die Armleuchteralgenart *Nitella flexilis* (Biegsame Glanzleuchteralge), die untergetauchten



Pflanzen *Elodea nuttallii* (Nuttall-Wasserpest), *Goenlandia densa* (Dichtes Fischkraut), *Najas intermedia* (Mittleres Nixkraut), *Potamogeton x cooperi* (Cooper's-Laichkraut), *Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut), *Potamogeton friesii* (Stachelspitziges Laichkraut), *Potamogeton lucens* (Glanz-Laichkraut), *Potamogeton x nitens* (Schimmerndes Laichkraut), *Ranunculus circinatus* (Spreizender Wasserhahnenfuß), *Ranunculus trichophyllus* (Haarblatt-Wasserhahnenfuß) und *Zannichellia palustris* (Teichfaden) sowie alle Vertreter der Moose und alle Röhricht- und Schwimmblattarten. Damit zählen auch 9 der insgesamt 22 Rote Liste Arten zu den seltenen Spezies im Attersee.

4.2.3 DOMINANZVERHÄLTNISSE INNERHALB DER VEGETATIONSEINHEITEN

Nachdem die sieben häufigsten Arten des Attersees Characeen sind, spiegelt sich deren Rangfolge bezüglich der Mengenanteile auch innerhalb der Gruppe der Characeen wider. Unter den 11 am Attersee vorkommenden Characeenarten dominiert *Nitella opaca* (Dunkle Glanzleuchteralge) mit 28 %, gefolgt von *Chara contraria* (Gegensätzliche Armleuchteralge), *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armleuchteralge) und *Chara aspera* (Rauhe Armleuchteralge) mit RPM-Werten von 16, 15 und 14 %. *Chara globularis* (Zerbrechliche Armleuchteralge), *Chara tomentosa* (Geweih-Armleuchteralge) und *Chara hispida* (Steifhaarige Armleuchteralge) erreichen ca. 6 %. *Chara intermedia* (Mittlere Armleuchteralge), *Chara delicatula* (Feine Armleuchteralge) und *Tolypella glomerata* (Knäuel-Armleuchteralge) tragen noch etwa 3 % zur Pflanzenmenge der Characeen bei; *Nitella flexilis* (Biegsame Glanzleuchteralge) erreicht nur mehr knapp 1 % und ist damit die seltenste Characeenart des Attersees (Abb. 9).

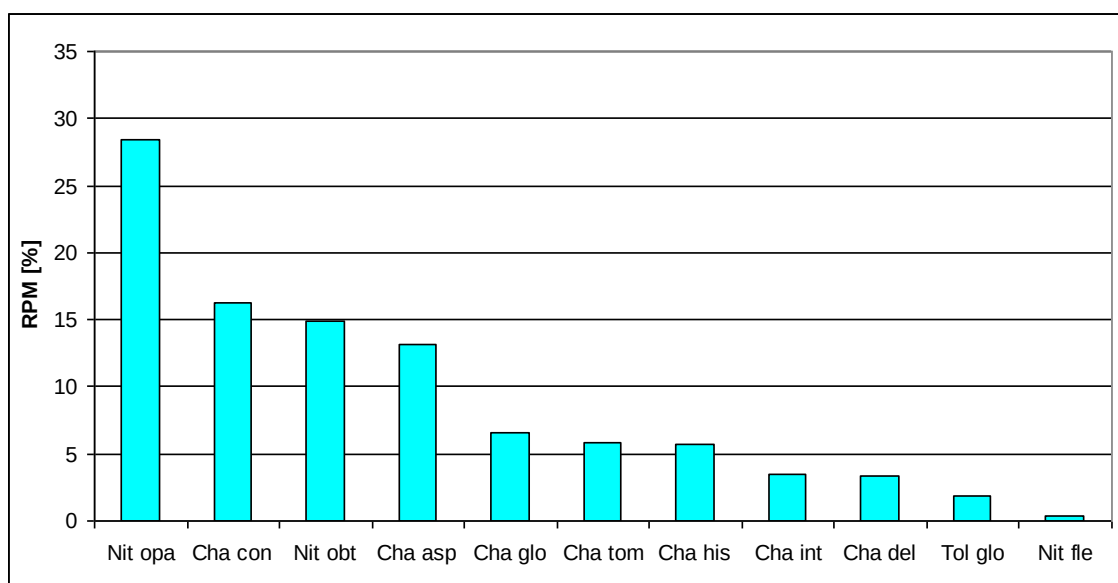


Abb. 9: Dominanzverhältnisse innerhalb der Characeenvegetation.

Die fünf Arten der Moose gehören zu den seltensten Pflanzen im Attersee und sind insgesamt nur mit 0,4 % an der Gesamtpflanzenmenge beteiligt. *Rhynchostegium riparioides* (Ufer-Schnabeldeckelmoos) ist mit einem RPM-Wert von 90 % mit Abstand die häufigste Art. Das Gemeine Brunnenmoos (*Fontinalis antipyretica*) folgt auf Platz 2 mit nur noch 9 % Anteil an der Moosvegetation. *Calliergonella cf. cuspidata* (Spießmoos) erreicht einen RPM-Wert von 1 %, die beiden Arten *Eurhynchium speciosum* (Sumpf-Schönschnabelmoos) und *Fissidens taxifolius* (Eibenblättriges Spaltzahnmoos) sind mengenmäßig unbedeutend (Abb. 10).

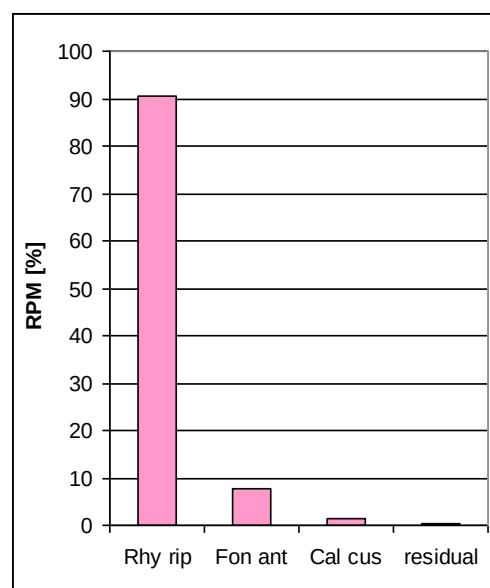


Abb. 10: Dominanzverhältnisse innerhalb der Moosvegetation.

Die Höheren submersen Pflanzen sind mit 18 Spezies am artenreichsten im Attersee vertreten. Dominiert wird diese taxonomische Gruppe von *Potamogeton pectinatus* (Kamm-Laichkraut), das etwa ein Drittel (31 %) zur deren Gesamtpflanzenmenge beiträgt. Es folgen *Myriophyllum spicatum* (Ähren-Tausendblatt), *Potamogeton perfoliatus* (Durchwachsenes Laichkraut) und *Potamogeton pusillus* (Zwerg-Laichkraut) auf den Plätzen 2-4 mit Anteilen von 16, 12,5 und 12 %. *Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest), *Utricularia australis* (Großer Wasserschlauch) und *Potamogeton filiformis* (Faden-Laichkraut) erreichen je 7 %. Alle anderen Arten tragen deutlich unter 5 % zur Gesamtmenge der Höheren submersen Pflanzen bei (Abb. 11).

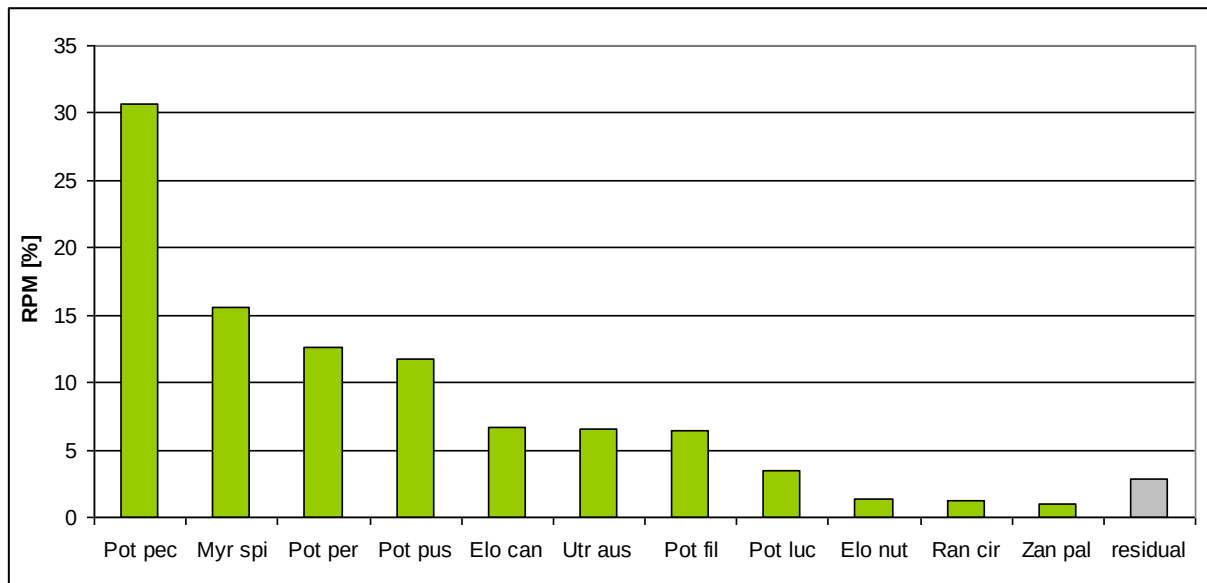


Abb. 11: Dominanzverhältnisse innerhalb der submersen Höheren Pflanzen.

Die Schwimmblattvegetation setzt sich am Attersee aus nur zwei Arten zusammen. *Nymphaea alba* (Große Seerose) ist mit knapp 70 %, *Nuphar lutea* (Gelbe Teichrose) mit ca. 30 % an der Pflanzenmenge dieses Vegetationstypus beteiligt (Abb. 12). Insgesamt betrachtet spielt die Schwimmblattvegetation am Attersee aber nur eine unbedeutende Rolle (Anteil an der Gesamtvegetation 0,01%).

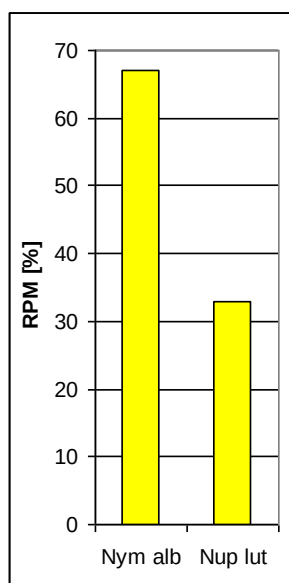


Abb. 12: Dominanzverhältnisse innerhalb der Schwimmblattvegetation.

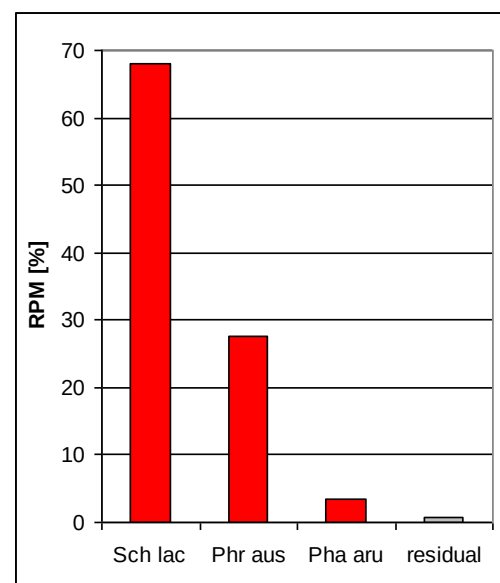


Abb. 13: Dominanzverhältnisse innerhalb der Röhrichtvegetation.



Auch die Röhrichtvegetation ist am Attersee nur spärlich ausgebildet. Unter den sieben vorkommenden Arten ist die Grüne Teichbinse (*Schoenoplectus lacustris*) die häufigste. Ihre Vorkommen bleiben im Attersee allerdings fast durchwegs rein submers. *Schoenoplectus lacustris* besitzt einen RPM-Wert von knapp 70 %, gefolgt von *Phragmites australis* (Schilf) und *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras) mit Anteilen von 28 % bzw. 4 %. Die übrigen vier Arten erreichen nicht einmal 1 % an der Gesamtpflanzenmenge des Röhrichts und sind in der Gruppe „residual“ zusammengefasst. Dazu gehören *Lythrum salicaria* (Blutweiderich), *Mentha aquatica* (Wasser-Minze), *Solanum dulcamara* (Bittersüßer Nachtschatten) und *Carex sp.* (Segge) (Abb. 13).



4.3 Verbreitung der einzelnen Arten

4.3.1 UNTERGETAUCHTE VEGETATION

Charophyta (Armleuchteralgen)

Characeen stellen am Attersee mehr als 80 % der Gesamtmenge der untergetauchten Vegetation. Characeen sind im Allgemeinen auf oligotrophe bis mesotrophe Standorte beschränkt, nur wenige Arten dringen bis in den eutrophen Bereich vor.

Lange Zeit wurde angenommen, dass Characeen aus physiologischen Gründen bei Total-Phosphor-Konzentrationen über 20 µg/l nicht mehr vorkommen können. Diese Annahme gründete auf Untersuchungen von FORSBERG (1964, 1965a, 1965b), der bei einigen Characeenarten bei Konzentrationen über diesem Wert Wachstumshemmungen und -anomalien festgestellt hatte. Nach neueren Studien (BLINDOW, 1988) tritt allerdings selbst bei einer Konzentrationen von 1.000 µgTP/l keine merkliche Wachstumshemmung auf. Die Ursache dafür, dass Characeen bei höheren Nährstoffkonzentrationen in der Natur zurückgehen, ist daher möglicherweise weniger in einer direkten Hemmwirkung des Phosphors, sondern hauptsächlich in der Veränderung der Konkurrenzbedingungen am Standort zu suchen.

Der Bau der Armleuchteralgen ist charakterisiert durch die regelmäßige Untergliederung des Thallus in Knoten (Nodi) und Stängelglieder (Internodien). Aus den Knoten entspringen Quirle von Seitenzweigen mit derselben Gliederung wie die Hauptachse, die den Pflanzen das eigentümliche "armleuchterartige" Aussehen verleihen. Die Pflanzen erreichen eine Höhe von 5 bis 50 (maximal ca. 200) cm und sind mittels farbloser Zellfäden (Rhizoide) im Substrat verankert. Feinsandiges oder schlammiges Substrat wird bevorzugt.

Armleuchteralgen halten sich in der Regel isoliert von Höheren Pflanzen und bilden zumeist flächendeckende Einartbestände. Kennzeichnend ist die Ausbildung dichter, zusammenhängender unterseeischer Rasen. Ein allelopathisches Abwehrvermögen, dessen Ursache in schwefelhaltigen Inhaltsstoffen zu suchen ist, befähigt sie möglicherweise, Aufwuchs und Gesellschaft anderer Makrophyten zu unterdrücken (WIUM-ANDERSEN et al., 1982).

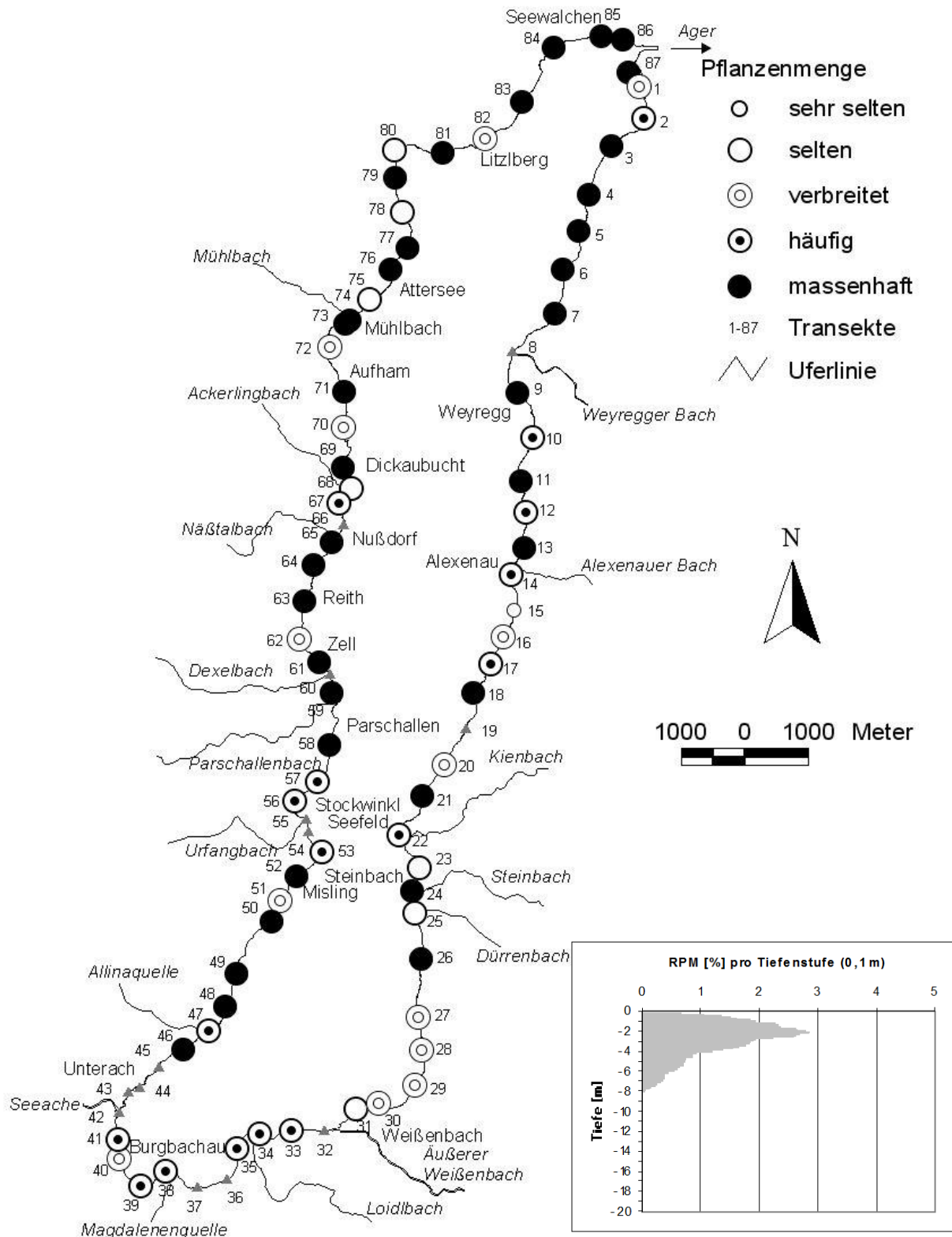


***Chara aspera* (Rauhe Armleuchteralge)**

Chara aspera stellt sehr hohe Ansprüche an die Wasserqualität. Das Verschwinden der Art bei Eutrophierung oder auch nur punktuell erhöhten Nährstoffkonzentrationen ist durch zahlreiche Untersuchungen belegt (vgl. z. B. LANG, 1981; MELZER et al., 1986, 1988; PALL & HARLACHER, 1992; PALL, 1996).

Im Attersee ist die Rauhe Armleuchteralge fast am gesamten Seeufer in dichten bis sehr dichten Beständen vertreten. Sie fehlt lediglich in 13 von 87 Transekten. Diese Transekte liegen fast alle im Zuflussbereich von Bächen (Transekt 8: Weyregger Bach; Transekt 32: Äußerer Weißenbach; Transekte 54 und 55: Urfangbach; Transekt 60: Dexelbach; Transekt 66: Näßtalbach) und der Mondseeache (Transekte 42-45) und lassen auf punktuelle Nährstoffbelastungen schließen. Das Südende des Sees (zwischen Transekt 27 und 45) weist deutlich geringere Vorkommen von *Chara aspera* auf als der übrige See. In 7 der 19 Transekte fehlt die Art ganz, in einem ist sie selten. Flächendeckende, dichte Bestände („massenhaft“) sind hier nirgendwo ausgebildet (Abb. 14). Möglicherweise ist dies ein Hinweis auf eine hier generell höhere Nährstoffkonzentration.

Chara aspera ist im Attersee vom Flachwasser bis in eine Tiefe von 8 m zu finden. Als typische Flachwasserpflanze bevorzugt sie den Bereich zwischen 1 und 3 m (Abb. 14).



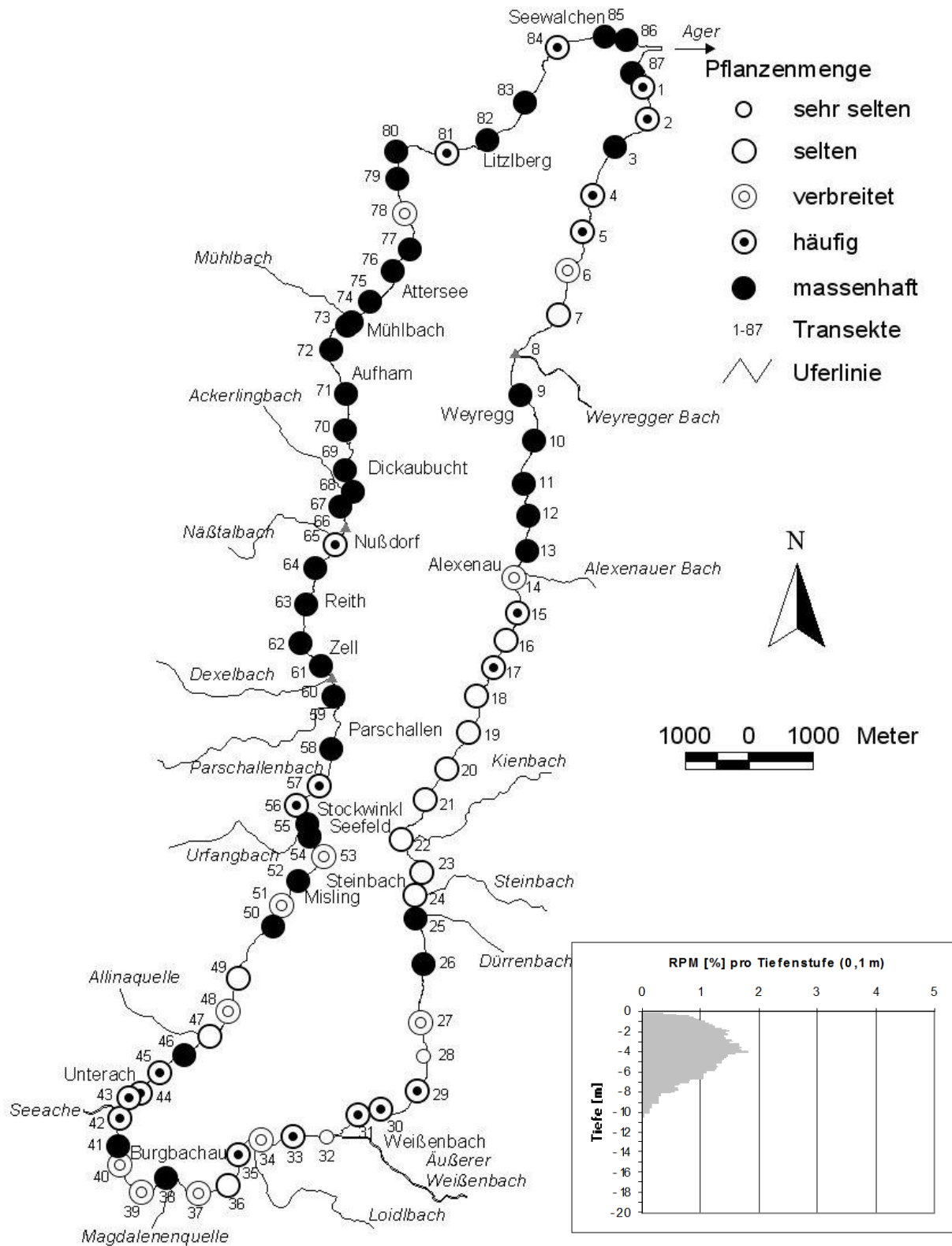


***Chara contraria* (Gegensätzliche Armleuchteralge)**

Chara contraria ist die zweithäufigste Characeenart des Attersees. Sie reagiert, wie Characeen im Allgemeinen, empfindlich gegenüber Nährstoffbelastungen, weist aber innerhalb dieser Gruppe eine vergleichsweise hohe Toleranz auf (MELZER et al., 1986, HARLACHER & PALL, 1994).

Die Gegensätzliche Armleuchteralge ist mit Ausnahme des Transektes 8, das im Einflussbereich des Weyregger Bachs und des Weyregger Strandbades liegt, in allen Untersuchungsabschnitten aufgefunden worden. Insbesondere am Westufer wachsen von Misling (Transekt 50) bis zum Seeausrinn bei Seewalchen (Transekt 87) sehr dichte, flächendeckende, vitale Bestände. Am Ostufer lockern die Vorkommen ab Transekt 3 in der Schörflinger Bucht auf, die Bestände werden immer lichter bis sie in Transekt 8 ganz verschwunden sind. Ab Transekt 9 bis Transekt 13 finden sich dann wieder massenhafte Vorkommen. Ab Alexenau nehmen die Bestandsdichten wiederum deutlich ab; ab Transekt 18 bis zur Einmündung des Steinbachs gilt die Art als selten. In den Transekten des südlichen Seeendes (27-49) wechseln die Bewuchsdichten kleinräumig und reichen von sehr selten bis massenhaft (Abb. 15).

Chara contraria dringt im Attersee bis zu einer Tiefe von 10 m vor. Der bevorzugte Tiefenbereich liegt zwischen 2 und 6 m (Abb. 15).

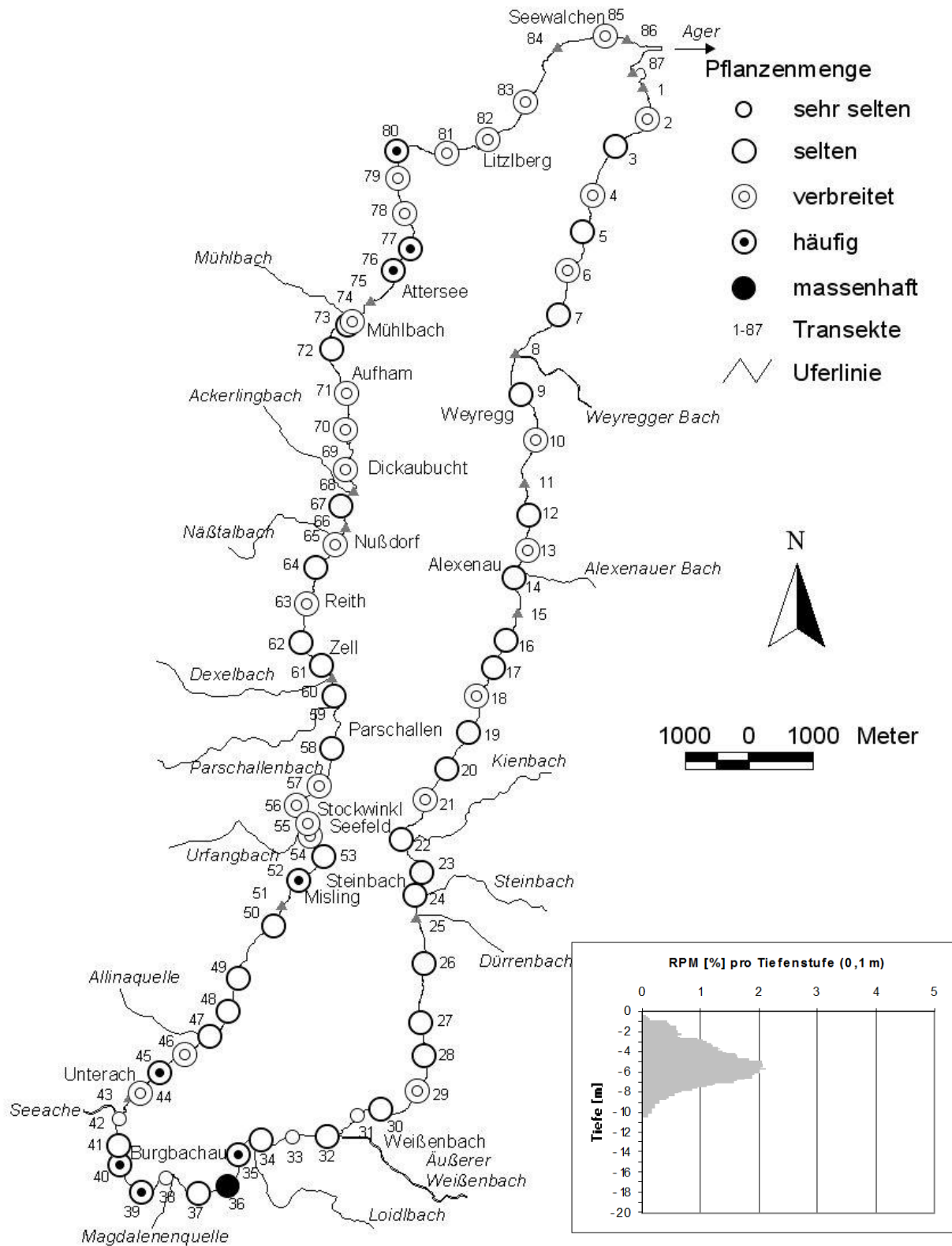




***Chara delicatula* (Feine Armleuchteralge)**

Chara delicatula bevorzugt üblicherweise Weichwasserstandorte, kommt aber auch in kalkhaltigen Gewässern vor. Im Attersee ist die Feine Armleuchteralge rund um den See zu finden, allerdings in deutlich geringeren Mengen als *Chara aspera* oder *Chara contraria* (Abb. 16). In vielen Untersuchungsabschnitten gilt die Art als selten, in vier Transekten (31, 33, 38 und 42), die alle am Südende des Sees liegen, sogar als sehr selten. Vor allem in den Mündungsbereichen von Bächen (Transekt 8: Weyregger Bach; Transekt 25: Dürrenbach; Transekt 60: Dixelbach, Transekt 66: Näßtalbach; Transekt 68: Ackerlingbach und Transekt 74: Mühlbach) und der Seeachen (Transekt 43) sowie in der Seewalchener Bucht (Transekte 84, 86, 87 und 1) fehlt *Chara delicatula*. Größere Vorkommen finden sich zwischen Burgau und Mühlleiten (Transekte 35, 36, 39 und 40) sowie im Bereich der Ortschaft Attersee (Transekte 76, 77 und 80).

Die Feine Armleuchteralge wächst vom Flachwasser bis in eine Tiefe von 10 m, bevorzugt aber den Bereich zwischen 4 und 7 m (Abb. 16).



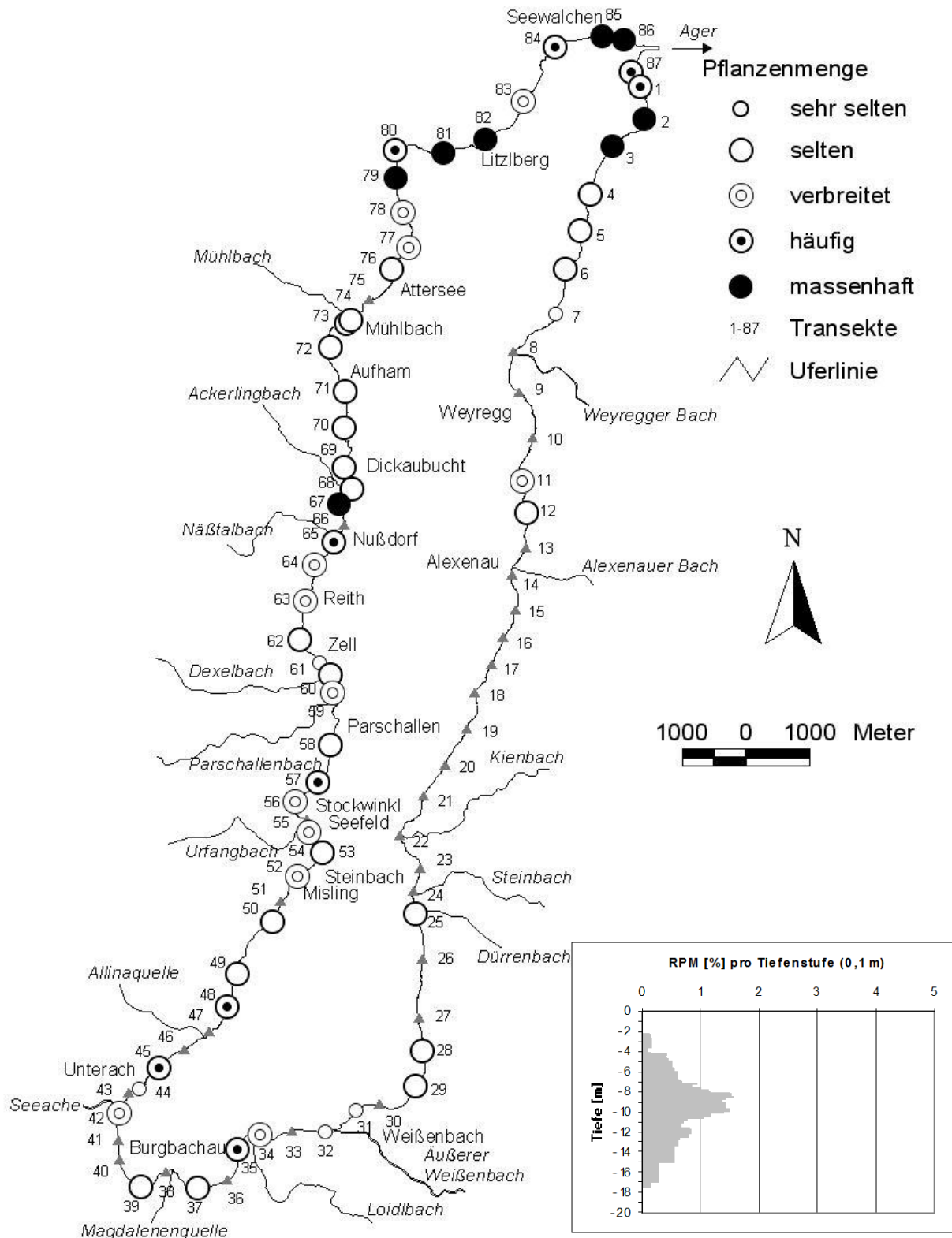


***Chara globularis* (Zerbrechliche Armleuchteralge)**

Chara globularis ist zwar die fünfthäufigste Makrophytenart im Attersee, trägt aber nur mehr ca. 5 % zur Gesamtpflanzenmenge bei. Im Attersee fehlt sie in weiten Bereichen des Ostufers, so bei Weyregg (Transekte 8-10) und zwischen Alexenau und der Einmündung des Steinbachs (Transekt 13-24). In den südlich anschließenden Transekten, einschließlich des gesamten Südendes des Sees (Transekt 25-51) existiert ein nur sehr lückiger Bestand, die Art fehlt entweder ganz oder gilt als selten bis sehr selten. Nur an wenigen Stellen wachsen dichtere Bestände, so im Mündungsbereich des Loidlbachs (Transekte 34 und 35), der Seeache (Transekt 42) und im Ortsbereich von Unterach (Transekte 46 und 48). Ab Misling (Transekt 52) konnten in Bereichen von Ortschaften (Stockwinkel, Parschallen, Reith und vor allem Nußdorf) größere Vorkommen nachgewiesen werden. Sonst handelte es sich überwiegend um Einzelfunde. Das Nordende des Sees zwischen den Transekten 79 und 3 ist der bevorzugte Wuchsort von *Chara globularis* im Attersee. Hier finden sich überwiegend dichte bis sehr dichte Bestände (Abb. 17).

