

MAKROPHYTENKARTIERUNG ATTERSEE

Bewertung nach WRRL

Untersuchung im Auftrag der
Landesregierung Oberösterreich
Naturschutzabteilung

Projektleitung und -organisation:

Mag. Karin Pall

Verfasser:

Mag. Karin Pall

DI Dr. Veronika Mayerhofer

Mitarbeiter:

Dr. Susanne Hippeli,

Mag. Adolf Hippeli,

Mag. Stefan Mayerhofer,

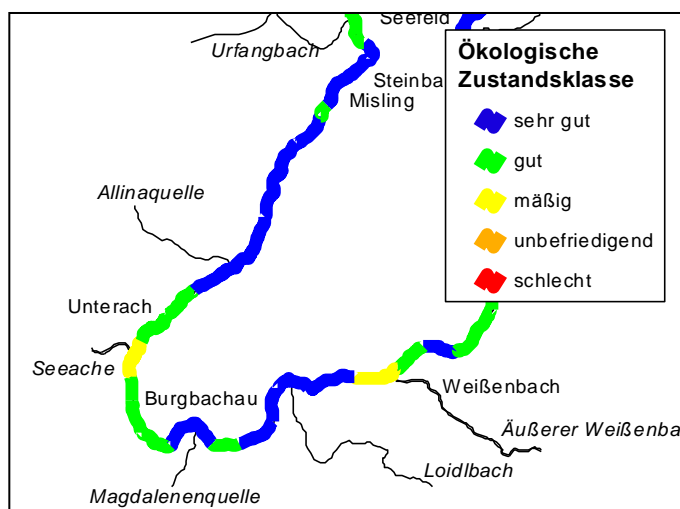
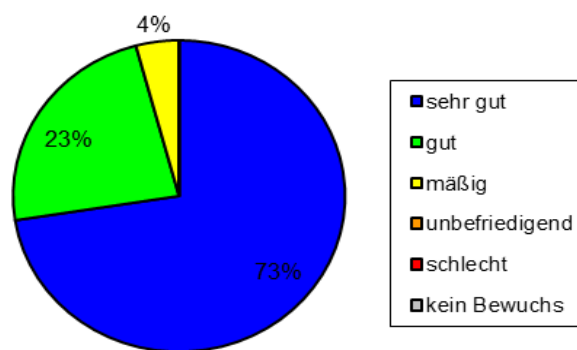
Sascha Pall

Kartierungszeitraum: August 2009

Erstellungsdatum: Oktober 2011



Attersee 2009 - EQR Uferabschnitte



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	METHODE	5
3	BEWERTUNG	7
	3.1. GRUNDLAGEN	8
	3.2. LAGE DER UNTERSUCHTEN TRANSEKTE	9
	3.3. KENNDATEN DER SUBMERSEN MAKROPHYTENVEGETATION.....	10
	3.3.1 Vegetationsdichte	10
	3.3.2 Vegetationsgrenze	11
	3.3.3 Vegetationszonierung	12
	3.3.4 Trophie-Indikation	13
	3.3.5 Artenspektrum.....	15
	3.4. BEWERTUNGSERGEBNIS AIM – MODUL 1.....	17
4	VERGLEICH MIT DEN BEWERTUNGSERGEBNISSEN 1994	29
5	ZUSAMMENFASSENDER BEURTEILUNG	35
6	LITERATUR	36
	ANHANG	37



1 EINLEITUNG

Die Ende 2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) erfordert 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 Seen im Hinblick auf Degradation durch anthropogene Einflüsse erfolgen. Die Bewertung reicht von Zustandsklasse 1 = „sehr gut“ bis Zustandsklasse 5 = „schlecht“.

Die Verwendung von Makrophyten als Bioindikatoren hat in Seen bereits eine lange Tradition. Zumeist stand die Beurteilung der trophischen Belastung im Vordergrund und hier ganz besonders – als Hilfestellung für den Gewässerschutz – die genaue Lokalisation von Belastungsquellen im Uferbereich.

Auch im Zusammenhang mit den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie sollen nun Makrophyten zur Beurteilung des trophischen Zustandes von Seen herangezogen werden. Von besonderem Vorteil ist hierbei, dass Wasserpflanzen auf Veränderungen der Trophie nicht schlagartig reagieren. Es dauert meist einige Jahre, bis sich zwischen den vorherrschenden Bedingungen und der Makrophytenvegetation ein Gleichgewicht eingestellt hat.

Wasserpflanzen sind somit besonders gut zur langfristigen Beurteilung des trophischen Zustandes geeignet. Im Unterschied zu den kurzfristig reagierenden Komponenten genügt in der Regel eine einmalige Kartierung während der Vegetationsperiode, um eine sichere und zeitlich integrierte Auskunft über die Qualität eines Gewässers und den Stand von Eutrophierungs- oder Reoligotrophierungsprozessen zu erhalten.

Auf Veränderungen der Trophie reagieren verschiedene Aspekte der Makrophytenvegetation in unterschiedlichen Zeitspannen. Während sich z.B. die Vegetationsdichte und die Lage der Vegetationsgrenze relativ schnell an die neuen Gegebenheiten anpassen, sind Veränderungen der Zonierung und vor allem die Umschichtung des Arteninventars sehr langsame Prozesse.

Eine differenzierte Betrachtung dieser verschiedenen Aspekte der Makrophytenvegetation gewinnt daher insbesondere bei der Beurteilung von Reoligotrophierungsvorgängen eine wichtige Bedeutung. Um dieser Tatsache Rechnung zu tragen, ist das Modul 1 „Trophie und allgemeine Degradation“ des österreichischen Bewertungssystems AIM (Austrian Index Macrophytes; PALL & MOSER, 2009) ein multimetrisches System.



Makrophyten eignen sich jedoch auch zur Indikation anderer Belastungen, wie Beeinträchtigungen der Uferstruktur (Minderung der „Wasser-Land-Verzahnung“), Eingriffen in das hydrologische Regime (Veränderungen der natürlichen Seespiegelschwankungen) oder in die Hydrodynamik (z.B. Änderung des Wellenklimas durch Motorboote und Schifffahrt). Bis zu einem gewissen Grad – und zwar insofern die untergetauchte Vegetation und die Schwimmblattpflanzen beeinflusst werden – können die genannten Belastungen von AIM – Modul 1 erfasst und dargestellt werden. Beeinträchtigungen der Uferstruktur sowie Veränderungen in der Hydrologie und Hydrodynamik beeinflussen jedoch besonders stark die Vegetation im Wasser-Land-Übergangsbereich. Zur WRRL-konformen Bewertung auch dieser Aspekte sind spezifische Module, welche besonders auf den Zustand des Röhrichts fokussieren, in Ausarbeitung (AIM – Module 2 und 3).



2 METHODE

Die Bewertung erfolgt gemäß dem Leitfaden des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) „Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil B3 – Makrophyten“ (PALL & MAYERHOFER, 2010), welcher unter <http://wasser.lebensministerium.at/article/articleview/52972/1/5659/> veröffentlicht wurde.

AIM – Modul 1 „Trophie und allgemeine Degradation“ ist ein multimetrisches System. Die einzelnen Metrics fokussieren dabei, wie in Kap.1 dargelegt, auf unterschiedliche Aspekte der Ausprägung der Makrophytenvegetation. Folgende fünf Einzelmetrics werden berechnet (Tab. 1):

Tab.1: Metrics von AIM – Modul 1 „Trophie und allgemeine Degradation“.

Metric	Parameter
Vegetationsdichte (VD)	CMI (PALL, 2009)
Lage der Vegetationsgrenze (VL)	Tiefe [m]
Vegetationszonierung (VZ)	Typspezifische Zonen (PALL et al. 2005)
Trophie-Indikation (TI)	Makrophytenindex (MI, MELZER et al., 1986, 1988)
Konkrete Artenzusammensetzung (SC)	Typspezifische Artenzusammensetzung, Referenzarten (Datenbank systema)

Für jedes einzelne Metric ist die Abweichung vom Referenzzustand festzustellen. Für die Seen der nördlichen Kalkvoralpen <600 m ü.A. sind dabei die Referenzzustände für die einzelnen Metrics wie folgt definiert (Tab. 2):

Tab.2: Referenzwerte bzw. -zustände für die einzelnen Metrics (Seen der nördl. Kalkvoralpen).

Metric	Parameter	Referenzwert bzw. -zustand
Vegetationsdichte (VD)	CMI _{raw}	5,0
Lage der Vegetationsgrenze (VL)	Tiefe [m]	17,0
Vegetationszonierung (VZ)	Obligatorische Zonen	Characeen des Flachwassers Characeen des mittleren Tiefenbereichs Characeen der Tiefe und/oder Nitellafluren
Trophie-Indikation (TI)	MI	1,50 ^{*)}
Konkrete Artenzusammensetzung (SC)	Obligatorische Arten und Pflanzenmengen	Referenzstellen-Datenbank systema

^{*)} Wert gegenüber Leitfaden korrigiert.



Die Berechnung der Abweichung vom Referenzzustand für die einzelnen Metrics erfolgt gemäß dem Leitfaden des BMLFUW (PALL & MAYERHOFER, 2010). Das Ergebnis wird jeweils als sog. "ecological quality ratio" (EQR) ausgedrückt. Diese Maßzahl repräsentiert das Verhältnis zwischen dem beobachteten Wert eines Parameters an einer Untersuchungsstelle und dem Wert dieses Parameters unter Referenzbedingungen. Der EQR ist ein Wert zwischen 0 und 1, wobei 0 dem schlechtest möglichen und 1 dem bestmöglichen Zustand entspricht. Tabelle 3 gibt die Wertebereiche des EQR für die verschiedenen ökologischen Zustandsklassen an.

Tab.3: EQR-Wertebereiche für die verschiedenen ökologischen Zustandsklassen.

Ökologische Zustandsklasse	Bezeichnung	EQR-Wertebereich
1	Sehr gut	>0,8 – 1,0
2	Gut	>0,6 – 0,8
3	Mäßig	>0,4 – 0,6
4	Unbefriedigend	>0,2 – 0,4
5	Schlecht	≤0,2

Die Ökologische Zustandsklasse eines Transekts ergibt sich aus der – gleichgewichteten – Mittelung der Ergebnisse der Einzelmetrics. Eine detaillierte Betrachtung der Ergebnisse der Einzelmetrics in einem Transekt erlaubt dabei Rückschlüsse auf die dort vorliegenden Belastungsursachen. Es werden daher nicht nur die Gesamt-Bewertungsergebnisse für die Transekte sondern auch die Resultate der Einzelmetrics für alle Transekte kartographisch dargestellt.

Jedes Transekt ist gemäß den Ergebnissen der Echosondierung für einen definierten Seeabschnitt als repräsentativ zu betrachten (vgl. Berichtsband „Makrophytenkartierung Attersee“). Um die Ökologische Zustandsklasse für den gesamten See zu erhalten, sind die Bewertungsergebnisse der einzelnen Transekte daher gewichtet nach der Uferlänge, für die sie als repräsentativ zu betrachten sind, zu mitteln.

Werden die Ergebnisse der einzelnen Metrics, jeweils gewichtet nach der Uferlänge, für die sie als repräsentativ zu betrachten sind, gemittelt, können wertvolle Informationen über die insgesamt vorherrschenden Belastungen und das Vorliegen bzw. den Stand von Eutrophierungs- oder Reoligotrophierungsvorgängen abgeleitet werden.



3 BEWERTUNG

In diesem Kapitel wird die Bewertung des Attersees anhand der Makrophytenvegetation im Jahr 2009 dargestellt und erläutert. In einem Datenblatt sind zunächst einige allgemeine Angaben zum See sowie zu dessen Makrophytenvegetation aufgelistet (Kapitel 3.1). Eine Kartendarstellung gibt Auskunft über die Lage der untersuchten Transekte (Kapitel 3.2). Als weitere Information folgt die Charakterisierung der bewertungsrelevanten Kenndaten der Makrophytenvegetation des Attersees im Bezug zu den Referenzbedingungen (Kapitel 3.3).

Alle beschriebenen Kenndaten werden in Form von Metrics bei der Bewertung berücksichtigt. Zur Veranschaulichung der Bewertung werden zwei Grafiken präsentiert (Kapitel 3.4). Die erste zeigt in Form eines Balkendiagramms die Bewertungsergebnisse (als EQR-Werte) für die einzelnen Metrics, jeweils berechnet für den gesamten See (EQR Einzelmetrics, Abb. 6). Aus ihr können Informationen über die vorherrschenden Belastungen und gegebenenfalls Vorliegen und Stand von Eutrophierungs- oder Reoligotrophierungsprozessen abgelesen werden. Die zweite Grafik (Abb. 7) gibt in Form eines Tortendiagramms die prozentualen Anteile der verschiedenen Zustandsklassen (EQR gesamt) an der Uferlänge des Sees wieder.

Die Bewertungsergebnisse für die verschiedenen Uferabschnitte sind weiters kartographisch dargestellt. Dies soll vor allem der Lokalisation von Uferabschnitten mit Handlungsbedarf dienen. Eine kartographische Darstellung der Bewertungsergebnisse auch aller Einzelmetrics kann als Hilfestellung zur Abklärung von Belastungsursachen herangezogen werden.

Das Bewertungsergebnis für den gesamten See, als Zustandsklasse und EQR-Wert, bildet den Abschluss des Kapitels und gibt Aufschluss darüber, ob das Qualitätsziel für den See erreicht wurde oder nicht.

Eine Auflistung aller EQR-Werte (Einzelmetrics und Gesamtbewertung) für die einzelnen Transekte findet sich im Anhang.

3.1. Grundlagen

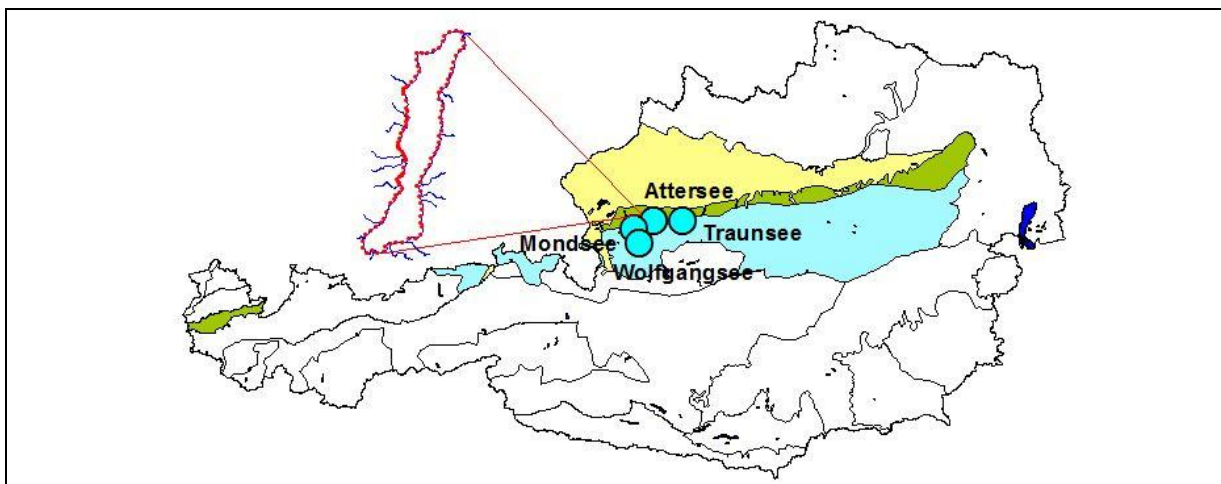


Seetyp:	Seen der nördlichen Kalkvoralpen, <600 m ü.A.
Ökoregion:	Alpen
Bioregion:	Kalkvoralpen
Seehöhe:	469 m.ü.A
Fläche:	4.620 ha
Uferlänge:	50 km
Maximale Tiefe:	171 m
Mittlere Tiefe:	84 m
Einzugsgebiet:	464 km ²
Retentionszeit:	7,1 Jahre

Untersuchungszeitraum:	August 2009
Kartierungsmethode:	JÄGER et al. 2004
Anzahl der untersuchten Transekte:	87
Trophischer Zustand (2009):	oligotroph
Mittlere Sichttiefe (JM 2007–2009):	9,6 m
Mittelwert des Gesamtphosphors (JM 2007–2009):	2 µg/l

Makrophytenvegetation:	Artenanzahl	davon Rote Liste
Gesamtarteninventar:	43	25
➤ Röhrlicht:	7	1
➤ Schwimmblattvegetation:	2	2
➤ Untergetauchte Vegetation:	34	22
- Höhere Pflanzen:	18	10
- Moose:	5	1
- Characeen:	11	11

Referenzzustand: **Oligotroph**



3.2. Lage der untersuchten Transekte

Die Lage der im Jahr 2009 mittels Betauchung detailliert kartierten Transekte im Attersee ist Abb. 1 zu entnehmen.

