

Bericht Nr. 58

Submerse Makrophyten des Bodensees Kartierung in den Jahren 2006 bis 2010



**Kartierung der Makrophyten mittels Transektmethode
(Tauchen/Rechen)**

Bericht Nr. 58

**Submerse Makrophyten des Bodensees
Kartierung in den Jahren 2006 bis 2010**

**Vergleich der Wasserpflanzen mit der Kartierung von
SCHMIEDER 1993**

Bewertung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Inhalt

1	Zusammenfassung	2
2	Einleitung	4
3	Ziele der Untersuchung	6
4	Historische Entwicklung oligotropher Characeen im Bodensee bis heute	7
5	Methodik	9
5.1	Makrophyten als Bioindikatoren	9
5.1.1	Ermittlung des trophischen Zustands mit Hilfe des Makrophytenindex	10
5.1.2	Ermittlung des Ökologischen Zustands nach EG-Wasserrahmenrichtlinie	12
5.2	Untersuchungen am Bodensee	15
5.2.1	Untersuchungszeitraum und Auswahl der Probestellen	16
5.2.2	Anpassung der Tiefenstufen an den Seewasserstand	17
5.2.3	Methodische Unterschiede zur vorausgehenden Kartierung	21
6	Ergebnisse der Makrophytenkartierung mit Diskussion	22
6.1	Liste der submersen Makrophyten	22
6.2	Makrophytische Arten – Verbreitung, Autökologie und Vergleich mit der Kartierung von 1993	24
6.2.1	<i>Chara aspera</i> – Raue Armleuchteralge	24
6.2.2	<i>Chara contraria</i> – Gegensätzliche Armleuchteralge	26
6.2.3	<i>Chara denudata</i> – Nackte Armleuchteralge	28
6.2.4	<i>Chara globularis</i> (syn. <i>Ch. fragilis</i>) – Zerbrechliche Armleuchteralge	29
6.2.5	<i>Chara tomentosa</i> – Hornblättrige Armleuchteralge	31
6.2.6	<i>Nitella opaca</i> – Dunkle Glanzleuchteralge	33
6.2.7	<i>Nitellopsis obtusa</i> – Stern-Armleuchteralge	34
6.2.8	<i>Ceratophyllum demersum</i> – Rauhes Hornblatt	37
6.2.9	<i>Elodea canadensis</i> – Kanadische Wasserpest	39
6.2.10	<i>Elodea nuttallii</i> – Schmalblättrige Wasserpest	40
6.2.11	<i>Myriophyllum spicatum</i> – Ähriges Tausendblatt	42
6.2.12	<i>Najas marina</i> subsp. <i>intermedia</i> – Mittleres Nixenkraut	44
6.2.13	<i>Najas minor</i> – Kleines Nixenkraut	46
6.2.14	<i>Potamogeton friesii</i> (syn. <i>P. mucronatus</i>) – Stachelspitziges Laichkraut	46
6.2.15	<i>Potamogeton gramineus</i> – Gras-Laichkraut	49
6.2.16	<i>Potamogeton pectinatus</i> – Kamm-Laichkraut	49
6.2.17	<i>Potamogeton perfoliatus</i> – Durchwachsenes Laichkraut	52

6.2.18	<i>Potamogeton pusillus</i> (syn. <i>P. panormitanus</i>) – Kleines Laichkraut	54
6.2.19	<i>Zannichellia palustris</i> – Teichfaden.....	55
6.2.20	Zusätzliche Arten.....	57
6.2.21	Besondere Funde.....	59
6.3	Entwicklung der submersen Makrophytenvegetation	61
6.3.1	Verteilung der Makrophytenarten in den zur Bewertung nach EG-WRRL untersuchten Transekten.....	61
6.3.2	Vergleich der Gesamtanteile der Makrophytenarten von 2010 mit 1993.....	62
6.3.3	Entwicklung der Makrophytenvegetation in Bezug auf die trophische Situation.....	64
6.3.4	Entwicklungstendenz von <i>Chara tomentosa</i> im Untersee von 2007 bis 2010.....	65
6.3.5	Tiefenverteilung der Makrophyten an den Transekten.....	66
6.4	Bewertung nach Makrophytenindex.....	69
6.4.1	Aktueller Makrophytenindex in den verschiedenen Seeteilen.....	69
6.4.2	Makrophytenindex - Vergleich mit den Werten von 1993.....	72
6.4.3	Makrophytenindex in den Tiefenstufen 0 - 2 m und > 2 m.....	74
6.5	Bewertung des Ökologischen Zustands nach EG-WRRL	76
6.5.1	Bewertung des Bodensee-Obersees nach EG-WRRL	79
6.5.2	Bewertung des Bodensee-Untersees nach EG-WRRL.....	80
6.6	Vergleich Makrophytenindex (MI) und Bewertung der Teilkomponente Makrophyten nach WRRL (ÖZ)	82
6.6.1	Vergleich MI – ÖZ am Obersee.....	82
6.6.2	Vergleich MI – ÖZ am Untersee.....	83
7	Verifizierung der Ergebnisse	85
7.1	Vegetationsentwicklung innerhalb eines Jahres – Vergleich von Probestellen am Untersee im Juni und Sept. 2006	85
7.1.1	Transekt US02 (untersucht am 21.07.06 und 13.09.06).....	85
7.1.2	Transekt US08 (untersucht am 20.07.06 und 13.09.06).....	85
7.1.3	Transekt US10 (untersucht am 19.07.06 und 12.09.06).....	85
7.1.4	Transekt US18 (untersucht am 12.07.06 und 12.09.06).....	86
7.1.5	Transekt US28 (untersucht am 18.07.06 und 13.09.06).....	86
7.1.6	Zusammenfassung und Veränderung des MI.....	86
7.1.7	Auswirkung auf die WRRL-Bewertung	87
7.2	Methodenvergleich Rechen – Tauchen 2006 bzw. 2007	88
7.2.1	Drei Vergleiche im Bodensee-Untersee	88
7.2.2	Sieben Vergleiche im Bodensee-Obersee.....	89
7.2.3	Vergleich der Kartierungsmethodik: Rechen und Tauchen.....	93

7.3	Zusammenhang von Tiefenverbreitung und Trophie.....	94
7.3.1	Die Tiefenverbreitung submerser Makrophyten im Obersee	95
7.3.2	Die Tiefenverbreitung submerser Makrophyten im Untersee.....	97
8	Danksagung	98
9	Literatur	99
10	Anhang A.....	103

Bearbeitung:

Fritz Bauer (WWA Kempten; Projektleitung)

Raimund Harlacher (Maisach; Makrophyten-Kartierung, Auswertung)

Martin G.J. Huber (Kempten; Koordination, Makrophyten-Kartierung, Auswertung)

Christine Schranz (Bayerisches Landesamt für Umwelt; fachliche Beratung)

Dr. Doris Stelzer (Hohenbrunn-Riemerling; Auswertungen WRRL, fachliche Beratung, Redaktion)

1 Zusammenfassung

Seit der letzten seeweiten Untersuchung der Makrophyten sind zu Beginn der vorliegenden Untersuchung bereits 13 Jahre vergangen. Daher vermutete man, dass aufgrund geänderter Nährstoffverhältnisse eine Artendrift stattgefunden haben könnte. Die Ergebnisse der Kartierung zeigen deutlich, dass sich der Seezustand hinsichtlich der Makrophytenvorkommen in vielen Bereichen des Sees seit der Kartierung aus dem Jahr 1993 (SCHMIEDER 1998) entscheidend verbessert hat. Insbesondere einige belastungsempfindliche Characeen-Arten konnten sich stark ausbreiten:

Innerhalb des Obersees fallen deutliche Unterschiede in der Makrophytenzusammensetzung zwischen westlichen und östlichen Seebereichen auf. In den östlichen Seebereichen findet man nicht nur häufiger euträphentere Arten sondern auch eine geringere Besiedlungstiefe als in westlichen Arealen und im Untersee. Da im östlichen Obersee die meisten Zuflüsse münden, ist zu vermuten, dass dort neben erhöhter Zufuhr von Nährstoffen auch erhöhte mineralische Trübungen der alpinen Fließgewässer das Wachstum der Makrophyten beeinflussen. An den besonders windexponierten nordöstlichen Uferstrecken kann das Wachstum der Makrophyten durch erhöhten Wellengang zusätzlich beeinträchtigt werden. Im Untersee finden sich trotz dreier Seebecken (Rheinsee, Zellersee, Gnadensee) auf weite Strecken ähnliche Artengesellschaften.

Die zwischenzeitlich erfolgten Vegetationsumschichtungen reflektieren sehr eindrucksvoll die Veränderung der trophischen Bedingungen im Litoral des Sees. So ist eine Verschiebung von früher vorherrschenden Belastungsanzeigern (euträphenten Arten) hin zu oligoträphenten, d. h. an nährstoffarme Verhältnisse angepasste belastungsempfindliche Arten, deutlich erkennbar:

- Über den gesamten See dominieren flächenmäßig die Characeen, wobei *Chara contraria* quantitativ betrachtet die häufigste Art darstellt.
- *Chara aspera* ist seeweit verbreitet, mit wenigen Ausnahmen (im Seerhein-Bereich nahe dem Konstanzer Trichter, lokal an Zuflüssen wie Radolfzeller Aach, und nahe dem Abfluss). Die *Chara-aspera*-Rasenflächen erreichen teilweise gewaltige Ausmaße, z. B. im Bereich des Wollmatinger Rieds, sowie zwischen Immenstaad und Hagnau.
- *Chara globularis* und *Nitellopsis obtusa* zeigten ein ähnliches Verbreitungsbild, bei deutlich geringerer Besiedlungsfläche im Vergleich zu den Vorgenannten. Sie kommen überwiegend in tieferen Vegetationszonen ab 4 m Wassertiefe vor und reichen im Bodensee bis zur Vegetationsgrenze (13 m am Obersee, respektive 15 m am Untersee im Jahr 2010).
- Die im Jahr 1993 nur als Einzelfunde nachgewiesene Art *Chara tomentosa*, konnte im Untersee in einigen Bereichen des Gnadens- und Zellersees auf großen Flächen festgestellt werden. Die Art zeigte von 2006 bis 2010 eine starke Ausbreitungstendenz im Untersee. Der Schwerpunkt liegt im Kernbereich der Höri Halbinsel, im westlichen Südufer der Mettnau und nördlich der Reichenau (Gnadensee). Diese starke Ausbreitungstendenz sollte zukünftig – auch aus Naturschutzgründen – im Rahmen von Monitorings dokumentiert werden.
- Die Laichkrautgesellschaften zeigten eine gegenüber der letzten Bestandsaufnahme 1993 deutliche Fortsetzung der Abnahme euträphenter Arten zugunsten oligoträphenterer Arten.
- Folgende neu auftretende bzw. verschollene Arten wurden nachgewiesen: *Nitella opaca*, *Potamogeton helveticus*, *Potamogeton x nitens* und *Potamogeton gramineus*.

Am Obersee wurden 56 und am Untersee 28 Stellen zur Bewertung des ökologischen Zustands anhand der Biokomponente Makrophyten & Phytobenthos nach EG-Wasserrahmenrichtlinie berücksichtigt. Dabei wurde das deutsche Bewertungsverfahren nach SCHAUMBURG et al. auf dem Stand von 2007a herangezogen, alle Stellen konnten gesichert bewertet werden. Der Untersee wurde insgesamt besser bewertet als der Obersee, dessen Bewertungsergebnis knapp an der Klassengrenze zum „mäßigen“ Zustand liegt. Die Sonderstellung, die der Bodensee aufgrund seiner Größe und Hydrologie einnimmt, könnte zu Schwierigkeiten zum einen bei der Makrophytenkartierung insbesondere der Festlegung der Makrophytenverbreitungsgrenze, aber auch bei der Beprobung und Bewertung gerade des Phytobenthos geführt haben. Bei einer Wiederholungskartierung und –bewertung sollte daher diese Teilkomponente, deren Beprobung, Datenerhebung und Plausibilisierung im Zusammenhang mit den durch den Bodensee gegebenen Randbedingungen besser berücksichtigt werden.

Die Transektmethode hat sich als kostengünstige und praktikable Methode erwiesen, um das Arteninventar des Bodensees und die lokalen Unterschiede zu erfassen. Bei der Untersuchung der 106 Transekte wurden nur etwa 2,5 km (weniger als 1 % der Uferlänge) erfasst. Dennoch wurden dabei nahezu alle submersen Arten der flächendeckenden Kartierung von 1993 bestätigt und darüber hinaus sogar fünf weitere Arten für den Bodensee nachgewiesen. Die Methode genügt dem Ansatz einer routinemäßigen Überwachung (Monitoring) der Teilkomponente Makrophyten nach EG-WRRL, wobei die Anzahl der zu untersuchenden Probestellen hierfür sogar noch reduziert werden könnte.

1 Synopsis

13 years elapsed between the last lake-wide survey of macrophytes and the start of this survey. It was thought that a species drift could have occurred due to changes in the nutrient conditions. The mapping results clearly indicate that the state of the lake in terms of macrophyte incidence has improved substantially in many areas since the 1993 mapping campaign (SCHMIEDER 1998). In particular, some pollution sensitive charales species have spread widely:

Within the Upper Lake there are pronounced differences in the macrophyte composition between western and eastern sections. In the eastern parts of the lake there is both a greater frequency of eutraphentic species and a smaller colonisation depth than in western areas and the Lower Lake. As most inlets flow into the eastern Upper Lake, it can be assumed that the growth of the macrophytes there is influenced by greater mineral turbidity of the alpine streams as well as by increased nutrient supplies. Along the north eastern shores with high exposure to wind, macrophyte growth may also be affected by heavier swells. Similar species colonies can be found over wide stretches of the Lower Lake despite there being three basins (Rheinsee, Zeller See, Gnadensee).