Im Rahmen zurückliegender Seenkartierungen zeigte sich, dass die Art eine vergleichsweise weite ökologische Amplitude aufweist und an die Wasserqualität geringere Ansprüche stellt als andere Vertreter der Armleuchteralgen (vgl. z.B. MELZER et al., 1986, 1988; PALL & HARLACHER, 1992; PALL, 1996). Die Vorkommen der Art im oligotrophen Attersee sind daher nicht unbedingt nur auf absolut unbelastete Uferbereiche beschränkt. .

Chara globularis zählt in den Seen des bayerischen und österreichischen Alpenvorlandes zu den typischen Tiefenwasserarten und bildet dort häufig die untere Grenze der Vegetation (MELZER et al., 1986, 1988; PALL, 1996). Im Attersee ist die Pflanze von etwa 2 bis 17,5 m Tiefe zu finden. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt bei 8-11 m (Abb. 17).

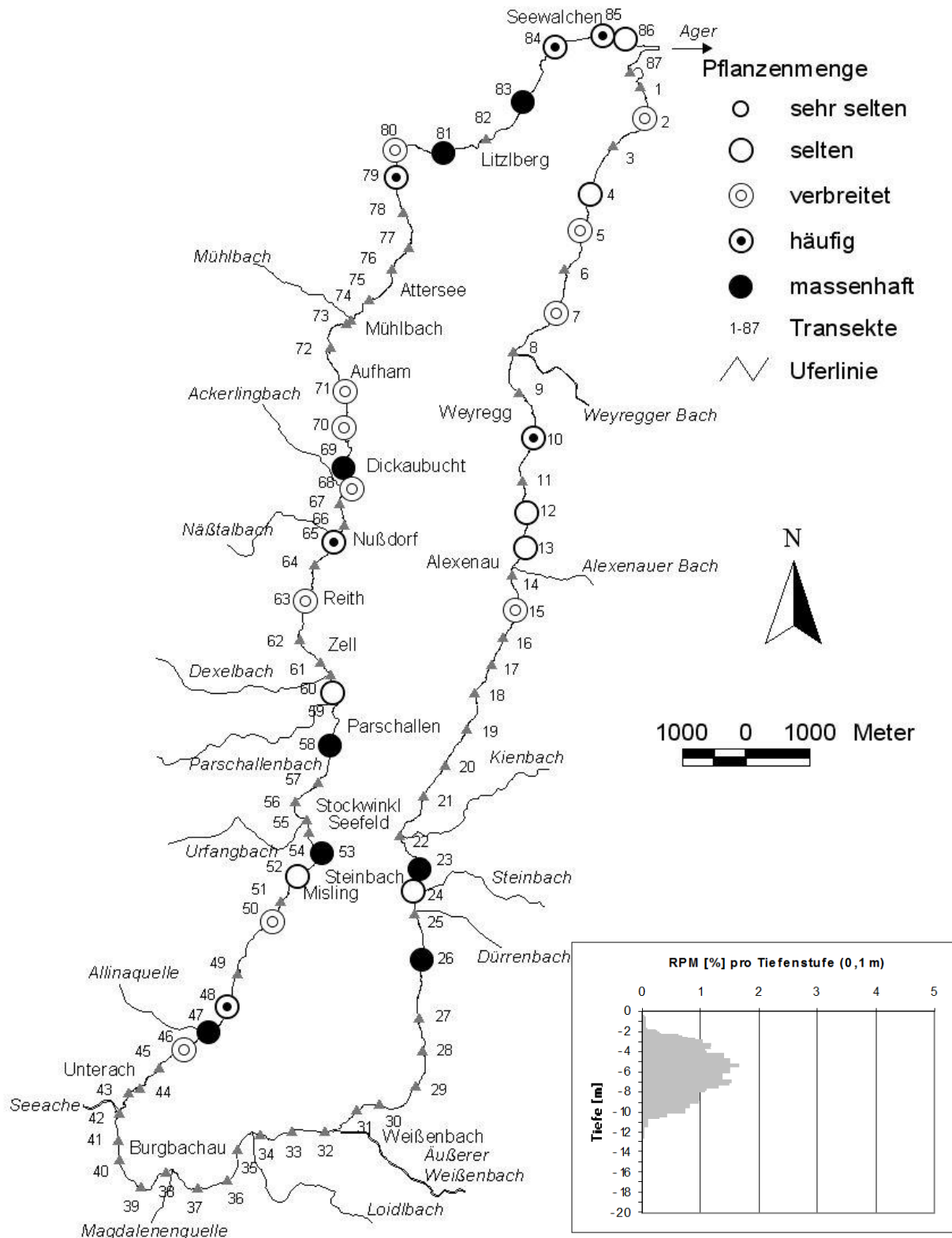




***Chara hispida* (Steifhaarige Armleuchteralge)**

Der Beitrag der Steifhaarigen Armleuchteralge zur Gesamtpflanzenmenge ist ähnlich hoch wie der von *Chara globularis*. Aber ihre Verbreitung im Attersee beschränkt sich auf wenige Standorte, die dann häufig gute Wachstumsbedingungen bieten, wie der Mündungsbereich der Allinaquelle (Transekte 46-48), Transekt 53 bei Misling, Transekt 58 bei Parschallen, Transekt 69 mit Zufluss des Ackerlingbachs und die Transekte 79-85, also von Buchberg bis zum Seeausrinn. Am Ostufer des Attersees wachsen größere Bestände nur in den Transekten 10 (südlich von Weyregg) sowie 23 und 26 bei Steinbach. Am gesamten Südufer des Sees (Transekte 27-45) fehlt *Chara hispida*, ebenso in weiten Bereichen des Westufers (Transekte 72-78, Aufham bis Buchberg) wie auch des Ostufers (Transekte 16 bis 22 von Alexenau bis zur Kienbachmündung). In den übrigen Seeabschnitten hält sich ein lichter, lückiger Bestand, in dem *Chara hispida* als selten bis maximal verbreitet gilt (Abb. 18).

Im Attersee ist die Pflanze vom Flachwasser bis in eine Tiefe von 11,5 m zu finden. Der absolute Flachwasserbereiche (bis 2 m) wird eher gemieden und der Tiefenbereich zwischen 4 und 8 m als Wuchsort bevorzugt (Abb. 18).





***Chara intermedia* (Mittlere Armleuchteralge)**

Chara intermedia gehört schon zu den selteneren Characeenarten des Attersees. Mit wenigen Ausnahmen (Transekte 9, 15, 44, 53, 55, 57, 58 und 68) fehlt die Art am gesamten Ost- und Südufer sowie am anschließenden Westufer bis Aufham (Transekt 71). An den genannten Ausnahmen gilt die Art überwiegend als selten. Nur in Transekt 72, am Siedlungsbeginn der Gemeinde Attersee mit Bootshafen sowie in der Seewalchener Bucht einschließlich der Umgebung von Buchberg (Transekte 81, 82, 84 bis 1) finden sich dichte bis sehr dichte Bestände, die in einer Tiefe von 7-15 m bevorzugt, aber auch im flacheren Wasser ab 2 m Tiefe und in größerer Tiefe bis 17,5 m wachsen (Abb. 19).

Chara intermedia gilt als nährstoffempfindliche Armleuchteralgenart (MELZER et al., 1986). Die Mittlere Armleuchteralge gehört zwar zum typischen Inventar der großen österreichischen Seen, erreicht aber meist nur geringe Häufigkeiten (PALL et al., 2005). Lediglich im Weißensee repräsentiert diese Armleuchteralge die dominierende Makrophytenart des Gewässers (PALL et al., 2004b).

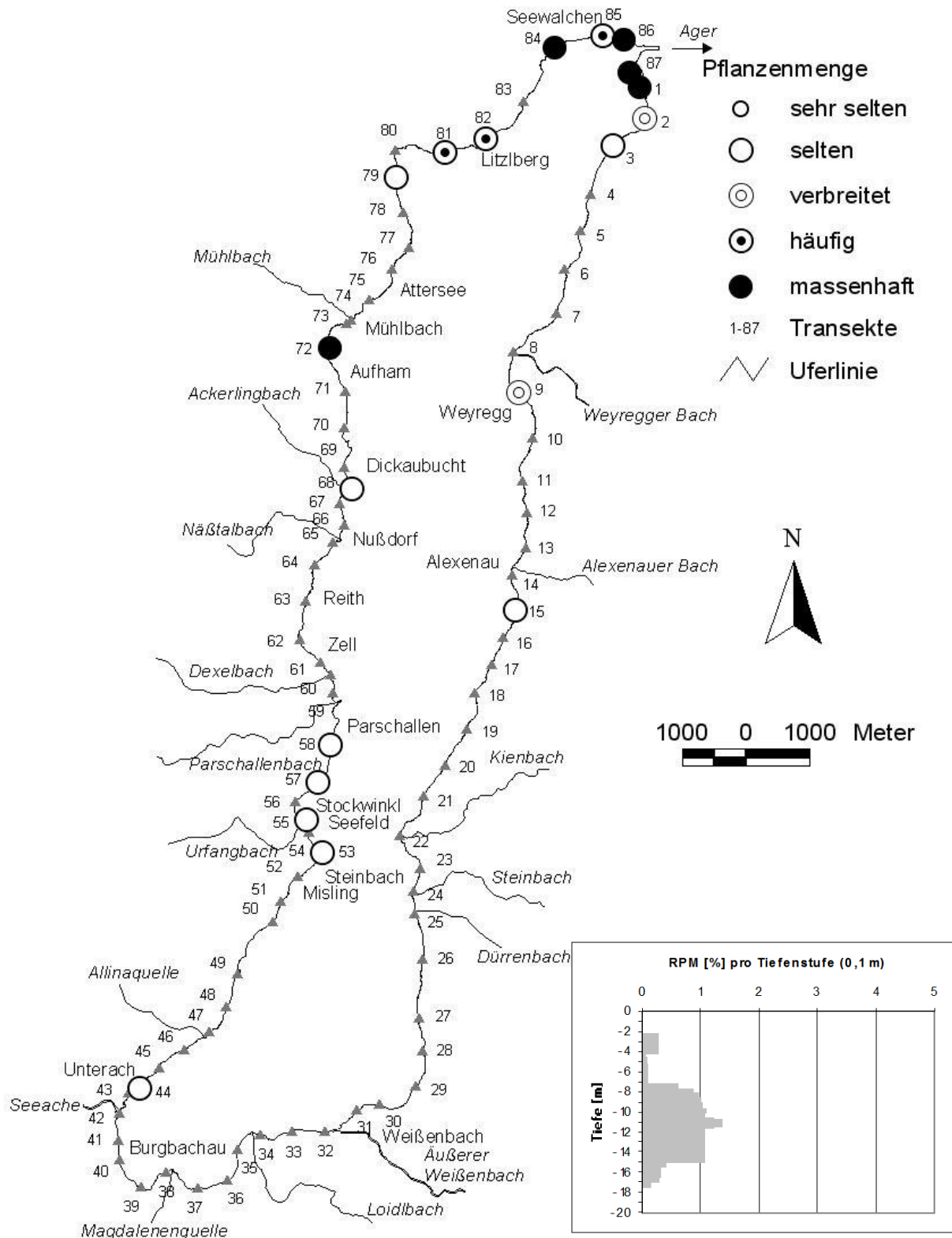


Abb. 19: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Chara intermedia* im Attersee.



***Chara tomentosa* (Geweih-Armleuchteralge)**

Im Attersee weist die Geweih-Armleuchteralge neben *Chara hispida* eine mit *Chara globularis* vergleichbare Häufigkeit auf (RPM: ca. 5 %). *Chara tomentosa* ist eine Art des mittleren Tiefenbereichs (im Attersee ca. 3 bis 8 m Wassertiefe). Hier steht sie allerdings häufig in Konkurrenz zu *Chara hispida*. Sie kann jedoch, wenn dort tiefgründiges, schlammiges Substrat vorhanden ist, auch die Flachwasserzone oligotropher Stillgewässer besiedeln.

Die Verbreitung von *Chara tomentosa* im Attersee weist große Übereinstimmungen mit derjenigen von *Chara hispida* auf. An 5 der 8 Standorte mit massenhaftem *Chara hispida*-Vorkommen fehlt aber *Chara tomentosa* oder ist selten (Transekte 23, 26, 47, 69, 83), bei lockerer Bewuchsdichte wird die Geweih-Armleuchteralge zur Begleitart. Tritt *Chara tomentosa* in sehr dichten Beständen auf (Transekte 44, 48, 49, 52, 54, 56, 57, 72 und 82), weicht *Chara hispida* zurück. Dies ist besonders gut im Bereich zwischen Misling und Parschallen (Transekte 52-58) zu beobachten (Abb. 20).

Der Verbreitungsschwerpunkt der Geweih-Armleuchteralge liegt im Attersee im mittleren Tiefenbereich, sie ist aber auch im Flachwasser und bis zu einer Tiefe von 11 m zu finden (Abb. 20). Damit wird noch einmal die Konkurrenzsituation zwischen *Chara tomentosa* und *Chara hispida* deutlich, die sich im Attersee den gleichen Lebensraum teilen.

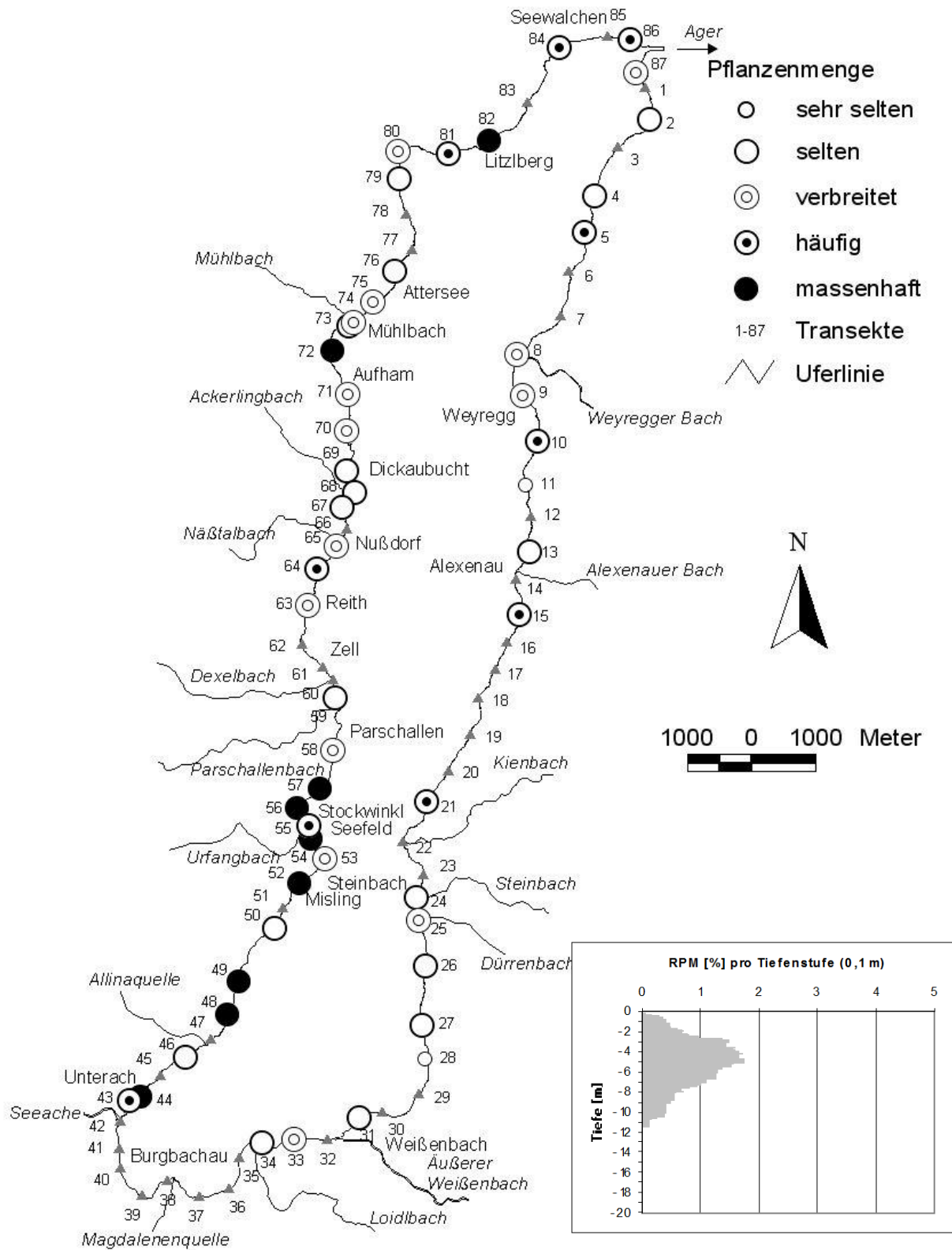


Abb. 20: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Chara tomentosa* im Attersee.



***Nitella flexilis* (Biegsame Glanzleuchteralge)**

Nitella flexilis ist die seltenste Characeenart des Attersees. Die wenigen Wuchsorte befinden sich am Ostufer (Transekte 8-10, 13, 20 und 22), am Süden des Sees (Transekte 32, 34, 40 und 43), sowie im Westen im Bereich der Ortschaft Attersee (Transekte 76 und 78). Die Art gilt überwiegend als selten, bei Attersee, Weyregg, Alexenau und Seefeld auch als verbreitet (Abb. 21).

Die Biegsame Glanzleuchteralge besiedelt das Flachwasser und dringt bis zu einer Tiefe von 11,5 m in den See vor. Dabei bevorzugt sie den Bereich zwischen 2 und 6 m (Abb. 21).

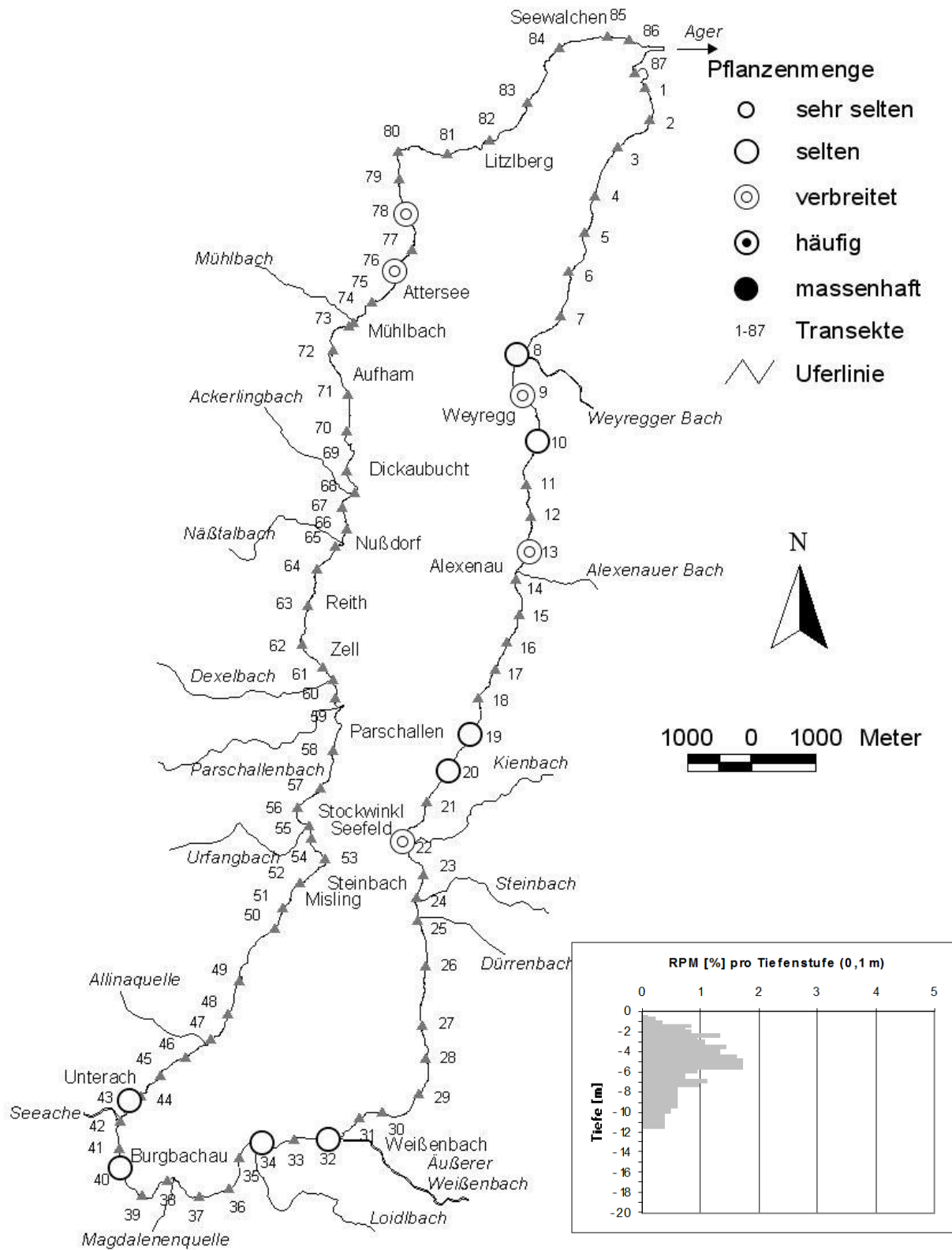


Abb. 21: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Nitella flexilis* im Attersee.



***Nitellopsis obtusa* (Stern-Armleuchteralge)**

Nitellopsis obtusa ist laut KRAUSE (1997) ein typischer Bewohner β -mesosaprobier Klarwasserseen. Die Art erträgt moderate Eutrophierung offensichtlich gut. Im Attersee ist die Stern-Armleuchteralge weit verbreitet (dritthäufigste Makrophytenart des Attersees). In etwa der Hälfte aller Untersuchungsabschnitte tritt sie massenhaft auf. Diese günstigen Wuchsorte liegen im Bereich der größeren Ortschaften mit Ausnahme von Seewalchen sowie in den Mündungsbereichen der Bäche und der Seeache. Sie fehlt lediglich in 14 von 87 Transekten, wobei die Lücken im Bestand keiner sichtbaren Systematik unterliegen (Abb. 22).

Nitellopsis obtusa bevorzugt üblicherweise den mittleren Tiefenbereich. So auch im Attersee, wo die Pflanze im Tiefenbereich zwischen 2 m bis 13 m, mit Verbreitungsschwerpunkt in der Tiefenzone zwischen 6 und 11 m, vorkommt (Abb. 22).

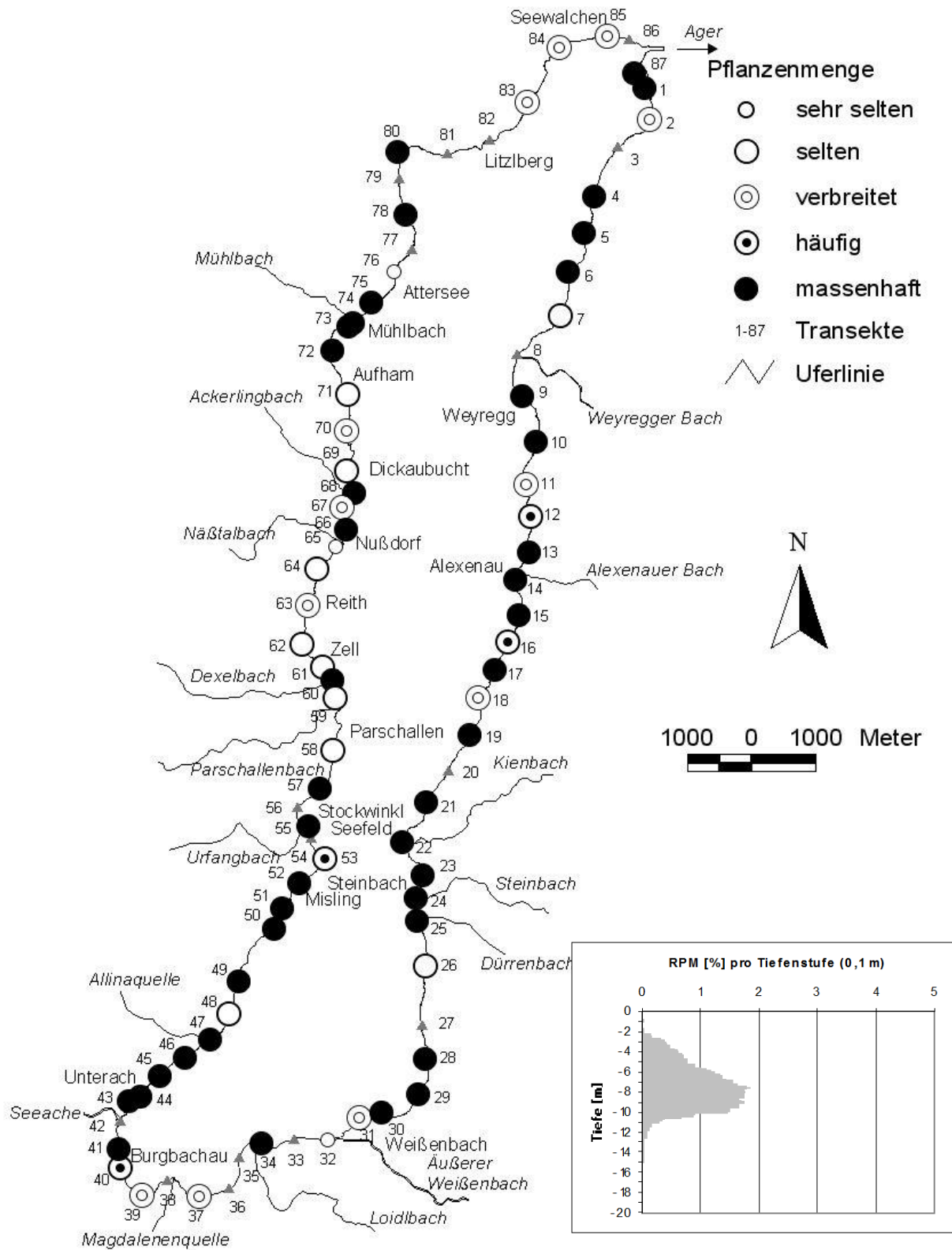


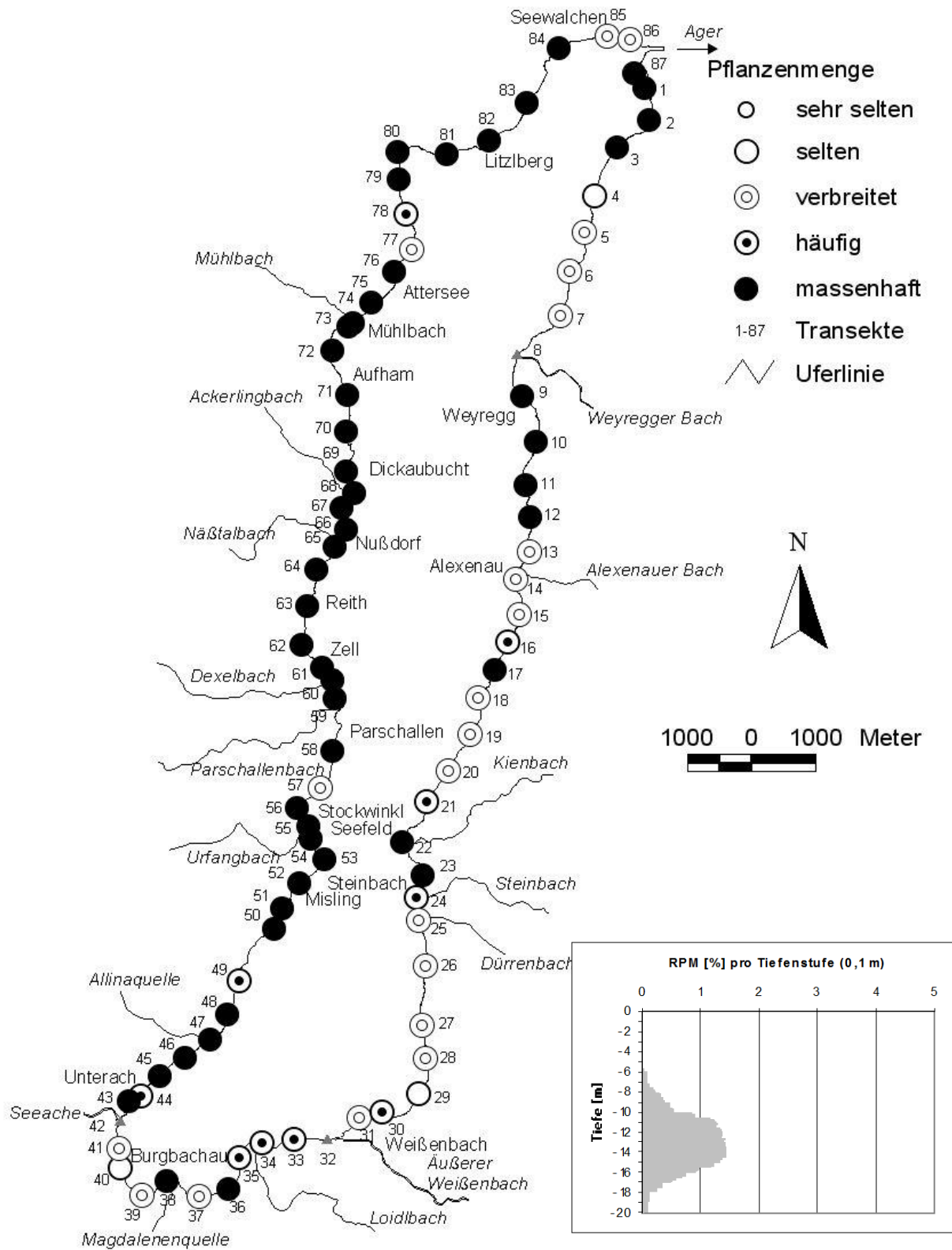
Abb. 22: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Nitellopsis obtusa* im Attersee.



***Nitella opaca* (Dunkle Glanzleuchteralge)**

Nitella opaca zählt zu den typischen Tiefenwasserarten, die zum Wachstum nur geringe Lichtintensitäten benötigen (CORILLION, 1957). In oligotrophen Seen mit hoher Wassertransparenz, wie dem schwedischen Vättern-See und dem Vrana-See auf der Insel Cres, wurde die Art bis in Wassertiefen von 40 m nachgewiesen. In den bayerischen und österreichischen Seen bildet die Dunkle Glanzleuchteralge zumeist die untere Begrenzung der Vegetation (MELZER et al., 1986, 1988; PALL, 1996). Auch im Attersee bildet sie ihre Hauptvorkommen in größerer Wassertiefe aus. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt zwischen 10 und 16 m Wassertiefe. Die Verbreitungsamplitude reicht aber von 6 bis 22 m Tiefe (Abb. 23).

Nitella opaca ist mit Abstand die häufigste Pflanze des Attersees. Sie trägt allein 24 % zur Gesamtpflanzenmenge bei. Mit wenigen Ausnahmen bildet *Nitella opaca* am gesamten Westufer ausgeprägte unterseeische Einartbestände mit Wuchshöhen von mehr als 1 m. Am Ostufer finden sich solche Vorkommen in der Schörflinger Bucht (Transekte 87, 1-3) sowie in den Bereichen Weyregg (Transekte 9-12) und Seefeld (Transekte 22 und 23). In den übrigen Untersuchungsabschnitten des Ostufers gilt die Art in der Regel als verbreitet (Abb. 23).





***Tolypella glomerata* (Knäuel-Armleuchteralge)**

Tolypella glomerata verhält sich am Attersee als ausgesprochene Tiefenwasserart (bevorzugte Wassertiefe 10 bis 16 m, Abb. 24). Dies steht in Einklang mit Ergebnissen aus Seen des Alpenvorlands (MELZER et al., 1986; PALL, 1996). Die Art kann jedoch offensichtlich auch als typischer Besiedler des Flachwassers auftreten (KRAUSE, 1997). Dies ist im Attersee aber nicht der Fall. Hier tritt die Knäuel-Armleuchteralge erst ab einer Tiefe von 6 m auf.

Tolypella glomerata gehört zu den selteneren Pflanzen des Attersees. Am Ostufer ist sie nur in wenigen Abschnitten zu finden (Transekte 3-6, 12, 13, 28-31). Die Vorkommen wurden hier überwiegend mit „verbreitet“ oder „häufig“ bewertet. Am Westufer tritt *Tolypella glomerata* immer wieder auf, erreicht aber fast ausnahmslos keine größeren Häufigkeiten als „selten“ (Abb. 24).