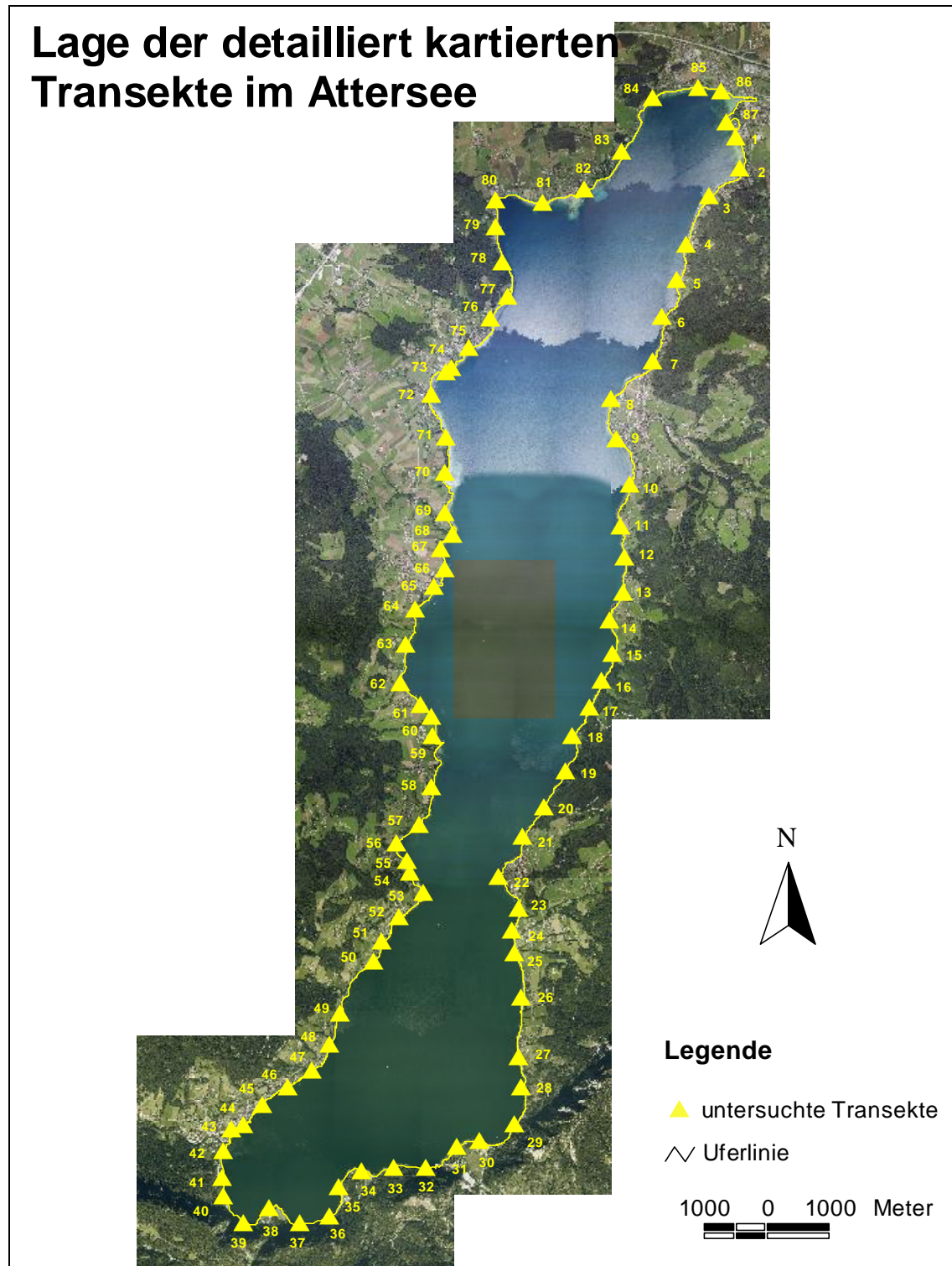


Abb. 1: Lage der detailliert kartierten Transekte im Attersee.

3.3. Kenndaten der submersen Makrophytenvegetation

3.3.1 Vegetationsdichte

Im Attersee wurden überwiegend dichte bis sehr dichte Pflanzenbestände vorgefunden (Abb. 2). Im nach Abschnittslängen gewichteten Mittel errechnet sich für die Vegetationsdichte ein CMI-Wert von 4,64. Der Referenzwert für diesen Seentyp liegt bei einem CMI-Wert von 5,00.

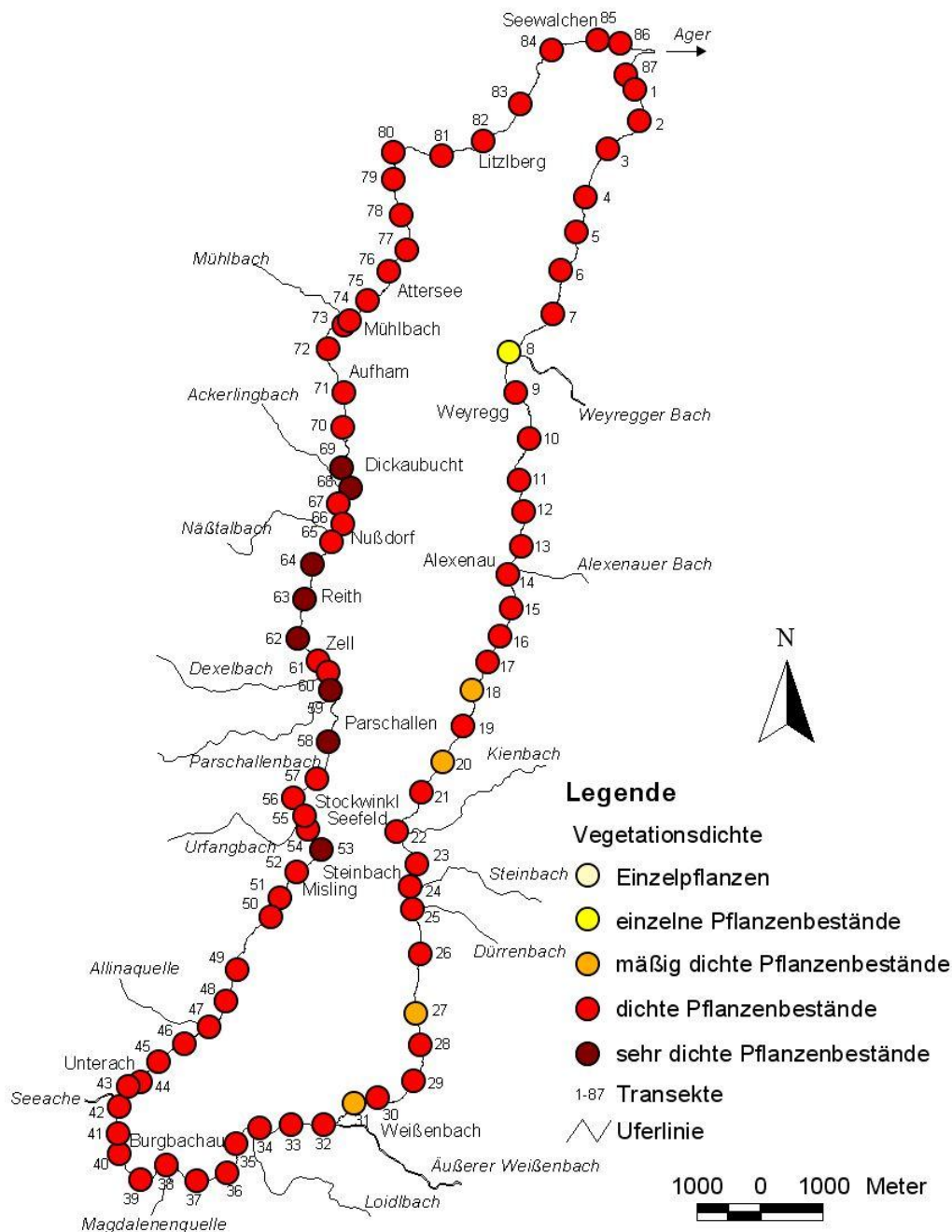


Abb. 2: Vegetationsdichte in den einzelnen Transekten des Attersees.

3.3.2 Vegetationsgrenze

Die nach Abschnittslängen gewichtete mittlere Vegetationsgrenze liegt im Attersee bei 15,6 m. In den meisten Transekten betragen die Vegetationsgrenzen zwischen 15 und 20 m, maximal reicht die Makrophytenvegetation bis 22 m in die Tiefe (Abb. 3). Der Referenzwert für diesen Seentyp liegt bei 17 m. Dieser Wert wird in 23 Transekten erreicht oder überschritten.

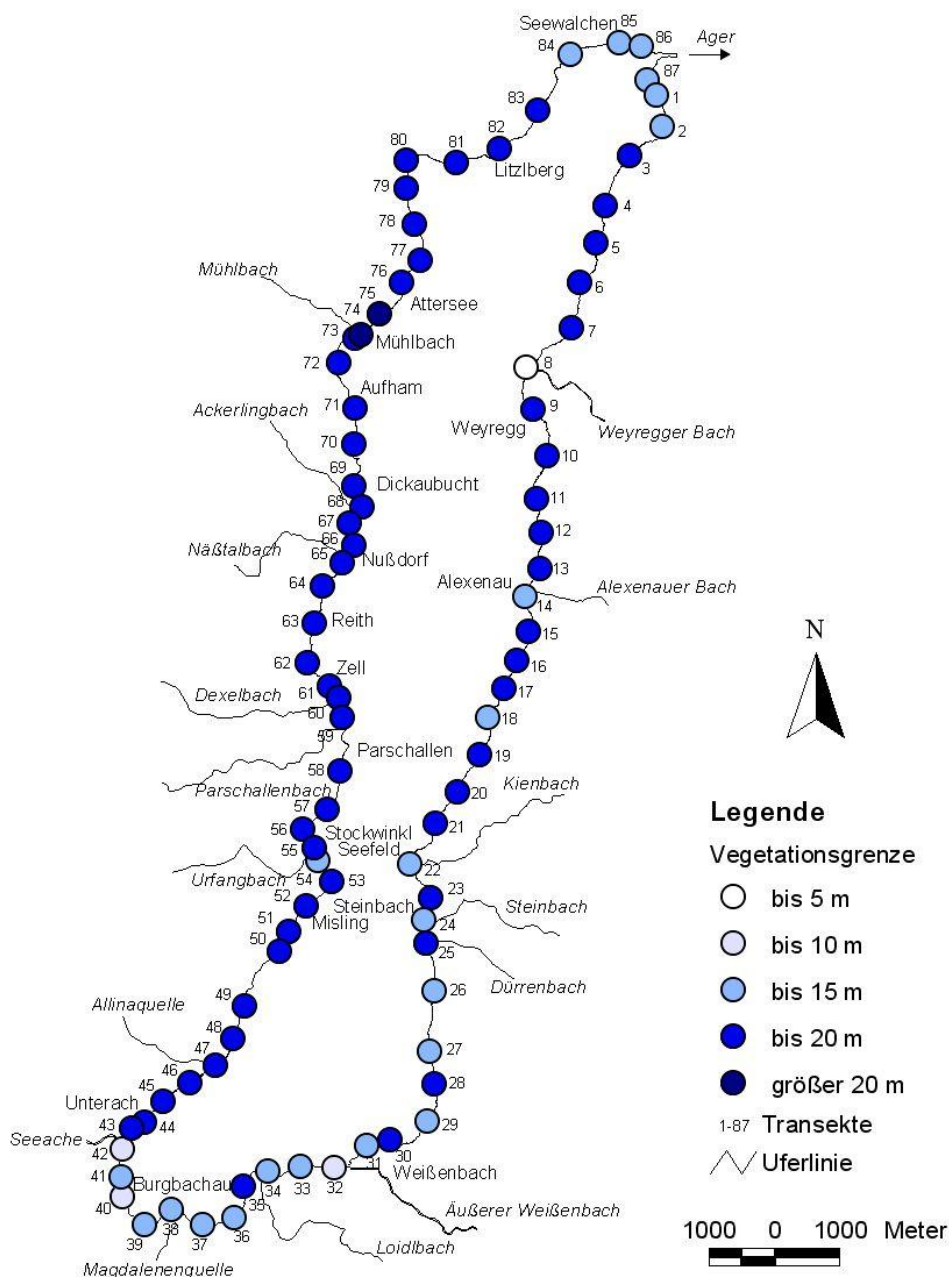


Abb. 3: Vegetationsgrenze in den einzelnen Transekten des Attersees.

3.3.3 Vegetationszonierung

Im Attersee sollten als typspezifische Vegetationszonen in Abfolge von der langjährigen Mittelwasserlinie in Richtung Tiefe folgende Vegetationseinheiten vorhanden sein:

- Characeenvegetation des Flachwassers,
- Characeenvegetation des mittleren Tiefenbereichs,
- Characeenvegetation der Tiefe und/oder Nitellarasen.

Diese Zonierung ist am Attersee nahezu überall klassisch ausgebildet (Abb. 4). Die genannten Zonen schließen zumeist direkt aneinander an und sind lediglich in geringerer bis mittlerer Tiefe zum Teil von niederwüchsigen Höheren Pflanzen oder von Arten des Laichkrautgürtels durchsetzt. Nur selten, und zwar meistens im Einflussbereich von Bächen, in Häfen, an Schiffsanlegestellen und Badeplätze etc., gelangen niederwüchsige Höhere Pflanzen oder Laichkrautarten zur Dominanz. Dies kann jeweils als Hinweis auf dort vorliegende punktuelle Nährstoffbelastungen gesehen werden. Offenkundig sind aber vor allem die Defizite im Flachwasserbereich. Aufgrund der überwiegend massiven Uferverbauungen beginnt die Flachwasservegetation meist erst in 1 bis 2m Tiefe.