The vegetation shifts that have occurred between the surveys are a striking reflection of the changes in trophic conditions in the littoral zone of the lake. A shift from the previously dominant pollution indicators (eutraphentic species) to oligotraphentics, i.e. pollution sensitive species adapted to low nutrient conditions, is clearly detectable:

- Charales are dominant in area terms throughout the lake, *Chara contraria* representing quantitatively the most frequent species.
- *Chara aspera* is found throughout the lake with few exceptions (in the Seerhein area near the Konstanzer Trichter, locally at inlets such as Radolfzeller Aach, and near the outlet). In some cases the *Chara aspera* mat formations reach vast proportions, e.g. around the Wollmatinger Ried and between Immenstaad and Hagnau.
- *Chara globularis* and *Nitellopsis obtusa* show a similar distribution pattern with a much smaller colonisation area than the above species. They occur mainly in deeper vegetation zones of over 4 m water depth and extend to the vegetation limit in Lake Constance (13 m on the Upper Lake and 15 m on the Lower Lake in 2010).
- The species *Chara tomentosa*, which was only detected sporadically in 1993, was found in large areas of the Lower Lake in some parts of the Gnadensee and Zellersee. The species showed a marked tendency to spread in the Lower Lake from 2006 to 2010. The main incidence is at the centre of the Höri peninsula, on the western south shore of the Mettnau peninsula and north of Reichenau (Gnadensee). This marked tendency to spread should be documented in future as part of monitoring operations – also for nature conservation reasons.
- Compared with the last inventory in 1993, among the pondweed colonies it was clear that the decrease in eutraphentic in favour of oligotraphentic species was continuing apace.
- The following emergent or lost species were detected: *Nitella opaca*, *Potamogeton helveticus*, *Potamogeton x nitens* and *Potamogeton gramineus*.

56 points on the Upper Lake and 28 on the Lower Lake were included in the evaluation of environmental state based on the macrophyte & phytobenthos biocomponent under the EU Water Framework Directive. The German evaluation method according to SCHAUMBURG et al., 2007a version, was used and all the points could be reliably analysed. The Lower Lake was assessed as better overall than the Upper Lake, where the result was right on the limit of the “moderate“ classification. The special position occupied by Lake Constance due to its size and hydrology might have caused problems with both macrophyte mapping, particularly definition of the macrophyte distribution limit, and sampling and evaluation of the phytobenthos. This meant that repeat mapping and evaluation was required to take better account of this component and its sampling, data collection and plausibility check in relation to the general conditions prevalent in Lake Constance.

The transect method proved a practicable, cost-effective way of recording the Lake Constance species inventory and the local differences. Only approximately 2.5 km of shoreline were recorded in the survey of the 106 transects (less than 1% of the shoreline). Nonetheless, almost all the submerged species in the comprehensive 1993 mapping were confirmed and five additional species for Lake Constance were found. The method conforms to the approach for routine monitoring of the macrophyte component under the EU WFD, and the number of sampling points surveyed could even be further reduced.

1 Résumé

Lorsque la présente étude a été lancée, treize années s'étaient déjà écoulées depuis la dernière investigation exhaustive sur les macrophytes du lac de Constance. Il était donc logique de supposer que l'évolution des concentrations de nutriments avait pu modifier la composition des peuplements. Les relevés cartographiques montrent à l'évidence que, dans nombre de zones du lac, les peuplements de macrophytes affichent un état de santé en net progrès par rapport aux relevés de 1993 (SCHMIEDER 1998). Certaines espèces de characées sensibles à la pollution sont en particulier beaucoup plus présentes.

Dans le lac supérieur, la composition du peuplement de macrophytes connaît de nettes différences entre les parties orientale et occidentale du lac. A l'est, on observe non seulement une plus grande présence d'espèces eutrophiles, mais aussi une colonisation moins profonde qu'à l'ouest et dans le lac inférieur. La plupart des affluents se jetant dans la partie orientale du lac, force est de supposer que l'apport accru de nutriments et la plus grande turbidité minérale que les cours d'eau alpins engendrent dans cette zone influent sur la croissance des macrophytes. Le long de la rive nord-est, particulièrement exposé au vent, leur développement est par ailleurs entravé par les vagues. Bien que le lac inférieur soit formé de trois bassins distincts (*Rheinsee*, *Zellersee* et *Gnadensee*), la composition des peuplements y est très similaire.

La modification de la végétation entre les deux études montre clairement que l'état trophique le long des rives a évolué. Il apparaît d'emblée que les espèces eutrophiles, indicatrices d'une concentration élevée de nutriments, qui dominaient naguère, ont été remplacées par les espèces oligotrophiles, sensibles à la surfertilisation et adaptées aux milieux pauvres en nutriments:

- Dans l'ensemble du lac, ce sont les characées qui prédominent, *Chara contraria* étant la plus fréquente du point de vue quantitatif.
- *Chara aspera* a colonisé tout le lac, à quelques rares exceptions près (Rhin lacustre à la hauteur de la baie de Constance, embouchure d'affluents tels que la Radolfzeller Aach et à la sortie du lac). Les tapis de *Chara aspera* prennent parfois des proportions impressionnantes, par exemple dans la région du marais de Wollmatingen et entre Immenstaad et Hagnau.
- Comparées aux espèces précitées, *Chara globularis* et *Nitellopsis obtusa* affichaient une répartition similaire, mais occupaient des surfaces sensiblement moins grandes. Elles colonisent surtout les zones plus profondes (au-dessous de 4 m) et sont présentes jusqu'à la limite de végétation propre au lac de Constance (en 2010: 13 m dans le lac supérieur et 15 m dans le lac inférieur).
- Identifié de manière isolée en 1993, *Chara tomentosa* occupait de grandes superficies dans certaines zones du Gnadensee et du Zellersee. Entre 2006 et 2010, cette espèce a affiché une forte propension à se propager dans le lac inférieur, sa présence étant particulièrement marquée à proximité de la presqu'île de Höri, à l'ouest de la rive méridionale de celle de Mettnau et au nord de celle de Reichenau (Gnadensee). Pour des raisons relevant notamment de la protection de la nature, sa propagation devrait être régulièrement consignée dans le cadre de futures observations.
- Depuis le dernier recensement (1993), le recul des espèces eutrophiles au bénéfice des oligotrophiles s'est également poursuivi parmi les potamots.
- Alors qu'elles étaient absentes en 1993, les espèces suivantes ont désormais été observées: *Nitella opaca*, *Potamogeton helveticus*, *Potamogeton x nitens* et *Potamogeton gramineus*.

L'état écologique a été évalué à 56 emplacements du lac supérieur et à 28 du lac inférieur sur la base des macrophytes et du phytobenthos, conformément à la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE). L'évaluation a eu recours au procédé allemand selon SCHAUMBURG et al. (édition de 2007a) et a pu être effectuée à tous les emplacements prévus. Le lac inférieur a obtenu un meilleur résultat global que le lac supérieur, dont les conditions se situent à la limite de la classe «état moyen». Les spécificités du lac de Constance, dues à sa taille et à son hydrologie, ont pu fausser tant le relevé cartographique des macrophytes, notamment en ce qui concerne les limites de leur propagation, que l'échantillonnage et l'évaluation du phytobenthos. A l'occasion des prochains relevés et de la prochaine évaluation, il importera dès lors tenir compte davantage de ces spécificités lors des prélèvements d'échantillons de phytobenthos, de la collecte de données et des tests de plausibilité des résultats.

Il s'est avéré que la méthode des transects constitue un moyen pratique et peu coûteux pour dresser l'inventaire des espèces présentes dans le lac de Constance, de même que pour repérer les différences locales. Les 106 transects définis totalisaient 2,5 km environ (soit moins de 1 % de la longueur totale des rives). Leur étude a néanmoins permis de confirmer la présence de pratiquement toutes les espèces submergées observées lors du relevé exhaustif de 1992, et même d'en identifier cinq autres. Cette méthode suffit donc pour assurer un suivi routinier des macrophytes conformément à la DCE et permettrait même de réduire le nombre des sites étudiés.

2 Einleitung

Im Rahmen des Aktionsprogramms Bodensee – Schwerpunkt Ufer und Flachwasserzone erfolgte in den Untersuchungsjahren 2006 bis 2010 eine seeweite Erhebung der Unterwasservegetation (aquatische Makrophyten). Wasserpflanzen erfüllen im Ökosystem See wichtige Funktionen: Mittels Photosynthese produzieren sie Sauerstoff und organische Substanz und stehen somit an der Basis der Nahrungspyramide. Zudem trägt das Wurzelwerk der Wasserpflanzen zur Festigung des Sediments bei – dadurch wird z. B. bei Wellenschlag weniger Schlamm aufgewirbelt. Durch ihre Fähigkeit, Nährstoffe zu binden und Sauerstoff zu produzieren wirken Wasserpflanzen unmittelbar positiv auf die Gewässergüte.

Neben ihrer wichtigen Rolle im Gewässerökosystem der Uferzone gelten Wasserpflanzen als Bioindikatoren für die lokale Nährstoffsituation, die Gewässertrophie (autochthone Primärproduktion) sowie die Gewässerqualität insgesamt. Wasserpflanzen wachsen während der gesamten Vegetationsperiode an derselben Stelle eines Gewässers. Neu entstandene geeignete Habitats können nur langsam – über Jahre hinweg – durch verschiedene Verbreitungsmechanismen (Samen und Keimung, Wurzelaufläufer) besiedelt werden. Deshalb dauert es meist einige Jahre, bis die aquatische Vegetation auf Veränderungen der Trophie reagiert und sich zwischen den vorherrschenden Bedingungen und der Makrophytenvegetation ein Gleichgewicht eingestellt hat. In dieser Zeit finden langsame Veränderungen der Artengesellschaften statt – man spricht hierbei von einer Vegetationsdrift. Eine über die Makrophytenvegetation ermittelte Gewässerbewertung bezieht sich also auf Bedingungen über einen längeren Zeitraum hinweg und integriert die Nährstoffsituation der bewachsenen Litoralzone im gewählten Untersuchungsabschnitt. Im Unterschied zu den kurzfristig reagierenden Komponenten (wie z. B. Phytoplankton) genügt daher in der Regel eine einmalige Kartierung während der Vegetationsperiode von Juli bis August, um eine sichere und zeitlich integrierte Auskunft über die Qualität eines Gewässers zu erhalten. Auch durch ihre Eigenschaft, sich in verschiedenen Tiefenzonen unterschiedlich zu entwickeln, haben Makrophyten eine besondere Bedeutung für die Beurteilung von Reoligotrophierungsvorgängen.

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) fordert eine umfassende biologische Bewertung der Gewässer, die sich an den Lebensgemeinschaften der spezifischen Gewässertypen als Referenz orientiert (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT 2000). Zusammen mit dem Phyto-benthos stellen aquatische Makrophyten eine der vier biologischen Qualitätskomponenten dar, die zur ökologischen Bewertung von Stillgewässern herangezogen werden. Die letzte seeweite Kartierung des Bodensees fand im Jahr 1993 statt (SCHMIEDER 1998). Daher erschien es interessant über die Anforderungen der EG-WRRL-Bewertung hinaus, einen Überblick über das komplette Arteninventar im See zu erhalten. Für diesen Zweck wurden zusätzliche Transekte ausgewählt, die an Zuflüssen lagen oder bereits bei der Kartierung 1993 im Bodensee selten vorkommende Arten aufwiesen.

Der Bodensee befindet sich derzeit in einer Reoligotrophierungsphase – d. h. die für den trophischen Zustand des Gewässers relevanten Konzentrationen an Gesamtphosphor haben sich seit 1993 von ca. 30 mg TP/m³ auf 6 mg TP/m³ im Jahr 2012 reduziert (Abbildung 1). Diese Trophieverbesserung sollte sich in den veränderten Artengesellschaften widerspiegeln.