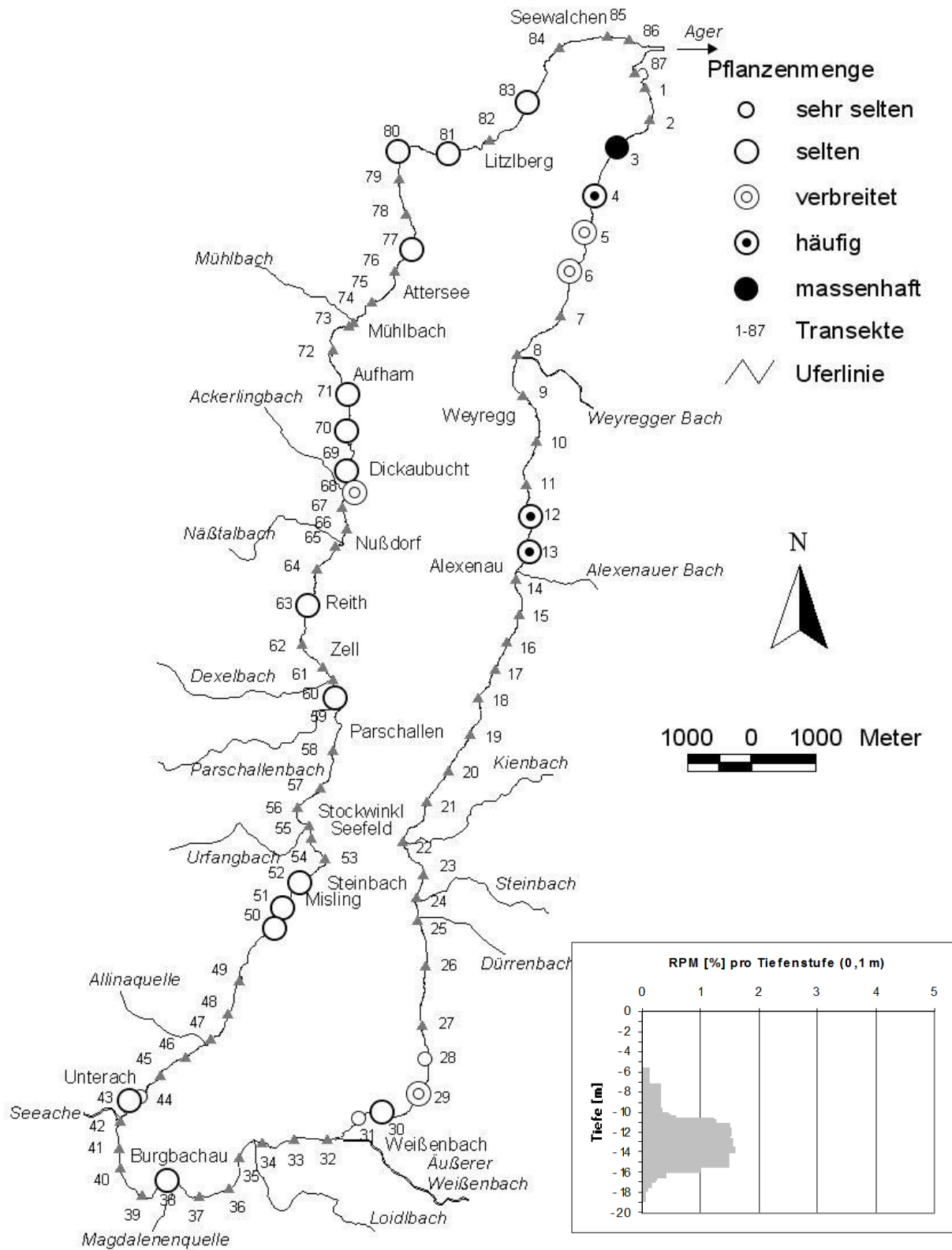


Abb. 24: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Tolypella glomerata* im Attersee.



Bryophyta (Moose)

Im Attersee wurden 5 Wassermoosarten nachgewiesen, die alle zu den seltensten Pflanzen des Sees zählen. Insgesamt beteiligen sich die Wassermoose mit nur 0,4 % an der Gesamtpflanzenmenge. Aquatische Moose finden sich allerdings generell in stehenden Gewässern nur selten. Dies liegt daran, dass für die meisten Moosarten freies CO₂ die einzige verfügbare Kohlenstoffquelle darstellt, der Gehalt an freiem CO₂ in Stillgewässern aber üblicherweise nur gering und für die Bedürfnisse dieser Pflanzen nicht ausreichend ist.

Eine erhöhte CO₂-Verfügbarkeit ist in Seen lediglich im Bereich einmündender Fließgewässer oder an Grundwasserzutritten gegeben. So wurden auch am Attersee Moose bevorzugt im Einflussbereich von Zuflüssen vorgefunden. Dies großräumig im Mündungsbereich der Seeache (Transekte 40 bis 42) – hier wurden im direkten Mündungsbereich (Transekt 42) sogar „massenhafte“ Vorkommen von *Rhynchostegium riparioides* (Ufer-Schnabeldeckelmoos) dokumentiert – sowie im Mündungsbereich des Näßtalbachs (Transekt 66) mit „verbreitetem“ Vorkommen von *Fontinalis antipyretica* (Gemeines Brunnenmoos). Ob in Transekt 36 (Vorkommen von *Calliergonella cf. cuspidata* [Spießmoos]) Grundwasserzutritte vorhanden sind, konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht festgestellt werden.

In der Tabelle 2 sind die Fundorte, die Häufigkeiten und die Tiefenausbreitung der Moose aufgelistet. Auf graphische Darstellungen wurde verzichtet.

Tab. 2: Vorkommen aquatischer Moose im Attersee.

Artbezeichnung	Fundort und Beschreibung	Häufigkeit	Tiefenausbreitung
<i>Calliergonella cf. cuspidata</i> (Spießmoos)	Transekt 36 (Südende des Sees bei Burgau)	selten sehr selten	0,8 – 1,5 m 1,5 – 4,8 m
<i>Eurhynchium speciosum</i> (Sumpf-Schönschnabelmoos)	Transekt 40 (Südende des Sees bei Mühlleiten)	sehr selten	0,8 – 3,7 m
<i>Fissidens taxifolius</i> (Eibenblättriges Spaltzahnmoos)	Transekt 41 (Südende des Sees bei Mühlleiten)	sehr selten	0,0 – 2,2 m
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (Ufer-Schnabeldeckelmoos)	Transekt 42 (Südende des Sees, Zufluss der Seeache)	massenhaft	4,3 – 9,0 m
<i>Fontinalis antipyretica</i> (Gemeines Brunnenmoos)	Transekt 42 (Südende des Sees, Zufluss der Seeache) Transekt 66 (Mündung des Näßtalbachs in Nußdorf; Westufer)	selten verbreitet	1,5 – 4,3 m 0,0 – 2,7 m



***Spermatophyta* (Höhere Pflanzen)**

Höhere submerse Pflanzen stellen am Attersee mit 18 Vertretern die artenreichste Vegetationseinheit dar. Sie haben allerdings nur 16 % Anteil an der Gesamtpflanzenmenge und treten damit weit hinter die dominierende Pflanzengruppe der Characeen (RPM = 83 %) zurück. Die Mehrzahl der vorkommenden Spermatophyta sind interessanterweise Zeigerpflanzen für Nährstoffbelastungen. Mit einer Ausnahme (*Potamogeton pectinatus*) treten sie im See allerdings jeweils nur räumlich eng begrenzt auf. Weit verbreitet sind hingegen oligotrophente Arten oder solche, die unter oligotrophen bis mesotrophen Bedingungen wachsen können.



***Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest)**

Die Kanadische Wasserpest gilt als Indikator für eutrophe Bedingungen (FOREST, 1977). Diese Klassifizierung wird durch Untersuchungen von KOHLER und SCHIELE (1985) an Fließgewässern sowie durch die Verbreitungsmuster an bayerischen Stillgewässern (MELZER et al., 1986, 1987, 1988) bestätigt.

Im Attersee gehört *Elodea canadensis* zu den eher selteneren Arten. Sie konnte in nur 21 der 87 Transekte nachgewiesen werden. Ihr Hauptvorkommen liegt bezeichnender Weise in der Mühlleitner Bucht, im Einflussbereich der hier mündenden Seeache (Transekte 39-45). Die Art kommt dort verbreitet bis häufig vor. Im direkten Zuflussbereich der Seeache (Transekt 42) treten sogar flächendeckende Bestände auf (Vorkommen massenhaft). Weitere Wuchsorte mit nennenswerten Vegetationsdichten sind der Zuflussbereiche des Äußeren Weißenbachs (Transekt 32), des Urfangbachs (Transekt 55), des Dixelbachs (Transekt 60) und des Mühlbachs (Transekt 73) sowie die Umgebung von Buchberg (Transekte 78 und 80) und die Transekte 16 und 17 südlich von Alexenau (Abb. 25). An allen genannten Wuchsorten der Art ist von Nährstoffeinträgen in den See auszugehen.

Die Tiefenausbreitung reicht vom Flachwasser bis in eine Tiefe von 11 m, wobei die Zone zwischen 2 und 8 m bevorzugt wird (Abb. 25).

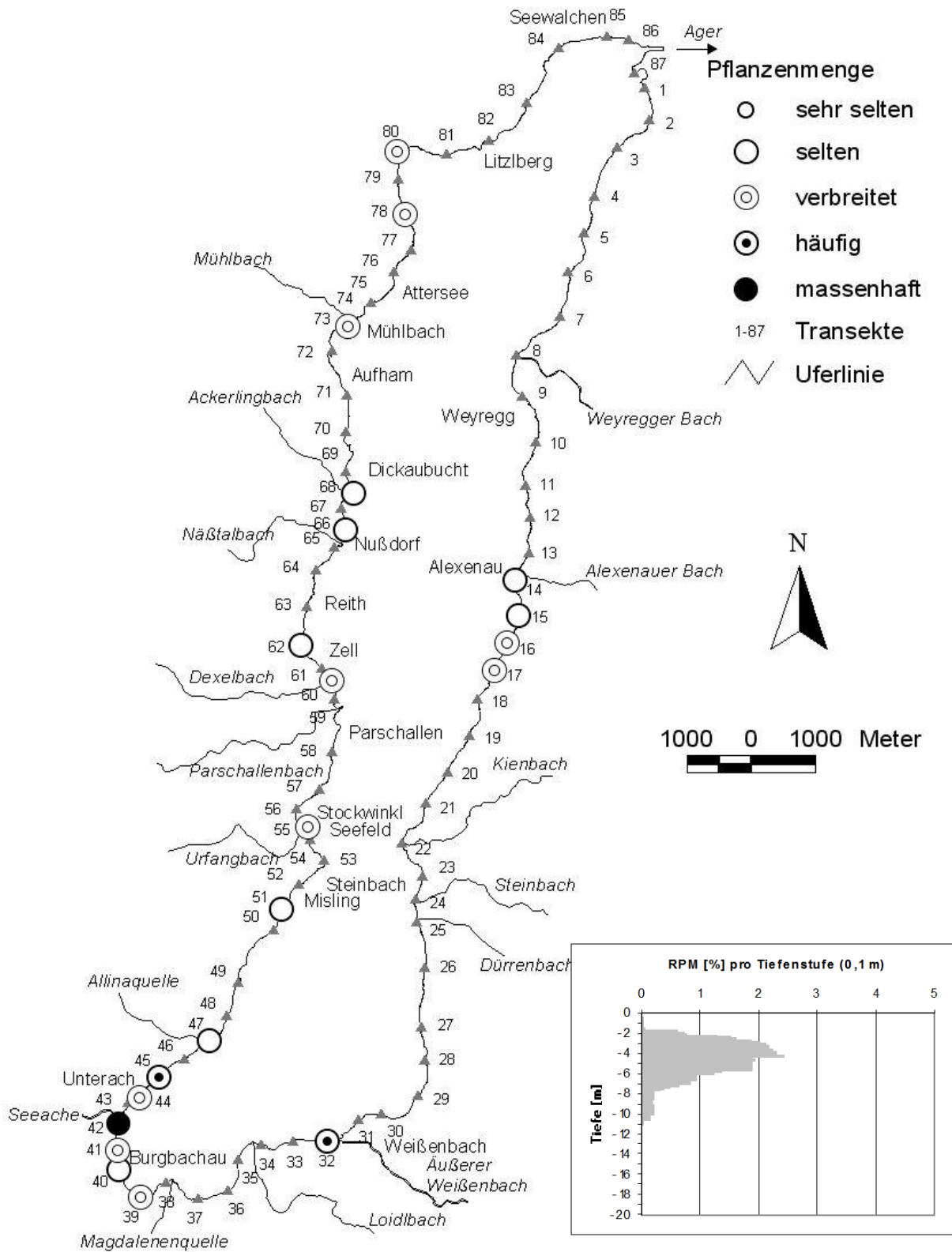


Abb. 25: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Elodea canadensis* im Attersee.



***Elodea nuttallii* (Nuttall-Wasserpest)**

Die Nuttall-Wasserpest zählt zu den Neophyten der mitteleuropäischen Unterwasserflora. Sie stammt ursprünglich aus den gemäßigten Breiten Nordamerikas, wo sie in kalkreichen Seen, Teichen und langsam strömenden Flüssen wächst (COOK & URMI-KÖNIG, 1985). Nach Europa wurde *Elodea nuttallii* vermutlich als Aquarienpflanze eingeschleppt. Über Belgien und die Niederlande erreichte die Art in den 70er Jahren Westdeutschland (EHRENDORFER, 1973, WOLFF, 1980). In den 80er Jahren wurde sie erstmals in bayerischen Seen (Chiemsee und Ammersee) vorgefunden (MELZER et al. 1986, 1988). ADLER et al. (1994) beschreibt noch 1994 das Vorkommen der Art in Österreich als nicht gesichert. Sie wurde seither jedoch vermehrt in der Donau und ihren Nebengewässern (PALL & JANAUER, 1995, 1999; PALL, 1998) sowie in zahlreichen österreichischen Seen (PALL et al., 2005) nachgewiesen.

Über die ökologischen Ansprüche von *Elodea nuttallii* ist wenig bekannt. Nach eigenen Erfahrungen vermag die Art offensichtlich das gesamte Spektrum von ultra-oligotrophen bis zu eutrophen Standorten zu besiedeln (PALL & JANAUER, 1999; PALL et al., 2005).

Am Attersee ist *Elodea nuttallii* deutlich seltener als *Elodea canadensis*. An acht der insgesamt nur 10 Standorte handelt es sich um Einzelfunde. Nur in den Transekten 22 und 23, die zwischen Kienbach- und Steinbachmündung liegen, gilt die Art als verbreitet. Hier wächst sie vom Flachwasser bis in eine Tiefe von 11 m, bevorzugt aber die Zone zwischen 3 und 5 m (Abb. 26).

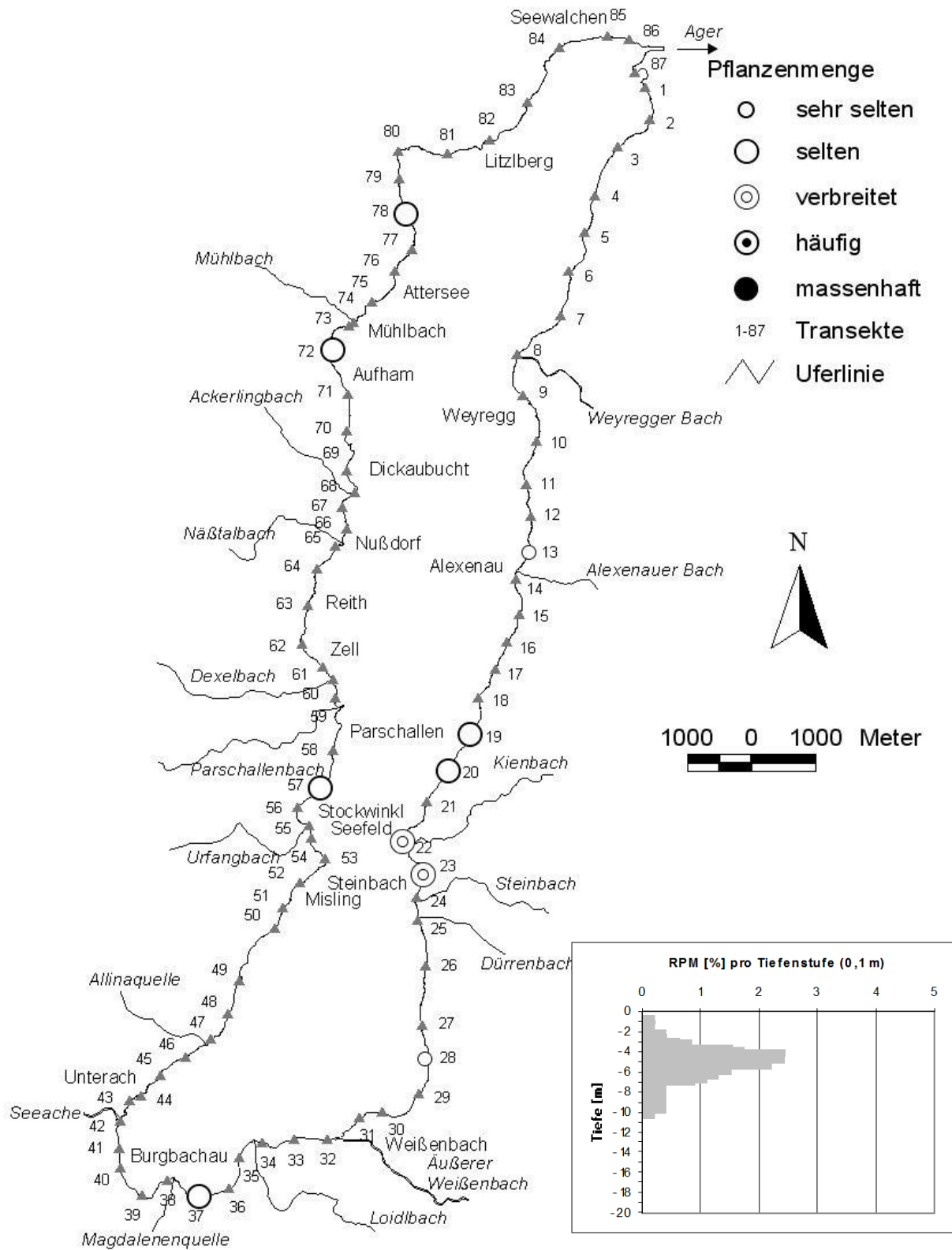


Abb. 26: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Elodea nuttallii* im Attersee.



***Groenlandia densa* (Dichtes Fischkraut)**

Das Dichte Fischkraut konnte in nur zwei Transekten und zwar jeweils nur als Einzelfund dokumentiert werden. Dabei handelt es sich um Transekt 18, das zwischen Alexenau und Seefeld liegt, und um Transekt 49 nördlich von Unterach (Abb. 27). Die als gefährdet eingestufte Art besiedelt im Attersee bevorzugt das Flachwasser bis 2 m Tiefe, ist aber auch noch in 4 m Tiefe anzutreffen.

Bei *Groenlandia densa* handelt es sich eigentlich um eine typische Fließgewässerart. Größere Vorkommen in Seen sind selten, aber z.B. aus dem Kochelsee in Bayern (dort in der durchströmten Bucht vor dem Seeabfluss) dokumentiert (HARLACHER & PALL, 1994).

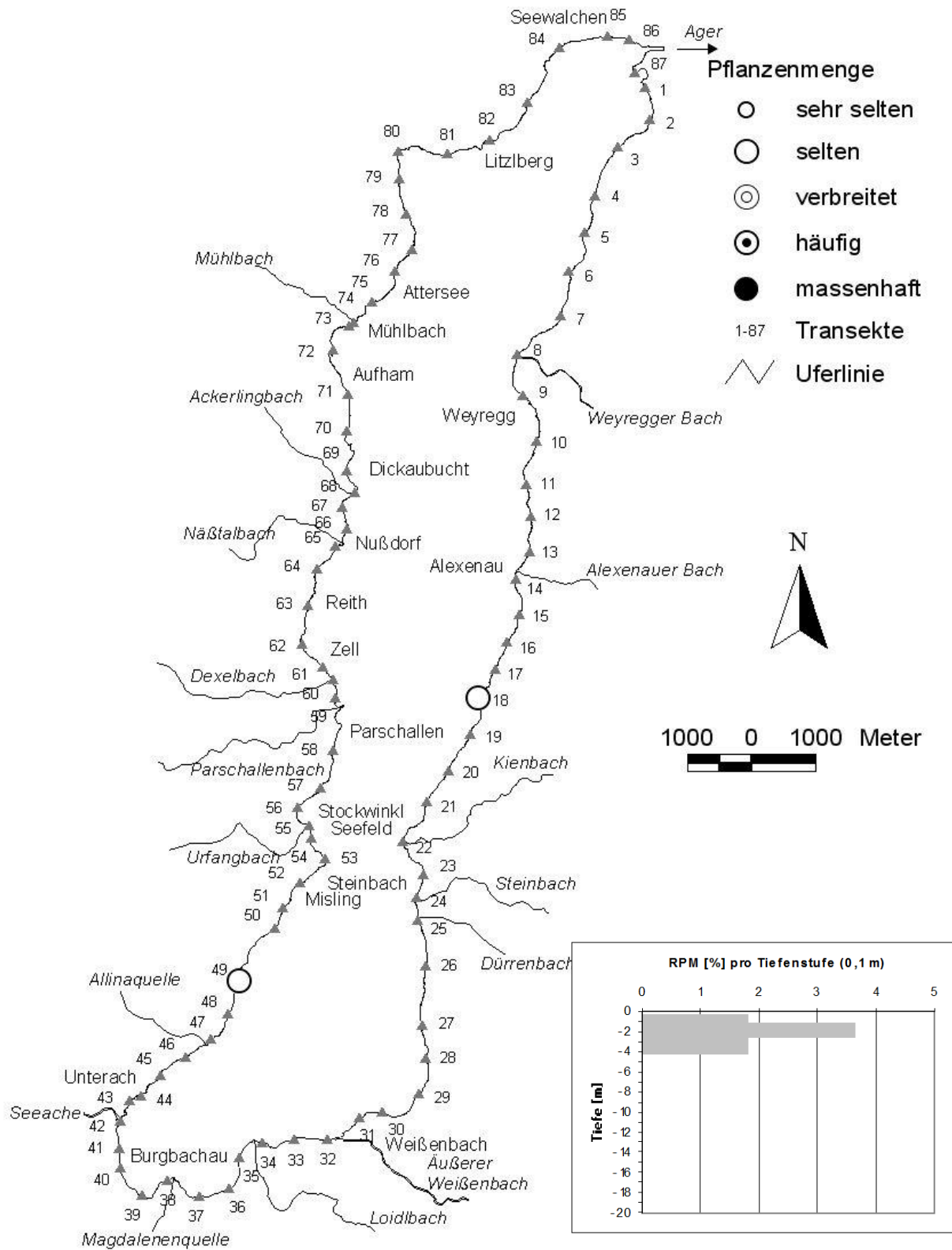


Abb. 27: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Groenlandia densa* im Attersee.



***Myriophyllum spicatum* (Ähren-Tausendblatt)**

MELZER et al. (1986) stufen das Ähren-Tausendblatt als mesotrophent ein. Die Art hat dennoch nach eigenen Erfahrungen bezüglich ihrer Nährstoffansprüche eine relativ weite ökologische Amplitude. Dies mag auch der Grund sein, dass sie am Attersee in fast allen Untersuchungstransekten vorgefunden werden konnte.

Das Ähren-Tausendblatt ist nach *Potamogeton pectinatus* der zweithäufigste Vertreter der submersen Höheren Pflanzen im Attersee. Innerhalb dieser Pflanzengruppe trägt die Art 16 % zur Gesamtpflanzenmenge bei, bezogen auf die gesamte aquatische Vegetation sind es aber nur 3 %. Die Art ist rund um den See vertreten, sie fehlt nur in 15 der 87 Transekte. An 42 der 72 Standorte gab es nur Einzelnachweise. Größere Vorkommen mit mäßig dichten bis dichten Beständen fanden sich in der Mühlleitner Bucht (Transekte 37-45), auf Höhe von Stockwinkl (Transekte 54-57), bei Buchberg (Transekte 79-81), beim Seeausrinn (Transekte 83-87 und 1) sowie in der Umgebung des Mündungsbereichs des Alexenauer Bachs (Transekt 12 bis 16) (Abb. 28).

Myriophyllum spicatum besiedelt im Attersee bevorzugt den Tiefenbereich zwischen 2 und 8 m. Die Verbreitungsamplitude der Art reicht aber vom Flachwasser bis in eine Tiefe von 11 m (Abb. 28).

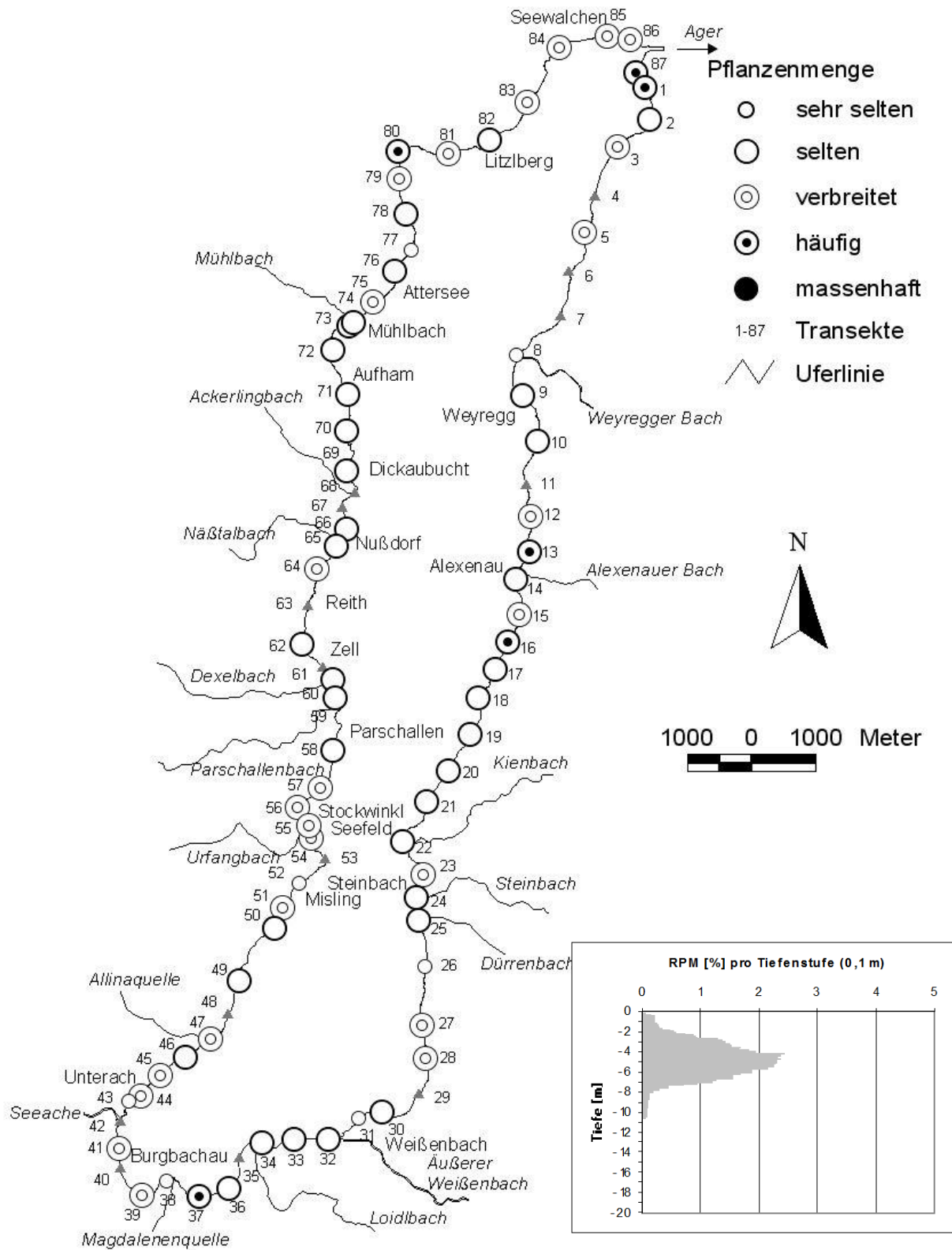


Abb. 28: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Myriophyllum spicatum* im Attersee.



***Najas intermedia* (Mittleres Nixenkraut)**

Das Mittlere Nixenkraut wächst bevorzugt in kalk-mesotrophen Binnenseen und ist insbesondere in Characeen-reichen Klarwasserseen häufig anzutreffen (CASPER & KRAUSCH, 1980; DOLL, 1992). So gehört es in Österreich zum typischen Inventar der Vorlandseen und der Seen der Inneralpinen Becken. Die Art ist etwas wärmeliebend (DOLL & PANKOW, 1989).

Im nährstoffarmen Attersee zählt *Najas intermedia* zu den seltensten Pflanzen. Das Mittlere Nixenkraut wurde nur an einer einzigen Stelle im Bereich der Ortschaft Weißenbach (Transekt 30) nachgewiesen. Der mäßig dichte Bestand wurde ca. zwischen 2 und 6 m Wassertiefe vorgefunden (Abb. 29).

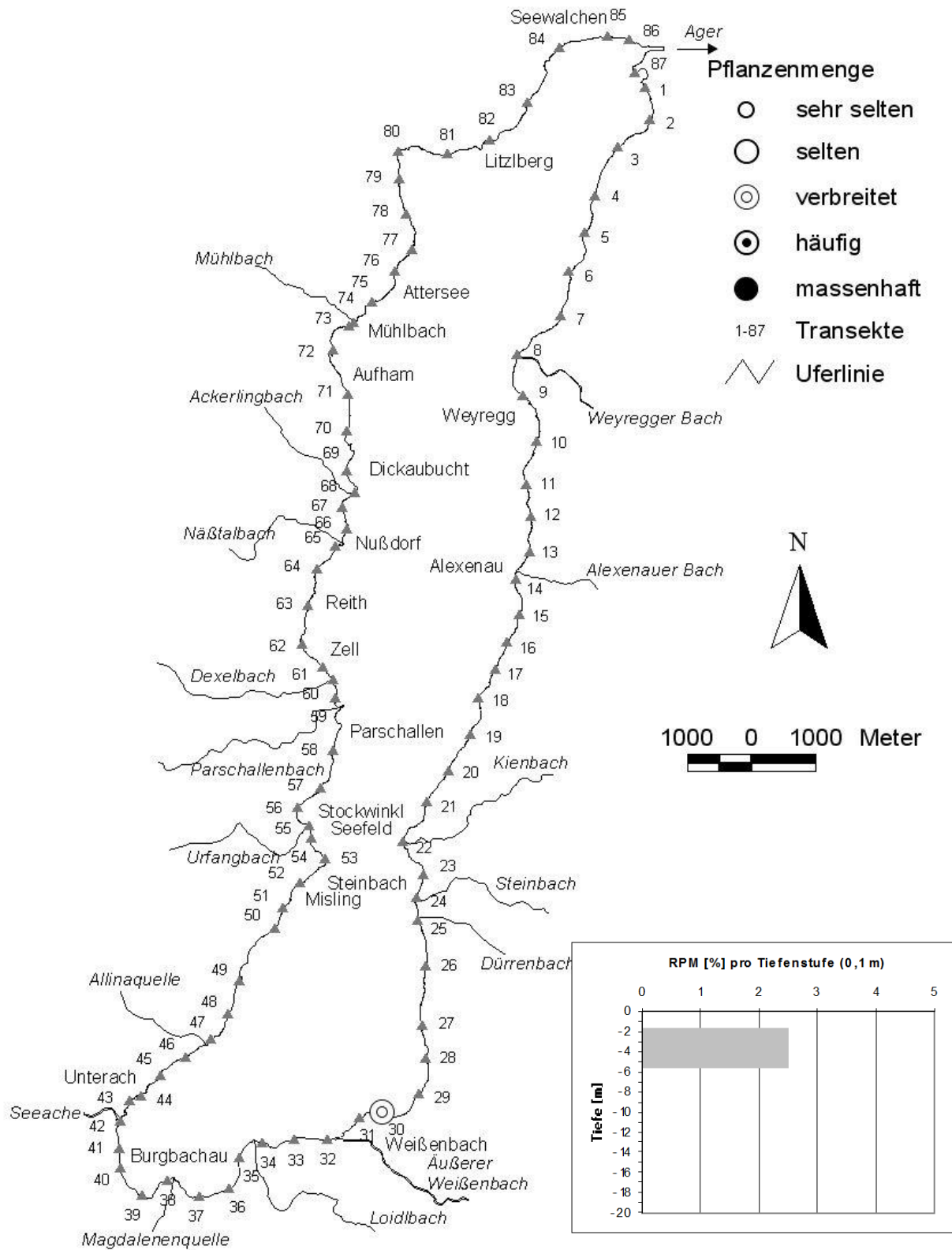


Abb. 29: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Najas intermedia* im Attersee.



***Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut)**

Potamogeton crispus zählt zu den Makrophyten mit sehr hohen Nährstoffansprüchen (HESS et al., 1967; HUTCHINSON, 1975; HELLQUIST, 1980) und gilt daher als zuverlässige Indikatorpflanze für belastete Gewässerabschnitte (KÖHLER et al., 1974; PALL & HARLACHER, 1992; PALL, 1996).

Im Attersee konnte das Krause Laichkraut nur in drei Untersuchungsabschnitten in geringen Häufigkeiten nachgewiesen werden. Bezeichnenderweise ist der Zuflussbereich der Seeache (Transekt 42) darunter. Die beiden anderen Fundorte liegen südlich von Misling (Transekt 51) und zwischen der Kienbach- und der Steinbachmündung (Transekt 23). Die Pflanze wächst im Attersee im mittleren Tiefenbereich zwischen 2 und 7 m (Abb. 30).

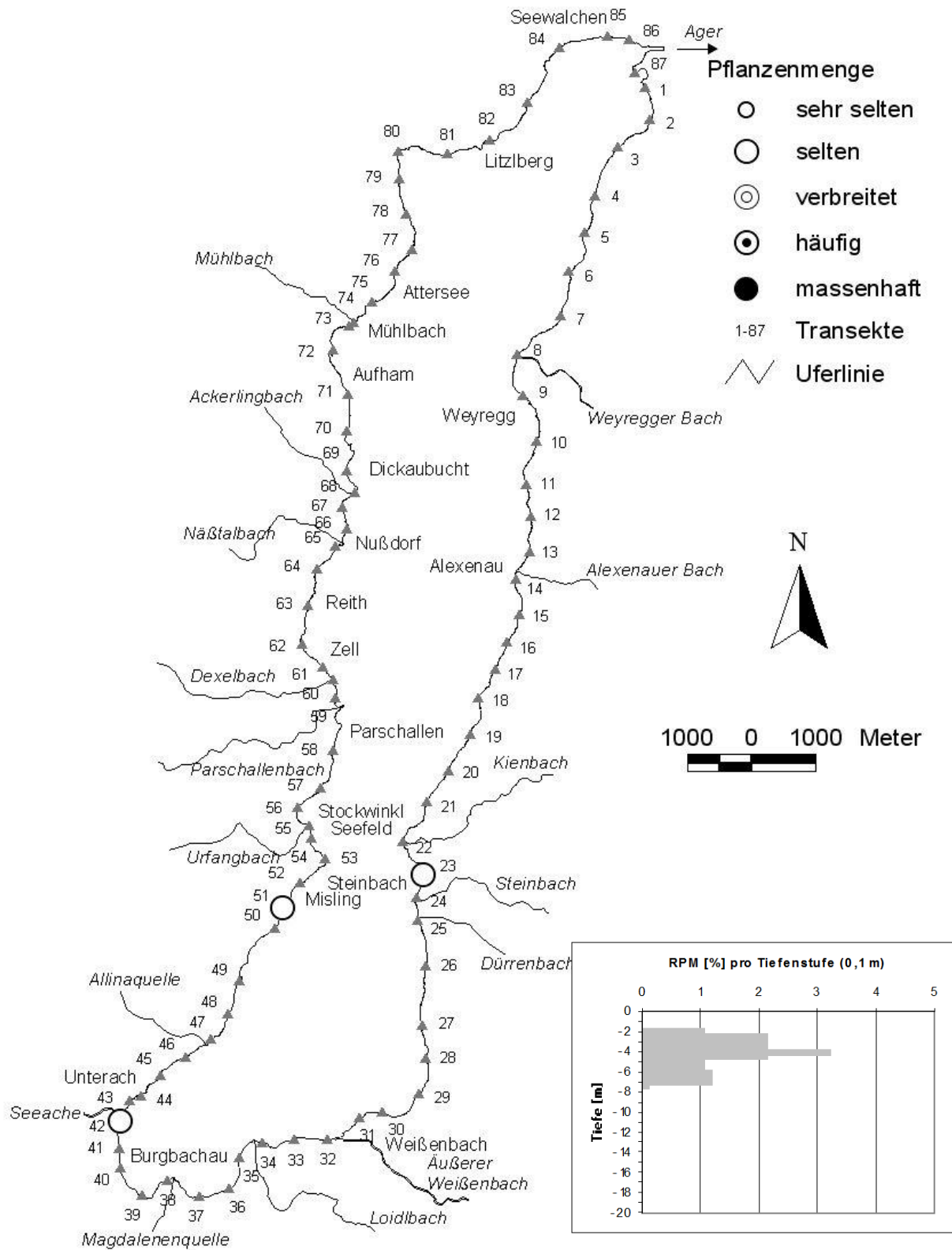


Abb. 30: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Potamogeton crispus* im Attersee.