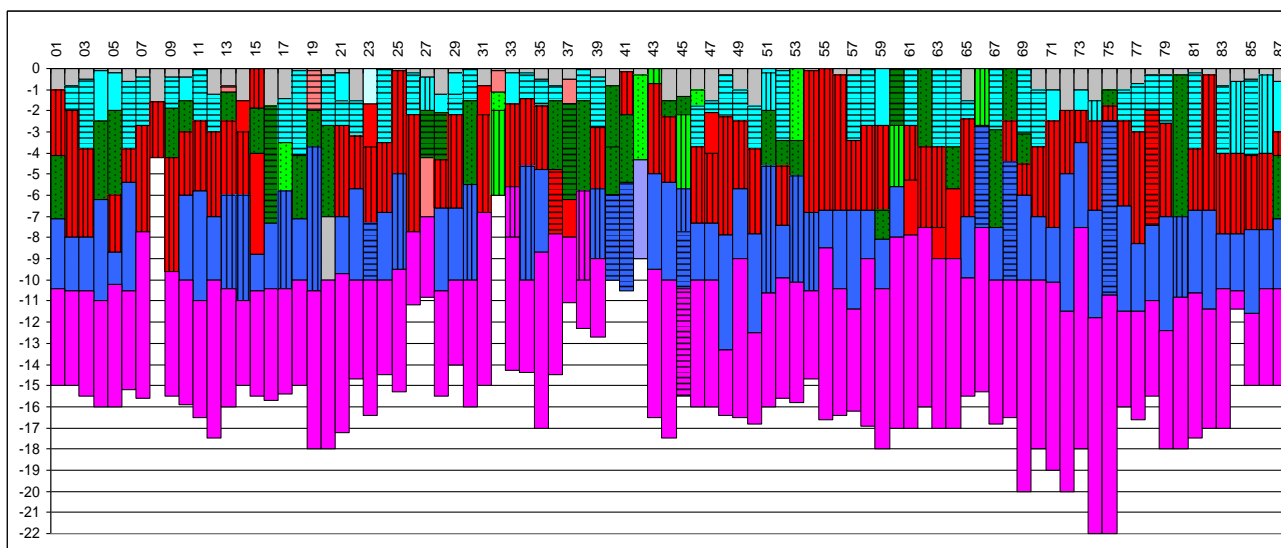


Abb. 4: Vegetationszonierung im Attersees: Hellblau: Characeenvegetation des Flachwassers; rot: Characeenvegetation des mittleren Tiefenbereichs; dunkelblau: Characeenvegetation der Tiefe; lila: Nitellarasen der Tiefe; hellgrün: niederwüchsige Höhere Pflanzen; dunkelgrün: Zone hochwüchsiger Arten (Laichkrautgürtel); quergestreift: mit niederwüchsigen Höheren Pflanzen; längsgestreift: mit Arten des Laichkrautgürtels; gepunktet: mit Characeen; grau: vegetationslos.

Eine kartographische Darstellung der Vegetationszonierung im Attersee findet sich im beiliegenden Kartenband. Die verschiedenen Vegetationstypen sind dort im Maßstab 1:2.000 flächig ausgewiesen. Details können weiters dem ArcGIS-Projekt (beiliegende DVD) entnommen werden.



3.3.4 Trophie-Indikation

Als Maß zur Beschreibung der von der submersen Makrophytenvegetation indizierten Trophie wird der Makrophytenindex (MELZER et al., 1986, 1988) verwendet. Abb. 5 zeigt die für die einzelnen Transekte des Attersees errechneten Werte des Makrophytenindex. Der Makrophytenindex in den einzelnen Transekten beschreibt den Grad der Nährstoffbelastung im entsprechenden Uferbereich.

Zu stärkeren Nährstoffbelastungen kommt es demnach in den Mündungsbereichen des Äußeren Weißenbachs, des Dixelbachs und vor allem der Seeache. Letztere beeinflusst zudem großräumig den gesamten südwestlichen Seeteil (Transekte 39 bis 45). Auch der Dürrenbach und ein kleiner in Abschnitt 51 einmündender Bach tragen offensichtlich nicht unerhebliche Nährstoffmengen in den See ein. Ob die offensichtlich Nährstoffbelastung der Abschnitte 54 bis 56 durch den Urfangbach verursacht wird, konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht geklärt werden, dürfte aber eher unwahrscheinlich sein.

Zu gewissen lokalen Nährstoffanreicherungen kommt es weiters häufig im Bereich von Badeplätzen, Häfen und Schiffsanlegestellen (Transekte 15+16, 19 [zusätzlich mit kleinem Zufluss], 27+28, 30, 37, 78+80).

Der Mittlere Makrophytenindex (gewichtet nach Abschnittslängen) für den Attersee beträgt 2,26, der Referenzwert für diesen Seentyp 1,50.

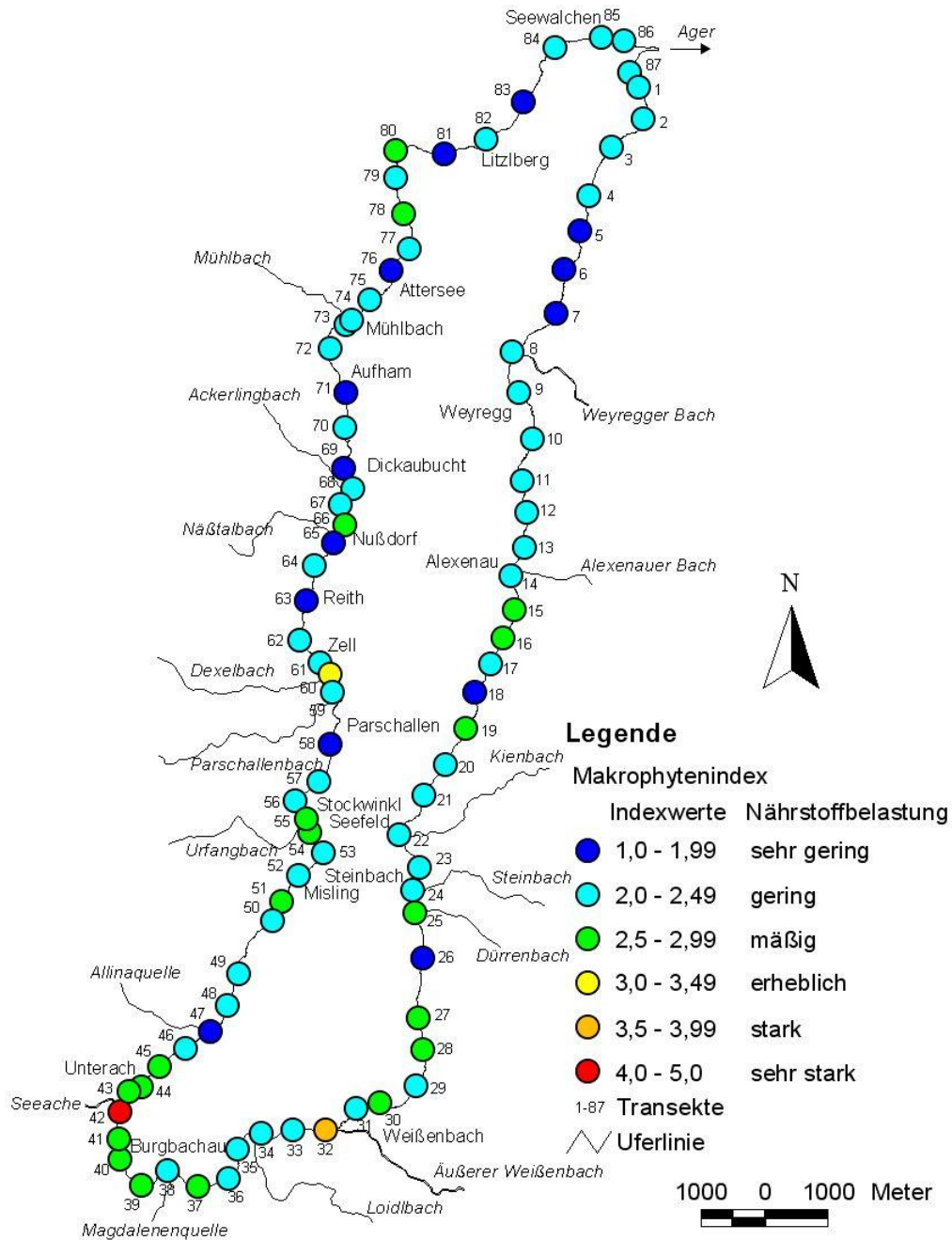


Abb. 5: Makrophytenindex in den einzelnen Transekten des Attersees.



3.3.5 Artenspektrum

Im Rahmen der durchgeführten Transektkartierung konnten im Attersee insgesamt 43 Makrophytenarten (zuzüglich 3 Varietäten) nachgewiesen werden (Tab. 4). 34 davon zählen zu den untergetauchten Pflanzen, 7 gehören zur Röhrichtvegetation und 2 sind Schwimmblattarten. 25 Arten vor scheinen in den Roten Liste Österreichs (NIKL FELD 1999) auf. 14 der vorkommenden Spezies können als typspezifische Referenzaren bezeichnet werden.

Tab. 4: Arteninventar des Attersees. Spalte 1: wissenschaftliche Artnamen, Spalte 2: deutsche Bezeichnungen, Spalte 3: Einordnung in den Roten Listen gemäß NIKL FELD (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: x = im betreffenden Seentyp als Referenzart zu bezeichnen.

MAKROPHYTENARTEN	Deutsche Artnamen	RL	REF
Untergetauchte Vegetation			
Charophyta			
<i>Chara aspera</i> DETHARDING ex WILLDENOW	Rauhe Armleuchteralge	*	x
<i>Chara aspera</i> var. <i>curta</i> (NOLTE ex KÜTZING) BRAUN ex LEONHARDI	Rauhe Armleuchteralge		x
<i>Chara aspera</i> var. <i>subinermis</i> GROVES	Rauhe Armleuchteralge		x
<i>Chara contraria</i> A. BRAUN EX KÜTZING	Gegensätzliche Armleuchteralge	*	x
<i>Chara contraria</i> var. <i>hispidula</i> A. BRAUN	Gegensätzliche Armleuchteralge		x
<i>Chara delicatula</i> AGARDH	Feine Armleuchteralge	*	x
<i>Chara globularis</i> THUILLIER	Zerbrechliche Armleuchteralge	*	x
<i>Chara hispida</i> L.	Steifhaarige Armleuchteralge	*	x
<i>Chara intermedia</i> A. BRAUN	Mittlere Armleuchteralge	*	x
<i>Chara tomentosa</i> L.	Geweih-Armleuchteralge	*	x
<i>Nitella flexilis</i> (L.) AGARDH	Biegsame Glanzleuchteralge	*	
<i>Nitella opaca</i> (BRUZELIUS) AGARDH	Dunkle Glanzleuchteralge	*	x
<i>Nitellopsis obtusa</i> (DESVAUX IN LOISELEUR-DESLONGCHAMPS) J. GROVES	Stern-Armleuchteralge	*	
<i>Tolypella glomerata</i> (DESVAUX IN LOISELEUR-DESLONGCHAMPS) LEONHARDI	Knäuel-Armleuchteralge	*	x
Bryophyta			
<i>Calliergonella cf. cuspidata</i> (HEDW.) LOESKE	Spießmoos		
<i>Eurhynchium speciosum</i> (BRID.) JUR.	Sumpf-Schönschnabelmoos	3	
<i>Fissidens taxifolius</i> HEDW.	Eibenblättriges Spaltzahnmoos		
<i>Fontinalis antipyretica</i> HEDW.	Gemeines Brunnenmoos		
<i>Rhynchostegium riparioides</i> (HEDW.) CARD.	Ufer-Schnabeldeckelmoos		

Tab. 4: Arteninventar des Attersees, Fortsetzung.

MAKROPHYTENARTEN	Deutsche Artnamen	RL	Kürzel
Spermatophyta			
<i>Elodea canadensis</i> MICHX.	Kanadische Wasserpest		
<i>Elodea nuttallii</i> (PLANCHON) ST. JOHN	Nuttall-Wasserpest		
<i>Groenlandia densa</i> (L.) FOURR.	Dichtes Fischkraut	3	
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Ähren-Tausendblatt		
<i>Najas intermedia</i> WOLFGANG EX GORSKI IN EICHWALD	Mittleres Nixenkraut		
<i>Potamogeton x cooperi</i> (FRYER) FRYER	Cooper's Laichkraut		
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Krauses Laichkraut		
<i>Potamogeton filiformis</i> PERS.	Faden-Laichkraut	2	x
<i>Potamogeton friesii</i> RUPR.	Stachelspitziges Laichkraut	2	
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Glanz-Laichkraut	3	
<i>Potamogeton x nitens</i> WEBER	Schimmerndes Laichkraut		
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Kamm-Laichkraut		
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Durchwachsenes Laichkraut	3	
<i>Potamogeton pusillus</i> L. SEC. DANDY ET TAYLOR	Zwerg-Laichkraut	3	x
<i>Ranunculus circinatus</i> SIBTHORP	Spreizender Wasserhahnenfuß	3	
<i>Ranunculus trichophyllus</i> CHAIX in VILLARS	Haarblatt-Wasserhahnenfuß		
<i>Utricularia australis</i> R. BR.	Großer Wasserschlauch	3 r!	
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Teichfaden	- r	
Schwimblattarten			
<i>Nuphar lutea</i> (L.) SIBTH. ET SM.	Gelbe Teichrose	3	
<i>Nymphaea alba</i> L.	Große Seerose	3 r!	
Röhrichtarten			
<i>Carex sp.</i> L.	Segge		
<i>Lythrum salicaria</i> L.	Blutweiderich		
<i>Mentha aquatica</i> L.	Wasser-Minze		
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Rohr-Glanzgras		
<i>Phragmites australis</i> (CAV.) STEUD.	Schilf		
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) PALLA	Grüne Teichbinse	- r	
<i>Solanum dulcamara</i> L.	Bittersüßer Nachtschatten		

Charakteristisch für den Attersee ist in den meisten Transekten ein zahlen- und mengenmäßiges Überwiegen von typspezifischen Referenzarten.

3.4. Bewertungsergebnis AIM – Modul 1

Jeder der zuvor genannten Aspekte der Makrophytenvegetation wird in Form eines eigenständigen Metrics in der Gesamtbewertung berücksichtigt. Die genauen Berechnungswege sind dem Leitfaden des BMLFUW zu entnehmen.

Die Bewertungsergebnisse für die einzelnen Metrics (jeweils berechnet für die gesamte Uferlänge des Attersees) sind in Abb. 6 dargestellt. Demnach resultiert für die Einzelmetrics „Vegetationsdichte“, „Vegetationsgrenze“ und „Zonierung“ ein „sehr guter Zustand“. Hinsichtlich der „Trophie“ und der „Artenzusammensetzung“ zeigen die entsprechenden Metrics einen „guten Zustand“ an.

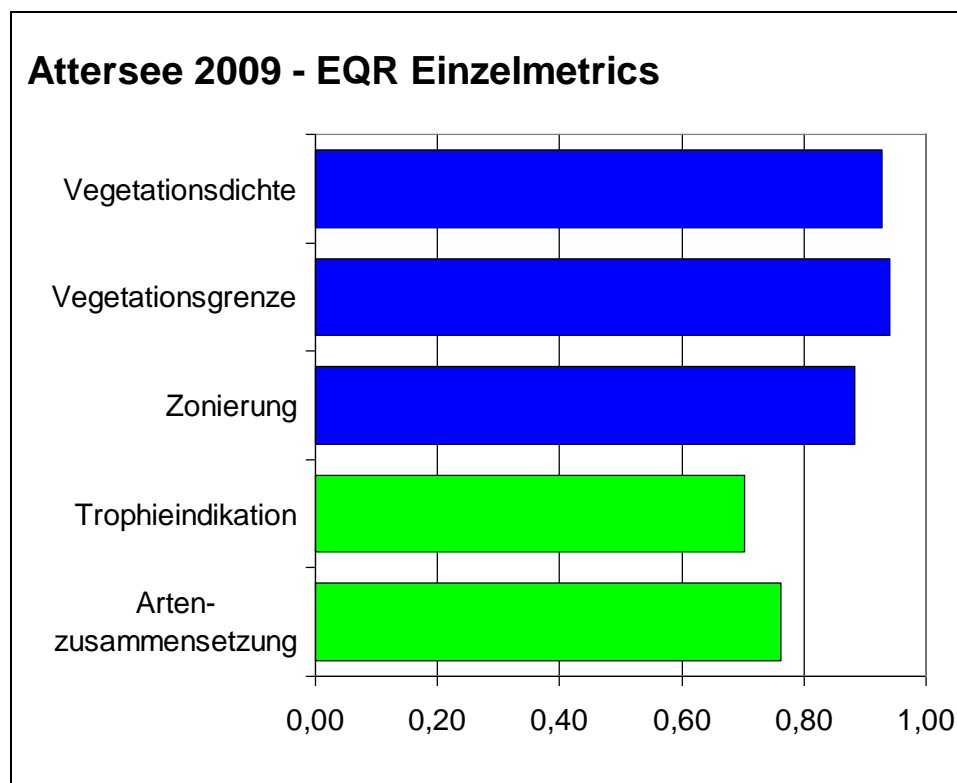


Abb. 6: Attersee 2009, EQR-Werte der Einzelmetrics.