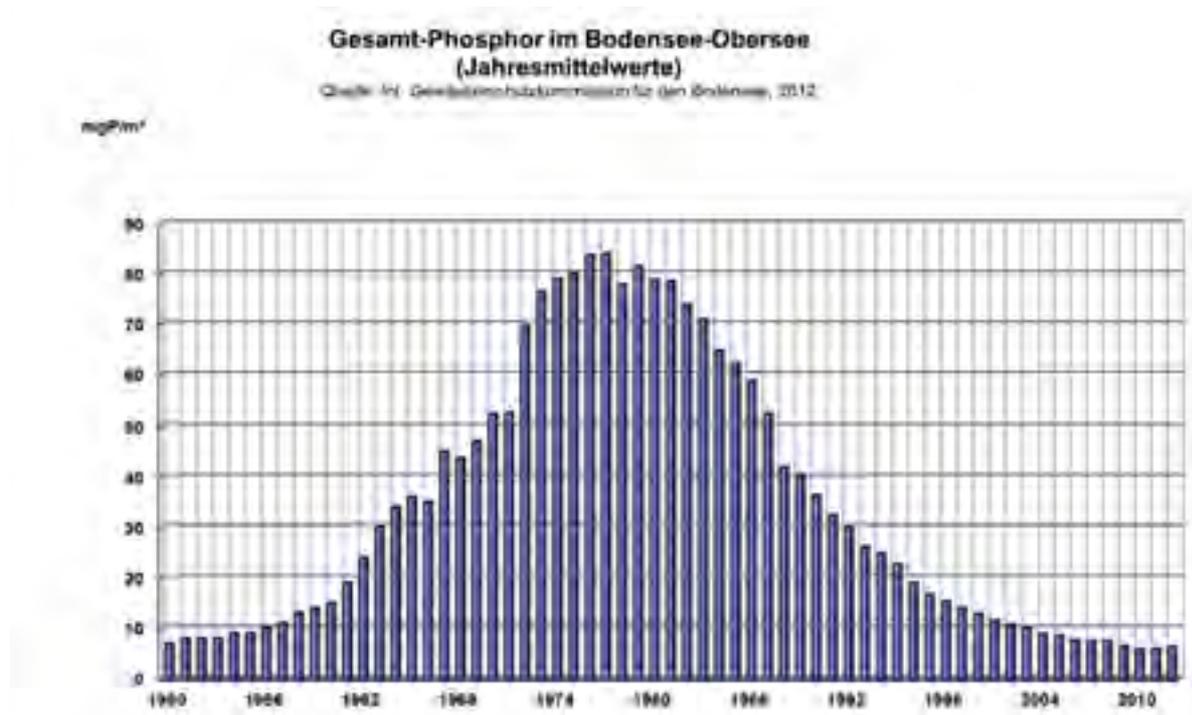


Abbildung 1: Entwicklung des Gesamtphosphor-Gehaltes im Bodensee-Obersee in den Jahren von 1951 bis 2012

3 Ziele der Untersuchung

Durch die vorliegende Makrophytenkartierung des Bodensees soll der derzeitige Status Quo der seeweiten Artenverbreitung erhoben werden. Die Umsetzung sollte kosteneffizient sein, durch repräsentative Transektprobestellen die Vorgabe der WRRL abdecken, und darüber hinaus auch spezielle Transekte und Zuflussbereiche erfassen.

Die Untersuchung hat, neben einer Bewertung des Bodensees gemäß EG-WRRL mit der Biokomponente „Makrophyten & Phytobenthos“, weitere wissenschaftliche Fragestellungen zum Ziel:

- wiederholte Erhebungen an gleichen Probestellen zum Dokumentieren der Artensukzession: Gibt es in verschiedenen Jahren jahreszeitlich bzw. klimatisch bedingte Veränderungen in der Makrophytenzusammensetzung?
- gezielte Erfassung der Verbreitungsschwerpunkte oligotropher, d. h. gegenüber Nährstoffbelastung empfindlicher Arten.
- Untersuchung von Zuflussstandorten zur Verifizierung lokaler Nährstoffeinträge
- Vergleich der aktuellen Makrophytenzusammensetzung mit Ergebnissen der letzten seeweiten Kartierung von 1993 (SCHMIEDER 1998).
- Vergleich der Untersuchungs-Methoden Rechen- und Tauchkartierung zur Bewertung nach EG-WRRL

4 Historische Entwicklung oligotropher Characeen im Bodensee bis heute

Nach SCHRÖTER & KIRCHNER (1902) besiedelten die Characeen im Bodensee das gesamte Litoral – vom überschwemmten Hang bis zur unteren Grenze der Makrophyten bei ca. 30 m Gewässertiefe. Sie bildeten vor allem auf sandigem oder schlammigem Boden zusammenhängende und oft sehr ausgedehnte unterseeische Wiesen. Die Autoren beschreiben insgesamt neun Arten, wobei *Chara tomentosa* am häufigsten vorkam. Daneben werden auch *Chara contraria*, *Ch. aspera*, *Ch. denudata*, *Ch. rudis*, *Nitella opaca*, *N. hyalina*, *N. syncarpa* und *Tolypella glomerata* genannt. Letztere fand sich allerdings nicht im See selbst, sondern in einer Erweiterung des Rheins und war bis dahin aus Süddeutschland und der Schweiz nicht bekannt.

Die Untersuchungen von BAUMANN (1911) ergaben insgesamt 19 Arten, wobei *Chara vulgaris* und *Chara intermedia* nicht im See selbst, sondern in Zuflussgräben bzw. in seenahen Tümpeln vorkamen. Zu den bei SCHRÖTER & KIRCHNER (1902) genannten Arten kamen *Chara vulgaris*, *Ch. hispida*, *Ch. globularis*, *Ch. virgata*, *Ch. intermedia*, *Nitellopsis obtusa*, *Nitella capitata* und *N. flexilis*. BAUMANN erwähnt auch einen Fund von *Tolypella spec.*

GEIßBÜHLER (1938) untersuchte die Bucht von Luxburg-Romanshorn, deren Biozönose er durch steigende Abwasserbelastungen und durch bauliche Veränderungen gefährdet sah. Insgesamt zwölf Characeen-Arten wurden von ihm in der Luxburger Bucht dokumentiert: *Chara tomentosa*, *Ch. contraria*, *Ch. aspera*, *Ch. globularis*, *Ch. denudata*, *Ch. imperfecta*, *Ch. vulgaris*, *Nitella opaca*, *N. hyalina*, *N. syncarpa*, *Nitella spec.* und *Tolypella glomerata*. Vor allem die Unterscheidung der Arten *Ch. contraria* und *Ch. vulgaris* schien dabei Schwierigkeiten bereitet zu haben. Interessant war für den Autor die zonale Anordnung der Characeen im Untersuchungsgebiet, wobei *Chara vulgaris* die flachsten Zonen bis ca. 3 m Wassertiefe besiedelte, *Ch. contraria* in 2 bis 5 m und *Ch. imperfecta* und *Ch. dissoluta* (syn. *Ch. denudata*) in 3 bis 6 m wuchsen.

Nach SCHRÖTER und KIRCHNER (1902) bildete *Chara tomentosa* die Hauptmasse der Vegetation; ausgedehnte, wahrscheinlich auch über den Winter dauernde Bestände. Die Fundorte lagen in 1 bis 4,5 m Tiefe. Nach BAUMANN (1911) wurde die Art beim Kämtle unweit Konstanz in einer schlanken Form noch in ca. 30 m Tiefe herausgefischt. Sie wurde in lange währender Tradition im Gartenbau und in der Landwirtschaft als Dünger verwendet: „Am Bodensee wird die Chara mit eisernen Rechen aus dem See gefischt, in großen Haufen der Luft und der Sonne eine Zeit lang ausgesetzt und dann untergegraben. Ohne diese Aushilfe könnten z. B. die Gärtner des sog. Paradieses bei Konstanz ihre Gemüsegelder bei dem Mangel an Dung nicht zu dem außerordentlichen Ertrage bringen“ (in SCHRÖTER & KIRCHNER 1902).

LANG (1973) wertet im Rahmen der ersten seeumfassenden Kartierung der submersen Makrophyten aus dem Jahr 1967 die o. g. Literatur aus und geht auf alle genannten Arten ein. Von den o. g. Arten waren Mitte der 1960er Jahre infolge der Eutrophierung bereits 11 verschollen. *Chara tomentosa* war Ende der 1960er Jahre im Untersee bereits stark zurückgegangen und im Obersee ganz verschwunden. Der eutrophierungsbedingte Rückgang der Characeen im Bodensee hielt bis Ende der 1970er Jahre an. LANG (1981) fand bei der zweiten seeumfassenden Kartierung der submersen Makrophyten im Jahr 1978 nur noch drei Characeen-Arten im Bodensee, wobei die zusammengefassten Arten *Chara contraria/Ch. aspera* weiter stark zurückgingen, während *Nitellopsis obtusa* im Untersee und in der Fussacher Bucht deutlich zunahm.

Mitte der 1980er Jahre zeigten die Bemühungen der IGKB für die Reinhaltung des Bodensees erste Wirkungen. So fand SCHMIEDER (1991) bereits Mitte der 1980er Jahre im Untersee und

Überlingersee bereits wieder ausgedehnte Chara-Wiesen vor allem aus *Ch. contraria* und *Ch. globularis* sowie an der unteren Vegetationsgrenze *Nitellopsis obtusa*. *Chara aspera* konnte erst Anfang der 1990er Jahre wieder im Untersee nachgewiesen werden (SCHMIEDER 1991).

Die dritte seeumfassende Kartierung des Bodensees im Jahr 1993 (SCHMIEDER 1998) belegte insgesamt sechs Characeen-Arten, wobei *Chara contraria* und *Ch. globularis* mit Abstand am häufigsten waren. *Nitellopsis obtusa* hatte im Vergleich zu 1978 und 1967 weiter zugenommen. Wiederfunde von *Ch. aspera*, die SCHMIEDER vor allem in Schwallkreisen von Bojenfeldern häufiger fand, und zwei Funde von *Chara tomentosa* bestätigten den Erfolg der Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet. Dazu kam der Neufund von *Nitella mucronata* – allerdings beschränkt auf zwei Häfen. Auffällig war bereits 1993 ein West-Ost-Gradient mit einem deutlichen Verbreitungsschwerpunkt der Characeen im westlichen Bodensee.

Seit 1993 wurde im Bodensee keine systematische Kartierung der submersen Vegetation mehr durchgeführt. Sporadische Untersuchungen der Arbeitsgruppe Bodenseeufer (AGBU) sowie der Universität Hohenheim zeigten aber eine starke Ausbreitung von *Chara aspera* in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre. Im Jahr 2003 zeigten sich im Gnadensee erstmals wieder ausgedehnte Bestände von *Chara tomentosa*. Im gleichen Jahr wurde auch *Tolypella glomerata* im Ermatinger Becken erstmals nach 1902 wieder nachgewiesen (DIENST & SCHMIEDER 2003). Neben diesem Fundort wurde *T. glomerata* 2004 auch bei Triboltingen nachgewiesen.

5 Methodik

5.1 Makrophyten als Bioindikatoren

Unter submersen Makrophyten versteht man Pflanzen, die dauernd oder meistens unter Wasser leben. Dazu zählen mit bloßem Auge gut erkennbare Pflanzen der Blütenpflanzen (Spermatophyta), Farnpflanzen (Pteridophyta), Moose (Bryophyta) und Armleuchteralgen (Charales).

Bereits vor über 60 Jahren konnten Zusammenhänge zwischen der Verbreitung bestimmter Makrophytenarten und den chemischen Parametern der von ihnen besiedelten Gewässer festgestellt werden (OLSEN 1950 und FORSBERG 1965a alle zit. in MELZER 1988). Seitdem wurde in zahlreichen Arbeiten die Autökologie der Makrophyten erforscht. Dabei gelang es, für viele Makrophytenarten ökologische Präferenzbereiche zu ermitteln. Für die hydrogencarbonat-reichen Hartwasserseen des Alpenvorlandes entwickelte MELZER (1988) den Makrophytenindex, mit dessen Hilfe Aussagen über die Nährstoffsituation im Uferbereich dieser Seen möglich sind. Das von SCHAUMBURG et al. (2004) zur Umsetzung der EG-WRRL entwickelte Bewertungsverfahren ermittelt hingegen den Ökologischen Zustand von Gewässern, der über eine bloße Trophiebewertung hinausgeht.

Es existieren verschiedene Möglichkeiten, die Verbreitung von Wasserpflanzen in Seen zu erfassen. Die älteste und einfachste Methode ist die stichprobenartige Entnahme von Pflanzen mit einem Vielzackanker. Darüber hinaus gibt es die Tauchmethode, mit der Vegetationsabschnitte seeweit oder in Transekten erfasst werden. Bei Transektuntersuchungen lassen sich Genauigkeit und Reproduzierbarkeit steigern, wenn die nach vorgegebenen Kriterien ausgesuchten Probestellen GPS-genau erfasst werden.



Abbildung 2: Bestimmungsarbeit unter Wasser (Foto 2008, HUBER)

5.1.1 Ermittlung des trophischen Zustands mit Hilfe des Makrophytenindex

Der Berechnung des von MELZER (1988) entwickelten Makrophytenindex (MI) geht in der Regel eine möglichst lückenlose Kartierung der Ufervegetation durch Taucher voraus. Dabei wird die Uferzone in folgenden Tiefenbereichen untersucht:

- 0 - 1 m
- 1 - 2 m
- 2 - 4 m
- 4 m bis zur Vegetationsgrenze

Die Erfassung der Häufigkeiten der einzelnen Arten erfolgt anhand der fünfstufigen Schätzskala nach KOHLER (1978). Diese semiquantitative Mengenschätzung kombiniert Abundanz und Deckung der einzelnen Arten und bietet unabhängig vom Bearbeiter eine sehr gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse ohne eine zu große Genauigkeit vorzuspiegeln. Sie hat sich sowohl bei der Kartierung von Fließgewässern als auch von stehenden Gewässern bewährt. Zwischen den Schätzstufen für die Häufigkeit und der tatsächlichen quantitativen Verbreitung der Arten im Gewässer besteht nach den Erfahrungen von MELZER et al. (1986) kein linearer, sondern ein exponentieller Zusammenhang, der sich ausreichend exakt durch die Funktion $y = x^3$ beschreiben lässt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Fünfstufige Schätzskala nach KOHLER (1978)

Schätzstufe der Häufigkeit (H)	Beschreibung	Quantitätsstufe (Q)
1	sehr selten	1
2	selten	8
3	verbreitet	27
4	häufig	64
5	sehr häufig bis massenhaft	125

Der Makrophytenindex stuft 45 Wasserpflanzen in neun Indikatorgruppen ein und erlaubt damit eine relativ genaue Bewertung der Trophie. Es werden ausschließlich Arten herangezogen, die eine enge Bindung an ein bestimmtes Nährstoffangebot aufweisen. Indikatorgruppe 1 enthält Arten, die typischerweise an oligotrophen Standorten auftreten. In Gruppe 5 sind hingegen Arten zusammengefasst, die eine enge Bindung an hohe Nährstoffkonzentrationen zeigen. Die hier verwendete Einteilung der Indikatorarten entspricht der Version nach MELZER & SCHNEIDER (2001). Im Litoral des Bodensees vorkommende Taxa sind fett hervorgehoben (Tabelle 2).