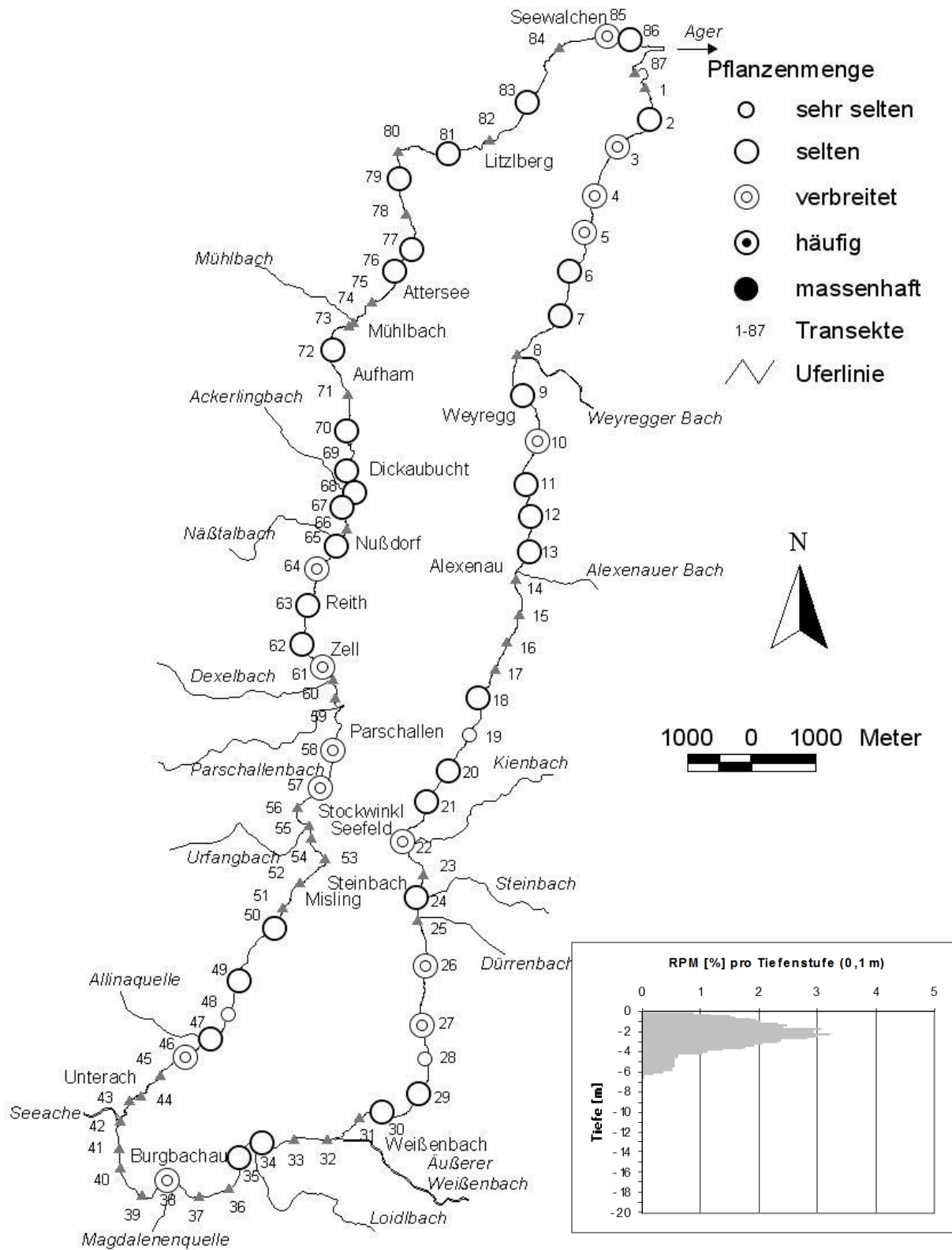


***Potamogeton filiformis* (Faden-Laichkraut)**

In den Roten Listen für Österreich (NIKL FELD, 1999) wird das Faden-Laichkraut als „stark gefährdet“ geführt. *Potamogeton filiformis* ist eine oligotrophente Laichkrautart (KRAUSE, 1969; HUTCHINSON, 1975; CASPER & KRAUSCH, 1980; PALL & HARLACHER, 1992) und findet demzufolge im Attersee gute Lebensbedingungen vor.

Potamogeton filiformis war im Attersee in 49 der 87 Transekte zu finden, die relativ gleichmäßig um den See verteilt sind (Abb. 31). Die Vorkommen wurden fast durchwegs mit „selten“ oder „verbreitet“ bewertet. Bestandeslücken gibt es großräumig im Einflussbereich der Seeache (Transekte 39-45) sowie insbesondere in den Zuflussbereichen jener Bäche, bei denen auch vom Verbreitungsbild anderer Arten auf einen Nährstoffeintrag geschlossen werden kann (z.B. Weyregger Bach [Transekt 8], Äußerer Weißenbach [Transekt 32], Urfangbach [Transekt 55], Dixelbach [Transekt 60], Näßtalbach [Transekt 66], Mühlbach [Transekt 74]).

Typischerweise besiedelt das Faden-Laichkraut gemeinsam mit *Chara aspera* den Flachwasserbereich oligotropher Stillgewässer. Im Attersee liegt der Tiefenverbreitungsschwerpunkt zwischen 1 und 4 m, Einzelexemplare der Art konnten noch bis in eine Tiefe von 6 m gefunden werden (Abb. 31).





***Potamogeton friesii* (Stachelspitziges Laichkraut)**

Auch das Stachelspitzige Laichkraut wird in den Roten Listen für Österreich (NIKLFELD, 1999) als „stark gefährdet“ eingestuft. Diese Art hat sich aber im Gegensatz zum Faden-Laichkraut bei Kartierungen am Chiemsee und im sog. Fünfseenland in Bayern (Starnberger-, Ammer-, Wörth-, Pilsen- und Weißlinger See) als zuverlässiger Belastungszeiger erwiesen (MELZER et al., 1986, 1988).

Im Attersee ist die Art erwartungsgemäß sehr selten. Sie wurde nur an insgesamt 7 Standorten registriert, in 4 davon (Transekte 21, 23, 32 [Äußerer Weißenbach!] und 61) gab es nur Einzelfunde. Etwas häufiger ist die Art im Mündungsbereich der Seeache (Transekte 42 und 43), wo sie verbreitet vorkommt, und im Mündungsbereich des Dixelbachs (Transekt 60), in dem dichte Bestände auftreten (Abb. 32).

Potamogeton friesii besiedelt im Attersee den Tiefenbereich zwischen 2 und 6 m (Abb. 32).

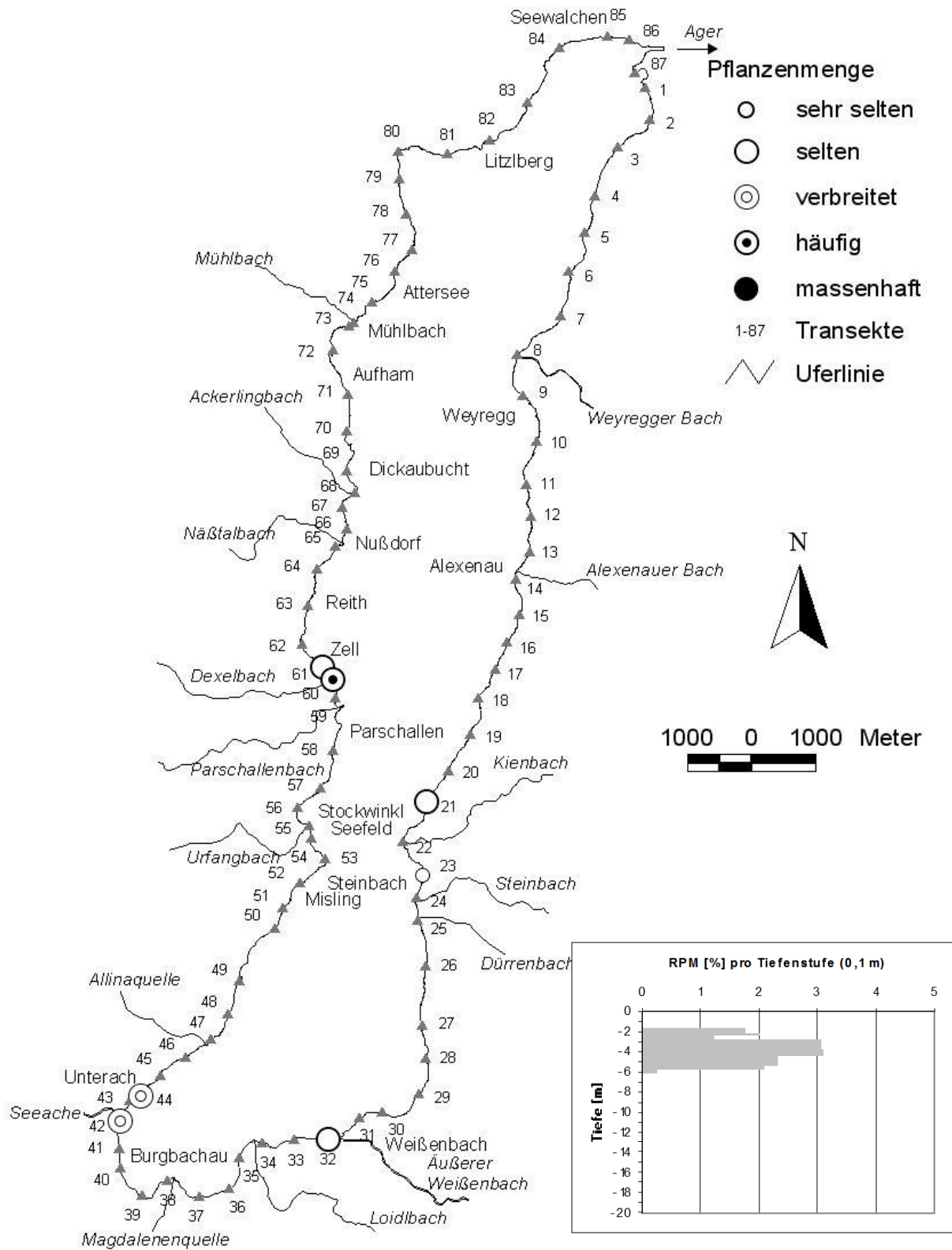


Abb. 32: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Potamogeton friesii* im Attersee.



***Potamogeton lucens* (Glanz-Laichkraut)**

Über die Standortansprüche von *Potamogeton lucens* wird in der Literatur wenig und z.T. widersprüchliches berichtet. Hervorgehoben wird meist die Vorliebe dieser Laichkrautart für eher nährstoffreiche Gewässer (vgl. z.B. HESS et al., 1967; LACHAVANNE & WATTENHOFER, 1975; MELZER et al., 1986; WILMANN, 1973). Nach eigenen Erfahrungen kann die Art durchaus auch in den meso- und oligotrophen Bereich vordringen. Wichtig am Standort ist dann lediglich tiefgründiges und weiches Sediment.

Die als gefährdet eingestufte Art zählt im Attersee zu den selteneren Pflanzen. Das Glanz-Laichkraut wurde in nur 17 Transekten gefunden, in 9 davon nur „selten“. Gute Wachstumsbedingungen für die Art finden sich offensichtlich bei Unterach im Einflussbereich der Seeache (Transekte 43 und 45), auf Höhe von Misling (Transekt 51), im Mündungsbereich des Dixelbachs (Transekt 60) sowie auf Höhe von Aufham (Transekt 72) und Buchberg (Transekt 80) (Abb. 33).

Das Glanz-Laichkraut wächst vom Flachwasser bis in eine Tiefe von 8 m. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt zwischen 2 und 5 m (Abb. 33).

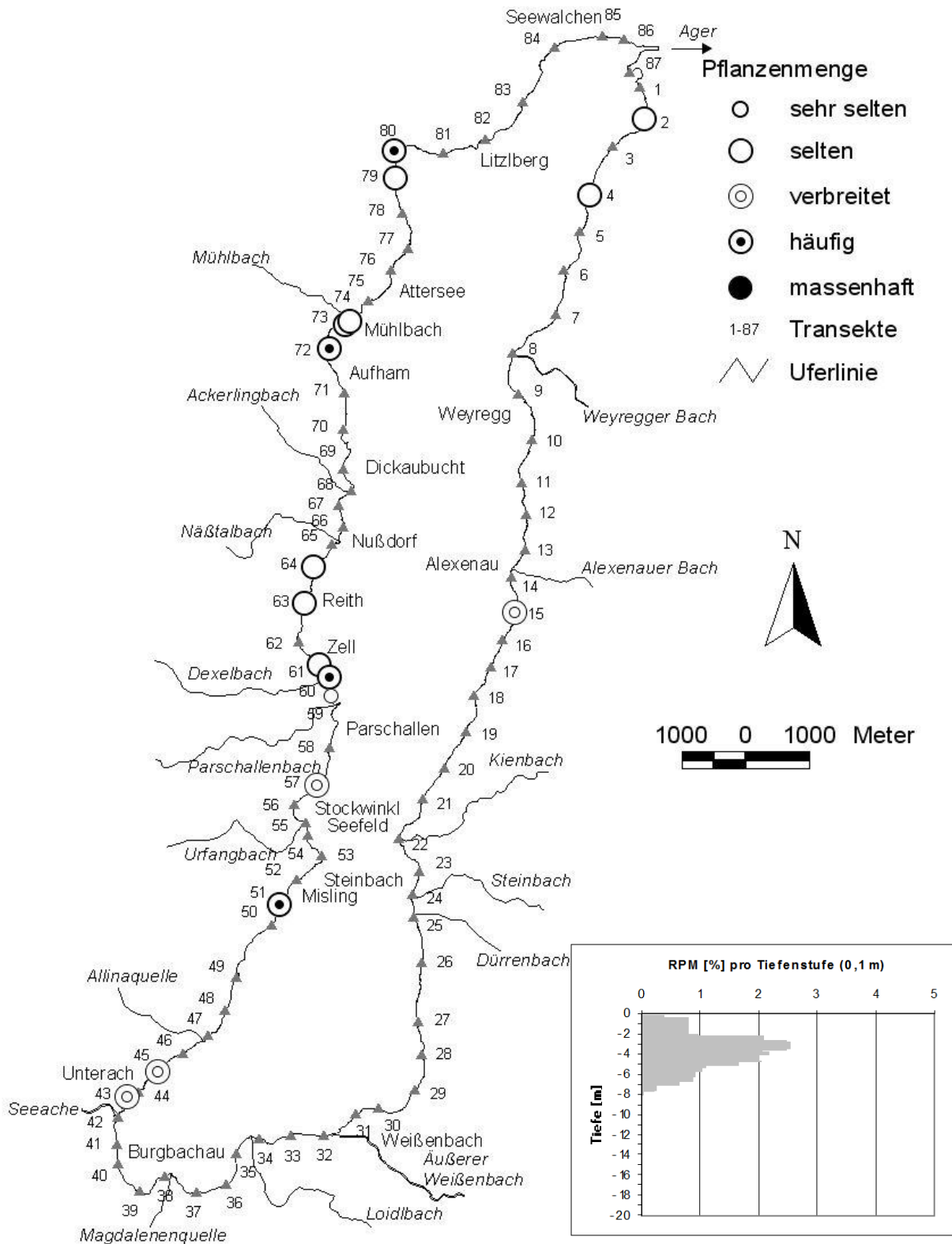


Abb. 33: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Potamogeton lucens* im Attersee.



***Potamogeton pectinatus* (Kamm-Laichkraut)**

Potamogeton pectinatus besitzt eine weite ökologische Amplitude. Die herausragende Eigenschaft der Art ist jedoch, dass sie sich hervorragend an Nährstoffbelastungen adaptieren kann (A. KRAUSE 1972, W. KRAUSE 1971). Das Kamm-Laichkraut ist daher bevorzugt an eutrophierten Standorten zu finden und gilt als Nährstoffzeiger.

Vor diesem Hintergrund ist das durchaus verbreitete Vorkommen der Art im Attersee eigentlich nicht zu erwarten. *Potamogeton pectinatus* dominiert hier die Gruppe der Höheren submersen Pflanzen. Die Art trägt allein 30 % zur Gesamtpflanzenmenge dieser Pflanzengruppe bei. Das Kamm-Laichkraut fehlt in nur einem einzigen Untersuchungsabschnitt (Transekt 78). Bezüglich des gesamten Arteninventars des Attersees nimmt sie Platz 8 ein und trägt 5 % zur Gesamtpflanzenmenge bei.

Das unerwartet starke Auftreten der Art im Attersee war schon bei der Kartierung im Jahr 1994 aufgefallen und wurde mit der Fähigkeit der Art, im Sediment deponierte Nährstoffe zu nutzen, erklärt (PALL, 1996). Dass *Potamogeton pectinatus* den zum Wachstum benötigten Phosphor im Gegensatz zu vielen anderen Makrophytenarten fast ausschließlich über die Wurzeln aus dem Sediment aufnimmt, ist bekannt (vgl. z.B. VERMAAK et al., 1982, 1983; HUEBERT & GORHAM, 1983; FILBNIN & BARKO, 1985; VAN WIJK, 1989) und es ist davon auszugehen, dass während der Phase mit höherem Trophieniveau des Attersees nicht unerhebliche Nährstoffvorräte im Sediment abgelagert worden sind. Diese werden jedoch offensichtlich allmählich aufgebraucht. Verglichen mit den Gegebenheiten im Jahr 1994 (PALL, 1996) hat die mengenmäßige Bedeutung von *Potamogeton pectinatus* im Attersee merklich abgenommen (vgl. Kapitel 5). D

Generell ist die Art am Ost- und Südufer weniger häufig als am West- und Nordufer des Sees. Während sie im erstgenannten Bereich überwiegend „selten“ vorkommt, wurden die Vorkommen der Art im letztgenannten Bereich überwiegend mit „verbreitet“ bewertet. Noch größere Häufigkeiten erreicht das Kamm-Laichkraut bei Unterach (Transekt 44), Stockwinkl (Transekte 54-56), im Mündungsbereich des Mühlbachs (Transekt 73), bei Buchberg (Transekt 80) und bei Litzlberg (Transekt 82). Die Hauptvorkommen des Kamm-Laichkrautes befinden sich in der Seewalcher/Schörflinger Bucht (Transekte 84, 87 und 1), wo flächendeckende, sehr dichte Bestände wachsen (Abb. 34).

Die Pflanze dringt vom Flachwasser bis zu einer Wassertiefe von 10 m vor. Bevorzugt wird die Zone zwischen 2 und 7 m (Abb. 34).

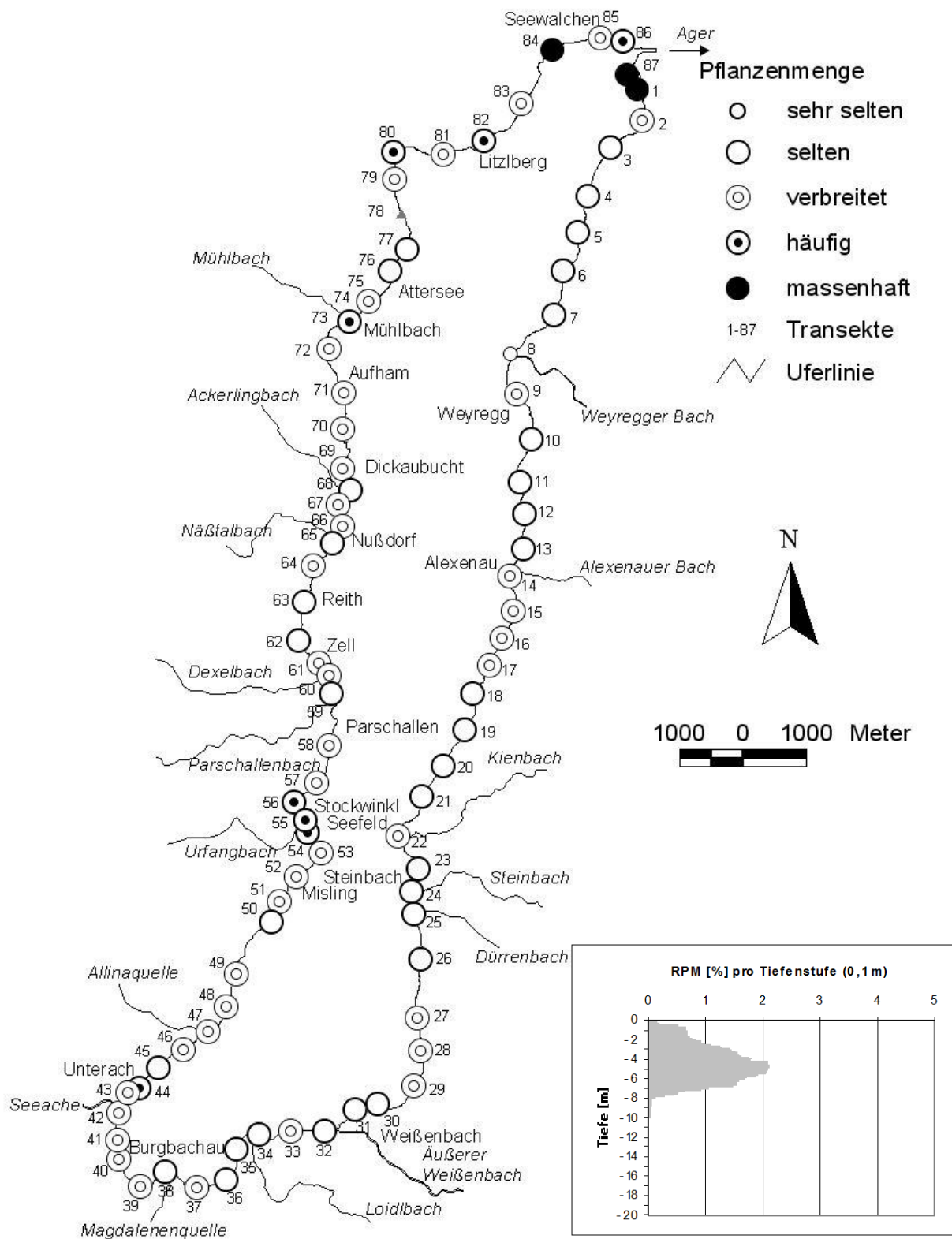


Abb. 34: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Potamogeton pectinatus* im Attersee.



***Potamogeton perfoliatus* (Durchwachsenes Laichkraut)**

Bezüglich seiner Nährstoffansprüche ist das Durchwachsene Laichkraut im mesotraphenten Bereich anzusiedeln. Die Art ist in den Roten Listen für Österreich (NIKLFELD, 1999) als „gefährdet“ eingestuft. *Potamogeton perfoliatus* ist die dritthäufigste Art der submersen Spermatophyta, bezüglich des gesamten Arteninventars des Attersees nimmt sie nur Platz 12 ein und trägt 2 % zur Gesamtpflanzenmenge bei.

Im Attersee fehlt *Potamogeton perfoliatus* in 29 Transekten ganz, in weiteren 30 wurden die Vorkommen lediglich mit „selten“ bewertet. In den übrigen Transekten wurde das Durchwachsene Laichkraut „verbreitet bis häufig“ vorgefunden. Gute Wachstumsbedingungen für die Pflanze finden sich dabei offensichtlich in den Transekten 15 und 16 südlich von Alexenau, im Mündungsbereich des Weißenbachs (Transekt 32), südlich der Mündung der Seeache (Transekte 40 und 41), auf Höhe von Misling (Transekt 51) und bei Buchberg (Transekt 80), wo die Art sogar „massenhaft“ auftritt (Abb. 35). Die genannten Standorte zählen alle zu den nährstoffreicheren des Attersees.

Die Tiefenausbreitung reicht vom Flachwasser bis 10 m Wassertiefe. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt zwischen 2 und 8 m, wo die Art als typischer Bestandsbildner des Laichkrautgürtels auch ihre größten Wuchshöhen erreicht (Abb. 35).

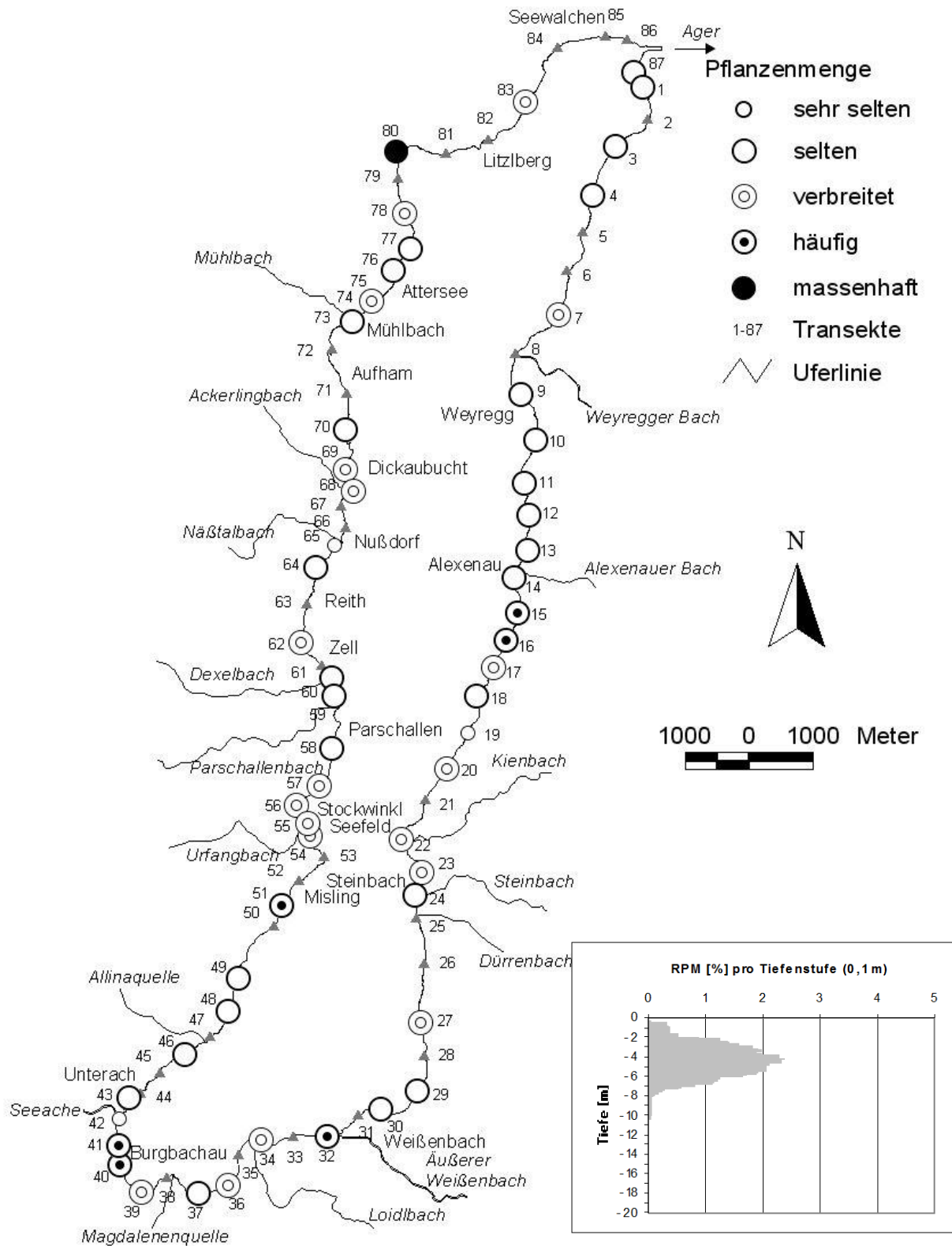


Abb. 35: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Potamogeton perfoliatus* im Attersee.



***Potamogeton pusillus* (Zwerg-Laichkraut)**

Potamogeton pusillus liegt in der Mengenrangskala aller Makrophyten des Attersees direkt hinter *Potamogeton perfoliatus* auf Platz 13 und trägt mit knapp 2 % geringfügig weniger zur Gesamtpflanzenmenge bei als das Durchwachsene Laichkraut.

Die ebenfalls als „gefährdet“ eingestufte Art *Potamogeton pusillus* kommt sowohl in nährstoffarmen wie auch in mäßig nährstoffreichen bis nährstoffreichen Gewässern vor. Aussagen zum Belastungsgrad bestimmter Uferbereiche lassen sich daher aus dem Verbreitungsbild der Art nicht ableiten.

Interessanter Weise ist das Zwerg-Laichkraut fast ausschließlich in der Südhälfte des Attersees anzutreffen. Von einem Einzelfund bei Aufham (Transekt 72) abgesehen, beschränken sich die Vorkommen in der Nordhälfte des Sees auf den Bereich zwischen Attersee und Litzlberg (Transekte 78, 80-82), die Schörflinger Bucht (Transekte 2 und 3) und die Weyregger Bucht (Transekt 10). Beginnend mit Transekt 16 (südlich von Alexenau) erstrecken sich dann die Vorkommen des Zwerg-Laichkrauts in Form eines fast lückenlosen Bandes bis zum Transekt 54 an der Mündung des Urfangbachs. Etwas nördlich davon finden sich noch einmal Vorkommen bei Zell (Transekte 59-62) und bei Nußdorf (Transekte 66 und 67). „Häufig“ bis „massenhaft“ wurde *Potamogeton pusillus* im Südteil des Sees in den Transekten 16 und 17, (südlich von Alexenau), im Mündungsbereich der Seeache (Transekte 43 und 44), von Misling bis Stockwinkl (Transekte 50, 52 und 53) sowie im Zuflussbereich des Dixelbachs (Transekt 60) vorgefunden (Abb. 36).

Potamogeton pusillus wächst im Attersee vom Flachwasser bis in 8 m Tiefe. Bevorzugt wird der Bereich zwischen 2 und 6 m (Abb. 36).

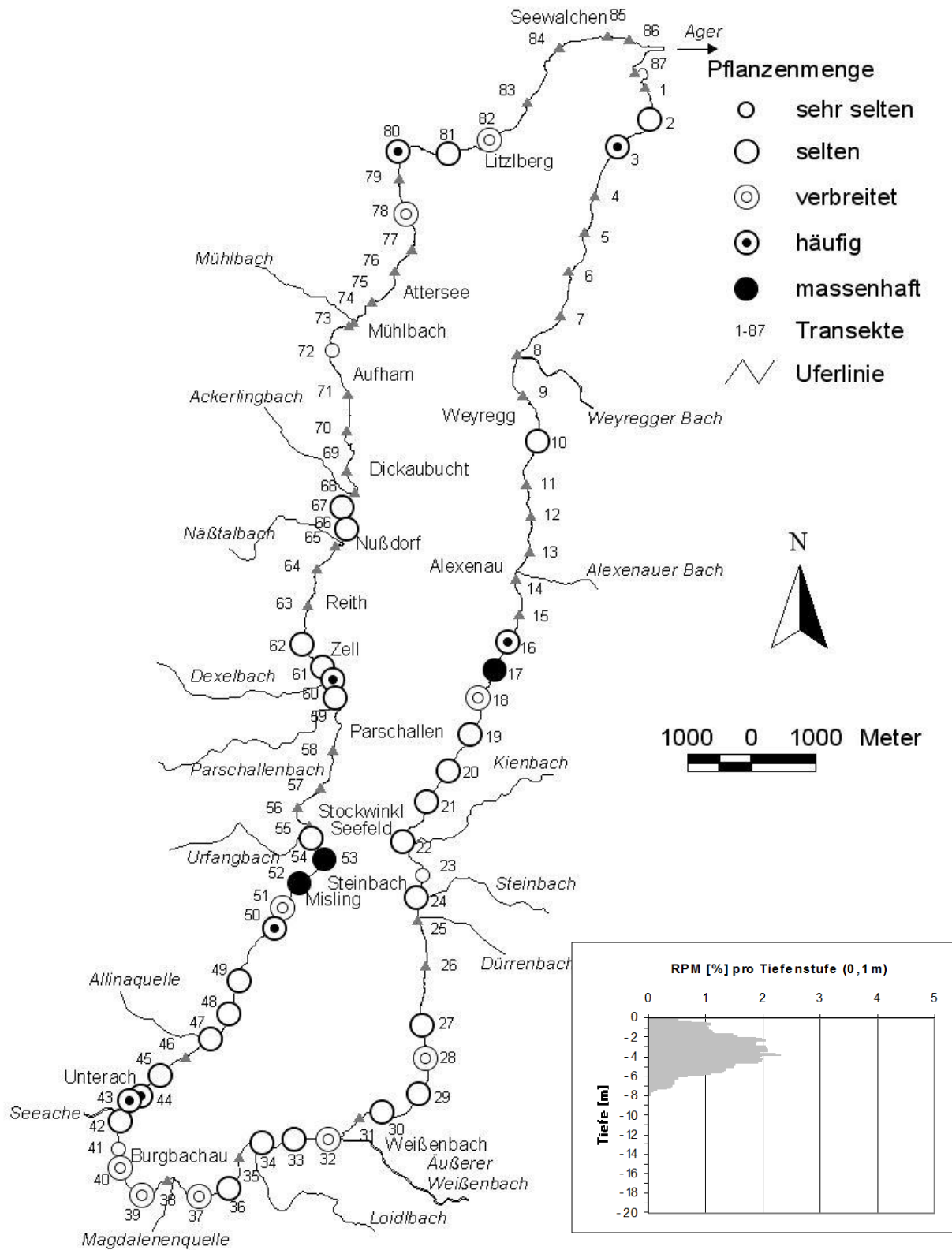


Abb. 36: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Potamogeton pusillus* im Attersee.



***Potamogeton x cooperi* (Cooper's Laichkraut)**

Bei *Potamogeton x cooperi* handelt es sich um eine Hybridform von *Potamogeton crispus* und *Potamogeton perfoliatus*. Die Art wird erst in neuerer Zeit häufiger in Österreich beobachtet (vgl. z.B. PALL et al., 2004c, 2005; PALL, 2009c, 2010). Die Standortansprüche sind kaum bekannt.