Aus der Abfolge der Werte der einzelnen Metrics kann abgelesen werden, ob sich das betreffende Gewässer hinsichtlich der trophischen Verhältnisse in einer stabilen Situation befindet oder ob ein Eutrophierungs- oder Reoligotrophierungsprozess im Gange ist.

Auf Änderungen der Trophie reagieren die durch die verschiedenen Metrics abgebildeten Aspekte der Makrophytenvegetation in unterschiedlichen Zeitspannen. Verbessert sich z.B.



nach einer Eutrophierungsphase der trophische Zustand im See wieder, passt sich zuerst, und zwar relativ schnell, die Vegetationsdichte an die neuen Bedingungen an. Wenig länger dauert es, bis die Makrophytenvegetation wieder in eine, den verbesserten Sichtverhältnissen entsprechende, Tiefe vordringen kann. Für die Wiederherstellung der typspezifischen Vegetationszonierung wird ein vergleichsweise längerer Zeitraum benötigt.

Noch länger dauert es, bis sich wieder ein den trophischen Gegebenheiten im Freiwasser entsprechendes Artenspektrum ansiedelt. Dies liegt vor allem daran, dass Makrophyten ihre Nährstoffe nicht nur aus dem Freiwasser beziehen, sondern z.T. auch die im Sediment deponierten Nährstoffvorräte nutzen können. Es kommt daher im Zuge einer Reoligotrophierung zumeist dazu, dass die Makrophytenvegetation ein höheres Trophieniveau indiziert (Makrophytenindex bzw. Metric „Trophieindikation“), als jenes, welches auf Basis von Nährstoff- oder Planktonanalysen für das Freiwasser ermittelt wird. Am längsten (meist viele Jahre) dauert es schließlich, bis sich in Folge einer Reoligotrophierung wieder das ursprüngliche, typspezifische Arteninventar im See etablieren kann.

Aus Abb. 6 ist ersichtlich, dass die Reoligotrophierung des Attersees nahezu vollständig abgeschlossen ist. „Vegetationsdichte“, Vegetationsgrenze“ und „Zonierung“ entsprechen bereits fast zur Gänze den Erwartungen. Über das Metric „Trophieindikation“ zeigt die Makrophytenvegetation dennoch an, dass sich die Nährstoffverhältnisse im Sediment noch nicht im Gleichgewicht mit jenen des Freiwassers befinden. Die über die Makrophyten indizierte Trophie liegt noch deutlich höher als die für das Freiwasser ermittelte. Auch das Artenspektrum (Metric „Artenzusammensetzung“) hat sich nach der Eutrophierungsphase offensichtlich noch nicht vollständig wieder erholt.

Die Tatsache, dass sich für das Metric „Trophieindikation“ sogar ein etwas „schlechterer“ Wert als für das Metric „Artenzusammensetzung“ errechnet, kann möglicherweise als Hinweis darauf gewertet werden, dass mit den in der Vergangenheit durchgeführten Sanierungsmaßnahmen (Ringkanalisation etc.) zwar die maßgeblichen Schritte zur Ermöglichung der Reoligotrophierung des Attersees gesetzt wurden und diese großräumig auch stattgefunden hat, dass aber nach wie vor noch punktuelle Nährstoffeinträge erfolgen (vgl. Kapitel 3.3.4).

Vor dem Hintergrund der in Kapitel 3.3.3 dargelegten Probleme, die durch den über weite Strecken massiven Uferverbau des Attersees vor allem in den Flachwasserzonen entstehen, überrascht das sehr gute Abschneiden des Metrics „Vegetationszonierung“. Über dieses Metric von AIM – Modul 1 (Trophie und allgemeine Degradation) werden üblicherweise Defizite im Uferbereich gut indiziert. Da AIM – Modul 1 nur mit der submersen Vegetation



(incl. Schwimmblattpflanzen) arbeitet, ist dies aber nur dann möglich, wenn sich die Uferverbauungen auch auf diese Pflanzengruppen merklich auswirken (deutliche Reduktion oder Ausfall der entsprechenden Vegetationszone). Dies ist im Attersee aber nicht der Fall. Aufgrund der hohen Wassertransparenz reicht die submerse Flachwasservegetation zumeist bis in 2 bis 4 m Wassertiefe hinab, also weit tiefer als die meisten Uferverbauungen. Es kommt hier also zu keinem Ausfall der entsprechenden Zone, sondern lediglich zu einer – zumeist nur geringen – Verringerung der potentiell möglichen Pflanzenmenge in der Flachwasserzone.

Detektierbar werden die genannten Beeinträchtigungen der Uferstruktur, wenn auch die Vegetation im Wasser-Land-Übergangsbereich zur Beurteilung herangezogen wird. Ein spezifisches Modul zur WRRL-konformen Bewertung auch dieses Aspekts, welches besonders auf den Zustand des Röhrichts fokussiert, ist in Ausarbeitung (AIM – Modul 2).

Die Bewertungsergebnisse für die einzelnen Transekte, welche sich aus der gleichgewichteten Mittelung der Ergebnisse der Einzelmetrics des jeweiligen Transekts ergeben, umspannen am Attersee den Bereich von „sehr gut“ bis „mäßig“. Überträgt man nun die Bewertungsergebnisse für die einzelnen Transekte jeweils auf jene Uferstrecken, für die die betreffenden Transekte als repräsentativ zu betrachten sind, zeigt sich, dass insgesamt mit „sehr gut“ bewertete Uferabschnitte deutlich überwiegen (73 % der Uferlänge). Für 23 % der Uferlänge des Attersees ergibt sich ein „guter“ und nur für 4 % ein „mäßiger Zustand“ (Abb. 7).

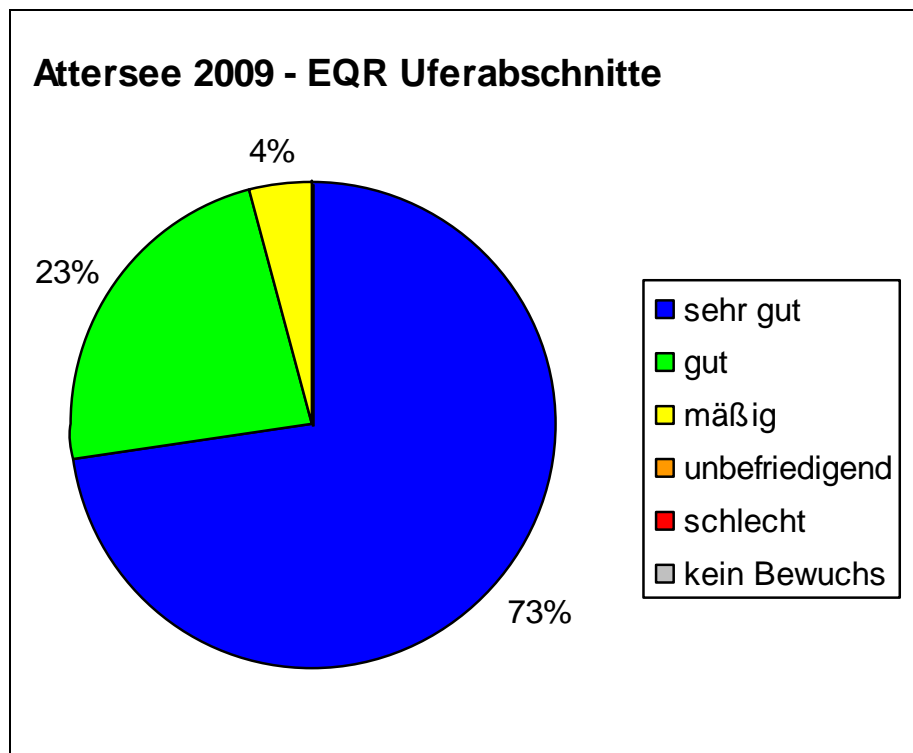


Abb. 7: Attersee 2009, prozentuale Anteile der Zustandsklassen an der Uferlänge.



Wie der folgenden Kartendarstellung (Abb. 8) zu entnehmen ist, schneidet der Nordteil des Sees bei der Bewertung insgesamt besser ab als der Südteil. Im nördlichen Seebecken wurde die weitaus überwiegende Anzahl der Uferabschnitte mit „sehr gut“ bewertet. Lediglich in wenigen Abschnitten wurde hier nur ein „guter“ ökologischer Zustand ausgewiesen. Dies sind die Abschnitte 1, 14 bis 17, 19 und 20, 60, 66, 80 und 87. Ein „mäßiger Zustand“ ergibt sich lediglich für den Mündungsbereich des Weyregger Bachs mit Strandbad und Tauchschule (Abschnitt 8).

Für das Südbecken ergab sich insgesamt eine etwas schlechtere Bewertung. Hier halten sich mit „sehr gut“ (Abschnitte 22 bis 24, 26, 33 bis 36, 38, 46 bis 50, 52 und 53) und mit „gut“ (Abschnitte 25, 27 bis 29, 31, 37, 39 bis 41, 43 bis 45, 51, 54 bis 56) bewertete Abschnitte in etwa die Waage. Mit „mäßig“ bewertet wurden die Mündungsbereiche des Äußeren Weißenbachs und der Seeache (Abschnitte 32 und 42).

Bezüglich der Vegetationsdichte sind fast überall „sehr gute“ Bedingungen gegeben (Abb. 9). Einzige Ausnahmen sind der Mündungsbereich des Weyregger Bachs mit Strandbad und Tauchschule (Abschnitt 8), der mit „mäßig“ bewertet wurde, sowie die hinsichtlich der vorhandenen Vegetationsdichte nur „gut“ bewerteten Abschnitte 18, 20, 27, 28 und 31, in denen sich ebenfalls zumeist Badebereiche befinden.

Abbildung 10 zeigt das Bewertungsergebnis des Metrics „Vegetationsgrenze“. Mit Ausnahme von Abschnitt 27, in den ein Rohr (Straßenentwässerung?) einmündet, kommt es diesbezüglich zu Defiziten nur in den Mündungsbereichen der großen Zuflüsse. So am Weyregger Bach (Abschnitt 8), am Äußeren Weißenbach (Abschnitt 32) und großräumig im Mündungsbereich der Seeache (Abschnitte 40 bis 42).

Aus der kartographischen Darstellung der Ergebnisse des Metrics „Vegetationszonierung“ können üblicherweise – neben Stellen mit starkem anthropogen verursachtem Wellenaufkommen oder mechanischen Belastungen durch Badebetrieb – vor allem Bereiche mit massiven Uferverbauungen gut lokalisiert werden. Dies ist am Attersee nicht der Fall (vgl. Abb. 11). Die Ursachen dafür, dass die o.a. Belastungen im Falle des Attersees durch das Metric „Vegetationszonierung“ nicht erfasst werden, wurden bereits einleitend in diesem Kapitel erläutert.

Die typspezifische Zonierung der aquatischen Vegetation kann jedoch auch durch andere anthropogen verursachte Einflüsse gestört werden. So gehen z.B. im Falle der Erhöhung des Trophienniveaus (im Gesamtsee oder durch punktuelle Nährstoffeinträge) die für die verschiedenen Zonen charakteristischen, sensitiven Arten in ihrer Häufigkeit zurück und



werden durch andere, nährstoffliebendere ersetzt. Weiters verschwinden oft aufgrund von Lichtmangel die tieferen Vegetationszonen ganz.

Nachdem das Metric „Vegetationszonierung“ abprüft, ob alle für den jeweiligen Typ charakteristischen Zonen in ausreichender Dichte vorhanden sind und aus den repräsentativen Arten gebildet werden, werden auch die eben aufgeführten Störungen detektiert. Aus einem Vergleich der Abbildungen 11 und 12 (Trophieindikation) wird deutlich, dass sich hinsichtlich der Vegetationszonierung vornehmlich für solche Uferabschnitte nur ein „mäßig“ ergab, bei denen offensichtlich eine Nährstoffbelastung vorliegt.

Gemäß dem Metric Trophieindikation (vgl. Abb. 12) sind als nährstoffbelastete Abschnitte vor allem die Mündungsbereiche von Bächen zu nennen, wie Abschnitt 19 (kleiner Zufluss), Abschnitt 25 (Dürrenbach), Abschnitt 32 (Äußerer Weißenbach), Abschnitte 39 bis 45 (Seeache), Abschnitt 51 (kleiner über ein Rohr einmündender Bach), Abschnitte 54 bis 56 (ev. beeinflusst durch Urfangbach, es scheint hier aber eher eine andere Belastungsquelle vorzuliegen) und Abschnitt 60 (Dexelbach). Häufig scheint die Nährstoffbelastung auch durch intensiven Badebetrieb zu erfolgen, wie z. B. in den Abschnitten 15 bis 17, 27 und 28, 30, 66, 77 und 78. In den genannten Abschnitten wurden häufig auch einmündende Rohre (Straßenentwässerung?) festgestellt. Mögliche Ursachen für die offensichtlichen Nährstoffbelastungen in den Abschnitten 37 und 80 konnten im Rahmen der vorliegenden Untersuchung keine ausgemacht werden.

Die Artenzusammensetzung hat im Attersee nur in einigen Bereichen Referenzcharakter. Dies ist der Fall in den Abschnitten 2, 5, 10, 24, 26, 34, 35, 46, 48 bis 50, 53, 56, 58 bis 59, 63 bis 65, 67, 69 bis 71, 74, 77, 79, 81 bis 83 und 85 (Abb. 13). Die Bewertung mit dem Metric „Artenzusammensetzung“ resultiert in den meisten Fällen in „gut“.

Insgesamt ergibt sich für den Attersee nach der Makrophytenvegetation im Untersuchungsjahr 2009 mit einem EQR-Wert von 0,84 ein „sehr guter“ ökologischer Zustand. Das Qualitätsziel wird damit erreicht.