Tabelle 2: Zuordnung der im Bodensee gefundenen Arten (fett) zu den Indikatorgruppen, *nicht an Transekten.

Indikatorgruppe 1,0	Indikatorgruppe 1,5	Indikatorgruppe 2,0
Chara hispida	Chara aspera	Chara delicatula (virgata)
Chara polyacantha	Chara intermedia	Chara tomentosa
Chara strigosa	Utricularia minor	Potamogeton alpinus
Potamogeton coloratus		
Utricularia stygia		
Indikatorgruppe 2,5	Indikatorgruppe 3,0	Indikatorgruppe 3,5
Chara contraria	Chara vulgaris	Myriophyllum verticillatum*
Chara fragilis (globularis)	Myriophyllum spicatum	Potamogeton berchtoldii
Nitella opaca	Potamogeton filiformis	Potamogeton lucens
Nitellopsis obtusa	Potamogeton perfoliatus	Potamogeton praelongus
Potamogeton gramineus	Utricularia australis	Potamogeton pusillus
Potamogeton natans		
Potamogeton x zizii		
Indikatorgruppe 4,0	Indikatorgruppe 4,5	Indikatorgruppe 5,0
Hippuris vulgaris*	Elodea canadensis	Ceratophyllum demersum
Lagarosiphon major	Elodea nuttallii	Lemna minor
Potamogeton pectinatus	Potamogeton compressus	Potamogeton mucronatus
	Potamogeton crispus	Potamogeton nodosus
	Potamogeton obtusifolius	Sagittaria sagittifolia
	Ranunculus circinatus	Spirodela polyrhiza
	Ranunculus trichophyllus	Zannichellia palustris

In die Berechnung des Makrophytenindex geht neben dem Indikatorwert auch die Quantitätsstufe der einzelnen Arten ein (Tabelle 1). Der Index wird folgendermaßen berechnet:

$$MI = \frac{\sum_{i=1}^n I_i * Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

MI = Makrophytenindex

I_i = Indikationswert des i-ten indikativen Taxons

Q_i = Quantitätsstufe des i-ten indikativen Taxons

n = Gesamtzahl der Taxa

Die Berechnung erfolgt zusammengefasst über alle Tiefenstufen eines Untersuchungsabschnitts. Die so errechneten Werte des Makrophytenindex werden in sechs Indexklassen unterteilt, denen zur graphischen Darstellung jeweils ein Farbbereich zugeordnet ist (Tabelle 3).

Tabelle 3: Klassenverteilung des Makrophytenindexes nach MELZER (1988)

MI Farbton	Belastungsgrad		Trophiestufe
$1,00 \leq x < 1,99$	dunkelblau	sehr gering	oligotroph
$2,00 \leq x < 2,49$	hellblau	gering	meso-oligotroph
$2,50 \leq x < 2,99$	dunkelgrün	mäßig	mesotroph
$3,00 \leq x < 3,49$	gelb	erheblich	eutroph1
$3,50 \leq x < 3,99$	orange	stark	eutroph2
$4,00 \leq x < 5,00$	rot	sehr stark	eutroph3

5.1.2 Ermittlung des Ökologischen Zustands nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft entwickelte ein ökologisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer und Seen im Teilbereich „Makrophyten und Phytobenthos“ zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (SCHAUMBURG et al. 2004 und 2007b). Für die Auswertung steht die PHYLIB-Software auf der Internetseite des Bayerischen Landesamtes für Umwelt kostenlos zur Verfügung.

Die Basis dieser leitbildorientierten Bewertung bildet eine biozönotische Gewässertypologie, die anhand von weitgehend unbeeinträchtigten Referenzstellen erarbeitet wurde und in Einklang mit der geomorphologischen Typisierung nach MATHES et al. (2002) steht. Der Bodensee wird zur Makrophytenbewertung den „Karbonatreichen Seen der Alpen und des Alpenvorlandes (AK(s))“ zugeordnet. Zur Bewertung der benthischen Diatomeen wird Typ D 1.1 für den Obersee und Typ D 1.2 für den Untersee herangezogen.

Die Kartierung der aquatischen Makrophytenvegetation erfolgt einmalig in der Hauptvegetationsperiode zwischen Juni und September. Dabei werden alle submersen sowie unter der Mittelwasserlinie wurzelnden makrophytischen Wasserpflanzen (Characeen, Wassermoose und Gefäßpflanzen) erfasst. Die Kartierung erfolgt entweder von Tauchern oder mit geeigneten Geräten wie Rechen oder Greifer vom Boot aus.

Der erste Schritt der Probenahme ist die genaue Festlegung der Probestellen. Die ausgewählten Transekte sollen für den See charakteristisch sein und alle wesentlichen Makrophytenhabitate beinhalten. Dabei werden Morphologie, Exposition, Substratart, Uferbeschaffenheit, Umlandnutzung etc. berücksichtigt. Die Anzahl der Transekte richtet sich nach der Seegröße, der Vielseitigkeit der Ufermorphologie und -nutzung (SCHAUMBURG et al. 2007a). Für die Bewertung des Bodensees sind im Obersee 30 bis 50 und im Untersee 20 bis 30 Probestellen erforderlich.

Die zu untersuchenden Transekte werden in vier Tiefenstufen eingeteilt (0 - 1 m, 1 - 2 m, 2 - 4 m und 4 m bis zur unteren Vegetationsgrenze). In jeder Tiefenstufe wird die beobachtete Häufigkeit jeder Makrophyten-Art anhand der fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978, Tabelle 1) bewertet und in den Aufnahmebogen eingetragen.

An jedem Transekt werden zusätzlich Phytobenthos-Proben aus einer Wassertiefe entnommen, die dauerhaft überflutet ist, und konserviert (vorgesehen ist eine Entnahmetiefe von mindestens 0,3 m). Ideales Substrat hierfür sind Steine. Falls diese fehlen, empfiehlt die

Handlungsanweisung mit einem Löffel oder Spatel vorsichtig die obersten Millimeter des Fein-sediments abzuheben.

Für die Bewertung des Gewässers wird die Makrophyten- und Phytobenthos-Flora mit der Referenzgesellschaft des entsprechenden Gewässertyps verglichen: Je mehr Referenzzeiger und je weniger Degradationszeiger im Untersuchungsgewässer auftreten, desto besser ist der Ökologische Zustand. Je mehr das Arteninventar von der Referenz abweicht, desto stärker ist die Degradation des untersuchten Gewässerabschnitts, gleichbedeutend mit einer schlechteren Ökologischen Zustandsklasse nach EG-WRRL.

Zur Makrophytenbewertung wird der Referenzindex (RI) berechnet, der die Degradation eines Gewässerabschnittes als Abweichung von der Referenzbiozönose ausdrückt (STELZER 2003). Hierfür wurden drei Artengruppen definiert, die für jeden biozönotischen Gewässertyp relevante Arten entsprechend ihren Vorkommen in mehr oder weniger belasteten Gewässern einteilen:

- Artengruppe A enthält Arten, die an Referenzstellen dominieren.
- Artengruppe B umfasst alle Taxa mit weiter ökologischer Amplitude sowie solche mit Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich.
- In Artengruppe C werden Störzeiger zusammengefasst, die einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt an degradierten Standorten zeigen.

Bei dieser Einteilung spielt auch die Tiefenverbreitung der Arten eine Rolle (SCHAUMBURG et al. 2007a, 2007b). Viele Arten werden in größerer Gewässertiefe besser beurteilt als im Flachwasser. So wird z. B. *Nitellopsis obtusa* für Typ AK(s) in den obersten drei Tiefenstufen Artengruppe B zugeordnet. Erst die Bestände der Art, die unterhalb von 4 m Wassertiefe wachsen, sind in Artengruppe A eingeteilt. Der Referenzindex wird nach folgender Formel berechnet:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI = Referenzindex
 Q_{Ai} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A
 Q_{Ci} = Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C
 Q_{gi} = Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen
 n_A = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A
 n_C = Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C
 n_g = Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen

Für die Ermittlung eines gesicherten Referenzindex muss die Gesamtquantität (vgl. Tabelle 1) der aquatischen Makrophyten an der Probestelle abhängig vom Seentyp bestimmte Minima erreichen. Bei „Karbonatreichen Seen der Alpen und des Alpenvorlandes AK(s)“, zu denen der Bodensee gehört, muss die Gesamtquantität mindestens 55 betragen. Als Zusatzkriterien zum Referenzindex werden unter bestimmten Bedingungen die untere Vegetationsgrenze sowie Dominanzbestände (mind. 80 % Quantität) ausgewählter Taxa herangezogen.

Die **zur Diatomeenbewertung** entnommen Proben werden wie von SCHAUMBURG et al. (2007a) beschrieben konserviert und zu Dauerpräparaten aufbereitet. Von jedem Streupräparat werden anschließend bei 1000- bis 1200-facher Vergrößerung 500 Diatomeenobjekte auf Artniveau bestimmt, teilweise ist die Differenzierung von Varietäten erforderlich.

Die Bewertung der Diatomeenbiozönose setzt sich aus zwei Modulen zusammen, dem Modul „Trophie-Index“ sowie dem Modul „Referenzartenquotient“ (RAQ). Für die natürlichen Seen

Süddeutschlands und des Mittelgebirges (Typen 1 bis 9 nach MATHES et al. 2002) wird der Trophie-Index nach HOFMANN (1999), hier $TI_{Süd}$ genannt, nach folgender Gleichung berechnet:

$$TI_{Süd} = \frac{\sum_{i=1}^n H_i * G_i * T_i}{\sum_{i=1}^n H_i * G_i}$$

$TI_{Süd}$ = Trophie-Index Süd
 H_i = prozentuale Häufigkeit der i-ten Art
 G_i = Gewichtung der i-ten Art
 T_i = Trophiewert der i-ten Art

Für das Modul „Referenzartenquotient“ (RAQ) werden zwei Artengruppen, nach ihrem typspezifischen Vorkommen bei unterschiedlichen ökologischen Zuständen, unterschieden:

- A typspezifische Referenzarten
- C typspezifische Degradationszeiger

Die Bewertung erfolgt durch die Verrechnung der ökologischen Gruppen, wobei lediglich die Artenzahlen, nicht aber die Häufigkeiten der einzelnen Arten berücksichtigt werden:

$$RAQ = \frac{\text{Taxazahl A} - \text{Taxazahl C}}{\text{Taxazahl A} + \text{Taxazahl C}}$$

Die Gesamtbewertung der Teilkomponente Phytobenthos-Diatomeen erfolgt durch Verschneidung der Module „Trophie-Index (TI)“ und „Referenzartenquotient (RAQ)“ zum DI_{Seen} wie bei SCHAUMBURG et al. (2007a) beschrieben.

In Kombination aus Makrophyten- und Diatomeenbewertung ergibt sich die Ermittlung der Ökologischen Zustandsklasse (ÖZ). Für geschichtete Seen der Alpen und des Alpenvorlandes gelten die Indexgrenzen aus Tabelle 4 bis Tabelle 6.

Tabelle 4: Indexgrenzen für die Einteilung der Ökologischen Zustandsklassen: Seen der Region Alpen und Alpenvorland für die Bewertung mit den Modulen Makrophyten und Diatomeen (SCHAUMBURG et al. 2007a); der Diatomeentyp D 1.1 entspricht dem Obersee; D 1.2 dem Untersee

MATHES et al. (2002)	Typ 2, 3, 4					
Makrophyten	AK(s)					
Diatomeen	D 1.1			D 1.2		
Ökologische Zustandsklasse						
1	1,00	-	0,81	1,00	-	0,74
2	< 0,81	-	0,54	< 0,74	-	0,47
3	< 0,54	-	0,28	< 0,47	-	0,25
4	< 0,28	-	0,00	< 0,25	-	0,00
5	-		-	-		-

Tabelle 5: Indexgrenzen für die Einteilung der Ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Makrophyten: Seen der Region Alpen und Alpenvorland (SCHAUMBURG et al. 2007a); Der Diatomeentyp D 1.1 entspricht dem Obersee; D 1.2 dem Untersee

MATHES et al. (2002)	Typ 2, 3, 4			
Diatomeen	D 1.1		D 1.2	
Ökologische Zustandsklasse				
1	1,00	- 0,83	1,00	- 0,69
2	< 0,83	- 0,58	< 0,69	- 0,44
3	< 0,58	- 0,30	< 0,44	- 0,25
4	< 0,30	- 0,00	< 0,25	- 0,00
5	-	-	-	-

Tabelle 6: Indexgrenzen für die Einteilung der Ökologischen Zustandsklassen bei ungesichertem Modul Diatomeen: Seen der Region Alpen und Alpenvorland (SCHAUMBURG et al. 2007a)

MATHES et al. (2002)	Typ 2, 3, 4	
Makrophyten	AK(s)	
Ökologische Zustandsklasse		
1	1,00	- 0,78
2	< 0,78	- 0,51
3	< 0,51	- 0,26
4	< 0,26	- 0,00
5	-	-

5.2 Untersuchungen am Bodensee

Der Bodensee wurde nach der von SCHAUMBURG et al. (2007a) entwickelten Verfahrensanleitung untersucht (vgl. Kapitel 5.1.2). Die Auswertungen erfolgten mit der Software PHYLIB Version 2.6.