Potamogeton x cooperi ist eine der seltensten Arten des Attersees. Sie wurde in nur zwei Untersuchungsabschnitten am Ostufer (Transekte 6 und 23) in mäßig dichter Verbreitung zwischen 4 und 7 m Wassertiefe gefunden (Abb. 37). In Transekt 23 sind auch beide „Elternarten“ vertreten. Dieser Untersuchungsabschnitt ist einer der wenigen Standorte von *Potamogeton crispus* im Attersee.

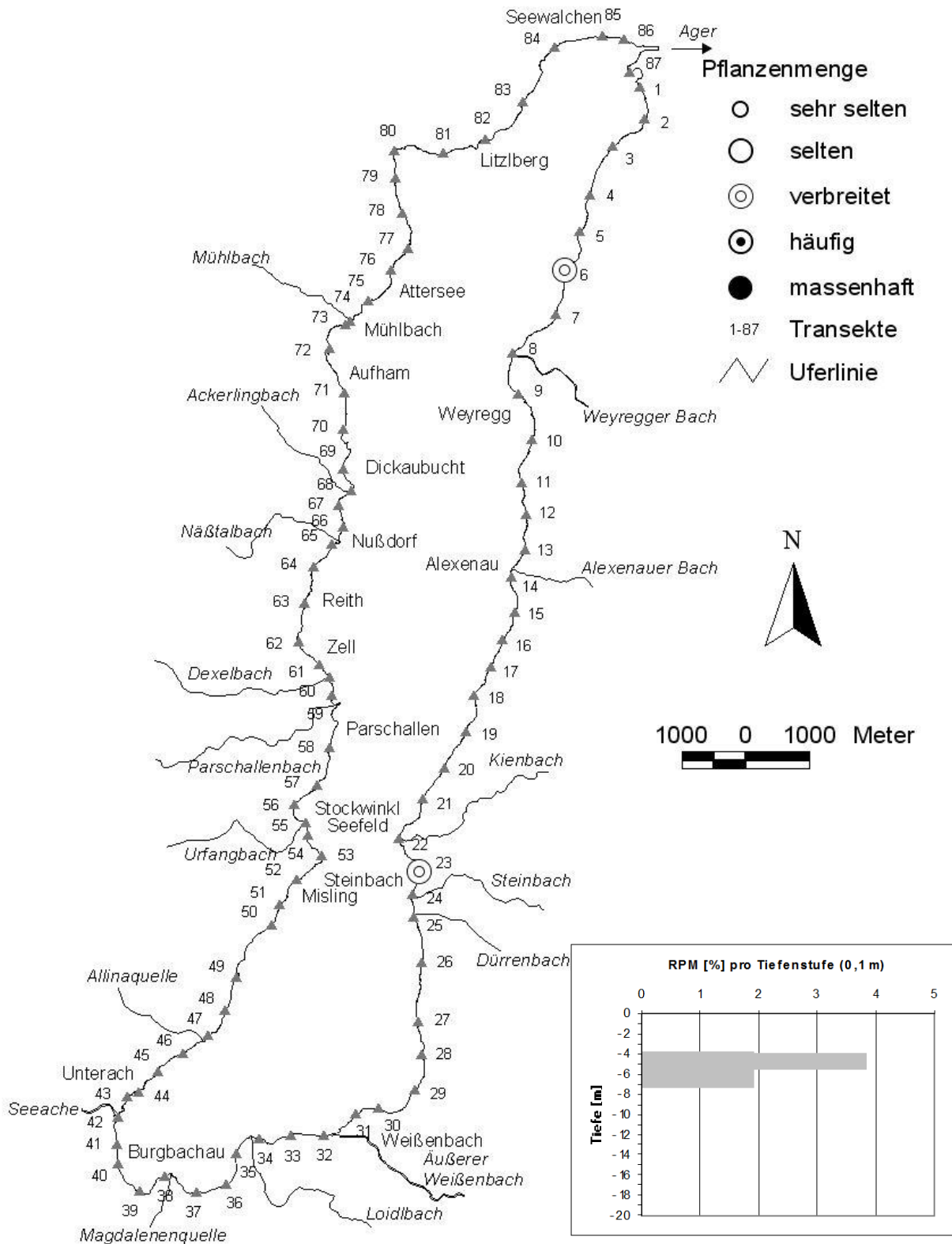


Abb. 37: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Potamogeton x cooperi* im Attersee.



***Potamogeton x nitens* (Schimmerndes Laichkraut)**

Auch *Potamogeton x nitens* gehört zu den seltensten Pflanzen des Attersees. Die Art kommt lediglich in 8 der 87 Transekte fast durchwegs nur in sehr geringen Häufigkeiten vor. Nur in Transekt 23, zwischen Kienbach- und Steinbachmündung am Ostufer, wurden die Vorkommen mit „verbreitet“ bewertet (Abb. 38).

Auch *Potamogeton x nitens* siedelt zwischen 2 und 11 m Wassertiefe, der Verbreitungsschwerpunkt liegt zwischen 4 und 7 m (Abb. 38).

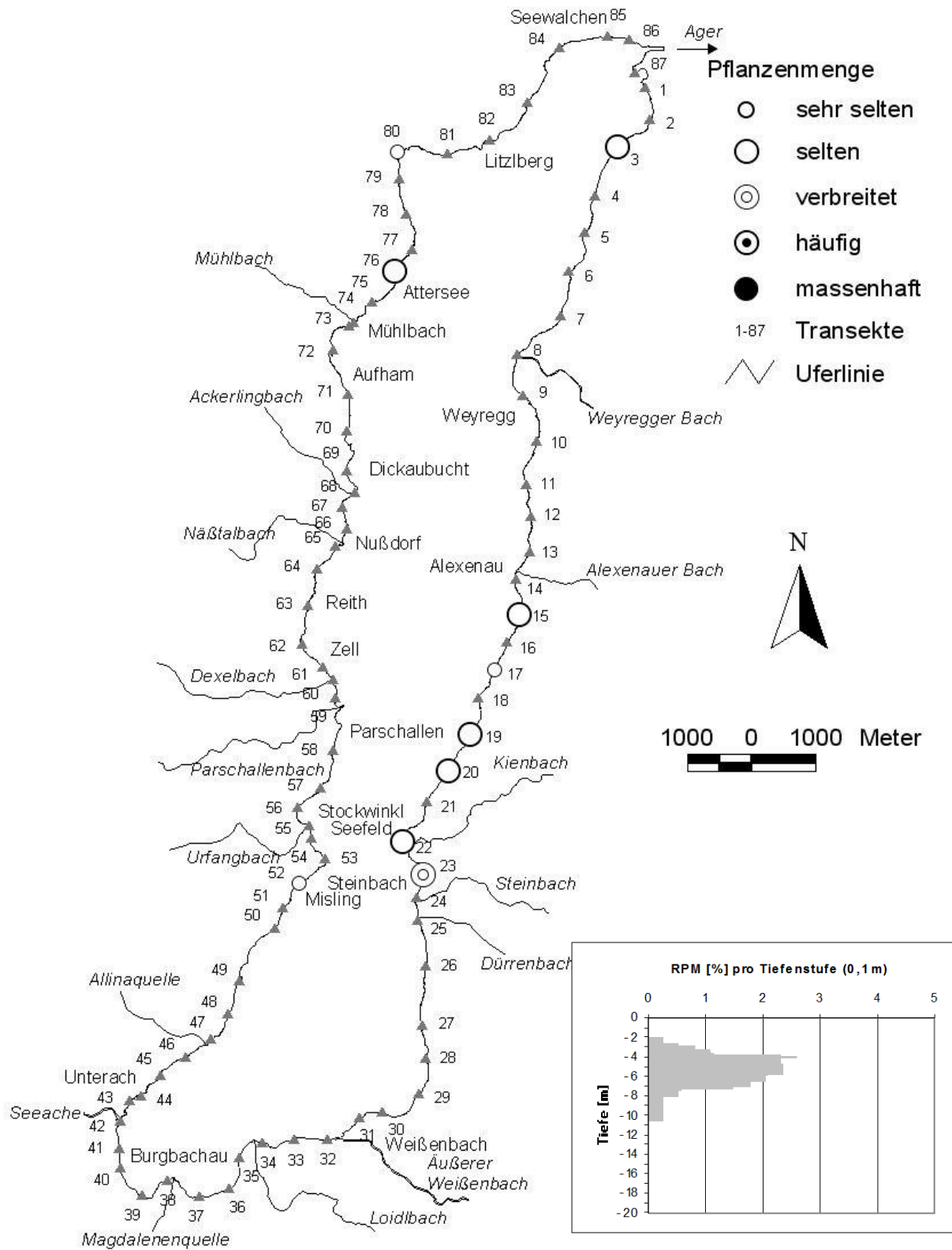


Abb. 38: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Potamogeton x nitens* im Attersee.



***Ranunculus circinatus* (Spreizender Wasserhahnenfuß)**

Bereits frühe Untersuchungen stellen den Spreizenden Hahnenfuß in die Reihe der charakteristischen Hartwasserpflanzen, deren Verbreitung sich auf Gewässer mit pH-Werten zwischen 7 und 9 beschränkt (IVERSEN, 1929). Daneben wird die Verbreitung der Art durch ein hohes Nährstoffangebot gefördert (MELZER et al, 1986, 1988). In nährstoffärmeren Seen gilt *Ranunculus circinatus* daher als zuverlässige Zeigerpflanze für lokale Nährstoffbelastungen.

Im Attersee wurde die Rote Liste-Art nur an drei Stellen nachgewiesen: „häufig“ im direkten Mündungsbereich der Seeache (Transekt 42) und jeweils „selten“ in den Transekten 45 (Einflussbereich der Seeache) und 86 (direkt neben dem Seeausrinn) (Abb. 39).

Der Spreizende Hahnenfuß bevorzugt im Attersee den Tiefenbereich zwischen 2 und 4 m, wurde aber auch im flacheren Wasser und bis zu einer Tiefe von 8 m gefunden (Abb. 39).

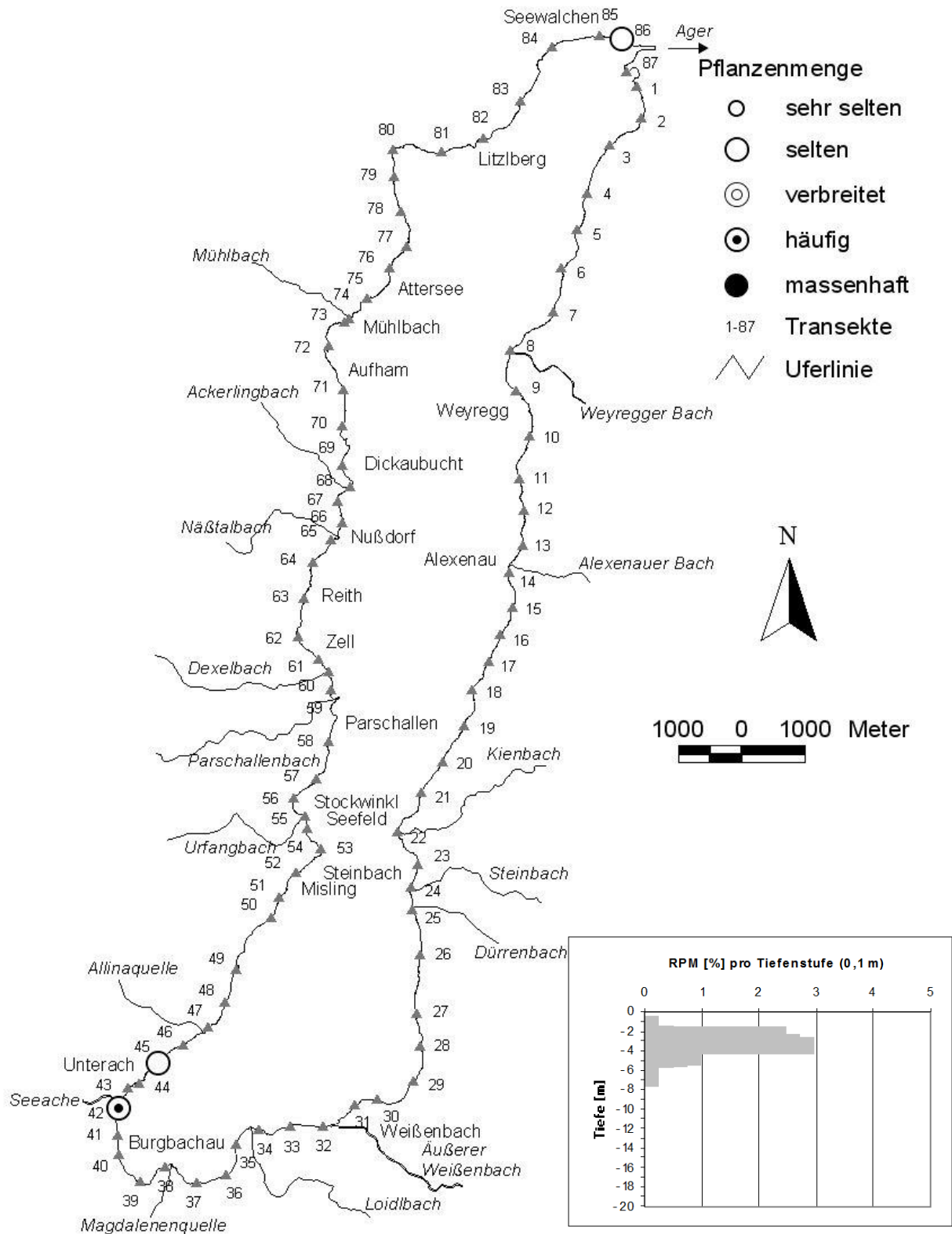


Abb. 39: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Ranunculus circinatus* im Attersee.



***Ranunculus trichophyllus* (Haarblatt-Wasserhahnenfuß)**

Der ebenfalls nährstoffliebende Haarblatt-Wasserhahnenfuß ist im Attersee insgesamt sehr selten und wurde in nur drei Untersuchungsabschnitten gefunden (Abb. 40). In Transekt 30 auf Höhe von Weißenbach, östlich des Freibads, wachsen mäßig dichte Bestände bevorzugt im Flachwasser bis 2 m Tiefe. In Transekt 40, in der Mühlleitner Bucht, kommen einzelne Exemplare bis in eine Tiefe von 4m vor. Im Bereich von Nußdorf (Transekt 66) fand sich die Art wiederum im Flachwasser bis etwa 3 m Tiefe.

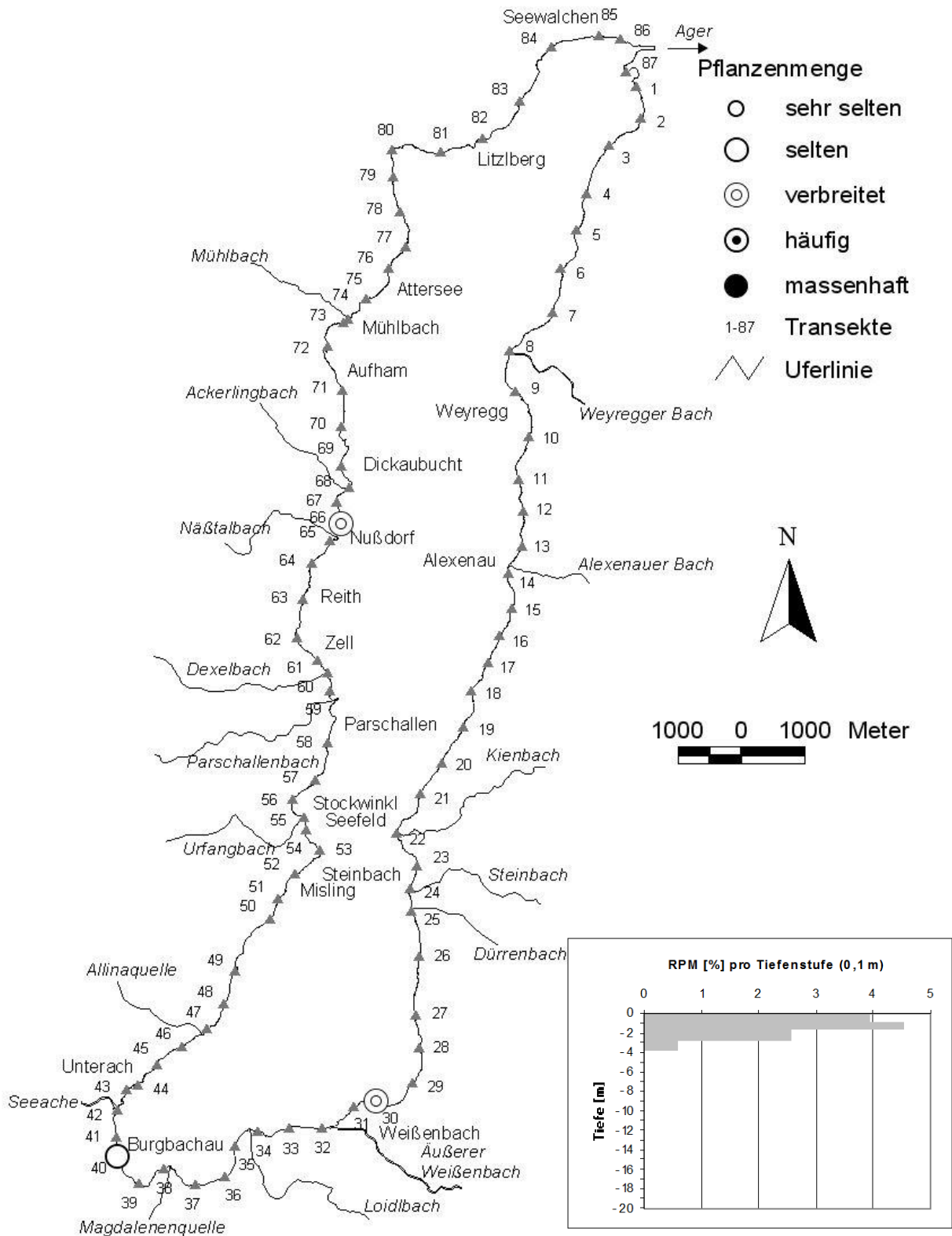


Abb. 40: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Ranunculus trichophyllus* im Attersee.



***Utricularia australis* (Großer Wasserschlauch)**

Utricularia australis zählt zu den sehr wenigen „fleischfressenden“ Wasserpflanzenarten. Die von der Pflanze ausgebildeten Fangblasen funktionieren nach dem Saugfallenprinzip. Innerhalb der Fangblase wird ein Unterdruck aufgebaut. Die Blase selbst ist durch einen mit Borsten versehenen Deckel verschlossen. Sobald nun ein Beutetier diese Borsten berührt, öffnet sich der Deckel und wird durch den Unterdruck in die Fangblase gesaugt. Die Nahrung wird sodann in der Fangblase verdaut. Als weitere Besonderheit bildet die Art weder Wurzeln noch Schlammprossen aus und zählt somit zu den Wasserschweben. Einen gewissen Halt findet sie dadurch, dass sie sich lose an anderen Pflanzen verhakt.

Am Attersee ist *Utricularia australis* gar nicht so selten anzutreffen. Der Große Wasserschlauch ist in der Gruppe der Höheren submersen Pflanzen die sechsthäufigste Art (RPM: ca. 7 %). Die Vorkommen konzentrieren sich auf das flachere Westufer, da die Art hier besseren Halt finden kann als am steilen, felsigen Ostufer. Ihre größten Vorkommen befinden sich im Bereich der Ortschaften Nußdorf, Aufham und Attersee (Transekte 66-76), wo die Rote-Liste-Art überwiegend „verbreitet“ bis „häufig“ vorkommt. Weitere Standorte mit „verbreitetem“ Vorkommen sind Transekt 43, direkt neben der Mündung der Seeache, Transekt 51 auf Höhe von Misling, Transekt 54 im Bereich von Stockwinkl, Transekt 58 bei Parschallen, Transekt 79 in der Buchberger Bucht und Transekt 83 nördlich von Litzlberg (Abb. 41).

Der Große Wasserschlauch besitzt eine hohe Nährstoffverträglichkeit (CASPER und KRAUSCH, 1981) und ist deshalb häufig vergesellschaftet mit *Potamogeton*- und *Elodea*-Arten sowie mit *Ranunculus circinatus*.

Utricularia australis steigt vom Flachwasser bis in eine Tiefe von 1 m in den See hinab. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt zwischen 3 und 7 m (Abb. 41).

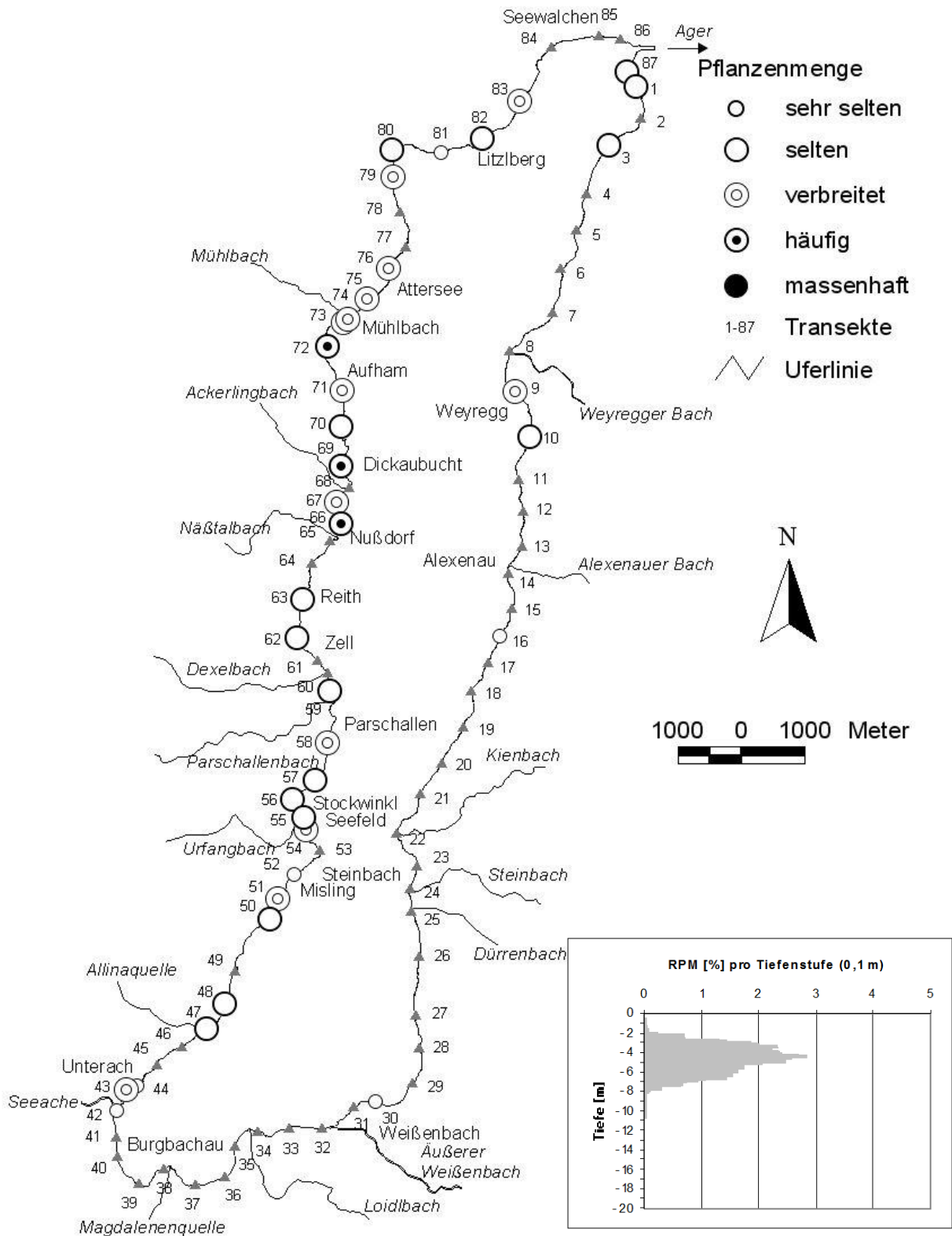


Abb. 41: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Utricularia australis* im Attersee.



***Zannichellia palustris* (Teichfaden)**

Der Sumpf-Teichfaden wird als sehr guter Indikator einer starken Nährstoffbelastung eingestuft (LANG 1973). Typische Standorte sind extrem nährstoffreiche Flachwasserzonen.

Obwohl der Teichfaden nur in wenigen Untersuchungsabschnitten im Attersee zu finden ist, kennzeichnen diese in gerade zu klassischer Weise Stellen einer punktuellen Nährstoffbelastung (Abb. 42). Die Transekte 42 (Einmündung der Seeache) und 80 (Buchberger Bucht) weisen dichte Bestände von *Zannichellia palustris* auf. Das Arteninventar der Transekte umfasst eine ganze Reihe weiterer nährstoffanzeigender Makrophyten wie z.B. *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton friesii* und *Ranunculus circinatus*.

In den Transekten 17, 19, 30, 32, 54 und wurden die Vorkommen des Teichfadens nur mit – „selten“ bewertet. Trotzdem markieren die Standorte des Teichfadens auch hier eine punktuelle Nährstoffbelastung. Beispielsweise setzt sich die Vegetation in Transekt 32 (Mündung des äußeren Weißenbachs) überwiegend aus dichten *Elodea canadensis*- und *Potamogeton perfoliatus*-Beständen zusammen. Hier findet man auch *Potamogeton friesii*. Characeen sind selten oder fehlen ganz.

Als typische Flachwasserpflanze besiedelt *Zannichellia palustris* die Zone zwischen 0,1 und 3,5 m. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt zwischen 0,1 und 2 m (Abb. 42).

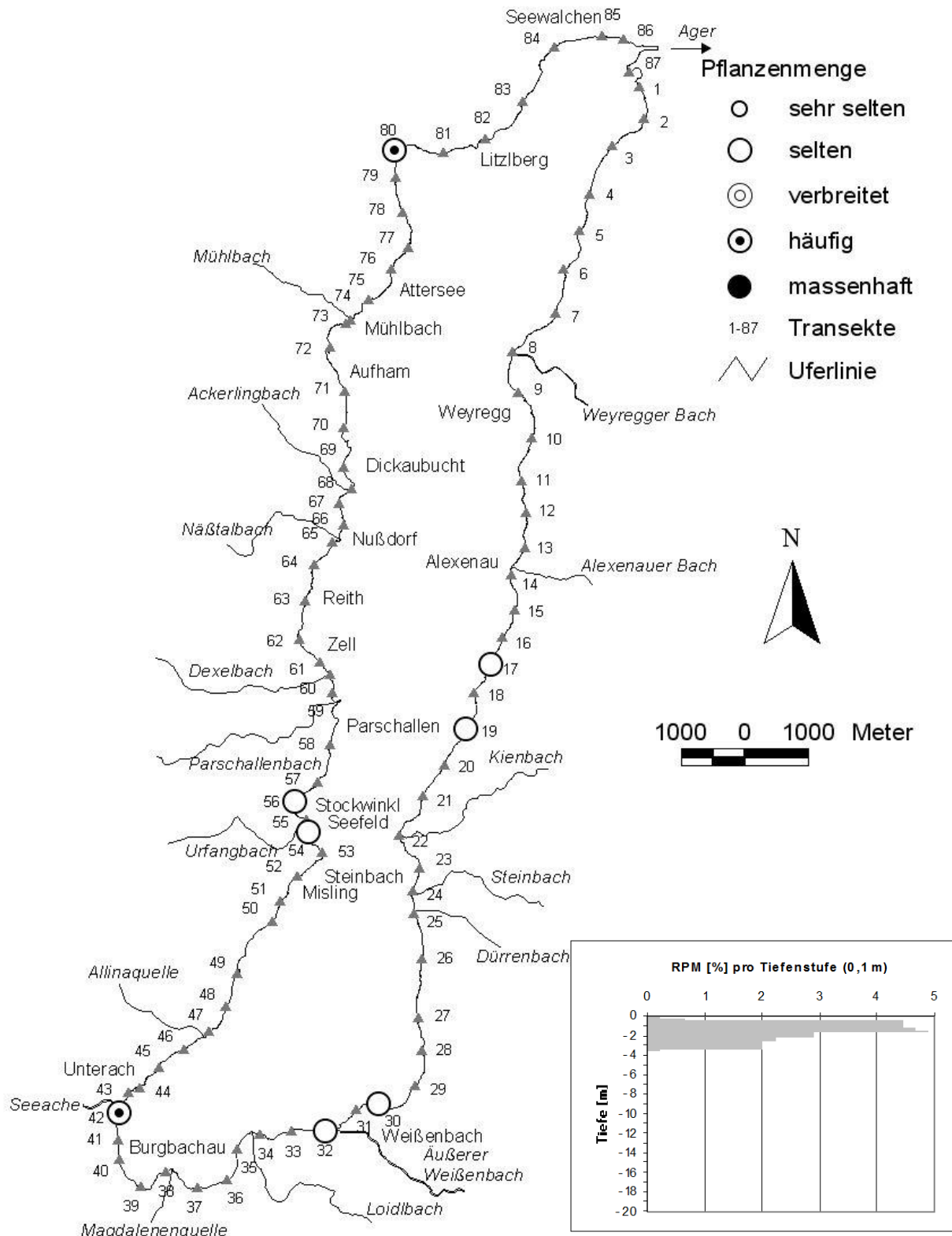


Abb. 42: Vorkommen und Tiefenverbreitung von *Zannichellia palustris* im Attersee.



4.3.2 SCHWIMMBLATTVEGETATION

Schwimmblattpflanzen sind generell empfindlich gegenüber Wind und Wellenschlag und finden sich daher in großen Seen ausschließlich in geschützten Buchten.

Die Schwimmbblattvegetation des Attersees ist nur marginal ausgebildet. Sie trägt lediglich 0,01 % zu der Gesamtpflanzenmenge der aquatischen Vegetation bei. Von den zwei vorkommenden Arten dominiert *Nymphaea alba* (Große Seerose) mit einem Anteil von 70 % an der Pflanzenmenge dieser Vegetationseinheit vor *Nuphar lutea* (Gelbe Teichrose). Beide Rote-Liste-Arten gehören zu den seltensten Pflanzen des Attersees.

Die Lage der Schwimmbblatt-Bestände im Attersee wurde vom Boot aus mittels dGPS eingemessen. Für diesen Vegetationstypus liegt deshalb eine die gesamte Uferlinie des Sees betreffende Aufnahme vor. Die mittels dGPS eingemessenen Bestände sind in Abb. 43 als graue Bereiche ausgewiesen. Sie liegen jeweils außerhalb der 25 m breiten Transektzonen, was aufgrund der Abbildungsgröße nicht exakt dargestellt werden kann. Die detaillierte Darstellung der flächenmäßigen Ausdehnung ist dem Kartenband zu entnehmen. Die Nachweise von Schwimmbblattpflanzen direkt in den Untersuchungstransekten sind in Abb. 43 mit violetten Punkten für *Nymphaea alba* (Große Seerose) und mit gelben Punkten für *Nuphar lutea* (Gelbe Teichrose) markiert.

Am Attersee finden sich kleine Schwimmbblattvorkommen in der Mühlleitner Bucht. In den Transekten 40 und 41 handelt es sich um *Nymphaea alba*. Südlich des Transektes 42 (Einmündung der Seeache) sowie zwischen Transekt 55 und 56 und zwischen Transekt 59 und 60 sind mittels dGPS eingemessene Schwimmbblattbestände dokumentiert. Dabei handelt es sich überwiegend um *Nuphar lutea*. Weitere kleine Vorkommen der Gelben Teichrose befinden sich in den Transekten 60 (Mündungsbereich des Dixelbachs) und 66 auf Höhe von Nußdorf.

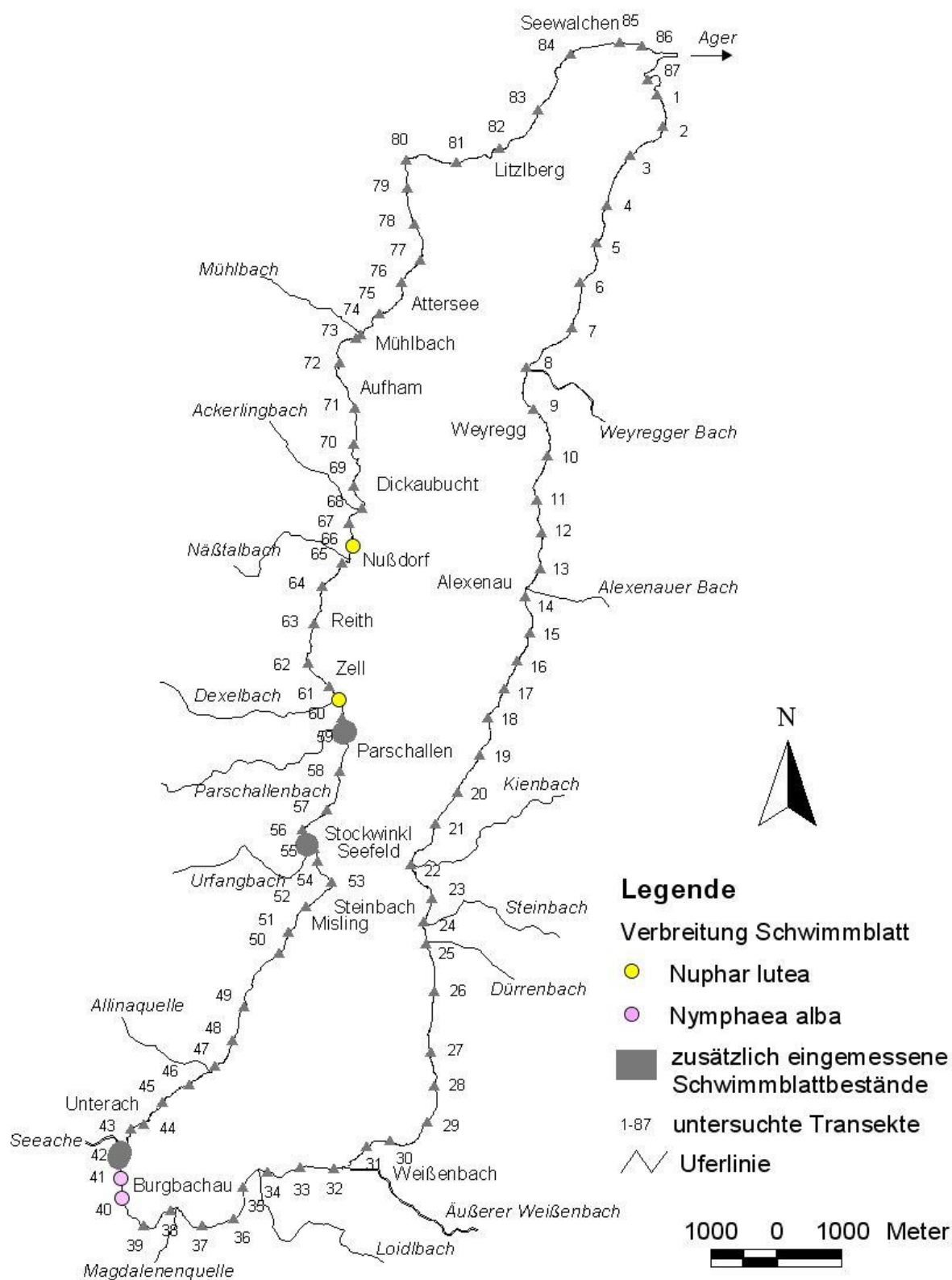


Abb. 43: Verbreitung von Schwimmpflanzpflanzen im Attersee.