Ökologische Zustandsklasse Attersee 2009	sehr gut (EQR = 0,84)
---	------------------------------

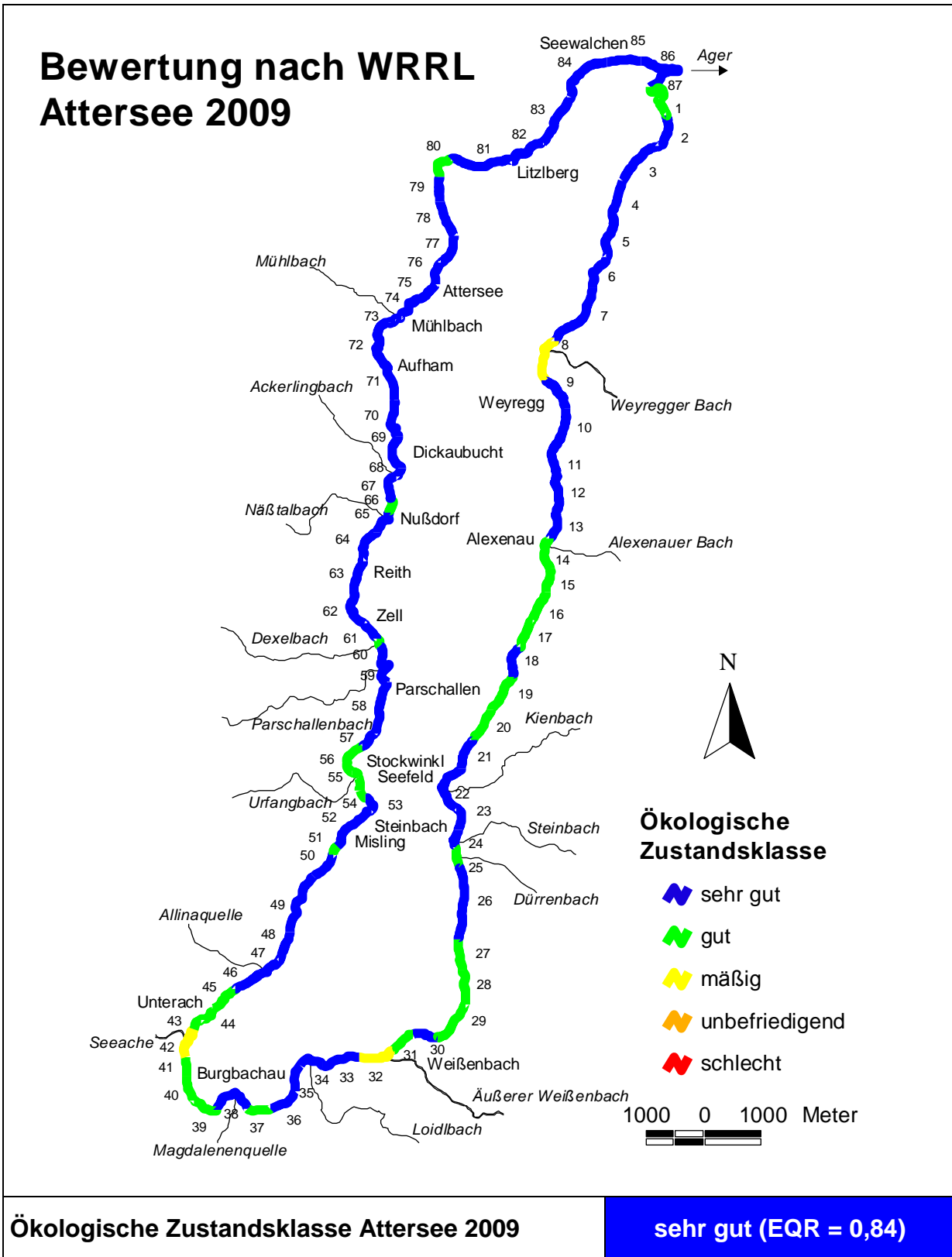


Abb. 8: Attersee 2009, EQR gesamt.

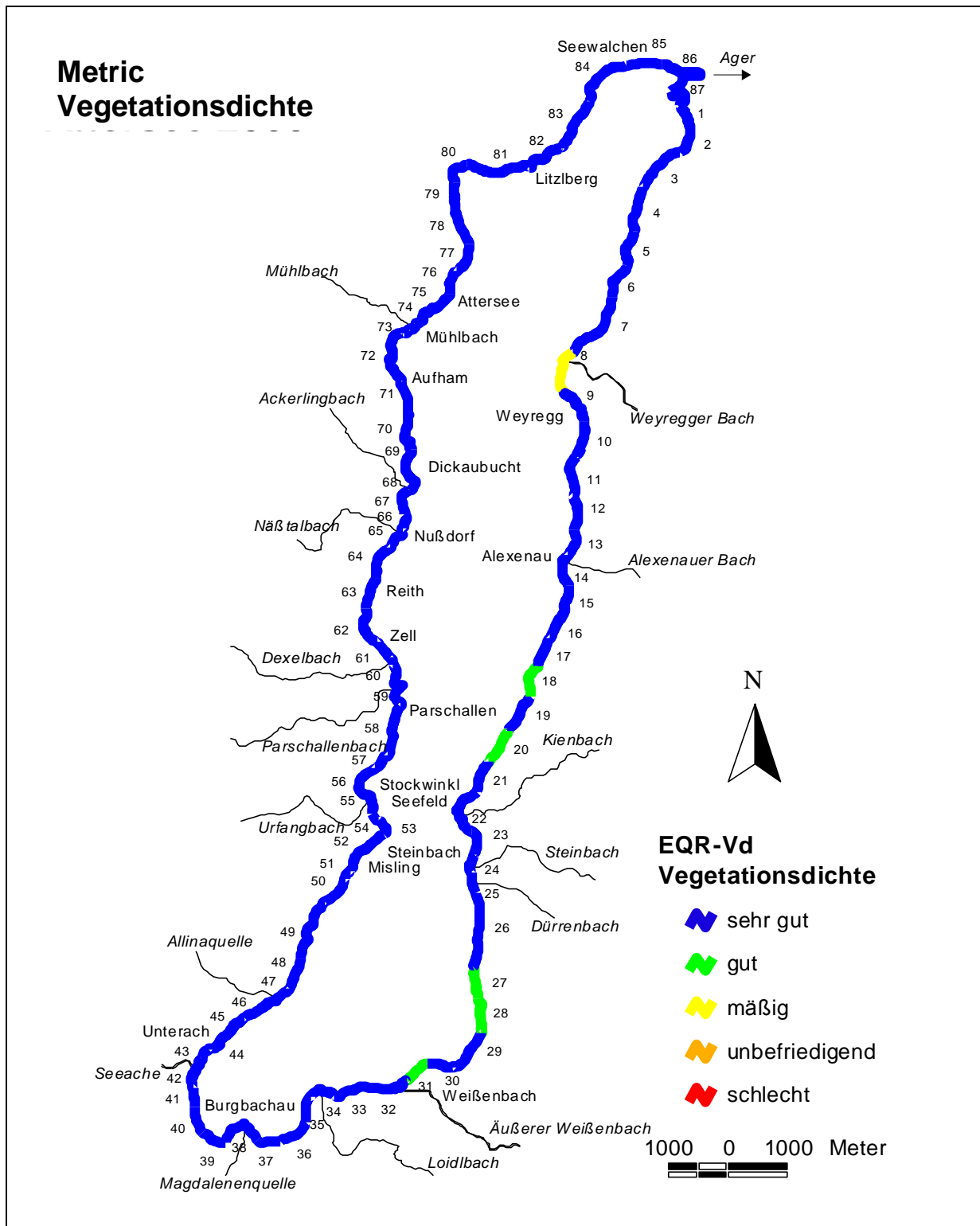


Abb. 9: Attersee 2009, EQR Vegetationsdichte.

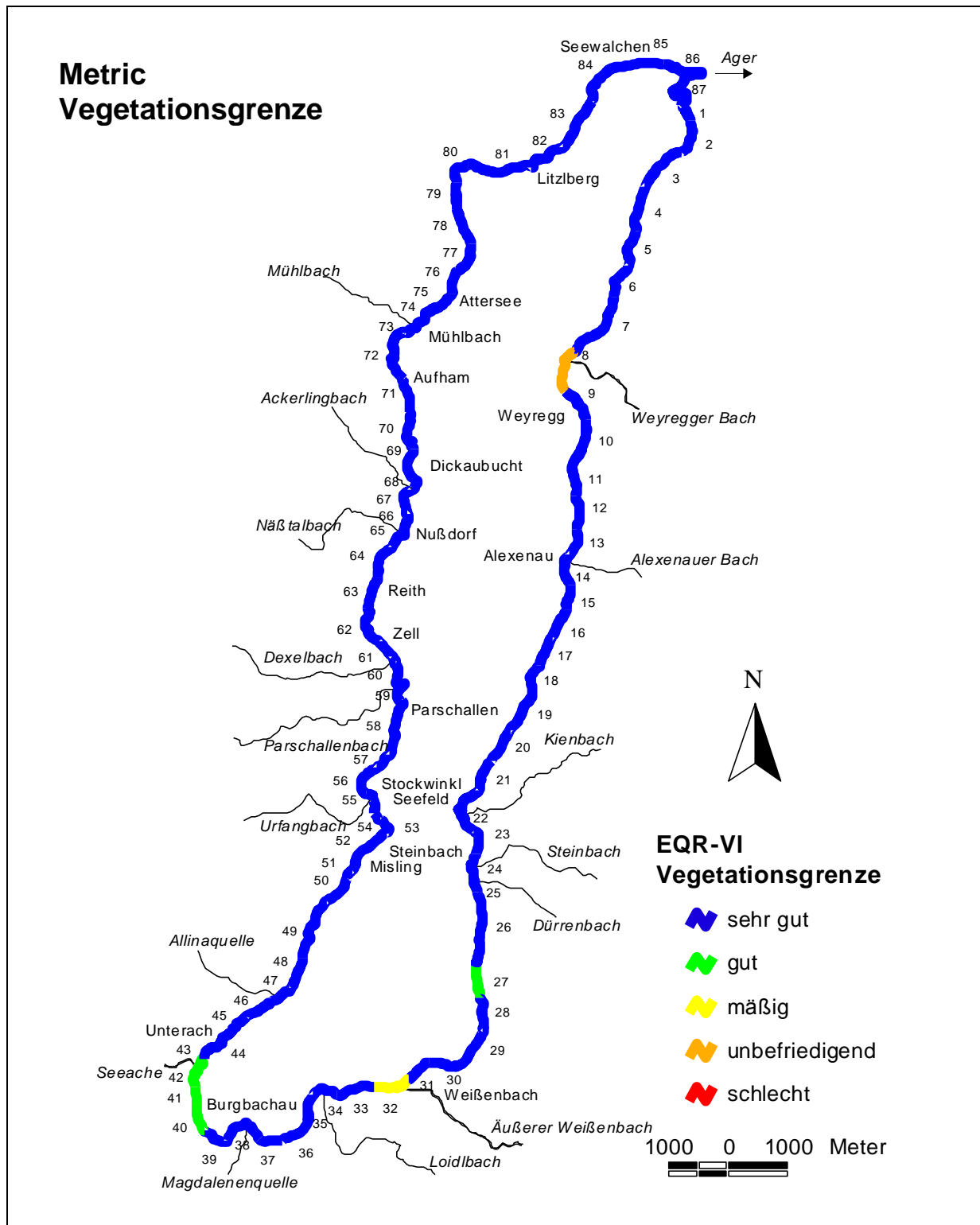


Abb. 10: Attersee 2009, EQR Vegetationsgrenze.

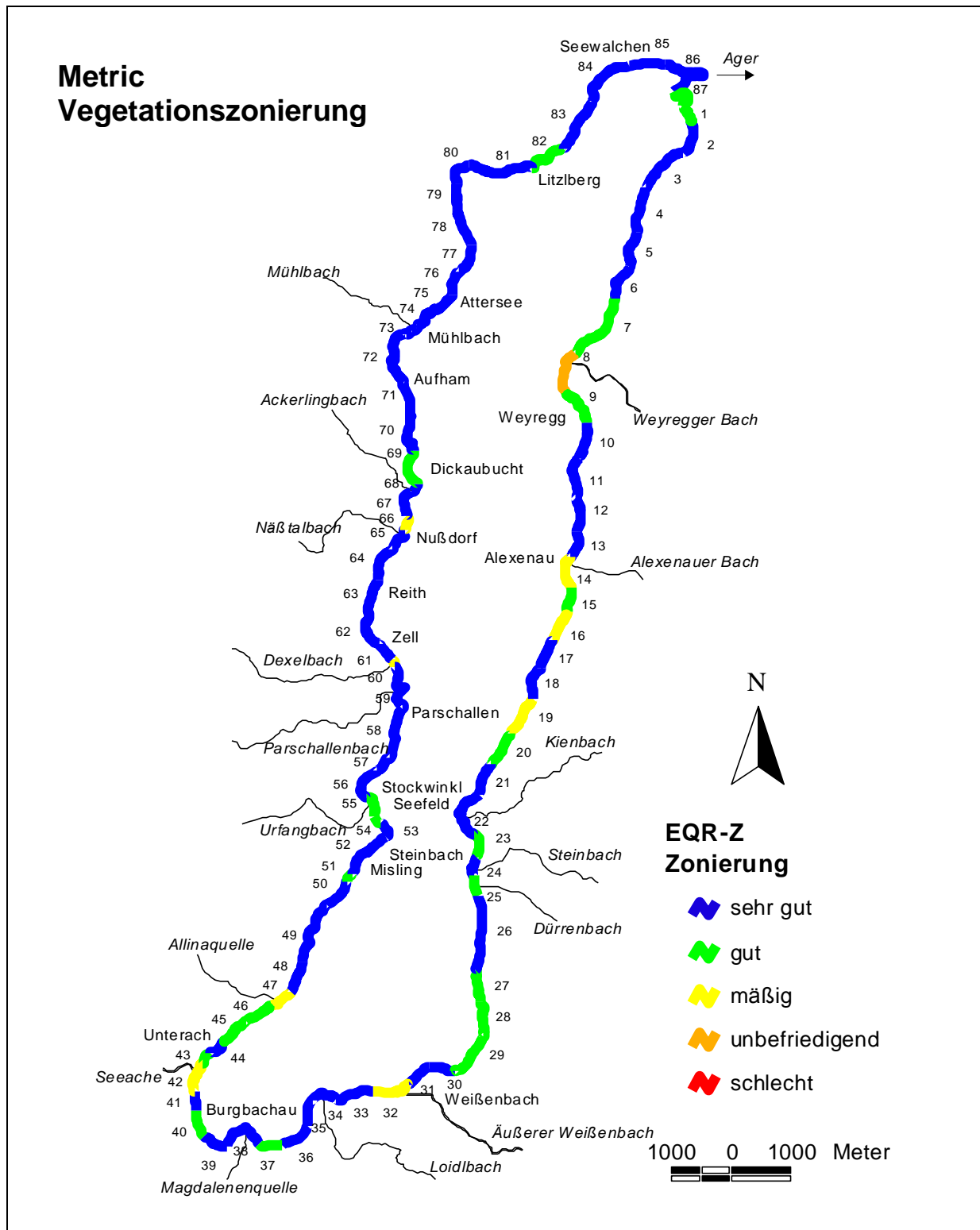


Abb. 11: Attersee 2009, EQR Vegetationszonierung.