Bei den Feldarbeiten waren zwei bis vier Personen gleichzeitig im Einsatz. Die Untersuchung umfasste neben der Makrophytenkartierung und Phytobenthos-Probenahme auch die Erhebung weiterer Parameter zu Ufer und Sediment. Alle Daten wurden auf Erhebungsbögen protokolliert und eine umfangreiche Fotodokumentation angelegt.

Die Vegetation des Bodensees wurde schon mehrfach umfassend untersucht. Nach der Erstkartierung von SCHROETER & KIRCHNER (1902) folgten Untersuchungen von BAUMANN (1911), LANG (1967, 1973 und 1981), sowie 1993 von SCHMIEDER (1998). Der vorliegende Makrophytenbericht nutzt auch diese historischen Quellen.

5.2.1 Untersuchungszeitraum und Auswahl der Probestellen

Der Bodensee wurde in den Jahren 2006, 2007, 2008 und 2009 tauchend oder vom Boot aus mit Rechen und Sichtkasten untersucht. Zusätzlich wurden 2010 ein Flächensurvey (am Untersee) durchgeführt und weitere Diatomeenproben gewonnen.

Zunächst wurden für eine repräsentative Auswahl der Probestellen Informationen zu Uferexposition und Steilheit aus der aktuellen Uferbewertung herangezogen (IGKB 2009a; Tabelle 7). Aus dieser Vorauswahl wurden in Absprache mit den zuständigen Behörden 106 Probestellen ausgewählt. Darunter befinden sich sowohl repräsentative Transekte nach vorgegebenen Kriterien der EG-WRRL als auch spezielle Probestellen im Bereich von Zuflüssen oder Renaturierungsflächen. Darüber hinaus wurden zur Vorauswahl Standorte nach Ergebnissen der Kartierung von 1993 (SCHMIEDER 1998) herangezogen, insbesondere in Hinblick auf selten gefundene Arten.

Tabelle 7: Anteile der Probestellen an den Ufertypen des Bodensees nach IGKB (2009a): UBW = Stellen der Uferbewertung

50 m Abschnitte	Anzahl Transekte Gesamt	UBW Untersee	Transekte Untersee	UBW Obersee	Transekte Obersee
steil	7	13 (= 0,7 %)	0	272 (= 7,1 %)	7
mittelsteil	71	1158 (= 65,1 %)	24	2756 (= 72,0 %)	47
flach	28	608 (= 34,2 %)	10	799 (= 20,9 %)	18
	106	1779	34	3828	72*

*2 Stellen nicht aus IGKB (2009a): Rheinvorstreckung und Grüner Damm

Nach IGKB (2009a) ist der Hauptufertyp am Bodensee mittelsteil und erfordert somit die größte Anzahl an Probestellen (71 von 106). Es wurden zehn Flachufer-Probestellen für den Untersee (inkl. Seerhein US23) und 18 für den Obersee ausgewählt. Die sieben untersuchten Steiluferabschnitte liegen alle im Obersee. Im Untersee wurden auch zwei Stellen im Einflussbereich einmündender Fließgewässer untersucht, je eine in Seerhein und Hochrhein.

Nach IGKB (2009a) waren 50 Probestellen ohne Röhricht, 2 davon an Flachufern nahe der Altenrheimmündung (östlich). Es befanden sich aber auch zwei Renaturierungsufer am östlichen Damm der Rheinvorstreckung mit aufkommendem Schilfbestand und am „Grünen Damm“, welche nicht von IGKB (2009a) erfasst waren. Die Strandrasenvegetation wurde mit 16 Abschnitten berücksichtigt.

Ziel war es, gut geeignete Transekte mit flächiger submerser Vegetation zu kartieren, um das Artinventar des Bodensees weitgehend zu erfassen. Insgesamt wurden 72 Transekte an Obersee und 34 am Untersee kartiert. Zur Bewertung nach WRRL wurden 56 bzw. 28 Probestellen herangezogen (Tabelle 8).

Tabelle 8: Übersicht Transekte im Bodensee zur Untersuchung nach WRRL

	Anzahl Probestellen	WRRL-Probestellen
Obersee	72	56
Untersee	34	28
Gesamt	106	84

5.2.2 Anpassung der Tiefenstufen an den Seewasserstand

Die Makrophytenkartierung nach EG-WRRL (SCHAUMBURG et al. 2007a) erfolgt in den Tiefenstufen 0 - 1 m, 1 - 2 m, 2 - 4 m und tiefer 4 m. Beim Bodensee treten starke Pegelschwankungen während des Jahres auf, da er ein nicht staureguliertes natürliches Gewässer ist. Bei Wiederholungskartierungen kann dies zu Problemen bei der Vergleichbarkeit von Transekten führen, da unterschiedliche Wasserstände auch die Lage der vorgegeben Tiefenstufen verändern.

Das erste Kartierungsjahr, 2006, war ein ausgesprochenes Niedrigwasserjahr, in dem die langjährigen Monatsmittel für Juli und August z. T. um mehr als 80 cm unterschritten wurden. Deshalb wurde der langjährige Mittelwasser-Stand (MW) als Bezugslinie verwendet. Für den Obersee 341 cm und für den Untersee 321 cm, jeweils bezogen auf den Pegelnullpunkt von Konstanz (392,21 m ü. NN)¹. Die durchschnittliche Abweichung von dieser Bezugslinie während des ersten Kartierungszeitraumes 2006 betrug für den Obersee im August ca. -9 cm (332 cm) und für den Untersee +11 cm (310 cm) im Juli. Bei den Wiederholungsproben im September lag der tatsächliche Wasserstand mit rund 320 cm ziemlich genau auf dieser Bezugslinie. Daher war eine Korrektur für das Jahr 2006 nicht notwendig.

Für die Folgekartierungen in den Jahren 2007 bis 2009 wurde die Bezugslinie entsprechend angepasst:

- 2007 wurden im Obersee Abweichungen bei einem Wasserstand von bis zu +40 cm von 24.7. bis 1.8.2007, bzw. +10 cm vom 14. bis 17.8.2007 nachkorrigiert; im Untersee von 11. bis 14.7.2007 lag die Korrektur bei +50 bis +60 cm.
- In den Jahren 2008 und 2009 ergaben sich in beiden Seeteilen ähnliche Wasserstände während der Kartiertage. Somit wurden für beide Seeteile die Abweichungen (Monatsmittel Obersee) für Anfang Juli 2008 von +65 cm (406 cm) und für August mit +50 cm (391 cm) nachkorrigiert.

Für die Erhebung der Makrophytenhäufigkeiten ergaben sich somit Verschiebungen nur in der ersten Tiefenstufe (0 - 1 m), die - verglichen mit 2006 - im Jahr 2008 aufgrund der Korrektur bis maximal 1,65 m tatsächlicher Wassertiefe reichte. Dafür blieben die anderen Tiefenintervalle (1 - 2 m, 2 - 4 m, und tiefer 4 m) der Jahre 2007 bis 2010 identisch zum Bezugsjahr 2006.

Nachdem die Vegetationsgrenze, also die Tiefenausbreitung makrophytischer Arten, nicht vom jährlichen Mittelwasserstand, sondern von den langjährigen Pegelhöhen innerhalb der Vegetationsperiode abhängt, mussten die im Jahr 2006 erfassten Vegetationsgrenzen

¹ Anmerkung: In Österreich bezieht sich der Pegelstand auf die Adria, welche 7 cm höher liegt; Pegel-Null Bregenz liegt demnach bei 392,15 m ü. A

entsprechend dem Pegelstand-Mittelwert der Monate Juni bis August nachkorrigiert werden. Im Obersee wurden daher zur gemessenen Vegetationsgrenze 0,6 m bzw. im Untersee 0,7 m addiert. In den Jahren 2008 bis 2010 mit relativ durchschnittlichen Monatswasserständen musste nicht korrigiert werden. Die nachfolgenden Grafiken mit den Pegelkurven der vier Hauptkartierungsjahre 2004 bis 2009 und den Probenahmetagen veranschaulichen, warum die Tiefenintervalle auf den niedrigsten Wasserstand angepasst werden mussten (Abbildung 3 und Abbildung 4).

Bodensee - Obersee: MW Pegel bei 341 cm (395,62 m ÜM)

Wasserstands-Ganglinien im Kartensystemraum Juli - August: WRRU-Tiefenrauder-Bezugslinie 2005 = 326cm

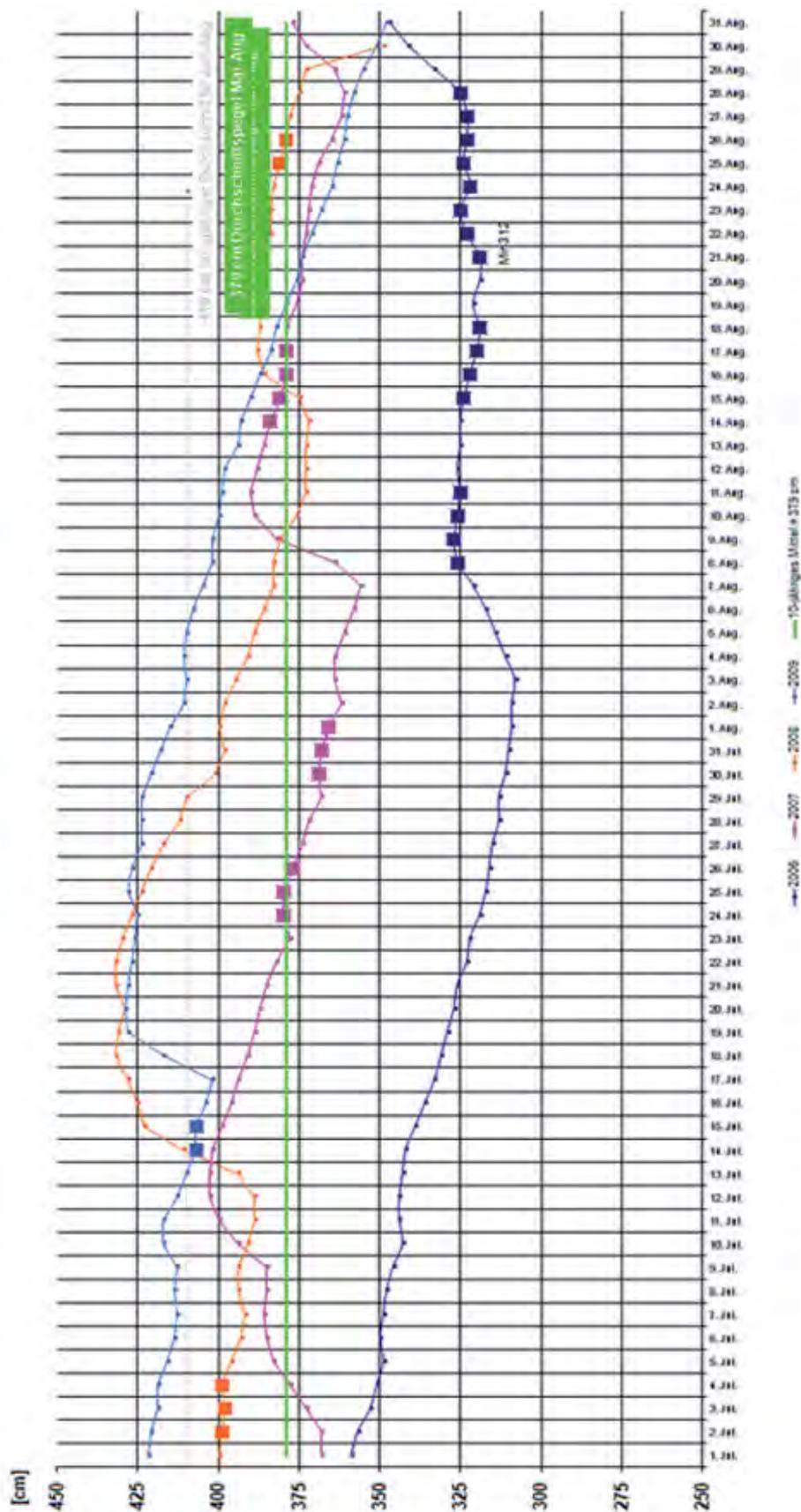


Abbildung 3: Pegelstände im Bodensee-Obersee von 2006 bis 2009 (Quadrate = Untersuchungstage; Bezugspegel = MW; Grüne Linie: Sommerwasserstand)