4.3.3 RÖHRICHTVEGETATION

Als Röhricht bezeichnet man die Vegetationseinheit in der Übergangszone zwischen Gewässer und Land. Unter günstigen Bedingungen bildet diese, in Mitteleuropa meist vom Schilf (*Phragmites australis*) dominierte Pflanzengesellschaft einen geschlossenen Gürtel um den See. Ein intakter Röhrichtgürtel erfüllt vielfältige biotische und abiotische Funktionen. So bietet er Lebensraum, Nahrung, Schutz und Nistplatz für viele, z.T. stark spezialisierte Lebewesen (PRIES, 1985; KRUMSCHEID et al., 1989). Daneben schützt das Röhricht durch sein dichtes Rhizomnetz vor Ufererosion (BINZ, 1980; SUKOPP & MARKSTEIN, 1989; DITTRICH & WESTRICH, 1990). Aus zufließendem Oberflächenwasser filtriert es als Sedimentationsfalle Feststoffe und nimmt einen großen Anteil der mitgeführten Nährstoffe auf (KSENOFONTOVA, 1989; DYKYJOVA, 1990; KRAMBECK, 1990). Weiterhin werden im Wurzelraum Schwermetalle ausgefällt sowie Öle und Kolloide gebunden (SCHÄFER, 1984). Das Röhricht stellt somit einen sehr wichtigen und schützenswerten Bestandteil im Ökosystem See dar (vgl. auch MORET, 1979; BURNAND, 1980; MOSS, 1983; ISEL & IMHOF, 1987; KRUMSCHEID-PLANKERT, 1990).

Wie bei den Schwimmblatt-Beständen wurde auch die Lage der Röhrichtbestände im Attersee vom Boot aus mittels dGPS eingemessen (DUMFARTH 2009). Für diesen Vegetationstypus liegt deshalb ebenfalls eine die gesamte Uferlinie des Sees betreffende Aufnahme vor (Abb. 44 und 45 sowie Kartenband). Die mittels dGPS eingemessenen Bestände sind in Abb. 44 und 45 wiederum als graue Bereiche ausgewiesen mit der oben beschriebenen Unschärfe der exakten Position. Diese ist im Kartenband dokumentiert.

Im Zuge der Vermessungsarbeiten ist nicht nach Arten differenziert worden, sondern es wurden im Wesentlichen die Schilf- (*Phragmites australis*) und die emersen Binsen- (*Schoenoplectus lacustris*) Vorkommen angesprochen und diese lediglich in „dichte“ und „schütter“ Bestände unterschieden. Eine genaue Bestimmung der Artenzusammensetzung des Röhrichts erfolgte erst im Rahmen der von uns 2009 durchgeführten Transektkartierung. Neben den beiden o.a. Arten konnten, allerdings nur als Einzelfunde, *Carex sp.* (Segge), *Mentha aquatica* (Wasserrainze), *Lythrum salicaria* (Blutweiderich), *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras) und *Solanum dulcamara* (Bittersüßer Nachtschatten) nachgewiesen werden.

Die Röhrichtvegetation trägt am Attersee nur 1 % zur Gesamtpflanzenmenge bei und wird nicht, wie sonst üblich, von *Phragmites australis*, dem Schilf, sondern von Binsen (*Schoenoplectus lacustris*) dominiert, die – zumeist allerdings nur submers vorkommend – 70 % der Röhrichtvegetation ausmachen. Diese Zahlen verdeutlichen, dass von einem „Schilfgürtel“ am Attersee nicht die Rede sein kann.



In diesem Zusammenhang ist allerdings festzuhalten, dass der Attersee schon aus natürlichen Gründen keinen besonders guten Standort für Röhrichtpflanzen darstellt. Zum einen ist die Wüchsigkeit insbesondere des Schilfrohes eng mit der Nährstoffsituation des Gewässers verknüpft. Optimale Bedingungen sind in nährstoffreichen Gewässern gegeben. Nährstoffarme Seen, wie der Attersee, weisen daher von Natur aus lediglich schütterer, niederwüchsige Schilfbestände auf. Zum anderen ist auch aufgrund der Morphologie des Sees kaum Platz für ausgedehnte Röhrichtbestände.

Das Ost- und das Südufer des Sees bieten durch die steil abfallenden Uferböschungen und das felsige Substrat schon natürlicherweise kaum Lebensraum für eine Röhrichtvegetation. Nur der Bereich zwischen Schörfling und Weyregg könnte als potentieller Standort gelten, obwohl auch hier das überwiegend aus Geröll und grobem Kies bestehende Substrat keinen geeigneten Siedlungsgrund für Röhrichtbestände bietet. Etwas günstiger wären diesbezüglich die Bedingungen am Westufer. Die dGPS-Vermessungen dokumentierten aber auch hier nur sehr schütterer Röhrichtvorkommen. Es handelt sich meist um kleine, inselartige Schilfbestände, die sich mit großen schilffreien Uferabschnitten abwechseln.

Die Ursachen des spärlichen Aufkommens liegen am Westufer, ausgehend von der Mündung der Seeache bis hinauf zur Seewalchener Bucht, zumeist in massiven Uferverbauungen im Siedlungsbereich, in Bootshäfen und an Schiffsanlegestellen sowie in der teils intensiven Nutzung der Seeufer durch den Badebetrieb. Die negative Auswirkung von Verbauungsmaßnahmen beschränkt sich hierbei nicht nur auf eine Schädigung oder Eliminierung des Röhrichts im direkten Maßnahmen- bzw. Nutzungsbereich. Hinzu kommt, dass Uferverbauungen zu einer Reflexion und damit Verstärkung der im Attersee ohnehin oft starken Wellen führen, wodurch sich die auf das Röhricht einwirkende mechanische Belastung erhöht (vgl. BINZ, 1980).



***Phragmites australis* (Schilf)**

Weite Uferbereiche des Attersees werden aus den oben genannten Gründen nicht von einem Schilfgürtel begleitet. Dies betrifft die Transekte 3-49, 51-54, 57 und 58, 60-63, 65-67, 74-80 und 83-1 (Abb. 44). Im Rahmen der Transektkartierung konnte in nur vier der 87 Untersuchungsabschnitte ein Schilfvorkommen dokumentiert werden: in Transekt 2 am Siedlungsende von Schörfling, in Transekt 50 südlich von Misling und in den Transekten 70 und 71 südlich von Aufham. Transekt 2 und 50 wiesen schütterere Bestände mit Wuchshöhen zwischen 2,5 und 2,7 m auf, die 0,4 bis 0,8 m tief im Wasser standen. In den Transekten 70 und 71 wurden lediglich Einzelhalme vorgefunden, die kaum eine Wuchshöhe von 2 m erreichten und bis 1 m tief ins Wasser vordrangen.

Die dGPS-Vermessungen dokumentierten weitere, weitgehend schütterere Schilfvorkommen am Westufer, so auf Höhe von Stockwinkel und Parschallen, bei Reith und zwischen den Ortschaften Nußdorf und Attersee. Der letztgenannte Bereich zeichnet sich nicht etwa durch einen geschlossenen Schilfgürtel aus, wie es die Abb. 44 möglicherweise impliziert. Vielmehr handelt es sich um kleine, inselartige Vorkommen, die sich mit großen schilffreien Uferabschnitten abwechseln (vgl. Kartenband). Zwischen Buch- und Litzlberg (im Bereich der Transekte 81 und 82) stehen allerdings teilweise auch dichtere Bestände.

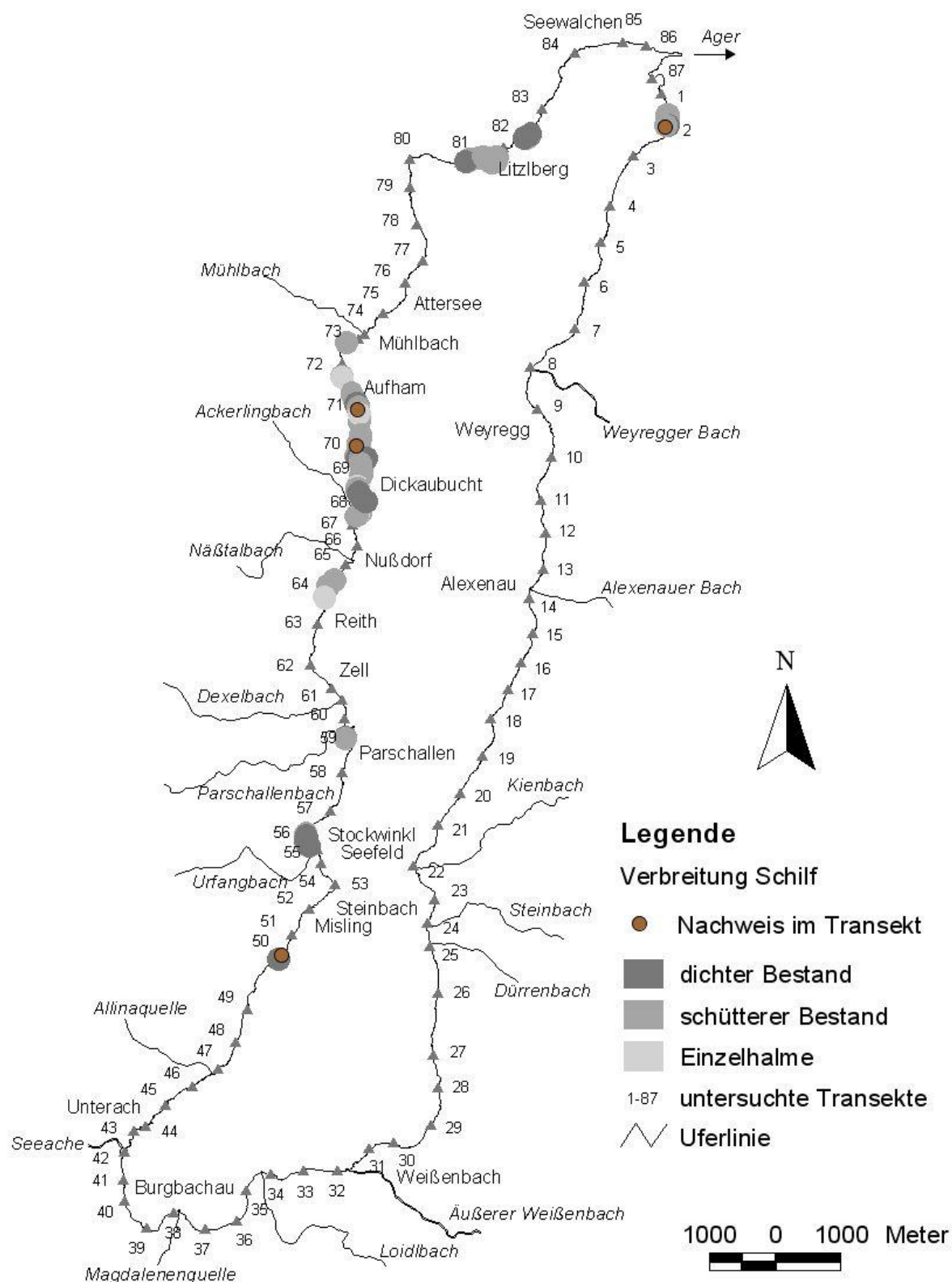


Abb. 44: Verbreitung von *Phragmites australis* im Attersee.



***Schoenoplectus lacustris* (Grüne Teichbinse)**

Die weichen, biegsamen Halme der Grünen Teichbinse sind unempfindlicher gegen Wind und Wellenschlag als jene des Schilfs und können daher weiter in den See vordringen. Die Besiedlung größerer Gewässertiefen wird den Binsen jedoch noch durch eine weitere Eigenschaft ermöglicht: Die Pflanzen können neben einer emersen (aufrechten, sich über den Wasserspiegel erhebenden) Wuchsform auch eine rein submerse (untergetauchte) Wuchsform mit schlaffen, bandförmigen Blättern ausbilden. Binsenvorkommen finden sich daher meist dem Schilfgürtel seeseitig vorgelagert.

Während die dGPS-Vermessungen nur die emersen Binsenvorkommen berücksichtigen konnten, wurden im Rahmen der Transektkartierung auch die submersen Vorkommen dokumentiert.

Die dGPS-Aufnahmen belegen überwiegend schütterere emerse Vorkommen vor allem am Westufer des Attersees zwischen Misling und Aufham. Am Ost- und Südufer befinden sich Einzelvorkommen zwischen Transekt 9 und 10 bei Weyregg, zwischen Transekt 20 und 21 bei Seefeld, zwischen den Transekten 32 und 33 auf Höhe von Burgau und zwischen den Transekten 38 und 39 bei der Mündung der Magdalenenquelle.

In den Bereichen der detailliert kartierten Transekte wurden kaum emerse Binsenvorkommen festgestellt. Ausgedehnte submerse Vorkommen konnten hingegen an zahlreichen Untersuchungsstellen dokumentiert werden. So wurde die Unterwasserform von *Schoenoplectus lacustris* am Westufer zwischen Misling und Dickaubucht (Transekte 53-69) in fast jedem Transekt angetroffen. Auch am Ostufer fanden sich eine ganze Reihe von Transekten mit submersen Binsenvorkommen, wie die Transekte 3 und 4, 9, 13, 17 und 18 sowie 20-25 mit Ausnahme des Transekts 22, das im Mündungsbereich des Kienbachs liegt. Es handelte sich überwiegend um Einzelfunde, nur in den Transekten 17 und 18 trat die Art verbreitet bis häufig auf (Abb. 45).

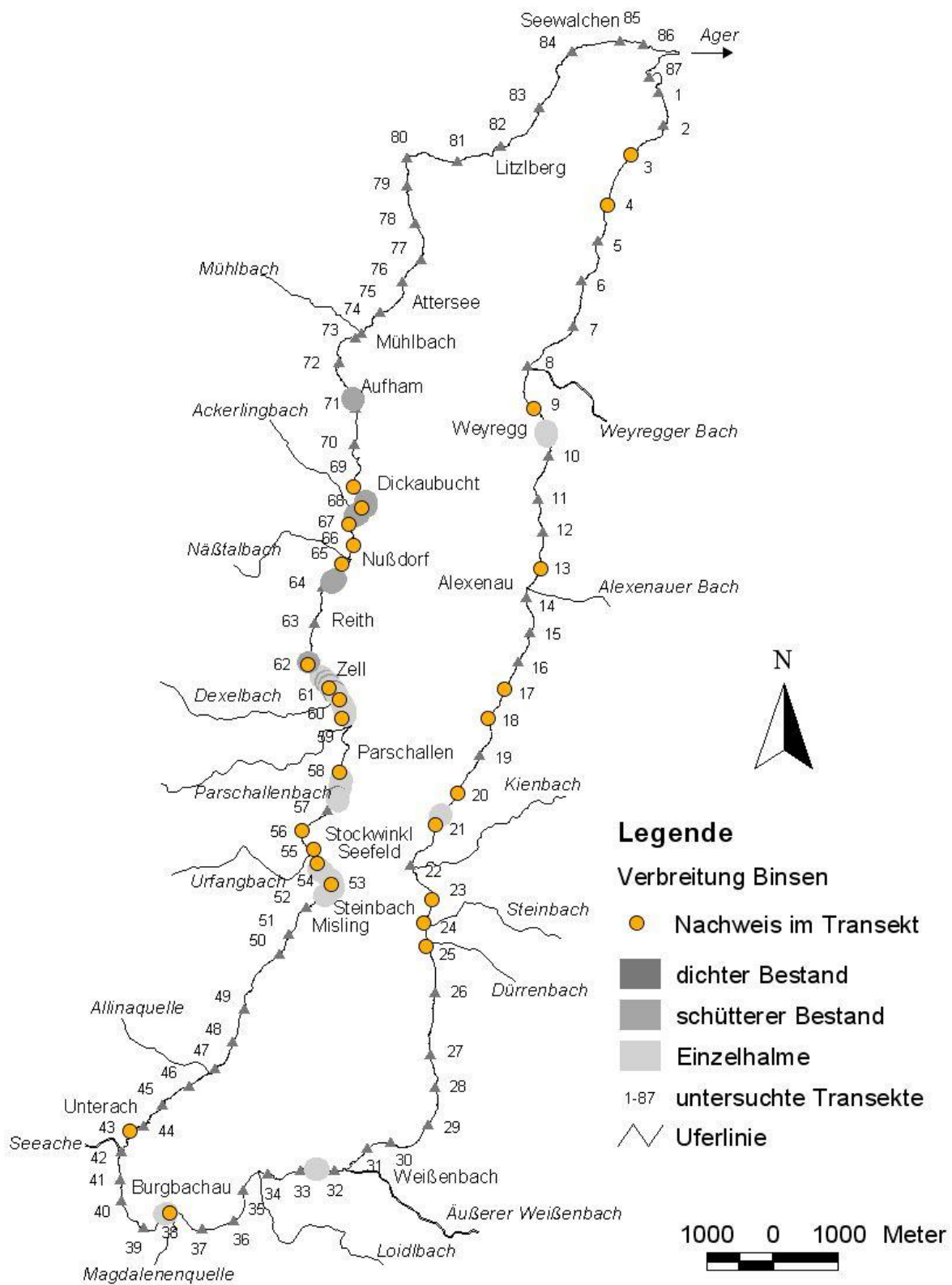


Abb. 45: Verbreitung von *Schoenoplectus lacustris* im Attersee.



4.4 Vegetationsausstattung der einzelnen Transekte

4.4.1 ARTENANZAHL IN DEN EINZELNEN TRANSEKTEN

Die Artenanzahlen (submerse Vegetation und Schwimmblattpflanzen) im Attersee sind relativ konstant. Im Mittel finden sich 12 Arten pro Transekt. Weniger als 10 Arten werden nur in wenigen Transekten beobachtet. Das mit Abstand geringste Arteninventar weist Transekt 8 im Zuflussbereich des Weyregger Bachs, der im Weyregger Strandbad in den See mündet, auf. Hier kommen nur 4 Arten mit geringen Häufigkeiten vor. Auch in den Mündungsbereichen des Alexenauer Bachs und des Dürrenbachs (Transekte 14 und 25) kommen nur 9 bzw. 8 Arten vor (Abb. 46).

Während in den Mündungsbereichen der o.a. Bäche vor allem Nährstoffbelastung für das eingeschränkte Artenspektrum verantwortlich sein dürfte, spielt in Transekt 75 auf Höhe der Ortschaft Attersee (lediglich 9 Arten), wohl hauptsächlich mechanische Belastung eine Rolle. Hier befindet sich eine Schiffsanlegestelle, die vor allem den Flachwasserbereich stark beeinflusst. Typische Flachwasserpflanzen fehlen, im mittleren Tiefenbereich dominieren wenige nährstoffliebende Arten des Laichkrautgürtels. Erst in der Tiefe (Vegetationsgrenze 22 m!) treten ausgedehnte, aber artenarme Characeenwiesen auf.

Am Südennde des Sees (Transekte 33-38) finden sich mehrere Untersuchungsabschnitte mit Artenanzahlen unter 10. Verantwortlich dafür dürften hier die Steilheit der Gewässerhalde sowie deren starke Beschattung sein.

Das Transekt 80 in der Buchberger Bucht besitzt das größte Arteninventar. Von den 18 hier nachgewiesenen Arten gehören 8 zur Gruppe der Characeen, davon 3 typische Tiefenarten (Vegetationsgrenze: 18 m). Der mittlere Tiefenbereich wird von einem artenreichen Laichkrautgürtel gebildet, der neben mesotraphenten Spezies auch ausgesprochene Nährstoffzeiger aufweist. Das Flachwasser ist deutlich artenärmer und vom hier herrschenden Badebetrieb beeinflusst.

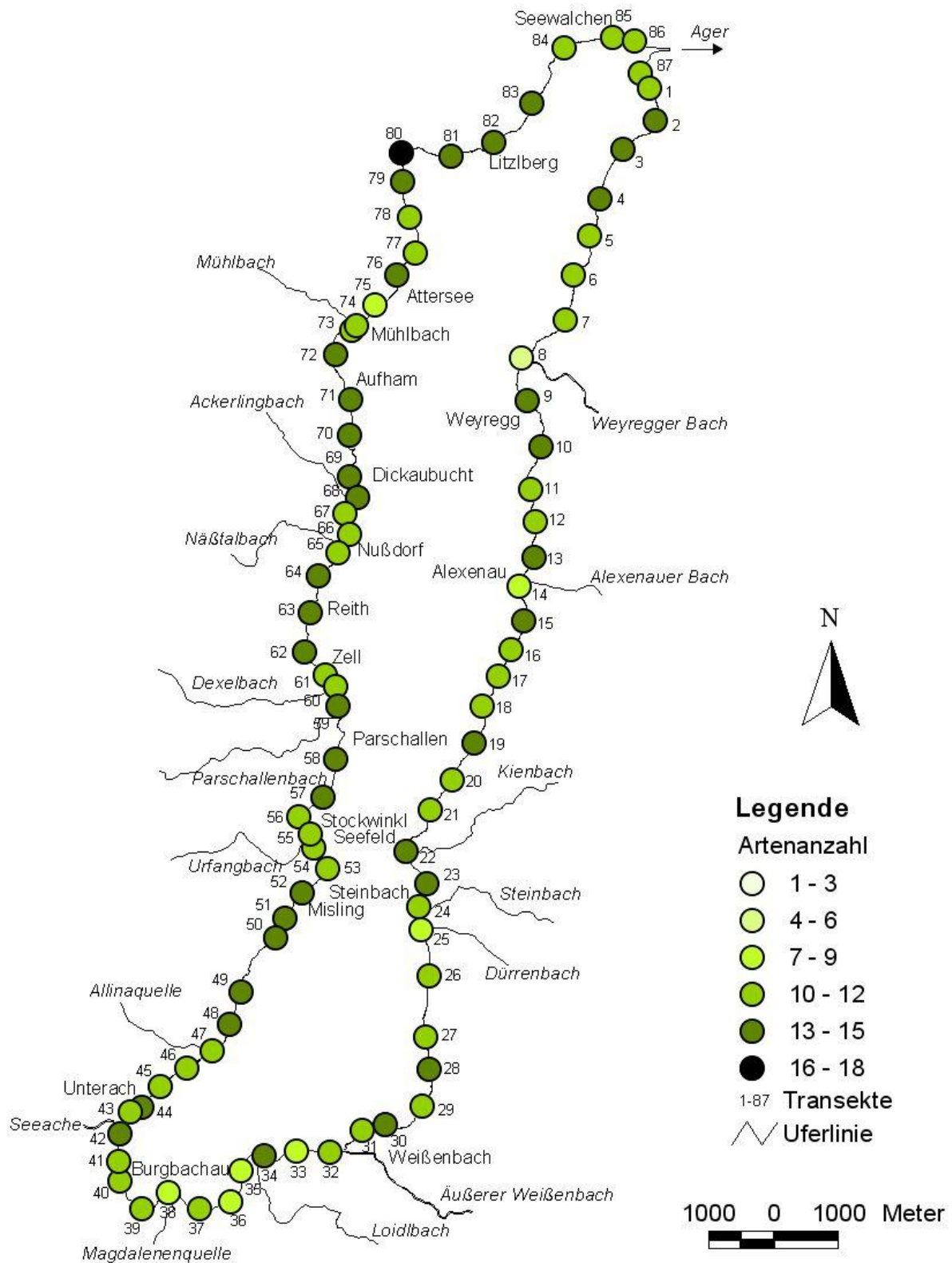


Abb. 46: Artenanzahl in den einzelnen Transekten des Attersees.



4.4.2 VEGETATIONSDICHTEN IN DEN EINZELNEN TRANSEKTEN

In den einzelnen Transekten des Attersees wurden überwiegend dichte bis sehr dichte Pflanzenbestände vorgefunden. Der mittlere CMI liegt bei 4,64. Der Referenzwert für die Seen der nördlichen Kalkvoralpen <600 m ü.A. beträgt 4,9. Der Referenzwert wird im Attersee in 27 der 87 Transekte erreicht oder überschritten. Nur drei dieser Transekte befinden sich am Ostufer des Sees (Transekte 3, 9 und 10), alle anderen am Westufer: Transekte 41-43 (Mündungsbereich der Seeache), Transekte 52 und 53 auf Höhe von Misling, Transekt 56 auf Höhe von Stockwinkl, Transekte 58-69 (mit Ausnahme von Transekt 60) von Parschallen bis Nußdorf, Transekt 73 an der Mühlbachmündung und die Transekte 79-86 (mit Ausnahme von Transekt 85) von Buchberg bis Seewalchen. In den dunkelrot gekennzeichneten Transekten zwischen Misling und Aufham errechnet sich der maximale CMI-Wert von 5,0 (Abb. 47).

Mäßig dichte Pflanzenbestände finden sich in den Transekten 18, 20, 27 und 31, die alle am südlichen Ostufer gelegen sind. Transekt 8 (Zufluss des Weyregger Bachs im Weyregger Standbad) weist die geringste Pflanzendichte auf, hier finden sich nur einzelne Pflanzenbestände.

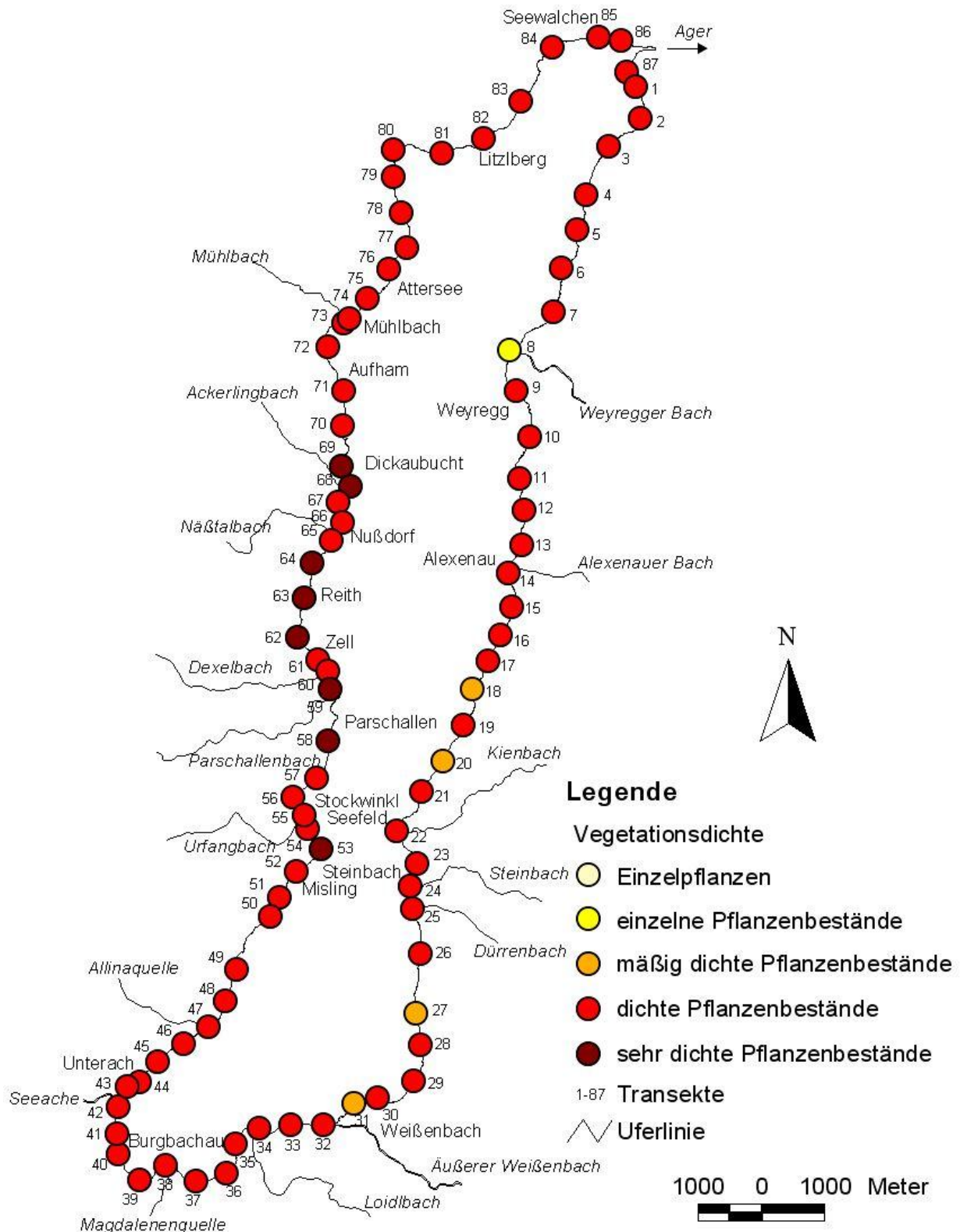


Abb. 47: Vegetationsdichte in den einzelnen Transekten des Attersees.



4.4.3 VEGETATIONSGRENZE IN DEN EINZELNEN TRANSEKTEN

Der Referenzwert für Seen der nördlichen Kalkvoralpen <600 m ü.A. bezüglich der Vegetationsgrenze beträgt 17 m. Im Attersee beträgt die Vegetationsgrenze im Mittel 15,58 m, wobei allerdings erhebliche Schwankungen auftreten (Minimalwert: 4,2 m; Maximalwert: 22,0 m).

Der Referenzwert (17 m) wird in 23 Transekten erreicht oder überschritten. Referenzwertüberschreitungen treten hierbei insbesondere im Uferabschnitt zwischen Parschallen und der Seewalchner Bucht (Transekte 59-83) auf. 17 der genannten 23 Transekte sind hier zu finden, wobei in den Untersuchungsabschnitten 74 und 75 im Bereich der Ortschaft Attersee Pflanzen noch in 22 m Tiefe gefunden wurden. Die Transekte 69 und 72 sind durch eine Vegetationsgrenze von 20 m charakterisiert. Am Ostufer des Attersees kommt es zu Referenzwertüberschreitungen in den Transekten 12 (nördlich von Alexenau), 19-21 (nördlich von Seefeld) und 35 westlich der Loidlbachmündung.

Vegetationsgrenzen kleiner oder gleich 10 m sind im Attersee sehr selten. Hier sticht wieder Transekt 8 mit lediglich 4,2 m heraus. Im Zuflussbereich des Äußeren Weißenbachs (Transekt 32) wurden 6 m ermittelt, im Mündungsbereich der Seeache, wo ein Schwemmkegel entstanden ist, schwanken die Vegetationsgrenzen um 10 m.

Am Südufer des Sees bewegt sich die Tiefenausbreitung der submersen Vegetation mit wenigen Ausnahmen zwischen 11 und 15 m. Auch am Nordufer werden 15 m nicht überschritten (Abb. 48).

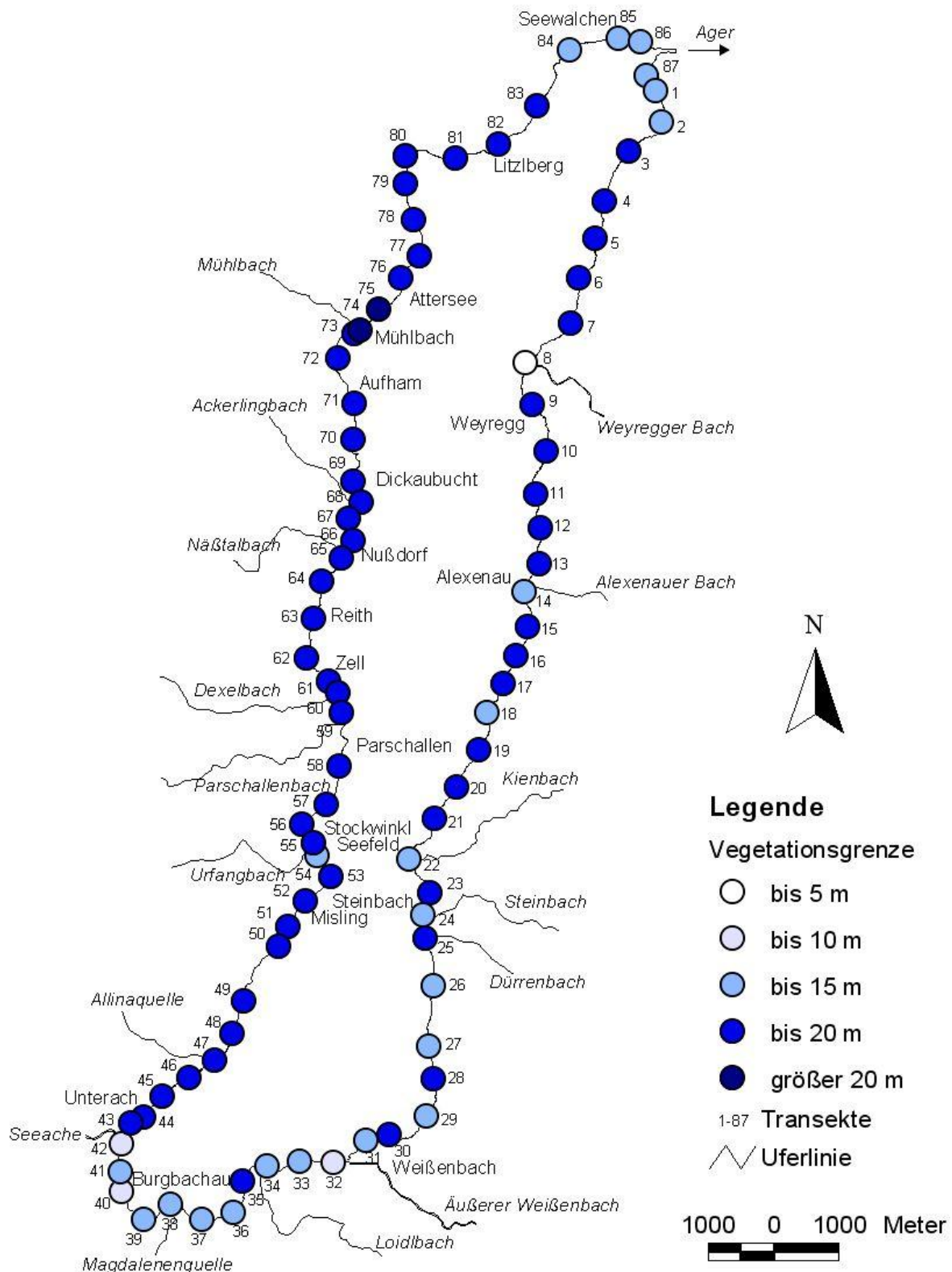


Abb. 48: Vegetationsgrenze in den einzelnen Transekten des Attersees.