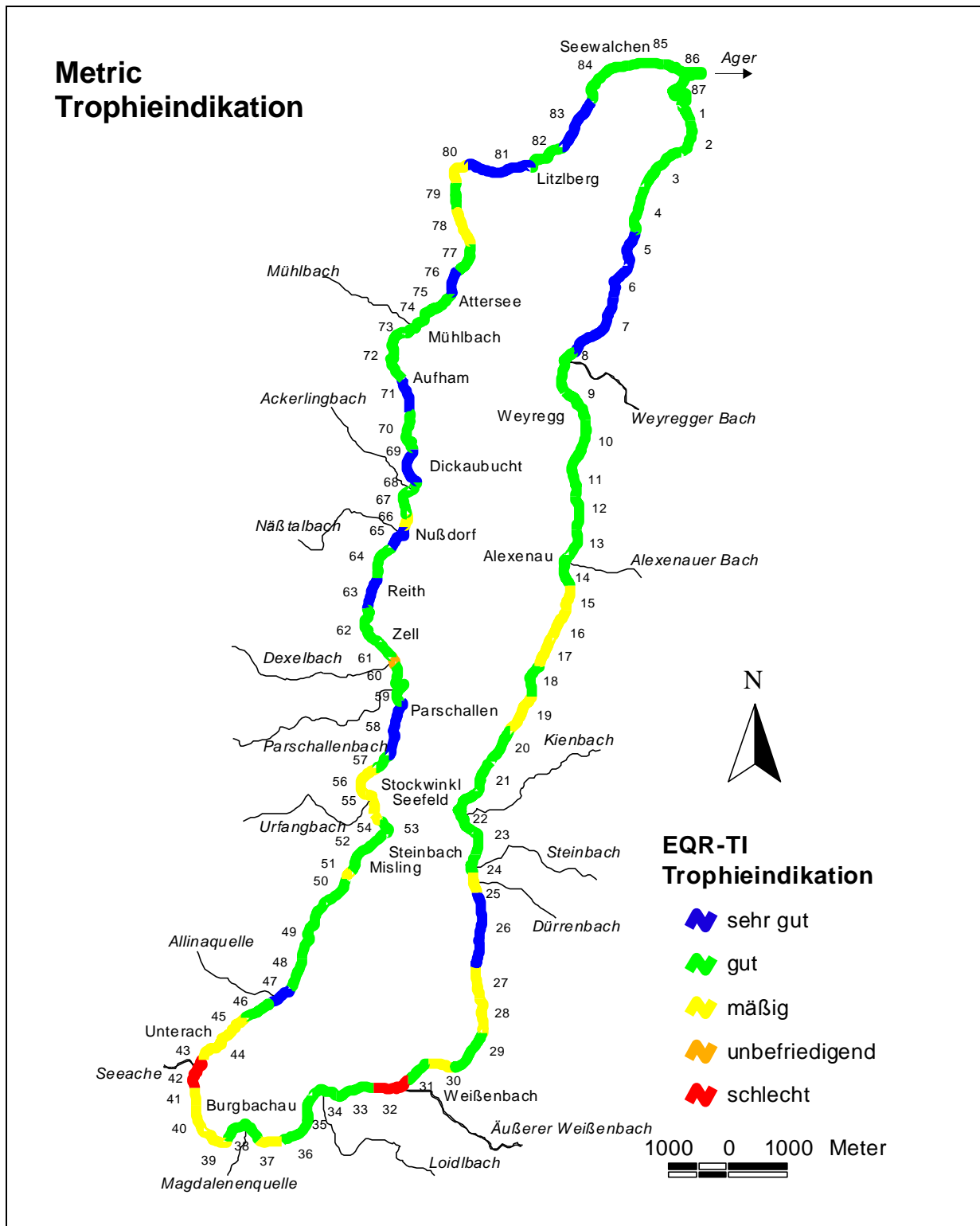


Abb. 12: Attersee 2009, EQR Trophieindikation.

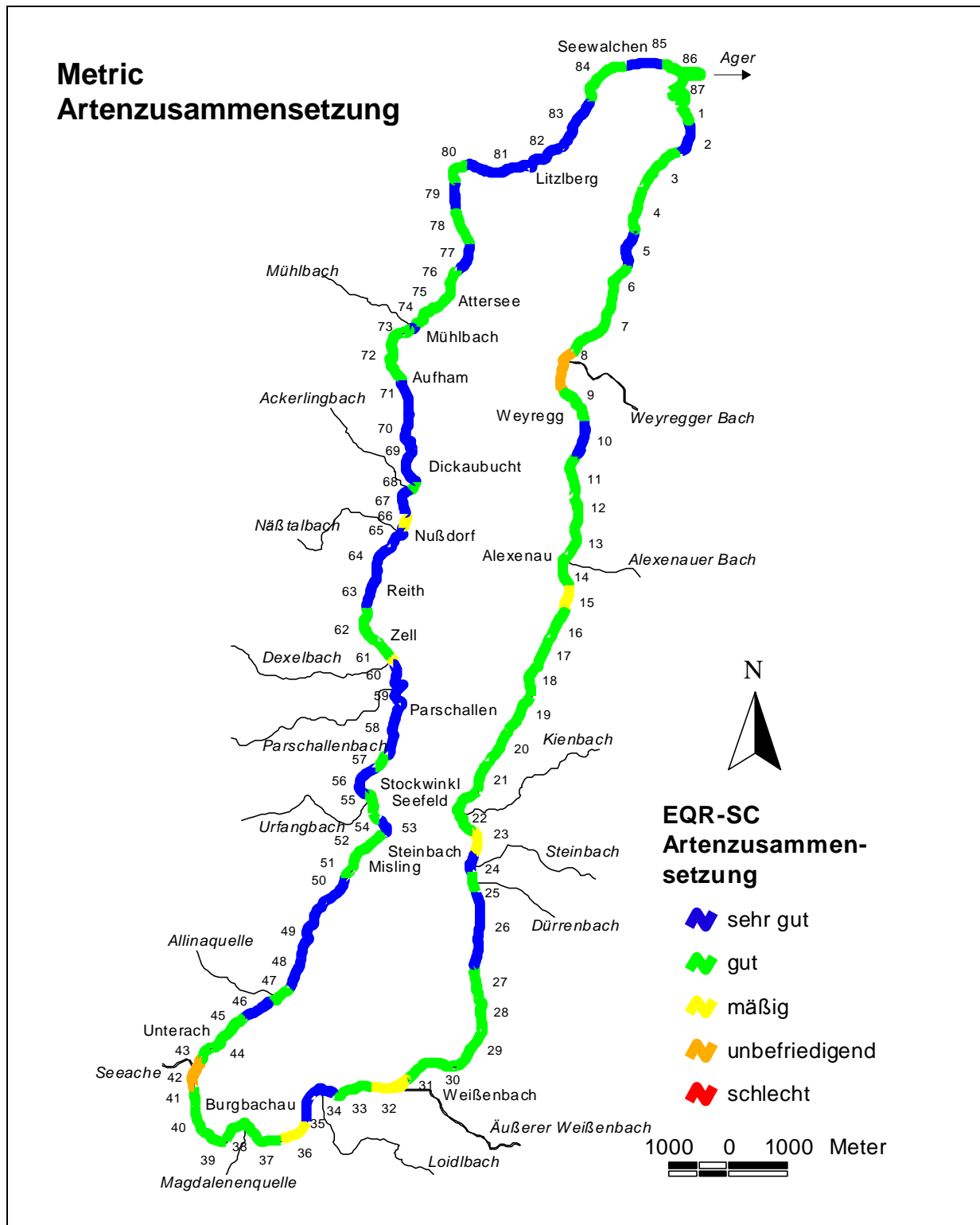


Abb. 13: Attersee 2009, EQR Artenzusammensetzung.

4 VERGLEICH MIT DEN BEWERTUNGSERGEBNISSEN 1994

Die Makrophytenvegetation des Attersees wurde 1994 erstmals umfassend untersucht (PALL, 1996). Im Folgenden werden die Bewertungsergebnisse dieser Daten nach AIM-Modul 1 der Bewertung der Daten aus dem Jahr 2009 gegenüber gestellt.

Wie aus Abbildung 14 ersichtlich, gab es Verbesserungen vor allem bei den Einzelmetrics „Vegetationsdichte“, „Trophieindikation“ und „Artenzusammensetzung“. Weiters hat sich der Anteil „sehr guter“ Uferabschnitte von 67 % im Jahr 1994 auf 73 % im Jahr 2009 vergrößert. Mit „gut“ bewertete Uferabschnitte haben entsprechend von 29 % auf 23 % abgenommen. Der Anteil „mäßig“ bewerteter Abschnitte blieb mit 4 % gleich.

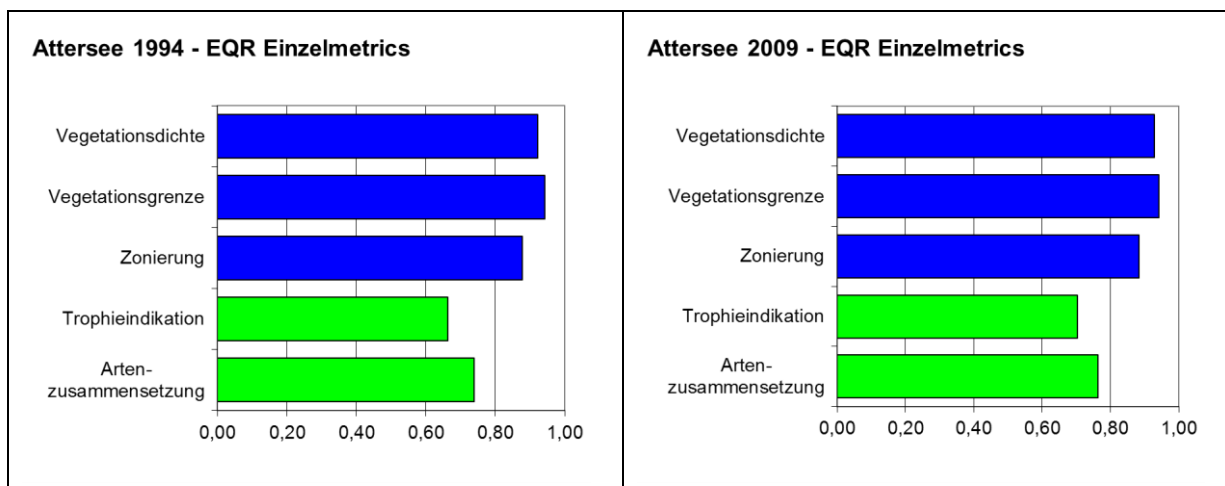


Abb. 14: Attersee, Ergebnisse Einzelmetrics, Vergleich 1994 und 2009.

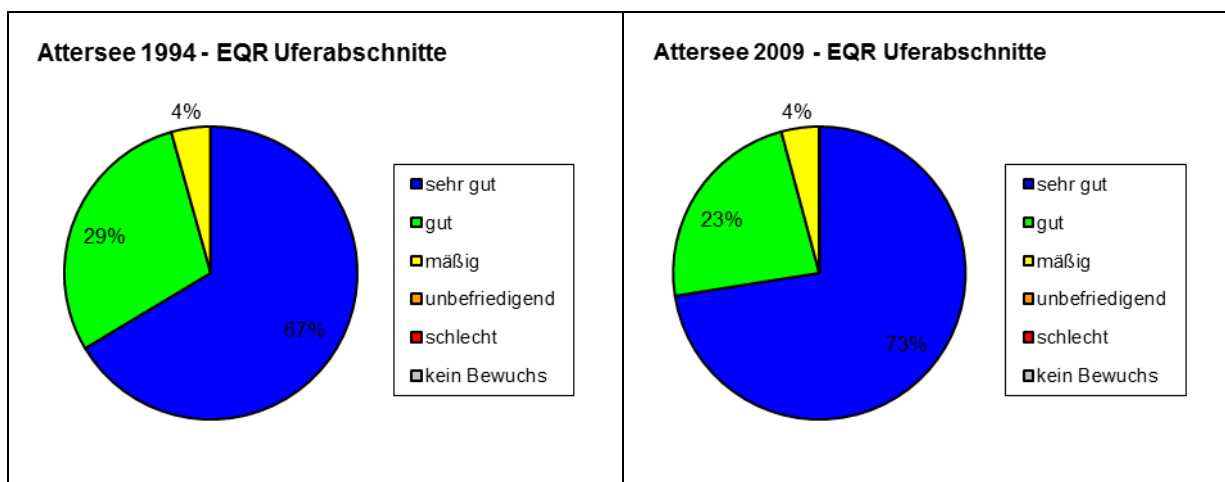


Abb. 15: Attersee, prozentuale Anteile der Zustandsklassen an der Uferlänge 1994 und 2009.

Der kartographischen Darstellung der Ergebnisse der Gesamtbewertung ist zu entnehmen, dass überwiegend Verbesserungen der ökologischen Zustandsklasse eingetreten sind. Dies betrifft vor allem zahlreiche Mündungsbereiche von Bächen. Zu nennen sind hier der Kienbach, der Steinbach, die Magdalenenquelle, die Allinaquelle, der Parschallenbach, der Ackerlingbach und der Mühlbach. Die Mündungsbereiche der großen Zuflüsse Seeache und Äußerer Weißenbach, die bereits 1994 nur mit „mäßig“ bewertet wurden, haben sich hingegen nicht verbessert. Im Mündungsbereich des Weyregger Bachs ist sogar eine Verschlechterung zum jetzt ebenfalls „mäßigem Zustand“ eingetreten.

Insgesamt verbesserte sich der EQR-Wert von 0,83 im Jahr 1994 auf 0,84 im Jahr 2009. Dies entspricht in beiden Jahren dem „sehr guten“ ökologischen Zustand.

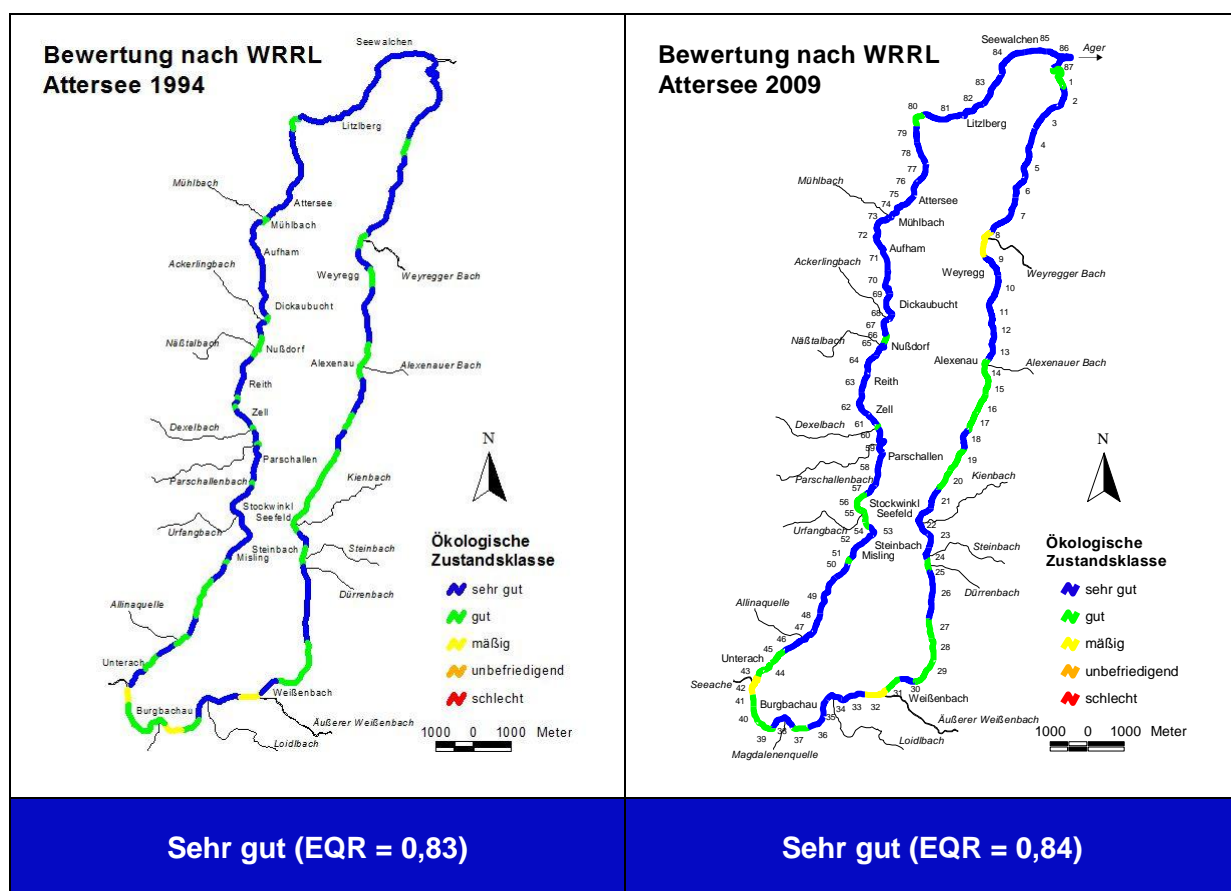


Abb. 16: Attersee Gesamtbewertung, Vergleich 1994 und 2009.