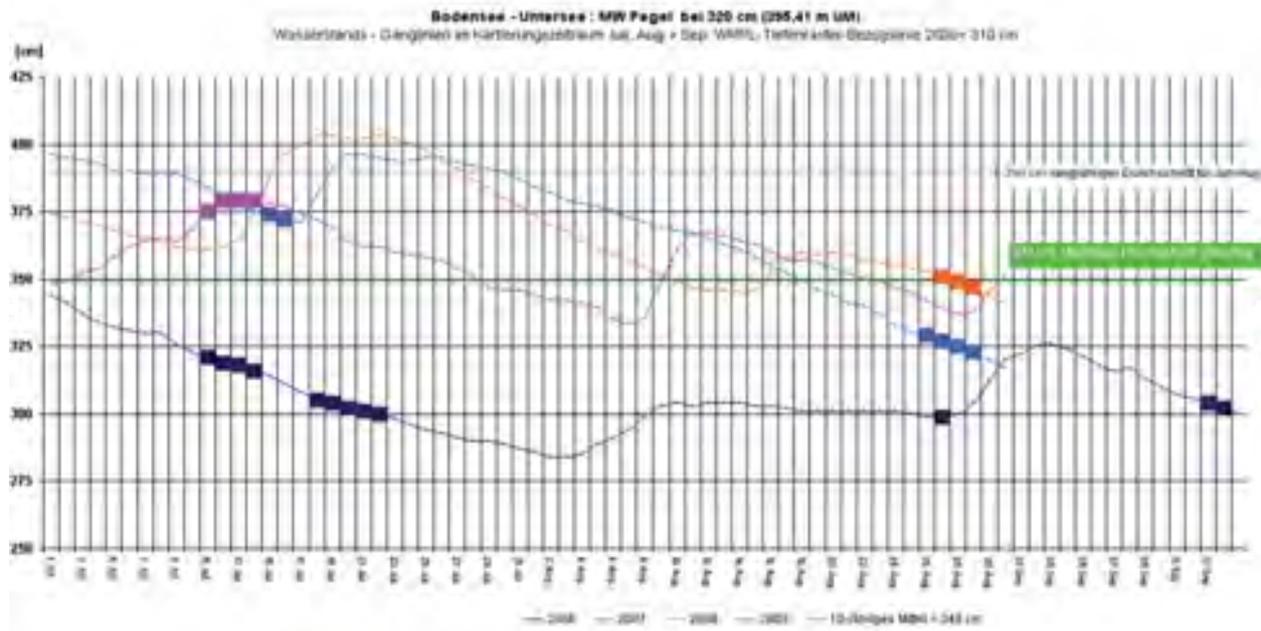


Abbildung 4: Pegelstände im Bodensee-Untersee von 2006 bis 2009 (Quadrate = Untersuchungstage; Bezugspegel = MW; Grüne Linie: Sommerwasserstand)

5.2.3 Methodische Unterschiede zur vorausgehenden Kartierung

Im Jahr 1993 wurde eine Gesamtkartierung auf der Grundlage von Color-Luftbildern durchgeführt (SCHMIEDER 1998). Dabei bildeten einzelne, voneinander abgegrenzte Vegetationsflächen die Abschnitte im Sinne von MELZER (1988). Ausgehend von einer flächenhaften Kartierung wurden entlang der Uferlinie alle 50 m Transekte gelegt und auf diesen jeweils im Abstand von 50 m Pflanzenstichproben entnommen.

Hinsichtlich der Erfassung und Darstellung der quantitativen Verbreitung der Arten bestehen Unterschiede zwischen der Erhebung von SCHMIEDER (1998) und der aktuellen Untersuchung. Die einzelnen Häufigkeitsstufen für die gefundenen Arten wurden bei der früheren Kartierung im Gegensatz zur hier verwendeten Schätzskala (siehe Tabelle 1) für Rasterflächen von 250 x 250 m² gemittelt. Sie wurden wie folgt festgelegt: 1 = sehr selten (0,01 - 1,39), 2 = selten (1,40 - 1,99), 3 = mehrfach (2,00 - 2,79), 4 = häufig (2,80 - 3,99) und 5 = massenhaft (4,00 - 5,00). Im Gegensatz zum Trophie-Index nach MELZER (1988) werden die gewichteten Mittelwerte dieser 250 m-Raster dargestellt.

Die quantitative Verbreitung der Arten wird in der aktuellen Untersuchung in Tiefenstufen erfasst. Abweichungen können sich somit auch ergeben, wenn sich innerhalb einer von SCHMIEDER (1998) erfassten Rasterfläche ein Übergang zwischen zwei Tiefenstufen befindet. Zudem werden kleinräumige Bestände innerhalb ausgedehnter Tiefenstufen im Vergleich zum Raster eher unterrepräsentiert. Umgekehrt kann an Stellen, an denen die Breite der Tiefenstufen kleiner ist als das Raster in den Rasterflächen, eine geringere quantitative Abschätzung der Vorkommen erfolgen. Dies kann z. B. vor Schilfbeständen am Gewässerrand auftreten, wo der Tiefenbereich bis 1 m sehr schmal ausgeprägt sein kann. Gleiches gilt entlang des Übergangs von der flachen Uferbank zur oft relativ steil abfallenden Halde. Im Anhang A werden die Verbreitungskarten der erfassten Arten für das Jahr 1993 gemäß dem Datensatz von SCHMIEDER (1998) dargestellt.

6 Ergebnisse der Makrophytenkartierung mit Diskussion

6.1 Liste der submersen Makrophyten

Die Transektmethode hat sich als kostengünstige und praktikable Methode erwiesen, um das Arteninventar des Bodensees und die lokalen Unterschiede zu erfassen. Bei der Untersuchung der Transekte in den Jahren von 2006 bis 2010 wurden etwa 2,5 km (knapp 1 % der Uferlänge) erfasst. Zusätzlich wurde zwischen den einzelnen Transekten aufmerksam auf die vorhandene Makrophytenvegetation geachtet und in drei zusätzlich durchgeführten Flächensurveys nach seltenen Arten gesucht. Es konnten alle submersen Arten der flächendeckenden Kartierung aus dem Jahr 1993 (SCHMIEDER 1998) bestätigt werden und darüber hinaus sogar fünf weitere Arten für den Bodensee nachgewiesen werden. Insgesamt wurden 28 Samenpflanzen, zehn Armleuchteralgenarten sowie eine Moosart gefunden (Tabelle 9):

Tabelle 9: Liste der von 2006 bis 2010 gefundenen submersen Makrophytenarten

Spermatophyta	Characeen
<i>Alisma gramineum</i>	<i>Chara aspera</i>
<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Chara contraria</i> (incl. <i>Chara delicatula</i> var. <i>denudata</i>)
<i>Eleocharis acicularis</i>	<i>Chara delicatula</i> (syn. <i>Ch. virgata</i>)
<i>Elodea canadensis</i>	<i>Chara globularis</i> (syn. <i>Ch. fragilis</i>)
<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Chara tomentosa</i>
<i>Groenlandia densa</i>	<i>Chara vulgaris</i>
<i>Hippuris vulgaris</i>	<i>Nitella mucronata</i>
<i>Mentha aquatica</i>	<i>Nitella opaca</i>
<i>Myriophyllum spicatum</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i>
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	<i>Tolypella glomerata</i>
<i>Najas mararina</i> subsp. <i>intermedia</i>	
<i>Najas minor</i>	
<i>Nuphar lutea</i>	Bryophyta
<i>Potamogeton bertoldii</i>	<i>Fontinalis antipyretica</i>
<i>Potamogeton crispus</i>	
<i>Potamogeton friesii</i> (syn. <i>P. mucronatus</i>)	
<i>Potamogeton gramineus</i>	
<i>Potamogeton helveticus</i>	
<i>Potamogeton lucens</i>	
<i>Potamogeton nodosus</i>	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	
<i>Potamogeton pusillus</i> (syn. <i>P. panormitanus</i>)	
<i>Potamogeton trichoides</i>	
<i>Potamogeton x nitens</i>	
<i>Ranunculus circinatus</i>	
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	
<i>Zannichellia palustris</i>	

Abbildung 5 und Abbildung 6 zeigen die Gesamt-Quantitäten (GQ) der Arten in den am Bodensee untersuchten Transekten.

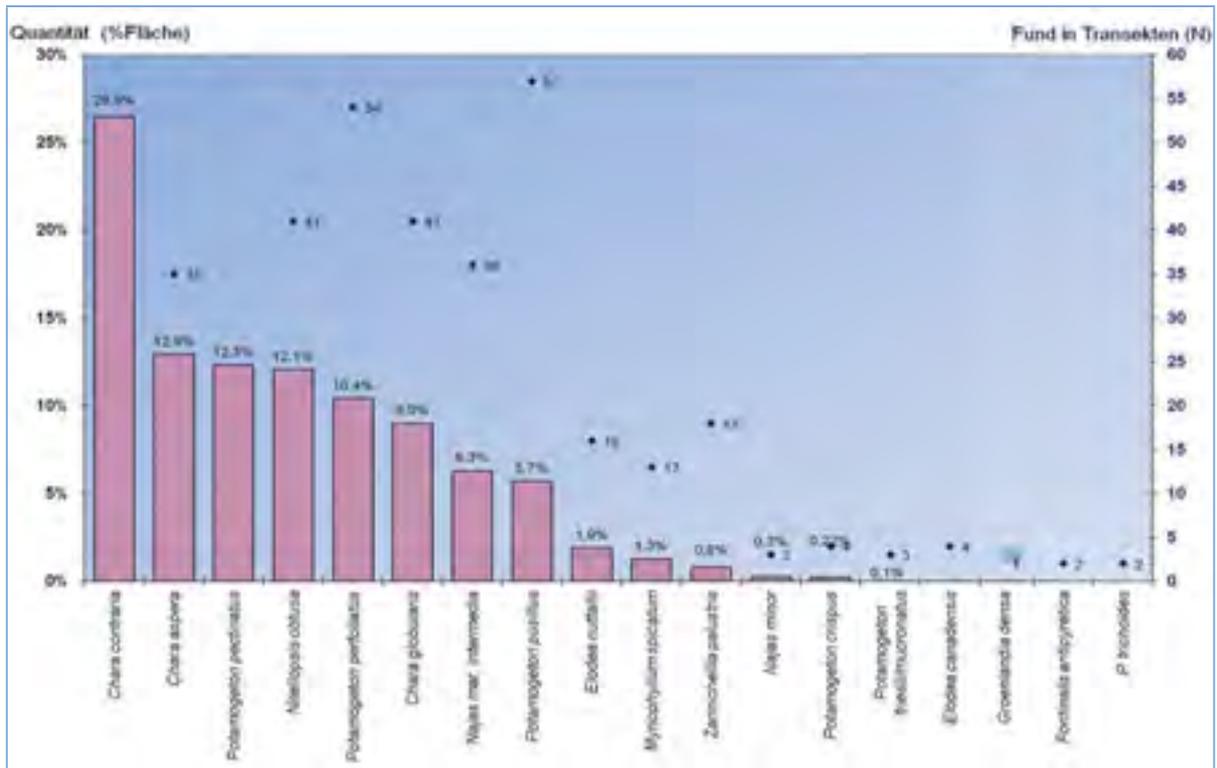


Abbildung 5: Artenanteile Obersee (20 Arten GQ>0,1 %) und Anzahl der Probestellen (insges. 72)

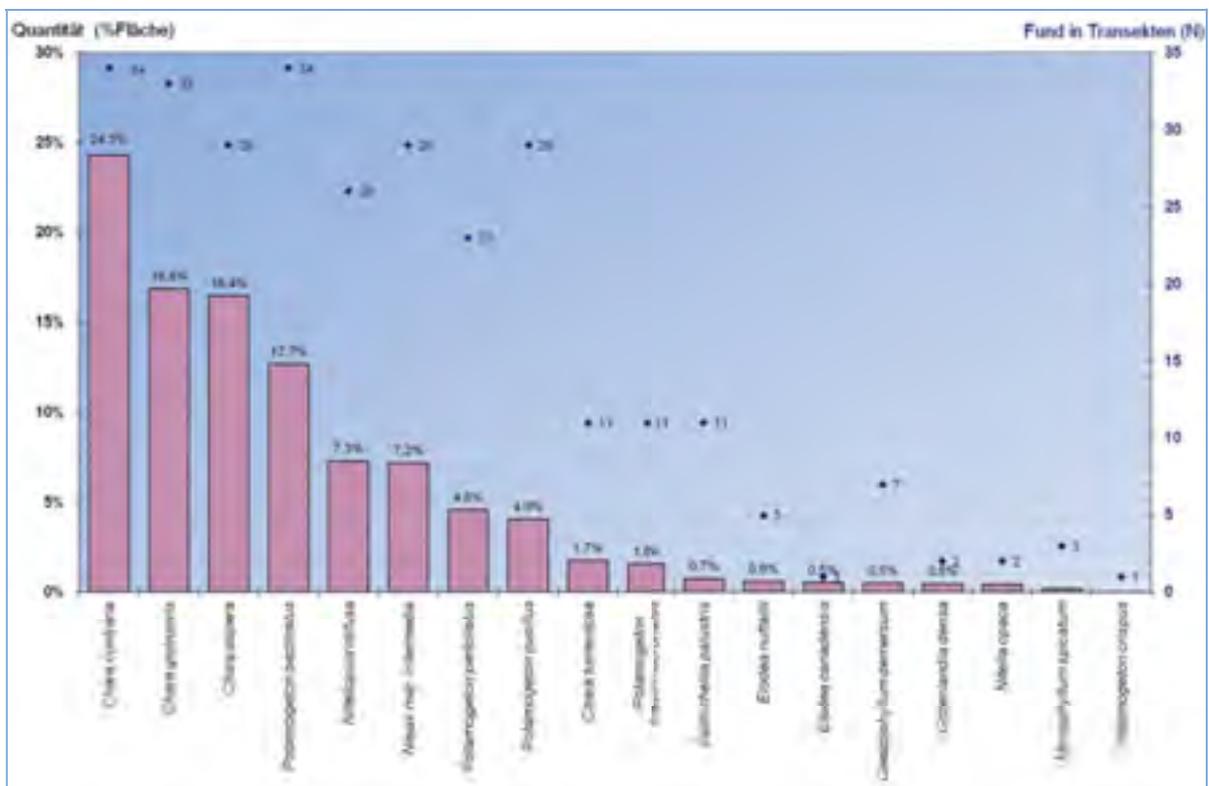


Abbildung 6: Artenanteile Untersee (18 Arten, GQ>0,1 %) und Anzahl der Probestellen (insges. 34)

6.2 Makrophytische Arten – Verbreitung, Autökologie und Vergleich mit der Kartierung von 1993

Die heutige Verteilung der Arten wird mit der letzten seeweiten Kartierung von 1993 (SCHMIEDER 1998) und älteren Erhebungen verglichen und diskutiert. Gleichzeitig werden aus den vorliegenden Daten mögliche Entwicklungstendenzen für die bedeutenden Einzelarten im Bodensee aufgezeigt.