5 VEGETATIONSZONIERUNG

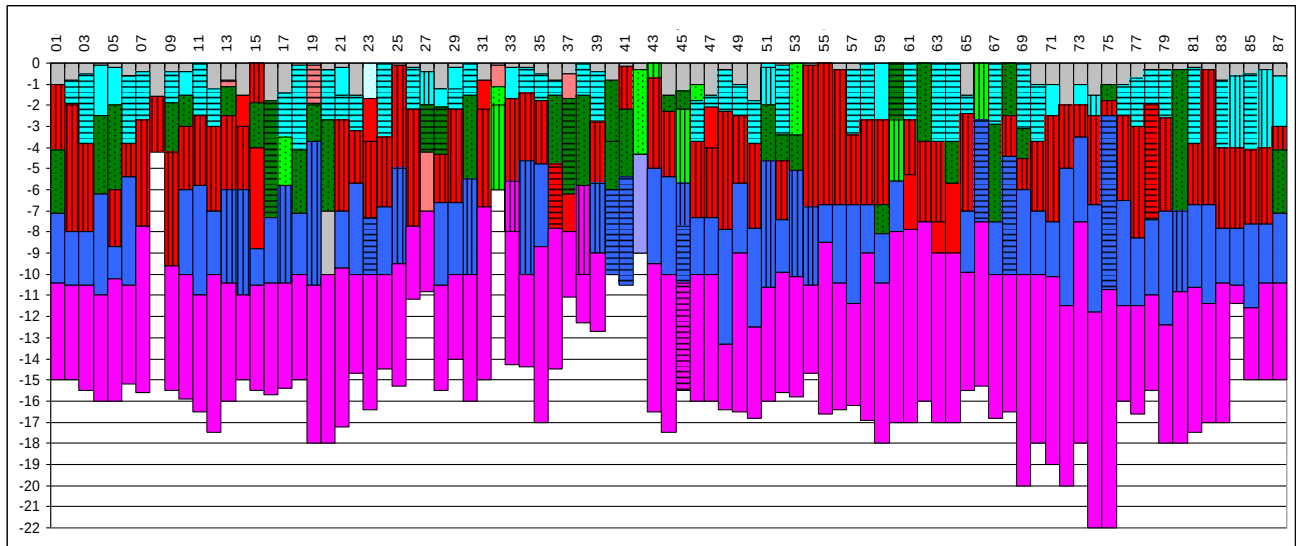
Die Zonierung der aquatischen Vegetation ist im beiliegenden Kartenband dargestellt. Die verschiedenen Vegetationstypen sind dort im Maßstab 1:2.000 flächig ausgewiesen. Details können weiters dem ArcGIS-Projekt (beiliegende DVD) entnommen werden. Für eine zusammenfassende Diskussion ist in Abbildung 51 die Zonierung der Vegetation graphisch dargestellt. Auf der x-Achse sind die Transektnummern angegeben, auf der Y-Achse die Gewässertiefe in m.

Aus der Grafik geht hervor, dass der Attersee fast durchwegs eine klassische Tiefenzonierung der zu über 80 % von Characeen dominierten Makrophytenvegetation aufweist. Typische Flachwasser-Characeen (Abb. 51: hellblau) wachsen im Attersee bis in eine Tiefe von 2-4 m. Anschließend folgt die Zone der Characeen des mittleren Tiefenbereiches (Abb. 51: rot), die hier maximal bis 10 m, überwiegend jedoch bis 7 m Wassertiefe reicht. Diese Zone wird abgelöst von Characeen der Tiefe (Abb. 51: dunkelblau) mit maximaler Ausdehnung bis 13 m. In der Regel endet diese Zone bei 10-11 m. Bis zur Vegetationsgrenze, die im Mittel bei 15,6 m liegt, aber auch deutlich mehr betragen kann (Maximum 22 m), erstrecken sich ausgedehnte Nitella-Fluren (Abb. 51: lila). Diese typische Tiefenzone fehlt nur in wenigen Untersuchungsabschnitten wie den Zuflussbereichen des Weyregger Bachs (Transekt 8) und des Äußeren Weißenbachs (Transekt 32) sowie dem Mündungsbereich der Seeache (Transekte 40-42). Alle genannten Transekte sind durch geringe Vegetationsgrenzen charakterisiert.

Die Flachwasser-Characeen sind fast durchwegs von niederwüchsigen Höheren Pflanzen durchwachsen, die aber nirgendwo zur Dominanz gelangen. Durch anthropogene Einflüsse wie Verbau, intensiven Bade- oder Bootsbetrieb beginnt die Flachwasservegetation am Attersee aber fast überall nicht an der langjährigen Mittelwasserlinie, sondern erst deutlich tiefer. An vielen Stellen fehlt der Bewuchs sogar bis in eine Tiefe von 1 bis 2 m. Ausgenommen davon ist der Uferabschnitt zwischen Misling und Dickaubucht (Transekte 51-69) auf der Westseite des Sees. Hier konnte sich durchwegs eine natürliche Vegetationszonierung im Wasser-Land-Übergangsbereich ausbilden, in der die Characeenvegetation bis zur langjährigen Mittelwasserlinie hinaufreicht. Eine Ausnahme in diesem Uferabschnitt bildet lediglich Transekt 65 bei Nußdorf, wo im Bereich von Schiffsanlegestelle und Strandbad die Flachwasservegetation durch Uferverbau und Badebetrieb fehlt.

Typische Vertreter des Laichkrautgürtels begleiten die Characeen der mittleren Tiefenzone. Insbesondere, wenn Bäche einmünden und zu einer moderaten Nährstoffanreicherung führen, dringen die Arten des Laichkrautgürtels auch in größere Wassertiefen vor und durchwachsen, ohne dominant zu werden, die Characeen-Wiesen der Tiefe. Beispiele hierfür

sind der Alexenauer Bach (Transekte 13 und 14), ein kleiner bei Transekt 19 einmündender Bach, der Dürrenbach (Transekt 25) und der Loidlbach (Transekt 34).



Legende:

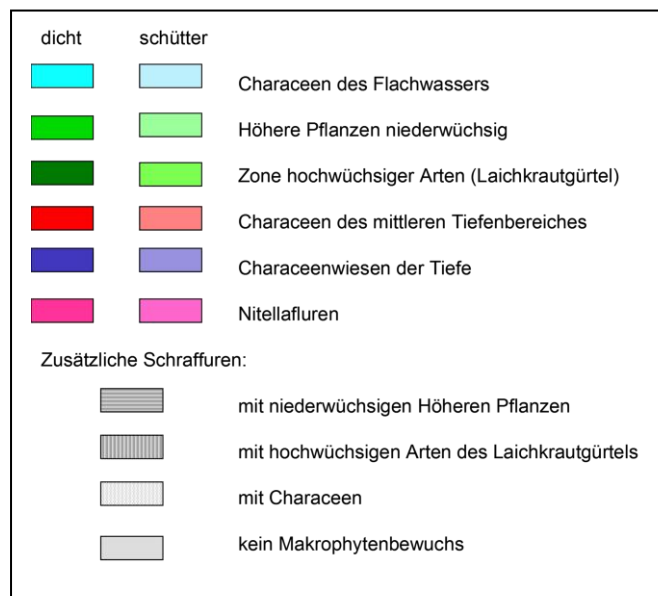


Abb. 51: Vegetationszonierung im Attersee.



Bei stärkerer Nährstoffbelastung werden Laichkrautarten dann dominant und ersetzen die Characeen des mittleren Tiefenbereichs sowie teilweise auch die Flachwasser-Characeen. Zu nennen sind folgende Transekte (mögliche Belastungsursachen jeweils in Klammern): Transekt 1 (Segelhafen), 4 und 5 (?), 9 und 10 (Schiffsanlegestelle, Wasserski), 15 bis 20 (intensiver Badebetrieb, einmündende Rohre, kleiner Bach in Transekt 19), 27 und 28 (ebenfalls intensiver Badebetrieb und einmündende Rohre), 30 (Freibad), 36 bis 38, 40 bis 45 (Einflussbereich der Seeache), 51 (kleiner über ein Rohr einmündender Bach), 52 und 53 (?), 60 (Dexelbach), 62 (kleiner Bach), 64 (?), 67 bis 69 (Ackerlingbach), 80 (?) und 87 (Segelhafen).

In einigen Transekten bleiben die tieferen Vegetationszonen aus. Die Characeen der Tiefe sowie die Nitella-Fluren fehlen in den Transekten 8 (Mündungsbereich Weyregger Bach) und 32 (Mündungsbereich Weißenbach) lediglich die Nitella-Fluren fehlen in den Transekten 40 bis 42 (Mündungsbereich Seeache). In Transekt 8 (Weyregger Bach) sind zumindest die Characeen des mittleren Tiefenbereichs in hoher Dichte vorhanden, weshalb hier nicht unbedingt von größeren Nährstoffbelastungen ausgegangen werden kann. An der Mündung des Weißenbachs sind hingegen fast ausschließlich niederwüchsige Höhere Pflanzen und Arten des Laichkrautgürtels anzutreffen, im Mündungsbereich der Seeache dominieren diese beiden Pflanzengruppen deutlich. Demnach sind in den beiden letztgenannten Bereichen sehr wahrscheinlich Nährstoffbelastungen die Ursache für die Vegetationsverschiebungen.



6 VERGLEICH MIT ZURÜCKLIEGENDEN UNTERSUCHUNGEN

Im Sommer 1994 wurde das arten- und mengenmäßige Vorkommen der Makrophytenvegetation des Attersees erstmals detailliert untersucht und dokumentiert (PALL, 1996). Dabei fand entlang des Nord-, Ost- und Südufers eine Transektkartierung und am Westufer eine lückenlose Bestandsaufnahme statt.

6.1 Artenspektrum

Das Arteninventar umfasste 1994 39 Spezies (zuzüglich 3 Varietäten), wobei die Charophyta mit 11, die Bryophyta mit 7 und die submersen Spermatophyta mit 16 Arten vertreten waren. Das Röhricht wies 3, die Schwimmblattvegetation 2 Arten auf. Im Jahr 2009 wurden insgesamt 43 Arten (zuzüglich 3 Varietäten) nachgewiesen. Innerhalb der systematischen Einheiten traten allerdings Verschiebungen auf: einige neue Arten kamen hinzu, andere verschwanden aus dem Artenspektrum.

Die Gruppe der Charophyta umfasste sowohl 1994 als auch 2009 11 Arten. *Chara vulgaris* fehlt aber im Arteninventar von 2009, dafür ist *Nitella flexilis* hinzugekommen.

Die Anzahl der Wassermoose reduzierte sich von 7 auf 5. *Eurhynchium speciosum*, *Fontinalis antipyretica* und *Rhynchostegium riparioides* sind geblieben, *Brachythecium rivulare*, *Leptodictyum riparium*, *Plagiomnium rostratum* und *Racomitrium aquaticum* verschwanden, *Fissidens taxifolius* und *Calliergonella cf. cuspidata* kamen neu hinzu.

Die Anzahl der submersen Höheren Pflanzen hat sich von 16 im Jahr 1994 auf 18 im Jahr 2009 erhöht. Nicht mehr nachgewiesen werden konnten *Potamogeton berchtoldii* und *Potamogeton x zizii*. Dafür gab es Neunachweise von *Groenlandia densa*, *Potamogeton x cooperi*, *Potamogeton x nitens* und *Najas intermedia*.

Die Artenzusammensetzung der Schwimmblattvegetation blieb unverändert, die Artenanzahl innerhalb der Röhrichtvegetation erhöhte sich, indem 4 Spezies hinzukamen, von 3 auf 7.

Insgesamt betrachtet ist festzuhalten, dass es sich sowohl bei den nicht mehr nachgewiesenen Arten wie auch bei den neu hinzugekommenen Arten jeweils nur um sehr seltene Vorkommen handelt. Die ökologischen Ansprüche dieser Arten umfassen ein weites Spektrum. Die Verschiebungen in der Artenausstattung des Attersees können somit nicht als Hinweis auf eine gerichtete Entwicklung gesehen werden und sind als geringfügig zu bewerten.



6.2 Dominanzverhältnisse

Schon 1994 stellte die Gruppe der Charophyta mit 74 % Anteil an der Gesamtpflanzenmenge die dominierende Vegetationseinheit des Attersees dar. Im Jahr 2009 stieg dieser Anteil noch einmal deutlich um 9 % auf nun 83 % an. Gleichzeitig ging der Beitrag der Höheren submersen Pflanzen von 22,5 % auf 16 % zurück. Auch die Bedeutung der Wassermoose ging von 1,32 % auf 0,4 % zurück, ebenso die des Röhrichts (Abnahme von 2,19 % auf 1,0 %) und der Schwimmblattpflanzen (Abnahme von 0,03 % auf 0,01 %). Die deutliche Zunahme der mengenmäßigen Bedeutung der Characeen ist als eindeutiger Hinweis auf die noch weiter fortgeschrittene Reoligotrophierung des Gewässers zu werten.

Auch innerhalb der Charophyta sind erhebliche Verschiebungen bezüglich der Dominanzverhältnisse aufgetreten. Während 1994 *Chara aspera*, *Nitella opaca* und *Chara tomentosa* mit Abstand die häufigsten Arten mit annähernd gleichen Anteilen von 25, 22 und 20 % darstellten, rangiert 2009 *Nitella opaca* mit einem Anteil von 28 % deutlich vor *Chara contraria* (16 %), *Nitellopsis obtusa* (15 %) und *Chara aspera* (13 %). *Chara tomentosa* findet sich erst auf Platz 6 der Mengenrangskala von 2009 wieder und trägt nur mehr 7 % zur Gesamtpflanzenmenge der Charophyta bei. Die Zunahme der Dominanz der Tiefenwasserart *Nitella opaca*, die sich gegenüber 1994 nun tiefer in den See vorschieben und ausgedehnte Lebensräume neu besiedeln konnte, liefert einen weiteren Hinweis auf die gegenüber 1994 weiter fortgeschrittene Reoligotrophierung.

Den innerhalb der Gruppe der Wassermoose aufgetretenen Verschiebungen der Dominanzverhältnisse kommt keine indikatorische Bedeutung zu. Bei fast allen Arten handelt es sich um Einzelfunde. Somit sind die Häufigkeitsverteilungen eher zufallsbedingt.

Innerhalb der Gruppe der submersen Höheren Pflanzen dominierte schon 1994 die eutraphente Laichkrautart *Potamogeton pectinatus* mit einem Anteil von 25 %. An zweiter Stelle folgte *Potamogeton pusillus* mit 15 %. Dann schlossen sich 3 Arten mit annähernd gleichen Anteilen von ca. 9 % an (*Myriophyllum spicatum*, *Elodea canadensis* und *Potamogeton filiformis*).

Die Dominanz von *Potamogeton pectinatus* gegenüber den anderen Arten der submersen Höheren Pflanzen hat im Jahr 2009 deutlich zugenommen. Das Kammlaichkraut trägt nicht mehr ein Viertel, sondern nunmehr fast ein Drittel zur Gesamtpflanzenmenge dieser Vegetationseinheit bei (RPM: 31 %). Die vier in der Ranglistung folgenden Arten (*Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton pusillus* und *Elodea canadensis*) sind aber mit einer Ausnahme dieselben wie 1994.



Wie die Gruppe der Wassermoose besitzt die Schwimmblattvegetation mengenmäßig am Attersee nur eine geringe Bedeutung (Anteil an der Gesamtpflanzenmenge aller submersen Makrophyten unter 1 % sowohl 1994 als auch 2009). Daher sind auch hier die Verschiebungen in den Dominanzverhältnissen eher zufallsbedingt (je nachdem, welche Bestände im Rahmen der Transektkartierung erfasst wurden). 1994 war *Nuphar lutea* mit 95 %igem Anteil die dominante Art, 2009 trat *Nymphaea alba* mit 70 % in den Vordergrund.

In beiden Untersuchungsjahren dominierten *Schoenoplectus lacustris* und *Phragmites australis* die Röhrichtvegetation. 1994 trug die Grüne Teichbinse 65 %, das Schilfrohr knapp 35 % zur Röhrichtvegetation bei. 2009 erhöhte sich der Anteil von *Schoenoplectus lacustris* noch einmal um 3 %, während der Mengenanteil von *Phragmites australis* auf unter 30 % rutschte.

6.3 Absolute Pflanzenmengen (APM)

Bei der Interpretation der Ergebnisse aus Kapitel 5.2 ist es ganz wesentlich, sich vor Augen zu halten, dass hier relative Mengenanteile betrachtet werden. Veränderungen des Mengenanteils einzelner Arten liefern Aufschluss über Änderungen der Dominanzverhältnisse, können aber nicht mit einer Abnahme oder Zunahme der insgesamt im Gewässer vorhandenen Mengen der betreffenden Arten im Gewässer gleichgesetzt werden. Auskunft über solche Veränderungen erhält man über die Betrachtung der Absoluten Pflanzenmenge (APM), welche wiederum sowohl für einzelne Arten wie auch für verschiedene Pflanzengruppen berechnet werden kann.

Die Basis für die Berechnung der APM bilden die im Zuge der Kartierung für jede Art in jeder Tiefenstufe eines Transekts vergebenen Pflanzenmengenindizes (PMIs). Diese können jedoch nicht einfach aufsummiert werden, da zwischen ihnen und den „realen“ Pflanzenmengen (PM) kein linearer Zusammenhang besteht. Es liegt vielmehr mit ansteigender Schätzzahl eine exponentielle Zunahme der Pflanzenmenge vor, die durch die Potenzfunktion $f(x) = x^3$ definiert ist (MELZER et al., 1986; JANAUER et al., 1993, PALL & MAYERHOFER, 2009) (Tab. 3).

Tab. 3: Zusammenhang zwischen PMI und PM.

PMI (Pflanzenmengenindex)	Verbale Beschreibung (in Anlehnung an KOHLER [1978])	PM („reale“ Pflanzenmenge)
1	sehr selten	1
2	selten	8
3	verbreitet	27
4	häufig	64
5	massenhaft	125



Da die verschiedenen Tiefenstufen eines Transekts verschieden große Tiefenausdehnungen aufweisen können, die zudem zwischen den einzelnen Transekten variieren, müssen die für die verschiedenen Tiefenstufen vergebenen PM-Werte entsprechend gewichtet werden. Dies geschieht über deren Multiplikation mit der Tiefenausdehnung (TA) in Meter. Das Ergebnis sind die APM-Werte der einzelnen Arten in einem Transekt.

Die Berechnung erfolgt nach der folgenden Formel:

$$APM = \left(\sum_{i=1}^n (PM_i \times TA_i) \right)$$

APM = Absolute Pflanzenmenge einer Art in einem Transekt

PM_i = „reale“ Pflanzenmenge der Art in der Tiefenstufe i

TA_i = Tiefenausdehnung der Tiefenstufe i

i = laufender Index der verschiedenen Tiefenstufen des Transekts

Durch Aufsummieren der APM-Werte jeweils aller Arten, die zu einer definierten Pflanzengruppe gehören (Characeen, Wassermoose, Höhere submerse Pflanzen etc.) erhält man die APM-Werte für die jeweilige Pflanzengruppe im Transekt.

Um die beiden vorliegenden Kartierungen hinsichtlich der Absoluten Pflanzenmengen vergleichen zu können, wurden jeweils die Mittelwerte aus allen Transekten als „mittlere Absolute Pflanzenmenge“ (mAPM) berechnet. Das Ergebnis für die verschiedenen Pflanzengruppen ist der Tabelle 4 zu entnehmen.

Um die Interpretation der in der Tabelle enthaltenen Zahlenwerte zu erleichtern, sei noch folgende Verdeutlichung vorangestellt: Bei der gegebenen mittleren Vegetationsgrenze im Attersee von ca. 16 m ist für eine einzelne Art ein APM-Wert von 2.000 das theoretische Maximum (max PM x mittlere TA = 125 x 16 = 2.000). Dies wird für die einzelnen Arten quasi nie erreicht, da ihre Vorkommen jeweils auf einen bestimmten Tiefenbereich innerhalb eines Transekts beschränkt sind (vgl. Abb. 49). Bei der Betrachtung der kumulativen Werte für die einzelnen Pflanzengruppen erreichen die Characeen im Jahr 2009 mit einem APM-Wert von 1.922 fast den theoretischen Maximalwert. Alle Characeen-Arten zusammen besiedeln demnach fast den kompletten Tiefenbereich in sehr dichten Beständen.

Bei Betrachtung der kumulativen Werte für die Gesamtvegetation wird das theoretische Maximum von 2.000 sogar überschritten. Dies liegt daran, dass die verschiedenen Pflanzengruppen ihre Bestände auch „stockwerkartig“ übereinander ausbilden. So erhebt sich im Attersee über dem geschlossenen Rasen der Characeen des mittleren Tiefenbereichs ein



schütterer bis mäßig dichter Laichkrautgürtel aus hochwüchsigen Höheren submersen Pflanzen.

Tab. 4: Vergleich der mittleren Absoluten Pflanzenmengen (mAPM) der verschiedenen Pflanzengruppen und gesamt in den Jahren 1994 und 2009 (sehr seltene Vorkommen in Klammern).

Pflanzengruppe	mAPM		Veränderungen in %
	1994	2009	
Characeen	1.264	1.922	+ 52
(Wassermoose)	(6)	(5)	(- 17)
Höhere submerse Pflanzen	327	318	- 3
(Schwimblattpflanzen)	(0,2)	(0,3)	(+ 50)
Röhricht	10	13	+ 30
Gesamtvegetation	1.607	2.258	+ 40

Wie Tabelle 4 entnommen werden kann, hat die Gesamtmenge der aquatischen Vegetation im Attersee von 1994 auf 2009 um ca. 40 % zugenommen. Diese Zunahme geht fast ausschließlich auf das Konto der oligotraphenten Characeenvegetation. Die submersen Höheren Pflanzen, die überwiegend an höhere Nährstoffkonzentrationen angepasst sind als die Characeen, sind hingegen zurückgegangen (-3 %). Dies ist einmal mehr ein Beweis für die nun weiter fortgeschrittene Oligotrophierung des Gesamtsystems Attersee (Wasserkörper und Sediment).

Den prozentualen Veränderungen in den mAPM-Werten bei den Wassermooseen und den Schwimblattpflanzen kommt aufgrund der jeweils nur äußerst geringen vorhandenen Pflanzenmengen keine indikatorische Bedeutung zu.

Absolut betrachtet, konnten auch die Röhrichtpflanzen mengenmäßig zulegen (+30 %). Dies ist aber nicht mit dem Anwachsen eines Röhrichtgürtels gleichzusetzen. Zugenommen haben nämlich v.a. die untergetauchten Bestände der Binsen (*Schoenoplectus lacustris*), das Schilf selbst (*Phragmites australis*), hat im Gegenteil sogar abgenommen (Abb. 49).

Abbildung 49 zeigt die mittleren Absoluten Pflanzenmengen der wichtigsten im Attersee vorkommenden Makrophytenarten in den Jahren 1994 und 2009.

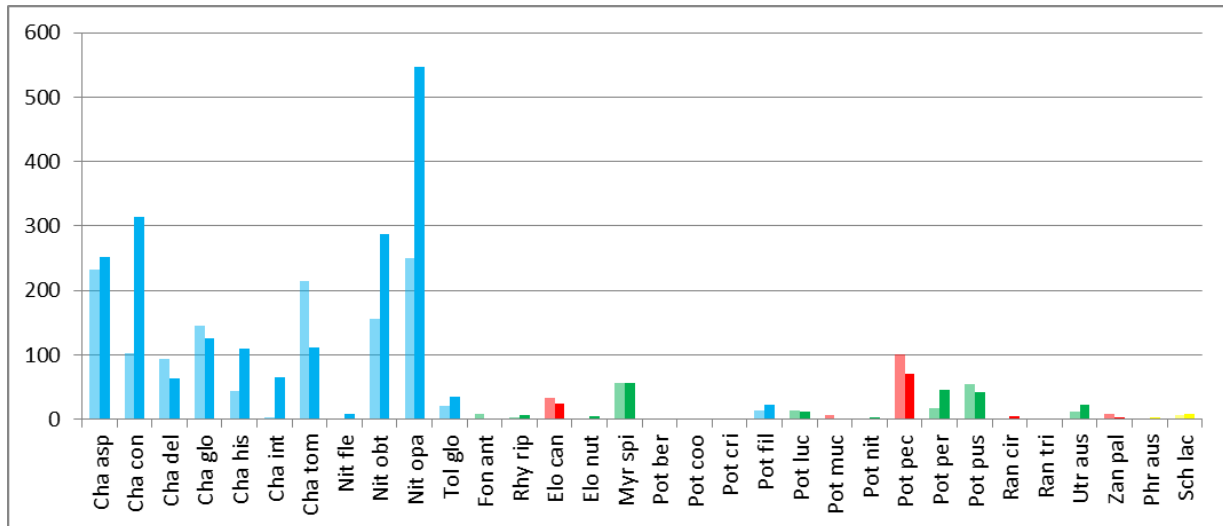


Abb. 49: Mittlere Absolute Pflanzenmengen (mAPM) in den Jahren 1994 (jeweils erster Balken) und 2009 (jeweils zweiter Balken). Blau: oligotraphente Arten, grün: mesotraphente bzw. „neutrale“ Arten, rot: eutraphente Arten, gelb: Röhrcharten.

Innerhalb der durchwegs oligotraphenten Charophyta kam es überwiegend zu Zunahmen der Absoluten Pflanzenmengen. Dies am deutlichsten bei der Tiefenwasserart *Nitella opaca*. Unter den Characeen des mittleren Tiefenbereichs konnten *Chara contraria*, *Chara hispida* und *Nitellopsis obtusa* deutlich zulegen, bei *Chara delicatula* und *Chara tomentosa* waren hingegen Verluste der Absoluten Pflanzenmenge zu verzeichnen. Nur zu einer leichten Zunahme der Absoluten Pflanzenmenge kam es bei der Flachwasserart *Chara aspera*.

Auch der einzige oligotraphente Vertreter aus der Gruppe der Höheren submersen Pflanzen, *Potamogeton filiformis*, legte mengenmäßig zu. Im Gegenzug haben die Absoluten Pflanzenmengen der eutraphenten Arten fast ausnahmslos abgenommen. Dies war der Fall bei *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *P. mucronatus* (= *P. friesii*), *P. pectinatus*, *Ranunculus trichophyllus* und *Zannichellia palustris*. Die einzige Ausnahme bildete die ebenfalls eutraphente Art *Ranunculus circinatus* mit einer leichten Zunahme der Absoluten Pflanzenmenge.

In der Gruppe der mesotraphenten Arten und solcher mit einer hinsichtlich ihrer Nährstoffansprüche weiten ökologischen Amplitude („neutralen“ Arten) halten sich geringe Zu- und Abnahmen der Absoluten Pflanzenmengen in etwa die Waage.

Innerhalb der Röhrichtvegetation kam es bei *Phragmites australis* zu einer Abnahme, bei *Schoenoplectus lacustris* hingegen zu einer Zunahme der Absoluten Pflanzenmenge.

6.4 Verbreitung der einzelnen Arten

Abbildung 50 zeigt die Verbreitung der einzelnen Arten (submerse Vegetation und Schwimmblattpflanzen) entlang der Uferlinie in den Jahren 1994 und 2009. 100 % bedeutet, dass die Art auf der gesamten Uferlänge (bzw. in jedem Transekt) gefunden wurde. In beiden Untersuchungsjahren fast überall angetroffen werden konnten demnach *Chara aspera*, *C. contraria*, *C. delicatula* und *Nitella opaca* sowie *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus*.

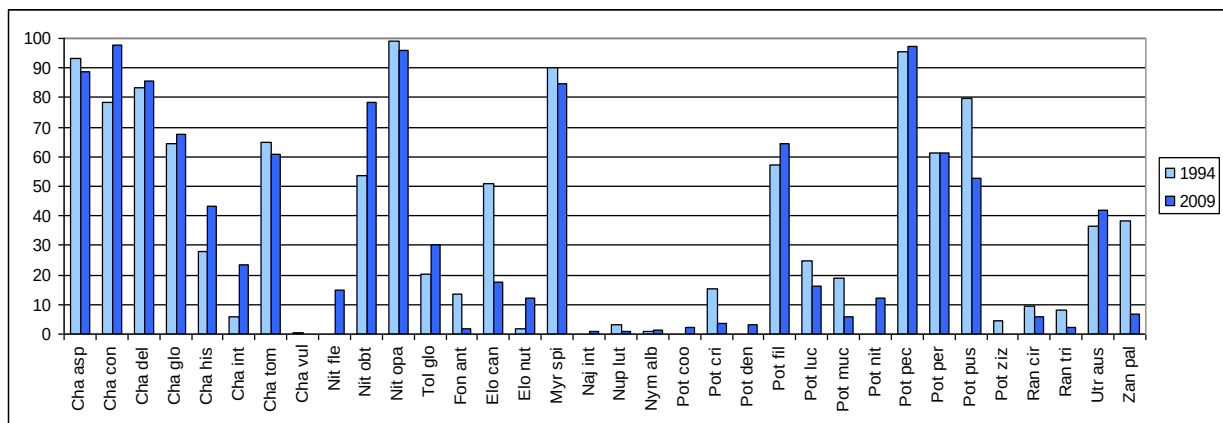


Abb. 50: Verbreitung der einzelnen Arten in % der Uferlänge.

Größere Veränderungen des Verbreitungsgebietes gab es bei nur bei wenigen Arten. So konnten v.a. *Chara contraria*, *C. hispida*, *C. intermedia*, *Nitellopsis obtusa*, *Tolypella glomerata*, *Potamogeton filiformis* und *Elodea nuttallii* ihr Verbreitungsgebiet vergrößern. Bei den erstgenannten Arten kann die räumliche Ausbreitung der Bestände als Hinweis auf die fortschreitende Oligotrophierung gesehen werden. Im Falle von *Elodea nuttallii* ist hingegen festzuhalten, dass diese Art zu den Neophyta zählt und sich erst in den letzten ca. 20 Jahren in Österreich vermehrt ausbreitet.

Zu merklichen Verkleinerungen des Verbreitungsgebietes im Attersee kam es vor allem bei den eutraphenten Arten. Zu nennen sind hier *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *P. mucronatus* (= *P. friesii*) und *Zannichellia palustris*. Diese traten und treten im Attersee jeweils nur räumlich eng begrenzt an Stellen punktueller Nährstoffbelastung auf. Aus der Reduktion des Verbreitungsgebietes kann mehr oder weniger direkt auf eine entsprechende Reduktion oder Beseitigung der punktuellen Nährstoffbelastungen geschlossen werden. Auch bei *Potamogeton pusillus*, einer Art mit einer sehr weiten ökologischen Amplitude, kam es gegenüber den Ergebnissen aus dem Jahr 1994 zu einer deutlichen Verkleinerung des Verbreitungsgebietes. Nachdem sich die Absolute Pflanzenmenge allerdings kaum verändert hat (vgl. Abb. 49), konnte die Art den Rückgang der Standorte aber offensichtlich durch eine Zunahme der Bestandesdichten kompensieren.



6.5 Vegetationsgrenze

Im Jahr 1994 lag die mittlere Vegetationsgrenze bei 15,4 m. Minimal wurden 8 m, maximal 21 m gemessen. Die Untersuchung im Jahr 2009 ergab eine mittlere Vegetationsgrenze von 15,6 m, also eine leichte Verschiebung von ca. 20 cm nach unten. Das Minimum lag bei 4,2 m, das Maximum bei 22 m.

Wie bereits mehrfach erwähnt, beträgt der Referenzwert für die Seen der nördlichen Kalkvoralpen bezüglich der Vegetationsgrenze 17 m. 1994 wurde der Referenzwert in 39 der 107 Untersuchungsabschnitte erreicht oder überschritten. Dies entspricht einem Anteil von 36 %. Im Jahr 2009 nahmen die Referenzbereiche auf 26 %, also um 10 % ab. Betroffen von dieser Entwicklung ist vor allem der Uferabschnitt zwischen Misling und Parschallen, wo 1994 durchweg Vegetationsgrenzen von 17 m und mehr erreicht wurden. 2009 findet sich in diesem Bereich kein einziges Transekt mit Referenzcharakter bezüglich der Vegetationsgrenze. Am Ostufer des Sees zwischen Schörfling und Weyregg sowie südlich der Kienbachmündung sind alle Referenzbereiche verschwunden. Verbessert hat sich die Situation zwischen den Ortschaften Aufham und Attersee sowie in der Buchberger Bucht.

Im Mündungsbereich des Weyregger Bachs sowie des Äußeren Weißenbachs wurden 2009 die geringsten Vegetationsgrenzen mit 4,2 m bzw. 6,0 m gemessen. 1994 betrug die Vegetationsgrenze am Weyregger Bach noch 13 m, am Äußeren Weißenbach noch 9 m. Hierzu ist allerdings anzumerken, dass die Lage der Transekte ev. nicht genau übereinstimmt (1994 konnte noch nicht mit GPS gearbeitet werden).

Dennoch ist 2009 bezüglich der Lage der Vegetationsgrenzen gegenüber den Verhältnissen 1994 insgesamt eine Verbesserung eingetreten. Vegetationsgrenzen zwischen 11 und 13 m traten 1994 noch in 16 % der Untersuchungsabschnitte auf. Im Jahr 2009 reduzierte sich diese Zahl auf 6 %. Gleichzeitig stieg der Anteil der Gewässerabschnitte mit Vegetationsgrenzen zwischen 14 und 17 m von 47 % im Jahr 1994 auf 61 % im Jahr 2009 an.



8 ZUSAMMENFASSUNG

Im Sommer 2009 wurde eine Erhebung der Makrophytenvegetation des Attersees durchgeführt. Die Kartierung erfolgte nach einer neuen, speziell auf die Erfordernisse der Wasserrahmenrichtlinie zugeschnittenen Kartierungsmethode. Diese kombiniert eine dGPS gekoppelte Echosondierung mit einer gezielten Betauchung ausgewählter Transekte.

Mit Hilfe der Echosondierung können hinsichtlich der Struktur der aquatischen Vegetation unterschiedliche Seebereiche ausgewiesen werden, in die sodann gezielt Transekte zur Erfassung des Artenspektrums sowie der artspezifischen Pflanzenmengen und Wuchshöhen gelegt werden. Hierdurch wird letztlich, trotz lediglich Transektkartierung, eine flächen-deckende Aussage ermöglicht. Die Echosondierung im Attersee erfolgte im Juli, die Betauchung im August 2009.

Im Rahmen der durchgeführten Makrophytenkartierung konnten im Attersee insgesamt 43 Makrophytenarten (zuzüglich 3 Varietäten) nachgewiesen werden. 34 davon zählen zu den untergetauchten Pflanzen, 7 gehören zur Röhrichtvegetation und 2 sind Schwimmblattarten.