Betrachtet man neben der Gesamtbewertung des Attersees auch die Einzelmetrics im Detail, so zeigt sich beispielsweise bei der Vegetationsdichte, dass sowohl 1994 als auch 2009 fast ausschließlich „sehr gute“ Zustände vorliegen. Daneben gab es 1994 einige wenige Abschnitte, die nur mit „gut“ bewertet wurden. Am Gesamtbild ändert sich bis 2009 kaum etwas, lediglich ein Abschnitt mit „mäßigerem“ Zustand kommt hinzu – hierbei handelt es sich um den Mündungsbereich des Weyregger Bachs (Abb. 17).

Ähnliche Ergebnisse sind auch beim Metric „Vegetationsgrenze“ vorzufinden (Abb. 18). In beiden Untersuchungsjahren sind diesbezüglich in den untersuchten Abschnitten hauptsächlich „sehr gute“ Bedingungen gegeben. Während 1994 kein Abschnitt einen schlechteren Zustand als „gut“ erreichte, weisen hingegen 2009 der Mündungsbereich des Äußeren Weißenbachs nur einen „mäßigen“ Zustand und der Mündungsbereich des Weyregger Bachs sogar nur einen „unbefriedigenden“ Zustand auf.

Beim Metric „Zonierung“ liegen sowohl 1994 als auch 2009 vorwiegend „sehr gute“ bis „gute“ Zustände vor (Abb. 19). Während 1994 noch 2 Abschnitte (Mündung Äußerer Weißenbach und Seeache) mit „unbefriedigend“ beurteilt wurden, stellt der Mündungsbereich des Weyregger Bachs 2009 den einzigen Abschnitt mit „unbefriedigendem“ Zustand dar. Die Anzahl der Abschnitte mit „mäßigerem“ Zustand hat sich im Gegensatz dazu von 4 Stellen 1994 auf 8 Stellen 2009 verdoppelt.

Etwas differenzierter erscheinen die Ergebnisse des Metrics „Trophieindikation“ – die Bewertungen umfassen hier sowohl 1994 als auch 2009 das gesamte Spektrum von „sehr gut“ bis „schlecht“ (Abb. 20). Der Nordteil des Sees weist in beiden Untersuchungsjahren „sehr gute“ bis „gute“ Zustände auf. Diese Bewertung erstreckt sich 2009 im Osten bis Alexenau. Das restliche Ostufer als auch das Südbecken weisen vorwiegend „gute“ bis „mäßige“ Zustände auf. Während 1994 entlang des Westufers noch sehr viele Abschnitte mit Handlungsbedarf vorlagen, haben sich diese mit Ausnahme der Abschnitte Nußdorf, Mündung Dixelbach sowie der Abschnitte 44, 45, 51 und 80 deutlich verbessert. 2009 neu hinzugekommen sind an diesem Uferabschnitt lediglich die Abschnitte rund um Stockwinkel (54 bis 56) und Abschnitt 78.

Generell wird bei Betrachtung des Metrics „Trophieindikation“ offensichtlich, dass es im Einflussbereich der meisten Zuflüsse zu einer deutlichen Reduktion der Nährstoffbelastung gekommen ist. Hierdurch haben sich insbesondere am Westufer die Verhältnisse gegenüber 1994 stark verbessert. Verschlechterungen gegenüber 1994 können 2009 nur im Mündungsbereich des Dürrenbachs und des Äußeren Weißenbachs festgestellt werden. Weiterhin unverändert „schlecht“ präsentiert der Mündungsbereich der Seeache.

Hinsichtlich der Artenzusammensetzung dominieren 1994 als auch 2009 „gute“ Zustände, gefolgt von „sehr guten“ Zuständen (Abb. 21). Der einzige „schlechte“ Abschnitt (Mündung Seeache) von 1994 verbessert sich 2009 auf „unbefriedigend“. Dieser Zustand liegt 2009 auch beim Mündungsbereich des Weyregger Bachs vor. Ausgedehnte Verbesserungen von 1994 auf 2009 sind rund um Litzberg als auch entlang der Abschnitte 24 und 26 und am gegenüberliegenden Ufer entlang der Abschnitte 46 und 48 bis 50 vorzufinden. Ansonsten halten sich kleinräumige Verbesserungen als auch Verschlechterungen die Waage, wobei die Mehrheit der Zuflüsse eine Tendenz zur Verbesserung aufweist.

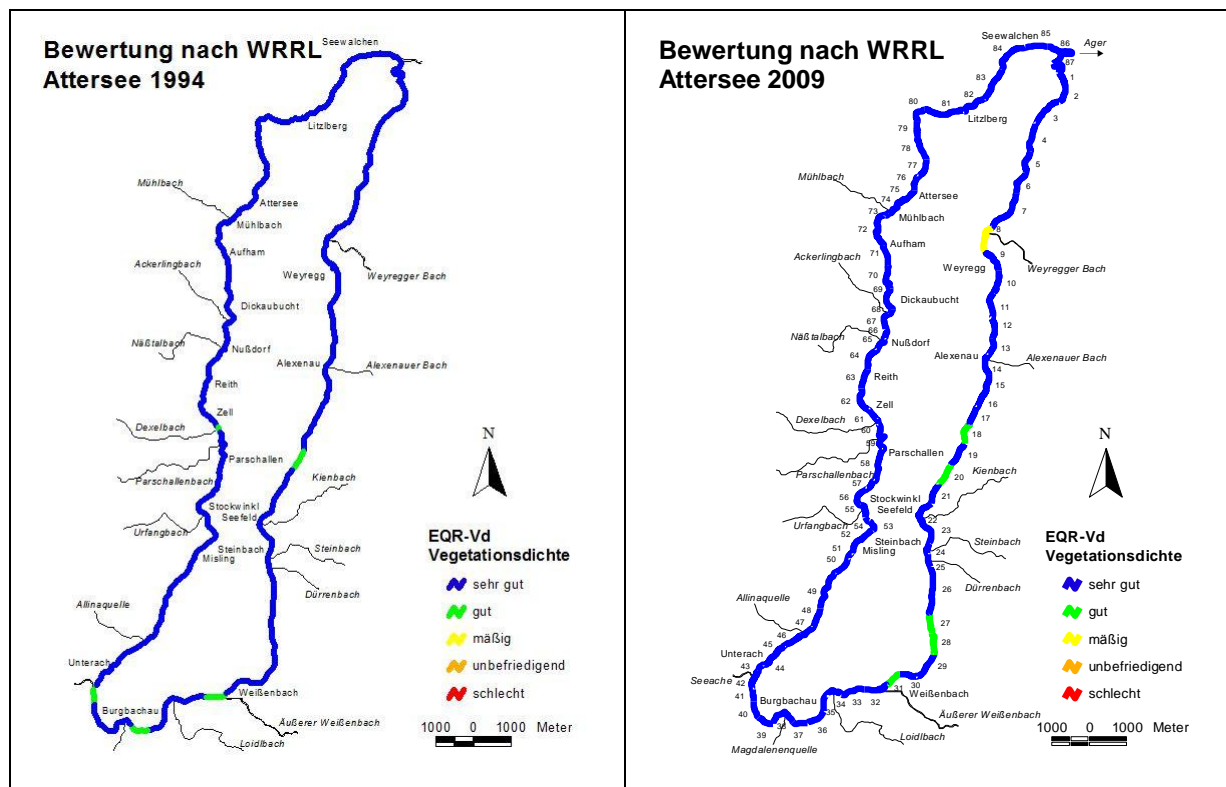


Abb. 17: Attersee, Ergebnis Metric Vegetationsdichte, Vergleich 1994 und 2009.

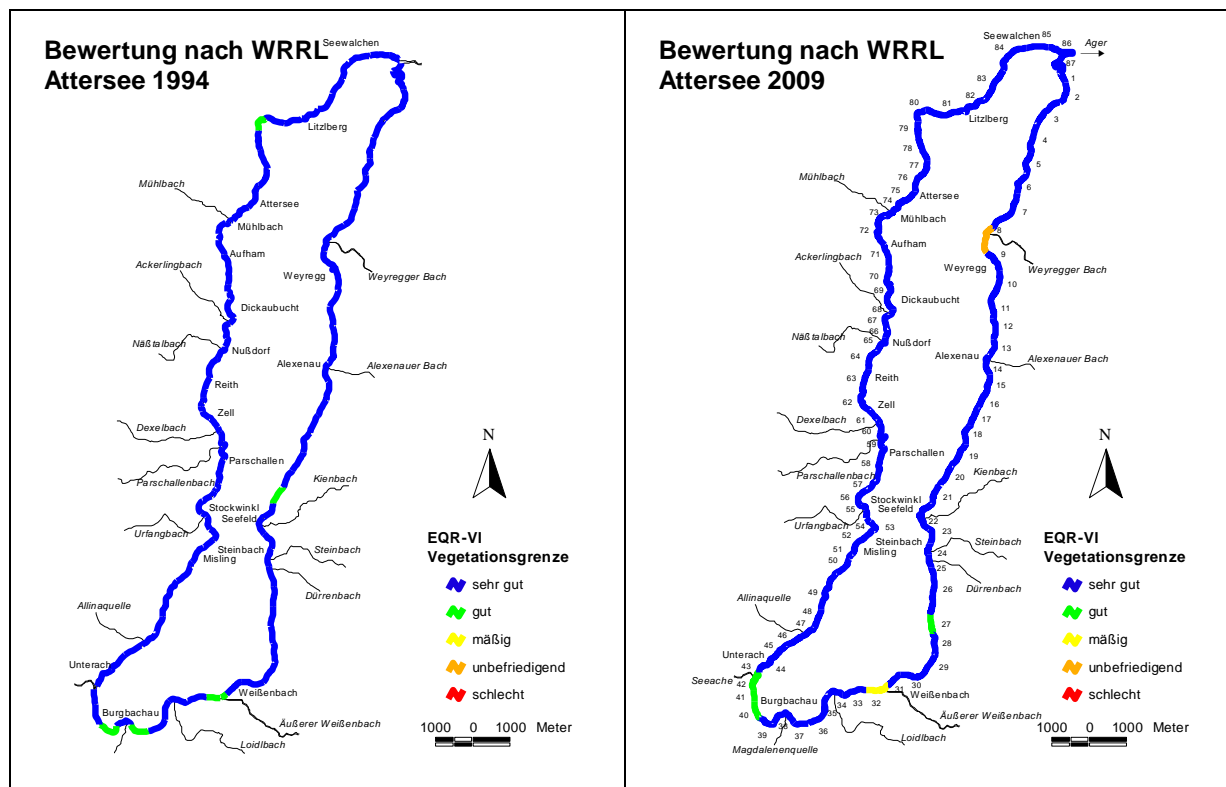


Abb. 18: Attersee, Ergebnis Metric Vegetationsgrenze, Vergleich 1994 und 2009.

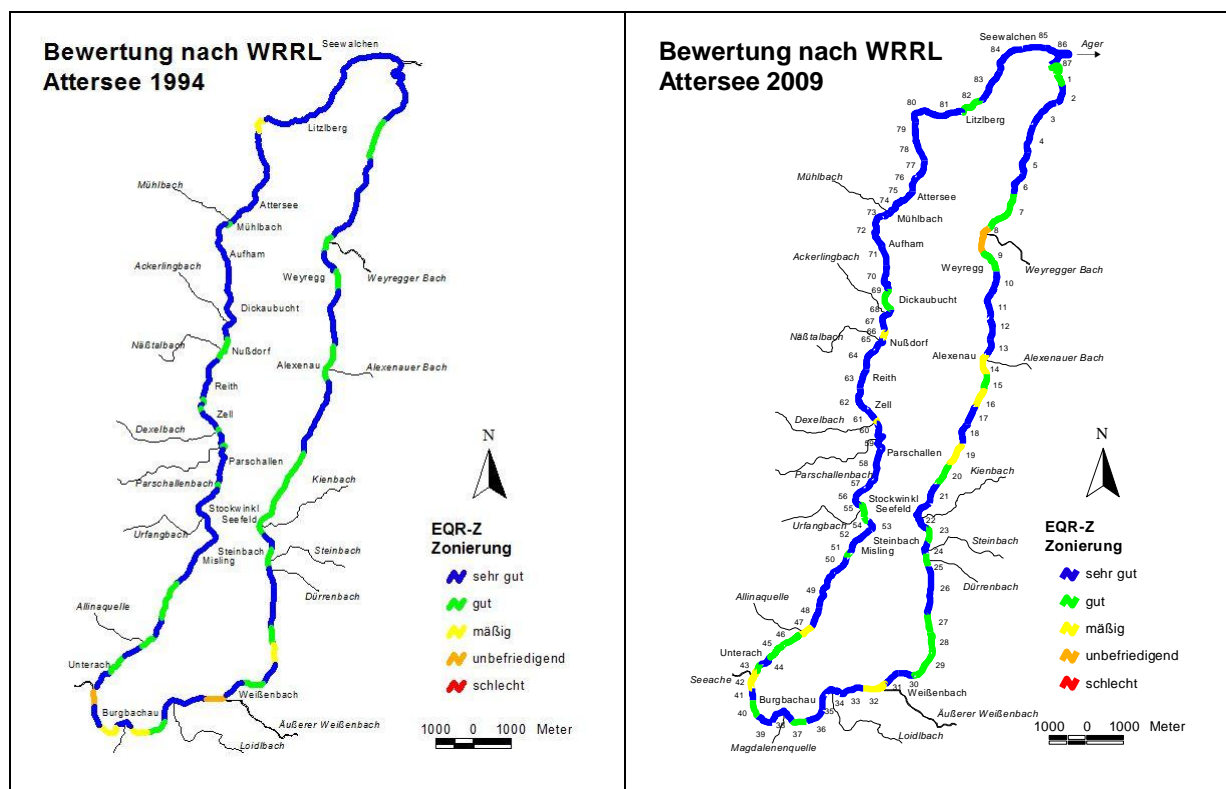


Abb. 19: Attersee, Ergebnis Metric Vegetationszonierung, Vergleich 1994 und 2009.

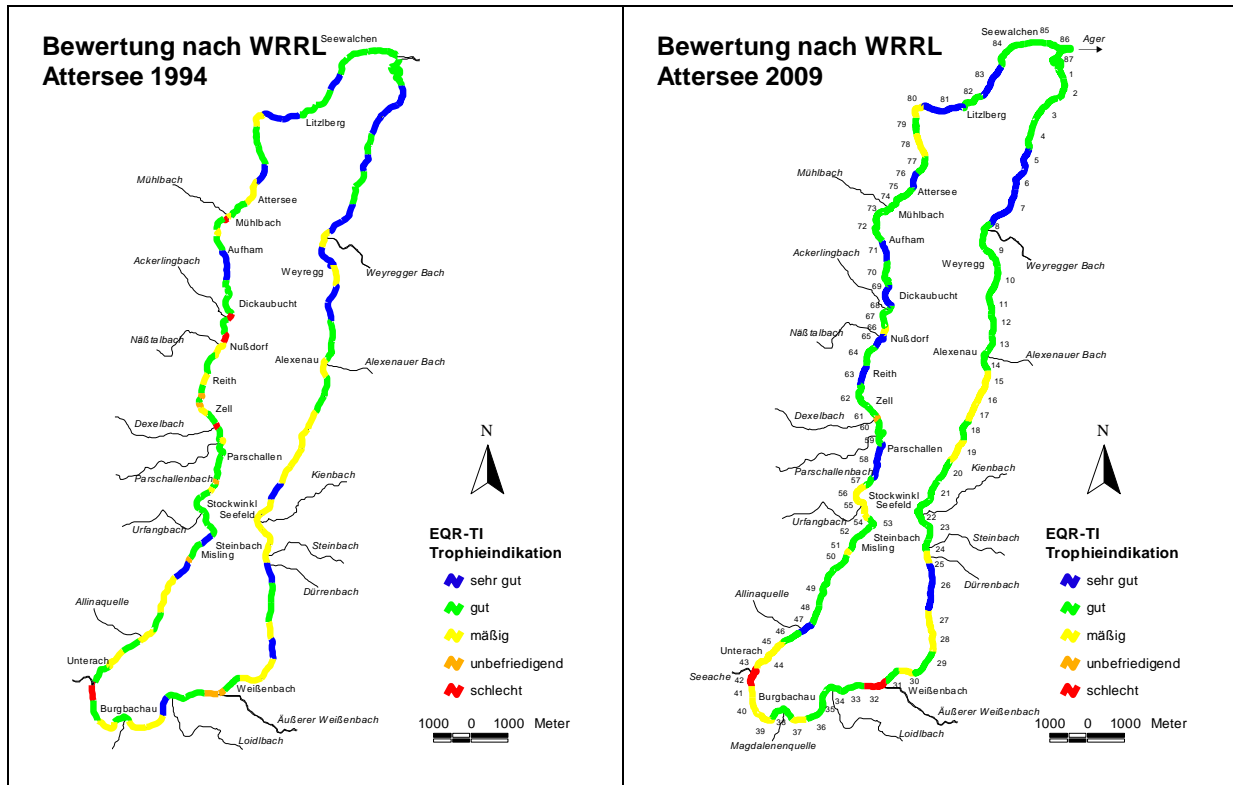


Abb. 20: Attersee, Ergebnis Metric Trophieindikation, Vergleich 1994 und 2009.