6.2.1 *Chara aspera* – Raue Armelechteralge



Abbildung 7: Habitus von *Chara aspera*

Chara aspera (Abbildung 7) zählt zu den makrophytischen Indikatorarten mit einer sehr engen Bindung an oligotrophe Standorte. Nachdem die zartwüchsige Armelechteralge Standorte in den ufernahen Litoralbereichen bevorzugt, ergeben sich aus dem Bewuchsmuster oft hervorragende Hinweise auf Nährstoffeinträge aus dem angrenzenden Ufer der Seen (MELZER et al. 1986, HARLACHER & PALL 1991). Bereits Mitte der 1970er Jahre ließ sich infolge der Eutrophierung des Bodensees ein massiver Rückgang der Art belegen (LANG 1973, 1981). Umgekehrt reagiert die Art sehr rasch auf eine Verbesserung der Wasserqualität. Sehr eindrucksvoll ließ sich dieses Phänomen in der Nordbucht des Kochelsees dokumentieren, wo die Reoligo-trophierung des Sees im Zeitraum zwischen 1988 und 1995 eine großflächige Ausbreitung der Bestände induzierte (LEHNHART et al. 1995).

Zurückliegende Untersuchungen zeigten außerdem, dass nicht nur das Vorkommen sondern insbesondere die Tiefenverbreitung der Art den Belastungszustand von Seen reflektiert. Während die Art unter nährstoffarmen Bedingungen, wie z. B. im Walchensee oder im österreichischen Attersee noch bis 8 m Tiefe vordringt (HARLACHER 1996), beschränkt sich die Verbreitung der Art unter mesotrophen Bedingungen ausschließlich auf Flachwasserzonen (HARLACHER & HANTKE 1994). Nicht selten lässt die Art sogar innerhalb ein und desselben Sees eine unterschiedliche Tiefenpräferenz erkennen. So zieht sich die Art oft bereits im weiteren Umfeld von einmündenden nährstoffreichen Zuflüssen ins Flachwasser zurück (z. B. MELZER et al. 1986, HARLACHER & PALL 1991).

Am Bodensee liegt der Verbreitungsschwerpunkt der Art im Untersee. Hier wurde sie an nahezu sämtlichen untersuchten Transekten nachgewiesen. Die Verbreitungslücke im Nordwestteil des Gnadensees dürfte in kausalem Zusammenhang mit einem erhöhten trophischen Niveau im Einflussbereich der Radolfzeller Aach stehen. Des Weiteren fehlt die Art am westlichen Ende des Rheinsees, dessen Charakter von der Wasserströmung des abfließenden Rheins geprägt wird. An den übrigen untersuchten Transekten im Untersee bildet die Art, ausgehend vom Gewässerrand, vielerorts bis unter 2 m Wassertiefe nahezu lückenlose Ein-Art-Bestände aus. Zur Tiefe hin werden die Vorkommen zunehmend von *Chara contraria* durchsetzt und schließlich abgelöst. Allerdings ließen sich vereinzelte büschelförmige Vorkommen von *Chara aspera* noch bis an die 4-Meter-Grenze nachweisen.

Die Art kommt gegenwärtig auch im Obersee wieder in der Hälfte der untersuchten Transekte vor. Wie an anderen Seen, meidet die Art das weitere Umfeld von größeren Zuflüssen. Diese

Feststellung gilt für das Südwestufer des Überlinger Sees im Einflussbereich der Stockacher Aach, aber auch für die übrigen größeren Zuflüsse des Obersees. Eine größere Verbreitungslücke besteht insbesondere im Ostteil des Bodensees zwischen Lindau und der Mündung des Alpenrheins. Offensichtlich vollzieht sich die Reoligotrophierung der Flachwasserzonen in diesen Teilen des Bodensees mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung. Zurückzuführen ist dieses Phänomen auf die Tatsache, dass sich die in der Vergangenheit abgelagerten Nährstoffdepots erst nach und nach an die verringerten Nährstoffgehalte des Freiwassers anpassen. Die damit induzierten Vegetationsumschichtungen ließen sich anhand detaillierter Rasterkartierungen in Teilen des Kochelsees sehr gut belegen (LENHART et al. 1995).

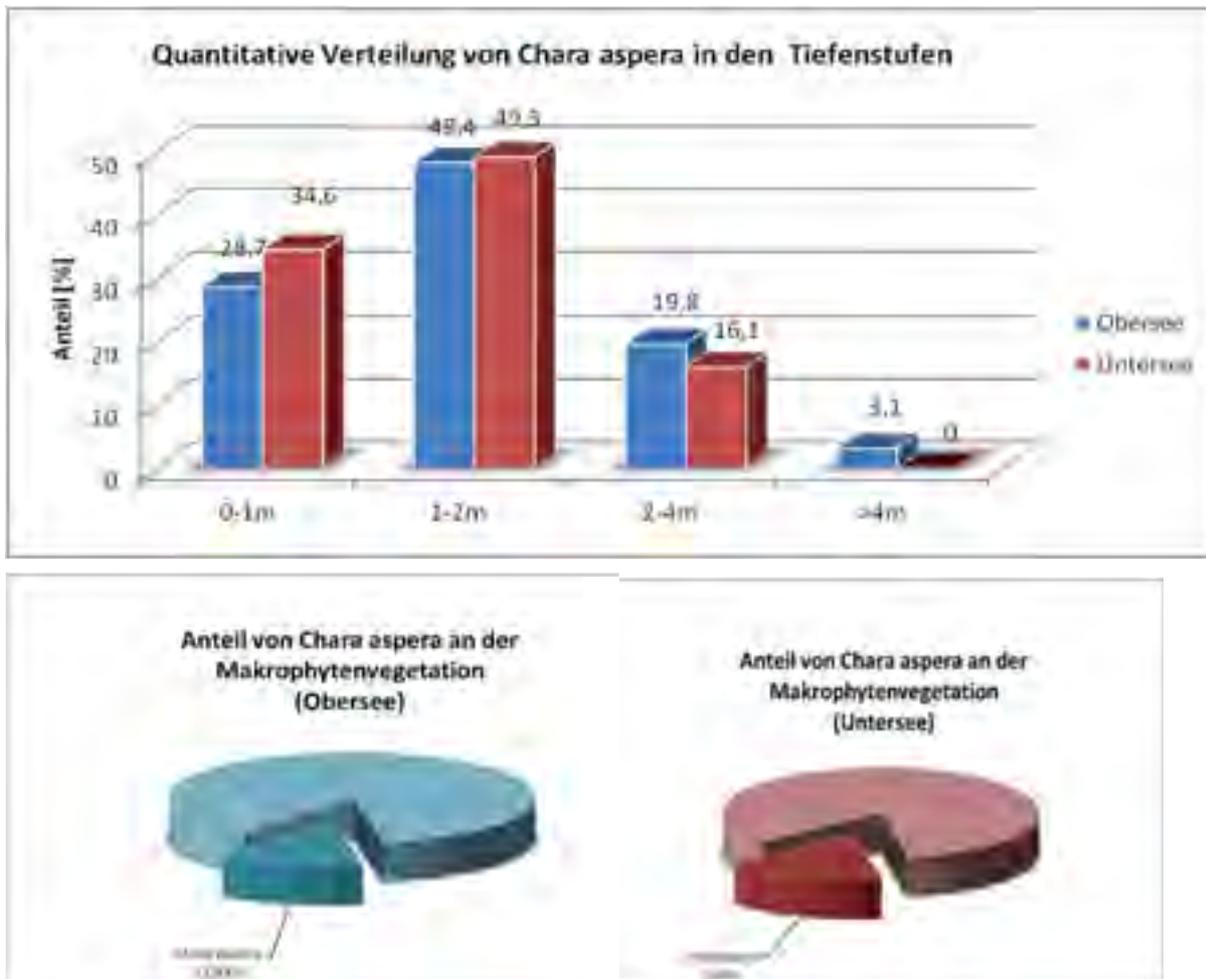


Abbildung 8: Anteil von *Chara aspera* im Obersee und im Untersee

Verglichen mit dem Verbreitungsmuster der Art zu Anfang der 1990er Jahre (SCHMIEDER 1998) ist eine massive Zunahme der Vorkommen klar zu erkennen. So hat einerseits die Bestandsdichte der Art an den bereits früher besiedelten Standorten z. T. deutlich zugenommen. Andererseits konnte die Art ihre Vorkommen auch auf früher nicht besiedelte Seeteile ausweiten. Besonders augenfällig zeigt sich diese Ausbreitungstendenz im Obersee, wo die Art im Rahmen der früheren Vegetationsaufnahme nur in der Fussacher Bucht sowie wenigen Stellen entlang des schweizerischen Ufers nachgewiesen wurde. Gegenwärtig bildet die Art an mehreren Stellen bereits vitale als „massenhaft“ eingestufte Bestände aus.

Im Untersee konnte sich die Art insbesondere im Litoral des Rheinsees deutlich ausbreiten. Selbst an früher unbesiedelten Uferstrecken, wie dem Südufer des Gnadensees sowie westlich

der Reichenau, bildet die Art gegenwärtig ausgedehnte Rasen. Die rasche Ausbreitung der Art über große Distanzen wird gelegentlich mit der Verbreitung der Oosporen durch Wasservögel erklärt. Am Bodensee wurden im Rahmen der Kartierungsarbeiten allerdings nur selten weibliche, oosporenbildende Pflanzen gefunden. Die Ausbreitung dürfte vielmehr primär von Oosporen ausgehen, die noch vor der Eutrophierung des Sees im Sediment abgelagert wurden.

Gegenwärtig belaufen sich die quantitativen Anteile von *Chara aspera* an der Gesamtquantität der Makrophytenvegetation an den Transekten im Untersee auf 16,4 %, im Obersee liegt der Anteil bei knapp 13 % (Abbildung 8). In beiden Seeteilen tritt die Art bevorzugt oberhalb von 2 m Wassertiefe auf. Überraschenderweise erreicht die Art jedoch nicht im äußersten Flachwasser, sondern in der Tiefenstufe zwischen 1 und 2 m ihre größte quantitative Verbreitung. Allerdings bieten die Flachwasserzonen in unmittelbarer Ufernähe streckenweise suboptimale Standortbedingungen. An windexponierten Ufern verhindert insbesondere das oft grobsteinige Substrat die Ausbildung geschlossener Chara-Rasen. Stellenweise fiel allerdings auf, dass die ufernahen Bereiche zunächst von *Chara contraria* bewachsen waren, während sich die Vorkommen von *Chara aspera* seeseitig vorgelagert fanden. Nicht selten schien ein kausaler Zusammenhang zur Abschwemmung von Nährstoffen aus dem angrenzenden Ufer zu bestehen. Diese verhindert das Aufkommen von *Chara aspera*, während die weniger sensibel reagierende Art *Chara contraria* diese Standorte zu besetzen vermag. Die Verbreitung von *Chara aspera* reicht vielerorts bereits unter 2 m Wassertiefe, am Obersee konnte die Art sogar stellenweise unter 4 m Wassertiefe nachgewiesen werden. Es ist zu erwarten, dass sich die fortschreitende Reoligotrophierung insbesondere in einer Zunahme der quantitativen Anteile unterhalb von 2 m Wassertiefe niederschlagen wird.

6.2.2 *Chara contraria* – Gegensätzliche Armluchteralge



Abbildung 9: Bestand von *Chara contraria*

Chara contraria (Abbildung 9) ist die häufigste Chara-Art im Litoral der bayerischen Seen. Die weite Verbreitung beruht nicht zuletzt auf der Tatsache, dass die Art etwas geringere Ansprüche an die Wasserqualität stellt als die streng oligotraphenten Vertreter unter den Armluchteralgen. Im Rahmen zurückliegender Makrophytenkartierungen war oft zu belegen, dass *Chara contraria* noch Standorte besiedelt, die z. B. von *Chara aspera* infolge eines zu hohen Nährstoffangebots bereits gemieden werden (MELZER et al. 1986, 1988, HARLACHER & PALL 1991). Unter derartigen Bedingungen beschränkt sich die Verbreitung von *Chara contraria* allerdings stets auf den ufernahen Flachwasserbereich, während die Art ihre Bestände

an oligotrophen Standorten häufig noch in größerer Wassertiefe ausbildet (MELZER et al. 1987, HARLACHER 1996).