22 Spezies, also ca. die Hälfte der vorkommenden Arten, haben einen Eintrag in den Roten Listen Österreichs. Zu dieser Gruppe zählen alle 11 nachgewiesenen Vertreter der Charophyta, die generell als „gefährdet“ gelten. Daneben finden sich *Potamogeton filiformis* (Faden-Laichkraut) und *Potamogeton friesii* (Stachelspitziges Laichkraut), die als „stark gefährdet“ gelten, *Potamogeton pusillus* (Zwerg-Laichkraut), *Potamogeton lucens* (Glanz-Laichkraut), *Ranunculus circinatus* (Spreizender Wasserhahnenfuß), *Groenlandia densa* (Dichtes Fischkraut), *Eurhynchium speciosum* (Sumpf-Schönschnabelmoos), *Nuphar lutea* (Gelbe Teichrose) und *Nymphaea alba* (Große Seerose), die als „gefährdet“ gelten, sowie *Zannichellia palustris* (Teichfaden) und *Schoenoplectus lacustris* (Grüne Teichbinse), die als „regional gefährdet“ eingestuft sind.

Characeen stellen mit einem RPM-Wert von 83 % die überaus dominierende Artengruppe im Attersee dar. Höhere submerse Pflanzen folgen mit einem Mengenanteil von 16 %. Die Röhrichtvegetation ist mit nur 1 % an der Gesamtpflanzenmenge beteiligt. Moose und Schwimmblattarten spielen mit RPM-Werten von 0,4 % bzw. 0,01 % nur eine untergeordnete Rolle.

Die sieben häufigsten Pflanzenarten des Attersees gehören alle zur Gruppe der Characeen. *Nitella opaca* (Dunkle Glanzleuchteralge) führt mit weitem Abstand die Mengenrangskala mit einem Anteil von 24 % an, gefolgt von *Chara contraria* einschließlich ihrer Varietät *var. hispidula* (Gegensätzliche Armleuchteralge), *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armleuchteralge) und *Chara aspera* einschließlich *forma curta* und *var. subinermis* (Rauhe Armleuchteralge) mit



RPM-Werten von 14 %, 12,5 % und 11 %. *Chara globularis* (Zerbrechliche Armleuchteralge), *Chara tomentosa* (Geweih-Armleuchteralge) und *Chara hispida* (Steifhaarige Armleuchteralge) erreichen jeweils ca. 5 % Anteil an der Gesamtpflanzenmenge. Erst auf Platz 8 der Mengenrangskala erscheint eine Laichkrautart, *Potamogeton pectinatus* (Kamm-Laichkraut), die ebenfalls ca. 5 % zur Gesamtpflanzenmenge beiträgt.

Die Mengenanteile aller anderen Arten liegen deutlich unter 5 %, wobei unter den neun Spezies, die noch mit mehr als 1 % an der Gesamtpflanzenmenge beteiligt sind, noch einmal drei Characeenarten zu finden sind. Die übrigen sechs Arten gehören zur Gruppe der Höheren submersen Pflanzen. Die Schwelle von 1 % erreichen 23 der insgesamt 43 Arten nicht. Zu dieser Gruppe der seltenen Arten des Attersees gehören auch 9 der insgesamt 22 Rote Liste Arten.

Innerhalb der Charophyta besitzen die Arten *Chara contraria* (Gegensätzliche Armleuchteralge) und *Nitella opaca* (Dunkle Glanzleuchteralge) die größte Verbreitung im See. Sie waren in 84 der 87 Transekte nachzuweisen. Nur in Mündungsgebieten von Bächen und oder der Seeache fehlten sie. Auch *Chara aspera* (Rauhe Armleuchteralge), *Chara delicatula* (Feine Armleuchteralge) und *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armleuchteralge) sind mit 73 bzw. 74 Fundorten im See weit verbreitet. Vergleichsweise selten sind hingegen *Tolypella glomerata* (Knäuel-Armleuchteralge, Nachweis in 26 Transekten) und *Nitella flexilis* (Biegsame Glanzleuchteralge, Nachweis in nur 13 Transekten).

Die Vertreter der Wassermoose gehören zu den seltensten Pflanzen des Attersees. Vier der fünf Arten wurden jeweils nur in einem einzigen Transekt nachgewiesen, lediglich *Fontinalis antipyretica* (Gemeines Brunnenmoos) konnte an zwei Stellen vorgefunden werden.

Nur fünf der 18 Vertreter der submersen Spermatophyta besiedeln mehr als die Hälfte der untersuchten Transekte. Spitzenreiter ist *Potamogeton pectinatus*, das Kamm-Laichkraut, das in 86 der 87 Transekte registriert wurde. Damit ist das Kamm-Laichkraut auch die Pflanze mit der größten Verbreitung im Attersee. *Myriophyllum spicatum* (Ähren-Tausendblatt) kam in 72 Transekten vor, die Laichkrautarten *Potamogeton perfoliatus* (Durchwachsenes Laichkraut), *Potamogeton pusillus* (Zwerg-Laichkraut) sowie *Potamogeton filiformis* (Faden-Laichkraut) wurden in 58 bzw. 50 bzw. 49 Transekten gefunden. 10 Arten konnten nicht einmal in 10, 6 davon nicht einmal in 4 Transekten nachgewiesen werden.

Eine Schwimmblattvegetation tritt am Attersee so gut wie nicht in Erscheinung (RPM: 0,01 %). Dies ist aufgrund der Größe und der Morphologie des Sees allerdings auch nicht anders zu erwarten. Schwimmblattpflanzen finden hier nur in ruhigen, vor Wind- und Wellenschlag geschützten Buchten geeignete Lebensbedingungen vor. Einige kleinere



Bestände wurden in der Mühlleitner Bucht, im Mündungsbereich des Dixelbachs und auf Höhe von Nussdorf vorgefunden.

Die Röhrichtvegetation trägt am Attersee nur 1% zur Gesamtpflanzenmenge bei und wird nicht, wie sonst in Mitteleuropa üblich, von *Phragmites australis*, dem Schilf, sondern von Binsen (*Schoenoplectus lacustris*) dominiert. *Schoenoplectus lacustris* (Grüne Teichbinse) kann neben einer emersen (aufrechten, über sich über den Wasserspiegel erhebenden) Wuchsform auch eine rein submerse (untergetauchte) Form mit schlaffen, bandförmigen Blättern ausbilden. Die Pflanzen können daher weiter in den See vordringen, sind unempfindlicher gegen Wind und Wellenschlag und werden weniger stark durch Uferverbauungen beeinträchtigt als das Schilf.

Den dGPS-Vermessungen zufolge sind am Attersee nur sehr schütterere emerse Binsen-Vorkommen vorhanden. Diese fanden sich vor allem am Westufer zwischen Misling und Aufham. Im Zuge der Betauchung konnte allerdings festgestellt werden, dass Binsen in ihrer submersen Form eine weitaus größere Verbreitung am Attersee aufweisen. Submerse Vorkommen konnten am Westufer zwischen Misling und Dickaubucht in fast jedem Untersuchungsabschnitt angetroffen werden. Auch am Ostufer fand sich eine ganze Reihe von Transekten mit submersen Binsenvorkommen.

Für Schilfvorkommen bieten das Ost- und das Südufer des Sees aufgrund steil abfallender Uferböschungen und des felsigen Substrats schon natürlicherweise kaum geeigneten Lebensraum. Etwas günstiger wären diesbezüglich die Bedingungen am Westufer. Die dGPS-Vermessungen dokumentierten aber auch hier nur sehr schütterere Schilfvorkommen. Es handelt sich um kleine, inselartige Bestände, die sich mit großen Schilf-freien Uferabschnitten abwechseln. Die Ursachen des spärlichen Aufkommens liegen am Westufer, ausgehend von der Mündung der Seeache bis hinauf zur Seewalchener Bucht, zumeist in massiven Uferverbauungen im Siedlungsbereich, in Bootshäfen und an Schiffsanlegestellen sowie in der teils intensiven Nutzung der Seeufer durch den Badebetrieb.

Die wenigen vorhandenen Schilfbestände enden am Attersee meist bereits in 0,8 bis 1 m Wassertiefe. Binsen dringen im Mittel ca. 2 bis 3 m in die Tiefe vor, wobei emerse Halme maximal noch aus etwa 1,5 m Wassertiefe ausgebildet werden. In ihrer submersen Form konnten Binsen z.T. bis in ca. 5 m Tiefe vorgefunden werden, wo sie sich in die Bestände der untergetauchten Vegetation mischten.

Vorkommen und Tiefenverbreitung aller im Attersee vorkommenden Arten sind im vorliegenden Berichtsband graphisch dargestellt und werden vor dem Hintergrund der jeweiligen ökologischen Ansprüche detailliert beschrieben.



Im Mittel finden sich im Attersee 12 Arten pro Transekt, der Minimalwert liegt bei 4 Arten; der Maximalwert bei 18 Arten. Weniger als 10 Arten wurden nur in wenigen Transekten beobachtet. Im Attersee wachsen überwiegend dichte bis sehr dichte Pflanzenbestände. Der mittlere CMI liegt bei 4,64. Der Referenzwert für Seen der nördlichen Kalkvoralpen beträgt 4,9. Dieser Referenzwert wird im Attersee in 27 der 87 Transekte erreicht oder überschritten. Nur drei dieser Transekte befinden sich am Ostufer des Sees, alle anderen an der Westseite.

Die von submerser Vegetation bewachsenen Flächen erstrecken sich im Attersee im Mittel bis in eine Tiefe von 15,6 m, wobei erhebliche Schwankungen auftreten (Minimalwert: 4,2 m; Maximalwert: 22,0 m). Der Referenzwert von 17 m bezüglich der Vegetationsgrenze für Seen der nördlichen Kalkvoralpen wird in 23 Transekten erreicht oder überschritten. Ein Schwerpunkt mit weit in die Tiefe reichender submerser Vegetation liegt im Uferabschnitt zwischen Parschallen und Seewalchener Bucht. Vegetationsgrenzen kleiner gleich 10 m waren im Attersee nur in Ausnahmefällen (insgesamt 4 Transekte) vorzufinden.

Der Attersee weist in weiten Bereichen eine klassische Tiefenzonierung der zu über 80 % von Characeen dominierten Makrophytenvegetation auf. Typische Flachwasser-Characeen wachsen im Attersee bis in eine Tiefe von 2-4 m. Anschließend folgt die Zone der Characeen des mittleren Tiefenbereiches, die hier maximal bis 10 m, überwiegend jedoch bis 7 m Wassertiefe reicht. Diese Zone wird abgelöst von Characeen der Tiefe mit maximaler Ausdehnung bis 13 m. In der Regel endet diese Zone bei 10-11 m. Bis zur Vegetationsgrenze, die im Mittel bei 15,6 m liegt, aber auch deutlich mehr betragen kann (Maximum 22 m), erstrecken sich ausgedehnte Nitella-Fluren.

Störungen dieser Zonierung sind am Attersee meist anthropogen bedingt. So beginnt die Flachwasservegetation am Attersee fast überall nicht an der langjährigen Mittelwasserlinie, sondern erst deutlich tiefer. An vielen Stellen fehlt der Bewuchs sogar bis in eine Tiefe von 1 bis 2 m. Verantwortlich hierfür sind der über weite Strecken massive Uferverbau sowie in einigen Bereichen auch der intensive Bade- und Bootsbetrieb. Lediglich zwischen Misling und Dickaubucht, auf der Westseite des Sees, konnte sich über eine größere zusammenhängende Uferstrecke eine natürliche Vegetationszonierung im Wasser-Land-Übergangsbereich ausbilden, in der die Characeenvegetation bis zur langjährigen Mittelwasserlinie hinaufreicht.

Typische Vertreter des Laichkrautgürtels begleiten die Characeen der mittleren Tiefenzone. Insbesondere, wenn Bäche einmünden und zu einer moderaten Nährstoffanreicherung führen, dringen die Arten des Laichkrautgürtels auch in größere Wassertiefen vor und durchwachsen, ohne dominant zu werden, die Characeen-Wiesen der Tiefe.



Bei stärkerer Nährstoffbelastung werden Laichkrautarten dann dominant und ersetzen die Characeen des mittleren Tiefenbereichs sowie teilweise auch die Flachwasser-Characeen. Solche Stellen finden sich im Mündungsbereich einiger Bäche, in Badebereichen sowie z.T. an Schiffsanlegestellen und in Häfen.

In einigen Transekten bleiben die tieferen Vegetationszonen aus. Dies kann fallweise (Einmündung Weißenbach und vor allem Mündungsbereich der Seeache) mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit auf erhebliche Nährstoffbelastungen zurückgeführt werden.

Im Sommer 1994 ist das arten- und mengenmäßige Vorkommen der Makrophytenvegetation des Attersees erstmals detailliert untersucht und dokumentiert worden. Ein Vergleich der Ergebnisse mit der aktuellen Situation zeigt, dass sich das Arteninventar von 39 Spezies im Jahr 1994 auf 43 Spezies im Jahr 2009 vergrößert hat. Dabei traten innerhalb der systematischen Einheiten Verschiebungen auf. Neue Arten sind hinzugekommen, andere aus dem Artenspektrum verschwunden. Relativ konstant geblieben ist die Anzahl der Rote Liste Arten (1994: 21; 2009: 22), nicht jedoch deren artenmäßige Zusammensetzung.

Größere Veränderungen des Verbreitungsgebietes gab es bei nur bei wenigen Arten. So konnten *Chara aspera*, *C. contraria*, *C. delicatula* und *Nitella opaca* sowie *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* in beiden Untersuchungsjahren fast überall angetroffen werden. Ihr Verbreitungsgebiet deutlich vergrößern konnten hingegen v.a. *Chara contraria*, *C. hispida*, *C. intermedia*, *Nitellopsis obtusa*, *Tolypella glomerata*, *Potamogeton filiformis* und *Elodea nuttallii*. Bei den erstgenannten Arten kann die räumliche Ausbreitung der Bestände als Hinweis auf die fortschreitende Oligotrophierung gesehen werden. Im Falle von *Elodea nuttallii* ist hingegen festzuhalten, dass diese Art zu den Neophyta zählt und sich erst in den letzten ca. 20 Jahren in Österreich vermehrt ausbreitet.

Zu merklichen Verkleinerungen des Verbreitungsgebietes im Attersee kam es vor allem bei den eutraphenten Arten. Zu nennen sind hier *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *P. mucronatus* (= *P. friesii*) und *Zannichellia palustris*. Diese traten und treten im Attersee jeweils nur räumlich eng begrenzt an Stellen punktueller Nährstoffbelastung auf. Aus der Reduktion des Verbreitungsgebietes kann mehr oder weniger direkt auf eine entsprechende Reduktion oder Beseitigung der punktuellen Nährstoffbelastungen geschlossen werden.

Im Jahr 1994 reichte die Makrophytenvegetation im Mittel bis in etwa 15,4 m Tiefe. 2009 wurden im Mittel 15,6 m erreicht. Der Referenzwert bezüglich der Vegetationsgrenze beträgt für die Seen der nördlichen Kalkvoralpen 17,0 m. 1994 wurde dieser Referenzwert in 36,4 % der Untersuchungsabschnitte erreicht oder überschritten. Im Jahr 2009 nahmen die Referenzbereiche auf 26,4 % ab. Dennoch ist insgesamt eine Verbesserung festzustellen: Während Vegetationsgrenzen zwischen 11 m und 13 m 1994 noch in 15,9 % der



Untersuchungsabschnitte auftraten, reduzierte sich diese Zahl im Jahr 2009 auf nur mehr 5,7 %. Gleichzeitig stieg der Anteil der Gewässerabschnitte mit Vegetationsgrenzen zwischen 14 und 17 m von 47,7 % im Jahr 1994 auf 60,9 % im Jahr 2009 an.

Eine Analyse der Dominanzverhältnisse über die „Relative Pflanzenmenge“ (RPM) zeigt, dass schon 1994 die Gruppe der Charophyta mit 74 % Anteil an der Gesamtpflanzenmenge die dominierende Vegetationseinheit des Attersees darstellte. Im Jahr 2009 stieg dieser Anteil noch einmal deutlich um 9 % auf nun 83 % an. Gleichzeitig ging der Beitrag der Höheren submersen Pflanzen von 22,5 % auf 16 % zurück. Auch die mengenmäßige Bedeutung der Wassermoose ging von 1,32 % auf 0,4 % zurück, ebenso die des Röhrichts (Abnahme von 2,19 % auf 1,0 %) und der Schwimmblattpflanzen (Abnahme von 0,03 % auf 0,01 %).

Betrachtet man die „Absoluten Pflanzenmengen“ (APM), gab es stärkere Zunahmen fast ausschließlich bei oligotraphenten Arten, wie den Armleuchteralgenarten *Chara aspera*, *Chara contraria*, *Chara hispida*, *Nitella opaca* und *Nitellopsis obtusa*. Auch der einzige oligotraphente Vertreter aus der Gruppe der Höheren submersen Pflanzen, *Potamogeton filiformis*, legte mengenmäßig zu. Im Gegenzug haben die Absoluten Pflanzenmengen der eutraphenten Arten fast ausnahmslos abgenommen. Dies war der Fall bei *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *P. mucronatus* (= *P. friesii*), *P. pectinatus*, *Ranunculus trichophyllus* und *Zannichellia palustris*. In der Gruppe der mesotraphenten Arten und solcher mit einer hinsichtlich ihrer Nährstoffansprüche weiten ökologischen Amplitude („neutralen“ Arten) halten sich geringe Zu- und Abnahmen der Absoluten Pflanzenmengen in etwa die Waage.

Insgesamt ist die Absolute Pflanzenmenge gegenüber 1994 im Jahr 2009 um 40 % angestiegen. Diese Zunahme geht fast ausschließlich auf das Konto der oligotraphenten Characeenvegetation. Die submersen Höheren Pflanzen, die überwiegend an höhere Nährstoffkonzentrationen angepasst sind als die Characeen, sind hingegen zurückgegangen (-3 %). Dies ist einmal mehr ein Beweis für die nun weiter fortgeschrittene Oligotrophierung des Gesamtsystems Attersee (Wasserkörper und Sediment).



9 LITERATUR

- ADLER, W., OSWALD, K. & FISCHER, R.; 1994: Exkursionsflora von Österreich.- Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart und Wien, 1180pp.
- BINZ, H.R.; 1980: Der Schilfrückgang – ein Ingenieurproblem?- Jber. Verb. Schutz Landschaftsbild Zürichsee 53, 35-52.
- BLINDOW, I.; 1988: Phosphorus toxicity in Chara.- Aquat. Bot. 32: 393–395.
- BMLFUW (Hrsg.); 2009: Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil 3B – Makrophyten.- Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, April 2009, 64pp.
- BURNAND, J.; 1980: Die Entwicklung des Röhrichts am Züricher Ufer des Zürichsees.- Ber. Verb. Schutz Landschaftsbild Zürichsee 53, 53-69.
- CASPER, S.J. & KRAUSCH, H.-D.; 1980: Pteridophyta and Anthophyta 1.- In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 23. Hrsg. v. Ettl, H., Gerloff, J. Heyming, H., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1-403.
- CASPER, S.J. & KRAUSCH, H.-D.; 1981: Pteridophyta and Anthophyta 1.- In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 24. Hrsg. v. Ettl, H., Gerloff, J. Heyming, H., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 412-942.
- COOK, C.D.K. & URMI-KÖNIG, K.; 1985: A revision of the genus Elodea (Hydrocharitaceae).- Aquat. Bot. 21, 111-156.
- CORILLION, R.; 1957: Les Charophycées de France et d'Europe occidentale.- Bull. Soc. Sci. Bretagne 32, 1-498.
- DITTRICH, A. & WESTRICH, B.; 1990: Erosionserscheinungen und Schilfrückgang in der Flachwasserzone des Bodensees.- In: Sukopp, H., Krauss, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. Ergebnisse des Workshops in Berlin (West) 13.-15.10.1988.- Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. – Schriftenreihe d. FB. Landschaftsentwicklung d. TU Berlin 71, 86-93.
- DOLL, R.; 1992: Die Vegetation des Krüslinsees bei Feldberg in Mecklenburg.- Feddes Repertorium 103, 7-8, 585-596.
- DOLL, R. & PANKOW, H.; 1989: Die Verbreitung der Sippen der Gattung *Najas* L. in den Nordbezirken der DDR.- Feddes Repertorium 100, 7-8, 431-438.
- DUMFARTH, E.; 2003: Vegetationskartierung mit Schall.- In: Strobl J., Blaschke, T. & Griesebner, G. (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XV, Beiträge zum AGIT-Symposium 2003.
- DUMFARTH, E. & PALL, K.; 2004: Mit Schall - Methoden zur Kartierung von Unterwasser-vegetation. In: Der Vermessungsingenieur, Heft 6/04.
- DUMFARTH, E.; 2009: Echosondierung Attersee.- Untersuchung in Zusammenarbeit mit der Systema GmbH im Auftrag des Landes Oberösterreich, unveröff.



- DYKYOVA, D.; 1990: Ökologische Funktion und Bedürfnisse des Röhrichts.- In: Sukopp, H., Krauss, M. (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. Ergebnisse des Workshops in Berlin (West) 13.-15.10.1988.- Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. – Schriftenreihe d. FB. Landschaftsentwicklung d. TU Berlin 71, 121-140.
- EHRENDORFER, F.; 1973: Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas - 2.Aufl., Stuttgart.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION; 2000: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- European Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev. 1, Luxemburg.
- FOREST, H.S.; 1977: Study of submersed aquatic vascular plants in northern glacial lakes, New York state, USA.- Folia Geobot. Phytotax. 12, 329-341.
- FORSBERG, C.; 1964: Phosphorus, a maximum factor in the growth of Characeae.- Nature 201, 517-518.
- FORSBERG, C.; 1965a: Nutritional studies of Chara in axenic cultures.- Physiologia Plantarum 18, 275-290.
- FORSBERG, C.; 1965b: Environmental conditions of swedish charophytes.- Symb. Bot. Ups. 18/4, 1-67.
- GASSNER, H., JAGSCH, A., ZICK, D., BRUSCHEK, G. & FREY, I.; 2002: Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes. Schriftenreihe des BAW, Band 15, Wien.
- GASSNER, H., JAGSCH, A., ZICK, D., BRUSCHEK, G., FREY, I. & MAYRHOFER, K.; 2006: Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes. Schriftenreihe des BAW, Band 24, Wien.
- HARLACHER, R. & PALL, K.; 1994: Die Makrophytenvegetation des Kochelsees. Informationsber. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft.
- HELLQUIST, C. B.; 1980: Correlation of alkalinity and the distribution of Potamogeton in New England. - Rhodora 82, 331-344.
- HESS, H. E., LANDOLT, E. & HIRZEL, R.; 1967: Flora der Schweiz I. - Birkhäuser Verlag, Basel, 858pp.
- HUEBERT, D. B., GORHAM, P. R. (1983): Biphasic mineral nutrition of the submersed aquatic macrophyte Potamogeton pectinatus L. - Aquat. Bot. 16, 269-284.
- HUTCHINSON, G.E.; 1975: A treatise on limnology - Vol III, Limnological Botany.- John Wiley & Sons, New York, London, Sydney, Toronto, 660pp.
- ISELI, C. & IMHOF, T.; 1987: Bieler See 1987: Schilfschutz, Erhaltung und Förderung der Naturufer.- Schr.Reihe Ver. Bielersee-Schutz 2, 151pp.
- IVERSEN, J.; 1929: Studien über die pH-Verhältnisse dänischer Gewässer und ihren Einfluss auf die Hydrophyten-Vegetation.- Bot. Tidskr. 40, 277-326.



- JÄGER, P., PALL, K. & DUMFARTH, E.; 2002: Zur Methodik der Makrophytenkartierung in großen Seen.- Österreichs Fischerei 10, 230 – 238.
- JÄGER, P., PALL, K. & DUMFARTH, E.; 2004: A method of mapping macrophytes in large lakes with regard to the requirements of the Water Framework Directive.- Limnologica 34, 140 – 146.
- JANAUER, G.A., ZOUFAL, R., CHRISTOPH-DIRRY, P. & ENGLMAIER, P.; 1993: Neue Aspekte der Charakterisierung und vergleichenden Beurteilung der Gewässervegetation.- Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim 2, 59-70.
- KOHLER, A.; 1978: Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen.- Landschaft + Stadt 10/2, 73-85.
- KOHLER, A. & SCHIELE, S.; 1985: Veränderungen von Flora und Vegetation in kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) von 1972 bis 1982 unter veränderten Belastungsbedingungen.- Arch. Hydrobiol. 103/2, 137-199.
- KOHLER, A. & JANAUER G.A.; 1995: Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern.- In Steinberg, C., Bernhardt, H. & Klapper, H. (Hrsg), Handbuch Angewandte Limnologie, Ecomed Verlag.
- KOHLER, A., BRINKMEIR, R. & VOLLRATH, H.; 1974: Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 45, 5-36.
- KRAMBECK, C.; 1990: Water quality protection by retention agricultural nonpoint source pollutants in riparian buffer strips and other wetland types. A review.
- KRAUSE, A.; 1972: Einfluß der Eutrophierung und anderer menschlicher Einwirkungen auf die Makrophytenvegetation der Oberflächengewässer.- Berichte über Landwirtschaft 50/1, 140-146.
- KRAUSE, W.; 1969: Zur Characeenvegetation der Oberrheinebene.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 35, 203-253.
- KRAUSE, W.; 1971: Die makrophytische Wasservegetation der südlichen Oberrheinaue – Die Äschenregieon.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 37, 387-465.
- KRAUSE, W.; 1997: Charales.- In: Ettl, H. & Gärtner G. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 18, Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm, 202pp.
- KRUMSCHEID, P., STARK, H. & PEINTINGER, M.; 1989: Decline of reed at lake Constance (Obersee) since 1967 based on interpretation of aerial photographs.- Aquat. Bot. 35, 57-62.
- KRUMSCHEID-PLANKERT, P.; 1990: Röhrichschutzmaßnahmen am Bodensee - Obersee.- Landschaftsentwicklung und Umweltforschung Berlin.
- KSENOFONTOVA, T.; 1989: General changes in the Matsalu Bay reedbeds in this century and their present quality.- Aquat. Bot. 35, 111-120.



- LANG, G.; 1973: Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees unter besonderer Berücksichtigung ihres Zeigerwertes für den Gütezustand. - Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee, Ber. 12, 1-67
- LANG, G.; 1981: Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich mit 1967. - Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 26, 1-64.
- LACHAVANNE, J.-B., WATTENHOFER, R.; 1975: Evolution du couvert végétale de la Rade de Genève - Saussurea, 6, 217-230.
- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K., SIRCH, R. & VOGT, E.; 1986: Die Makrophytenvegetation des Chiemsees.- Informationsbericht Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 4/86, 210pp.
- MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K. & VOGT, E.; 1988: Die Makrophytenvegetation des Ammer-, Wörth- und Pilsensees sowie des Weißlinger Sees.- Informationsbericht Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 1/88, 262pp.
- MELZER, A., HARLACHER, R. & VOGT, E.; 1987: Verbreitung und Ökologie makrophytischer Wasserpflanzen in fünfzig bayerischen Seen.- Berichte der ANL, Beiheft 6, 171pp.
- MORET, J.L.; 1979: Les Grangettes - Objet naturel d'importance nationale. Les roselières lacustres.- Ber. d. Univers. Lausanne, 27pp.
- MOSS, B.; 1983: The Norfolk Broadlands: experiments in the restoration of a complex wetland.- Biol. Rev. 58, 521-561.
- NIKLFIELD, H.; 1999: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs.- Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz (Wien) 10, 292pp.
- ÖNORM M6231; 2001: Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern.- Österreichisches Normungsinstitut (Hrsg.), Wien.
- PALL, K.; 1996: Die Makrophytenvegetation des Attersees und ihre Bedeutung für die Beurteilung des Gewässerzustandes.- In: Oberösterreichischer Seeuferkataster, Pilotprojekt Attersee; Studie im Auftrag der Oberösterreichischen Landesregierung sowie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft.
- PALL, K.; 1998: In Dokulil et al., 1998: Erstuntersuchen Hafenbecken Kuchelau.- Untersuchung im Auftrag der Stadt Wien, MA45, unveröff. Bericht.
- PALL, K.; 1999: Die Makrophytenvegetation des Großen Vätersees.- Untersuchung im Auftrag des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, unveröff. Bericht.
- PALL, K.; 2008: Makrophytenkartierung Wörthersee – Bericht.- WRRL-Untersuchung im Auftrag des Lebensministeriums und der Landesregierung Kärnten, unveröff. Bericht, 69pp.
- PALL, K.; 2009a: Makrophytenkartierung Bodensee – Bericht und Bewertung nach WRRL.- Studie im Auftrag des Lebensministeriums und des Instituts für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg, unveröff. Bericht, 87pp.



- PALL, K.; 2009b: Makrophytenkartierung Ossiacher See – Bewertung.- WRRL-Untersuchung im Auftrag des Wasserverbands Ossiacher See, unveröff. Bericht, 20pp.
- PALL, K.; 2009c: Makrophytenkartierung Trumer Seen – Bericht.- WRRL-Untersuchung im Auftrag des Lebensministeriums und der Landesregierung Salzburg, unveröff. Bericht, 120pp.
- PALL, K.; 2011: Makrophytenkartierung Achensee – Bericht.- Untersuchung im Auftrag des Lebensministeriums und der Landesregierung Tirol, in prep.
- PALL, K.; 2011: Methods for establishing Macrophyte Vegetation Fingerprints of Lakes – a new Mapping Method and useful Tools for Data Evaluation and Interpretation.- Aquatic Botany, in prep.
- PALL, K. & HARLACHER, R.; 1992: Die Makrophytenvegetation des Kochelsees.- Untersuchung im Auftrag des Wasserwirtschaftsamts Weilheim, unveröff. Bericht, 111pp.
- PALL, K. & HIPPELI, S.; 2006: Makrophytenkartierung Wolfgangsee – Bericht.- WRRL-Untersuchung im Auftrag des Lebensministeriums und der Landesregierung Salzburg, unveröff. Bericht, 87pp.
- PALL, K. & JANAUER, G. A.; 1995: Die Makrophytenvegetation von Flußstauen am Beispiel der Donau zwischen Fluß-km 2552,0 und 2511,8 in der Bundesrepublik Deutschland.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 101, Large Rivers 9/2, 91-109.
- PALL, K. & JANAUER, G. A.; 1999: Makrophyteninventar der Donau.- Schriftenreihe der Forschung im Verbund 38, 116pp.
- PALL, K. & MAYERHOFER, V.; 2009 Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil 3B – Makrophyten.- Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.), Wien, April 2009, 64pp.
- PALL, K. & MOSER, V.; 2009: Austrian Index Macrophytes (AIM – Module 1) for lakes – a Water Framework Directive (WFD) compliant assessment system for lakes using aquatic macrophytes.- Hydrobiologia 633, 83-104.
- PALL, K., MOSER, V. & HIPPELI, S.; 2003: Makrophytenkartierung Mondsee.- Untersuchung im Auftrag der Landesregierung Oberösterreich, unveröff. Bericht, 56pp.
- PALL, K., MOSER, V. & HIPPELI, S.; 2004a: Makrophytenkartierung Fuschlsee.- Untersuchung im Auftrag der Landesregierung Salzburg, unveröff. Bericht, 65pp.
- PALL, K., MOSER, V. & HIPPELI, S.; 2004b: Makrophytenkartierung Weißensee.- Untersuchung im Auftrag des Kärntner Instituts für Seenforschung, unveröff. Bericht, 50pp.
- PALL, K., MOSER, V. & HIPPELI, S.; 2004c: Makrophytenkartierung Zeller See.- Untersuchung im Auftrag der Landesregierung Salzburg, unveröff. Bericht, 42pp.
- PALL, K., MOSER, V., MAYERHOFER, S. & TILL, R.; 2005: Makrophyten-basierte Typisierung der Seen Österreichs.- Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, unveröff. Bericht, 62pp.



- PALL, K., RÁTH, B. & JANAUER, G. A.; 1996: Die Makrophyten in dynamischen und abgedämmten Gewässersystemen der Kleinen Schüttinsel (Donau Fluß-km 1848 bis 1806) in Ungarn. – *Limnologica* 26/1, 105-115.
- PRIES, E.; 1985: Allgemeine Ursachen des Röhrichrückganges.- Naturschutzarbeit in Mecklenburg 28, 69-74.
- SAMPL, H., SCHULZ, L., GUSINDE, R.-E. & TOMEK, H.; 1989: Seenreinhaltung in Österreich. Fortschreibung 1981-1987.- Schriftenreihe „Wasserwirtschaft“ 6a, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 171pp.
- SAMPL, H., GUSINDE, R.-E. & TOMEK, H.; 1982: Seenreinhaltung in Österreich.- Schriftenreihe „Wasserwirtschaft“ 6, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 256pp.
- SCHÄFER, R.; 1984: Schilfsterben.- *Nature* 5, 35-37.
- SCHWARZ, K. & JAGSCH, A.; 1998: Die Seen Oberösterreichs. Gewässerschutz Bericht 20/1998, BAW-IGF, Scharfling – Studie im Auftrag des Amtes der OÖ. Landesregierung, U. Abt. Gewässerschutz, Linz.
- SUKOPP, H. & MARKSTEIN, B.; 1989: Die Vegetation der Berliner Havel. Bestandsveränderungen 1962-1987.- *Landschaftsentw. u. Umweltforsch.*, Schriftenr. d. FB Landschaftsentw. d. TU Berlin 64, 128pp.
- VERMAAK, J. F., SWANEPOEL, J. F. & SCHONBEE, H. J. (1982): The phosphorus cycle in Germinston Lake, II. The in vitro and in situ absorption of ³²P by *Potamogeton pectinatus* L. - *Water SA* 8, 52-57.
- VERMAAK, J. F., SWANEPOEL, J. H. & SCHONBEE, H. J. (1983): The phosphorus cycle in Germinston Lake with special reference to the role of *Potamogeton pectinatus* L. - *Proc. Internat. Symp. on Aqu. Macr.* 18-23, 262-272.
- WIJK, R. J. VAN (1989): Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. V. Nutritional ecology, in vitro uptake of nutrients and growth limitation. - *Aquat. Bot.* 35, 319-335.
- WILMANN, O.; 1973: Ökologische Pflanzensoziologie - UTB 269, Heidelberg, 288pp.
- WIUM-ANDERSEN, S., ANTHONI, U., CHRISTOPHERSEN, G. & HOUEN, G.; 1982: Alleopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales).- *Oikos* 39, 187-190.
- WOLFF, P.; 1980: Die Hydrilleae (Hydrocharitaceae) in Europa.- *Göttinger Flor. Rundbriefe*, 14, 33-56.
- WOLFRAM, G.; 2004: Hydromorphologische Referenzbedingungen von Seen in Österreich.- Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, unveröff. Bericht, 110pp.