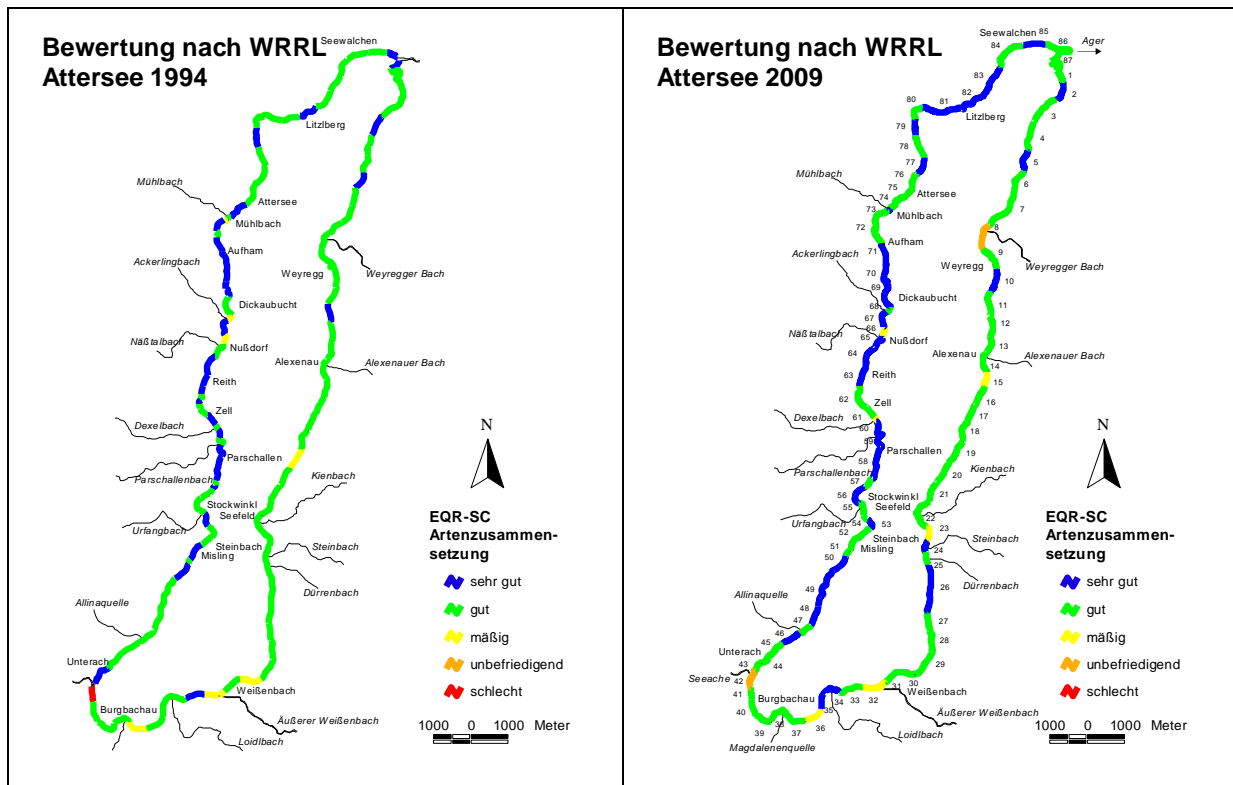


Abb. 21: Attersee, Ergebnis Metric Artzusammensetzung, Vergleich 1994 und 2009.



5 ZUSAMMENFASSENDE BEURTEILUNG

Gemäß dem Bewertungsverfahren nach Wasserrahmenrichtlinie, Qualitätselement Makrophyten (AIM – Modul 1, Trophie und allgemeine Degradation) ergibt sich für den Attersee im Jahr 2009 ein EQR-Wert von 0,84 und damit ein „sehr guter“ ökologischer Zustand. 73 % der Uferlinie wurden mit „sehr gut“ bewertet, 23 % mit „gut“ und lediglich 4 % mit „mäßig“. Der „Handlungsbedarf“ ist hierbei in den Mündungsbereichen der Seeache, des Äußeren Weißenbachs und des Weyregger Bachs gegeben.

Ein Vergleich der EQR-Werte der Einzelmetrics ergibt, dass die Reoligotrophierung des Attersees bereits weit fortgeschritten ist. Für die Metrics „Vegetationsdichte“, Vegetationsgrenze“ und „Zonierung“ errechnet sich jeweils ein „sehr gut“. Als Resultat für die Metrics „Trophieindikation“ und „Artenzusammensetzung“ ergibt sich hingegen nur ein „gut“. Für die Makrophyten stehen im Sediment noch reichliche Nährstoffdepots zur Verfügung, weshalb die Vegetation noch die höheren Trophiewerte der Vergangenheit indiziert. Auch die vorgefundene Artenzusammensetzung weicht in einigen Bereichen noch merklich von der zu erwartenden Referenzartengemeinschaft ab.

Der kartographischen Darstellung des Bewertungsergebnisses kann entnommen werden, dass es zu lokalen Beeinträchtigungen der Makrophytenvegetation in erster Linie im Einflussbereich von einmündenden Bächen und Flüssen kommt. Die Darstellung der Einzelmetrics zeigt, dass in den beeinträchtigten Bereichen zumeist ein trophisches Problem vorliegt. Zu Nährstoffbelastungen kommt es darüber hinaus häufig in Bereichen mit intensiver Badenutzung und an Schiffsanlegestellen.

Die ganz offenkundigen Defizite des Attersee im Wasser-Land-Übergangsbereich werden von Modul 1 (Trophie und allgemeine Degradation) des Bewertungssystems AIM nicht detektiert. Dies liegt daran, dass Modul 1 ausschließlich mit submersen Arten und Schwimmblattpflanzen arbeitet, die im Attersee durch die Uferverbauungen nur wenig beeinflusst werden (nähere Erläuterungen s. Kapitel 3.4). Hier müsste Modul 2, welches auf Röhricht- und Uferpflanzen fokussiert, eingesetzt werden. Dieses Modul ist derzeit in Ausarbeitung.

Die Makrophytenvegetation des Attersees ist erstmals 1994 detailliert untersucht worden (PALL, 1996). Eine Bewertung der erhobenen Daten nach AIM – Modul 1 attestiert dem Attersee bereits zu diesem Zeitpunkt einen „sehr guten“ ökologischen Zustand. Seither ist es sowohl insgesamt wie auch bezüglich der einzelnen Metrics zu weiteren Verbesserungen gekommen. Besonders eindrucksvoll belegt dies das Metric „Trophieindikation“. Demnach ist es im Einflussbereich der meisten Zuflüsse zu einer deutlichen Reduktion der Nährstoffbelastung gekommen, wodurch sich insbesondere am Westufer die Verhältnisse gegenüber 1994 stark verbessert haben.



6 LITERATUR

- BMLFUW (Hrsg.); 2010: Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil 3B – Makrophyten.- Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Feber 2010, 64pp.
- 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.
- 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.
- 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.- Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 1/88, 262pp.
- NIKL FELD, H.; 1999: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs.- Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz (Wien) 10, 292pp.
- 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, 49pp.
- PALL, K.; 2009: Methods for establishing Macrophyte Vegetation Fingerprints of Lakes – a new Mapping Method and useful Tools for Data Evaluation and Interpretation.- *Aquatic Botany*, submitted.
- PALL, K. & MAYERHOFER, V.; 2010: Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil 3B – Makrophyten.- Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.), Wien, Feber 2010, 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., 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.



ANHANG

EQR-Werte, Einzelmetrics und gesamt, für die einzelnen Uferabschnitte.

ID Transekt	EQR-Vd	EQR-VI	EQR-Z	EQR-TI	EQR-SC	EQR-ges	ÖZK
ATS01	0,97	0,95	0,80	0,65	0,63	0,80	2
ATS02	0,97	0,95	1,00	0,76	0,84	0,90	1
ATS03	0,98	0,96	1,00	0,72	0,74	0,88	1
ATS04	0,94	0,97	1,00	0,79	0,75	0,89	1
ATS05	0,90	0,97	0,90	0,81	0,82	0,88	1
ATS06	0,90	0,95	1,00	0,84	0,69	0,88	1
ATS07	0,84	0,96	0,80	0,92	0,72	0,85	1
ATS08	0,57	0,40	0,40	0,76	0,32	0,49	3
ATS09	0,99	0,96	0,70	0,68	0,80	0,83	1
ATS10	0,99	0,97	1,00	0,72	0,83	0,90	1
ATS11	0,91	0,99	1,00	0,77	0,78	0,89	1
ATS12	0,94	1,00	1,00	0,69	0,79	0,89	1
ATS13	0,94	0,97	1,00	0,67	0,73	0,86	1
ATS14	0,86	0,95	0,50	0,61	0,73	0,73	2
ATS15	0,87	0,96	0,70	0,57	0,58	0,74	2
ATS16	0,85	0,97	0,60	0,48	0,68	0,71	2
ATS17	0,95	0,96	0,90	0,60	0,61	0,80	2
ATS18	0,80	0,95	0,90	0,80	0,73	0,83	1
ATS19	0,83	1,00	0,50	0,57	0,68	0,72	2
ATS20	0,68	1,00	0,70	0,66	0,72	0,75	2
ATS21	0,90	1,00	1,00	0,75	0,77	0,88	1
ATS22	0,96	0,94	0,90	0,66	0,79	0,85	1
ATS23	0,97	0,98	0,80	0,75	0,58	0,82	1
ATS24	0,95	0,93	1,00	0,72	0,84	0,89	1
ATS25	0,88	0,95	0,70	0,59	0,69	0,76	2
ATS26	0,85	0,82	0,90	0,96	0,83	0,87	1
ATS27	0,71	0,80	0,80	0,60	0,75	0,73	2
ATS28	0,80	0,96	0,70	0,58	0,73	0,75	2
ATS29	0,89	0,92	0,80	0,63	0,74	0,79	2
ATS30	0,93	0,97	0,90	0,58	0,71	0,82	1
ATS31	0,74	0,95	0,90	0,65	0,68	0,79	2
ATS32	0,90	0,55	0,50	0,20	0,51	0,53	3
ATS33	0,86	0,93	0,90	0,72	0,78	0,84	1
ATS34	0,93	0,93	1,00	0,72	1,00	0,92	1
ATS35	0,88	1,00	0,90	0,76	1,00	0,91	1
ATS36	0,98	0,93	1,00	0,74	0,60	0,85	1
ATS37	0,84	0,82	0,80	0,49	0,66	0,72	2
ATS38	0,95	0,86	1,00	0,75	0,72	0,86	1
ATS39	0,83	0,87	1,00	0,56	0,75	0,80	2
ATS40	0,92	0,77	0,70	0,51	0,64	0,71	2



ID Transekt	EQR-Vd	EQR-VI	EQR-Z	EQR-TI	EQR-SC	EQR-ges	ÖZK
ATS41	0,99	0,79	1,00	0,55	0,68	0,80	2
ATS42	0,99	0,73	0,60	0,00	0,37	0,54	3
ATS43	1,00	0,99	0,80	0,56	0,61	0,79	2
ATS44	0,89	1,00	0,90	0,53	0,65	0,79	2
ATS45	0,97	0,96	0,70	0,49	0,64	0,75	2
ATS46	0,97	0,97	0,70	0,73	0,85	0,85	1
ATS47	0,96	0,97	0,60	0,86	0,73	0,83	1
ATS48	0,95	0,98	1,00	0,79	0,83	0,91	1
ATS49	0,90	0,99	1,00	0,72	0,83	0,89	1
ATS50	0,96	0,99	1,00	0,72	0,85	0,91	1
ATS51	0,97	0,97	0,80	0,54	0,61	0,78	2
ATS52	1,00	0,96	1,00	0,66	0,79	0,88	1
ATS53	0,97	0,97	1,00	0,68	1,00	0,92	1
ATS54	0,96	0,94	0,80	0,56	0,76	0,80	2
ATS55	0,97	0,99	0,80	0,56	0,63	0,79	2
ATS56	0,87	0,83	0,90	0,60	0,82	0,80	2
ATS57	0,89	0,98	1,00	0,65	0,76	0,86	1
ATS58	1,00	1,00	1,00	0,86	1,00	0,97	1
ATS59	1,00	1,00	1,00	0,74	0,85	0,92	1
ATS60	0,87	1,00	0,60	0,39	0,53	0,68	2
ATS61	0,99	1,00	1,00	0,71	0,72	0,88	1
ATS62	1,00	0,97	1,00	0,71	0,76	0,89	1
ATS63	1,00	1,00	1,00	0,86	0,89	0,95	1
ATS64	1,00	1,00	1,00	0,74	0,84	0,92	1
ATS65	0,97	0,96	1,00	0,84	0,85	0,92	1
ATS66	0,97	0,95	0,60	0,55	0,44	0,70	2
ATS67	0,99	0,99	0,90	0,68	0,82	0,88	1
ATS68	1,00	0,99	0,90	0,68	0,73	0,86	1
ATS69	1,00	1,00	0,70	0,88	0,92	0,90	1
ATS70	0,94	1,00	0,90	0,80	0,88	0,90	1
ATS71	0,97	1,00	1,00	0,81	0,88	0,93	1
ATS72	0,97	1,00	0,90	0,70	0,71	0,85	1
ATS73	0,98	1,00	1,00	0,65	0,73	0,87	1
ATS74	0,98	1,00	1,00	0,71	0,82	0,90	1
ATS75	0,98	1,00	0,90	0,71	0,73	0,86	1
ATS76	0,89	0,97	1,00	0,84	0,80	0,90	1
ATS77	0,85	0,99	1,00	0,75	0,83	0,89	1
ATS78	0,89	0,96	0,90	0,56	0,77	0,82	1
ATS79	0,99	1,00	1,00	0,73	0,85	0,91	1
ATS80	0,99	1,00	0,90	0,44	0,67	0,80	2
ATS81	1,00	1,00	1,00	0,81	1,00	0,96	1
ATS82	0,99	1,00	0,80	0,70	0,81	0,86	1
ATS83	0,98	1,00	1,00	0,84	0,87	0,94	1
ATS84	0,98	0,83	1,00	0,70	0,80	0,86	1
ATS85	0,95	0,95	1,00	0,74	0,81	0,89	1
ATS86	0,99	0,95	1,00	0,67	0,80	0,88	1
ATS87	0,98	0,95	0,70	0,64	0,75	0,80	1