In den untersuchten Transekten repräsentiert *Chara contraria* am Bodensee die dominierende makrophytische Art. Die Vorkommen summieren sich auf etwa ein Viertel der Gesamtquantität der makrophytischen Vegetation. Mit einem Anteil von 24,2 % im Untersee differiert die

Verbreitung nur unwesentlich vom Obersee mit 26,1 % (Abbildung 10). Generell ist festzustellen, dass die Verbreitung der Art im Obersee bis in größere Wassertiefen reicht. Die höchsten Werte der Gesamtquantität errechnen sich für die Tiefenstufe zwischen 2 und 4 m Wassertiefe. Nicht selten findet man Einzelexemplare der Art noch an der unteren Vegetationsgrenze bei ca. 8 bis 9 m Wassertiefe. Im Untersee wächst die Art hingegen bevorzugt in 1,5 bis 3 m Tiefe, während in größerer Wassertiefe die *Chara contraria* Rasen in der Regel von geschlossenen Beständen der Tiefenwasser-Characeen *Chara globularis* bzw. *Nitellopsis obtusa* ersetzt werden.

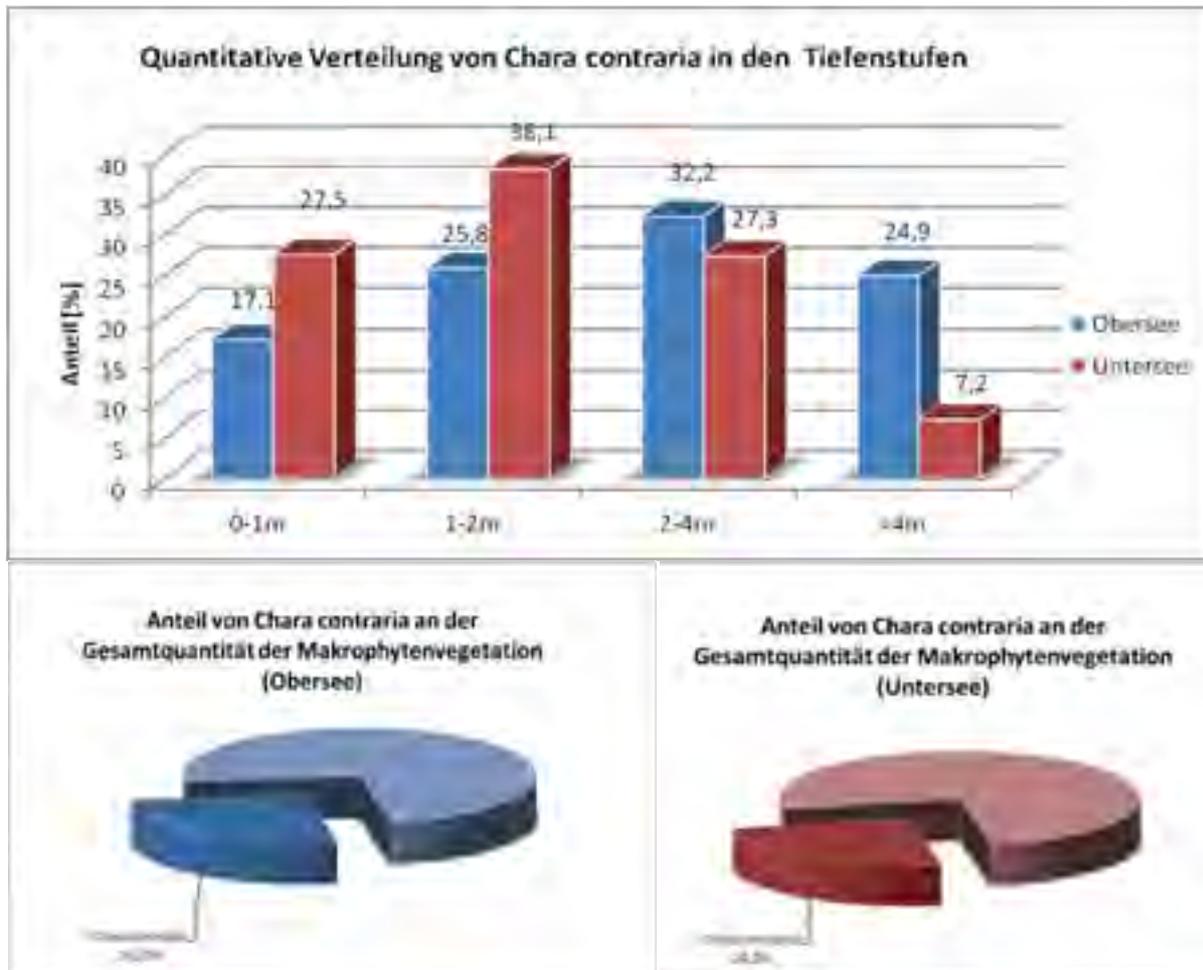


Abbildung 10: Anteil von *Chara contraria* im Obersee und im Untersee

Im Untersee fehlt die Art an keinem der 34 untersuchten Transekte. An vielen Stellen trifft man auf die an anderen Seen typische Zonierung der Vorkommen, d. h. in knapp 2 m Tiefe beginnen ausgedehnte, kaum von anderen makrophytischen Arten durchsetzte Rasen, die sich den in Ufernähe dominierenden Beständen von *Chara aspera* anschließen. In Flachwasserzonen, die von *Chara aspera* nicht oder nur vereinzelt bewachsen werden, reichen die Vorkommen z. T. aber auch bis nahe an den Gewässerrand, wie z. B. dem Südostteil des Gnadensees (US18) sowie in den strömungsbeeinflussten Transekten im Seerhein (US23) und bei Ermatingen (US23 mit US26).

Auch im Litoral des Obersees zählt *Chara contraria* zu den häufigsten makrophytischen Arten. Die dichtesten Vorkommen wurden z. B. westlich von Kreßbronn (OS35) verzeichnet, wo die Art ab ca. 2 m Tiefe geschlossene Rasen ausbildet, die bis unterhalb von 4 m Wassertiefe

reichen. Weitere bemerkenswerte Bestände bildet die Art in der Bucht zwischen Rheinvorstreckung und Altem Rhein (OS56). In diesem Transekt bildet die Art erst in größerer Uferentfernung unterhalb von 4 m Wassertiefe ihre Hauptbiomasse aus, während sich der Bewuchs im ufernahen Flachwasser aus euträphten Gefäßpflanzen rekrutiert. Eine ähnliche Tiefenpräferenz zeigt die Art im Überlinger See bei Fließhorn (OS7).

Verglichen mit dem Verbreitungsmuster aus den 1990er Jahren (SCHMIEDER 1998) ergeben sich für den Untersee und westlichen Teil des Obersees keine gravierenden Veränderungen, während die Verbreitung der Art im südöstlichen Teil des Obersees offensichtlich an mehreren Stellen zugenommen hat. Eine auffällige, bereits von SCHMIEDER (1998) nachgewiesene Verbreitungslücke besteht nach wie vor zwischen Langenargen und Friedrichshafen. Es ist anzunehmen, dass das Fehlen der Art in Zusammenhang mit erhöhten trophischen Bedingungen steht, die aus Nährstoffeinträgen durch die einmündenden Zuläufe resultieren. Die betroffene Uferstrecke wird auch von weniger belastungsempfindlichen Characeen gemieden. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die beprobten Transekte vergleichsweise nahe an den Mündungen liegen. Es ist durchaus möglich, dass die Art in den dazwischen gelegenen Uferabschnitten, in weiterer räumlicher Distanz zu den Zuflüssen, Vorkommen aufweist. Andere, von SCHMIEDER (1998) dokumentierte Verbreitungslücken wie die Bucht von Arbon (OS64), sowie Teile der Bregenzer Bucht (OS44) konnte die Art inzwischen besiedeln.

6.2.3 *Chara denudata* – Nackte Armleuchteralge



Abbildung 11: Habitus von *Chara denudata*

Im Rahmen der durchgeführten Vegetationsaufnahmen wurden an mehreren Standorten im Bodensee Vorkommen von Characeen dokumentiert, deren habituelle Merkmale der von BAUMANN (1911) für den Bodensee beschriebenen *Chara dissoluta* entsprechen. Es handelt sich um langgestreckte, fadenförmige Pflanzen, die sich durch eine deutliche Reduktion der Rindenzellen auszeichnen. KRAUSE (1997) vereint diese Form mit der habituell nicht scharf abgrenzbaren *Chara denudata* (Abbildung 11). Der Artstatus scheint allerdings keineswegs geklärt. Bereits BRAUN (zit. in MIGULA 1897) zweifelt an der Eigenständigkeit der Form, während MIGULA (1897) eine Abgrenzung als eigenständige Art befürwortet obwohl zahlreiche Gemeinsamkeiten mit *Chara contraria* bestehen. Andere Autoren vermuten, dass die Ausprägung nur eine Unterart bzw. degenerierte Wuchsform von *Chara contraria* darstellen könnte (GROVES & BULLOCK-WEBSTER zit. in WOOD 1965).

Auch unsere Erkenntnisse sprechen dafür, dass es sich bei der im Bodensee vorkommenden Form um eine Varietät von *Chara contraria* handelt, die entweder neue Standorte besiedelt oder aber von anderen Arten von ihrem Standort verdrängt wird. Beispielsweise bildete die Art im Sommer 2007 an der Südostspitze der Mettnau (US11) in ca. 4 m Wassertiefe dichte Vorkommen aus, während in den Folgejahren an diesen Standorten Reinbestände der Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa* vorherrschten. Im Zellersee enthielten Pflanzenproben, die mit Rechenzügen an Transekt US8 sowie an US9

nahe der Vegetationsgrenze entnommen wurden, immer wieder Pflanzen mit völlig unberindeten Internodialzellen, während die im Rahmen von Tauchgängen an US8 und US7 gewonnenen Proben stets an den obersten Internodialzellen typische Kennzeichen von *Chara contraria* aufwiesen. Weitere Tauchgänge im Jahr 2009 machten schließlich deutlich, dass die ins Freiwasser ragenden apikalen Sprosse der Pflanzen Kennzeichen von *Chara contraria* trugen, während die zum Teil gänzlich unberindeten Pflanzen an der Basis der hochwüchsigen Vorkommen von *Nitellopsis obtusa* standen. An US13 wurde die typische Form der *Chara contraria* ab einer Tiefe von 7 m fast gänzlich von der in der Literatur beschriebenen Form der *Chara contraria* var. *denudata* abgelöst. Möglicherweise hängt der Verlust der Rindenzellen mit dem Lichtmangel innerhalb der Konkurrenzpflanzen zusammen und wäre somit als Ethiolierungseffekt zu interpretieren. Die offenen Fragen bezüglich des Artstatus wären relativ einfach durch Umpflanzversuche zu klären.

SCHMIEDER (1998) konnte *Chara denudata* schwerpunktmäßig entlang des Nordufers des Zellersees und der Westspitze der Insel Reichenau nachweisen sowie punktuell im Obersee. Im Zuge der vorliegenden Untersuchungen konnten wir am Untersee mehrfach Übergangsformen dieser teilweise rindenzelloser Sonderform mit Merkmalen einer *Chara contraria* identifizieren. Wir rechnen sie deshalb im Bodensee quantitativ zu dieser Art und führen sie nicht separat auf. Im ehemaligen Verbreitungsareal konnten wir die Form *Chara denudata* nicht überall bestätigen, haben aber mehrere Nachweise an damals unbekanntem Standorten z. B. einigen Transekten des Obersees (OS37 nahe der Wasserburger Bucht).

6.2.4 *Chara globularis* (syn. *Ch. fragilis*) – Zerbrechliche Armleuchteralge



Abbildung 12: Habitus von *Chara globularis*

Arملهuchteralgen reagieren generell empfindlich auf Eutrophierung, doch bestehen auch innerhalb dieser Pflanzengruppe artspezifisch ausgeprägte Unterschiede hinsichtlich der Sensitivität. *Chara globularis* (Abbildung 12) zählt zu den Arten, die noch ein gewisses Maß an Eutrophierung tolerieren. Oft wurde die Art in den bayerischen Seen noch an Standorten nachgewiesen, an denen für andere Characeen keine geeigneten Lebensbedingungen mehr vorlagen (z. B. MELZER et al. 1986, HARLACHER & PALL 1994). Hingegen wird die Art bei einer Verbesserung der trophischen Bedingungen durch empfindlichere Characeen ersetzt (HARLACHER & SCHAUMBURG 2005).

Im Litoral des Bodensees gehört *Chara globularis* zu den weitverbreiteten Arten. Besonders günstige Standortbedingungen bietet offensichtlich der Untersee, wo sie in sämtlichen untersuchten Transekten dokumentiert wurde. Der quantitative Anteil von *Chara globularis* an der untergetauchten Vegetation des Untersees liegt bei 16,7 % und damit an zweiter Stelle hinter *Chara contraria* (Abbildung 13).

Im Obersee hingegen bewegt sich dieser Wert nur bei 9 %. Hinsichtlich der Tiefenpräferenz differieren die Daten für beide Seeteile nur geringfügig. Im Obersee konzentrieren sich die quantitativ erfassten Vorkommen zu mehr als der Hälfte (53 %) auf den Tiefenbereich unter-

halb von 4 m Wassertiefe, im Untersee zu knapp der Hälfte (49,6 %). Die Vorliebe für Standorte in größerer Tiefe steht in Übereinstimmung mit den Erkenntnissen an anderen Seen (MELZER et al. 1987, 1988).

Am Untersee bildet *Chara globularis* vielerorts dichte Dominanzbestände, die sich den Vorkommen von *Chara contraria* zur Tiefe hin anschließen und deren seeseitige Grenze oft gleichzeitig die untere Grenze des bewachsenen Litorals markiert.

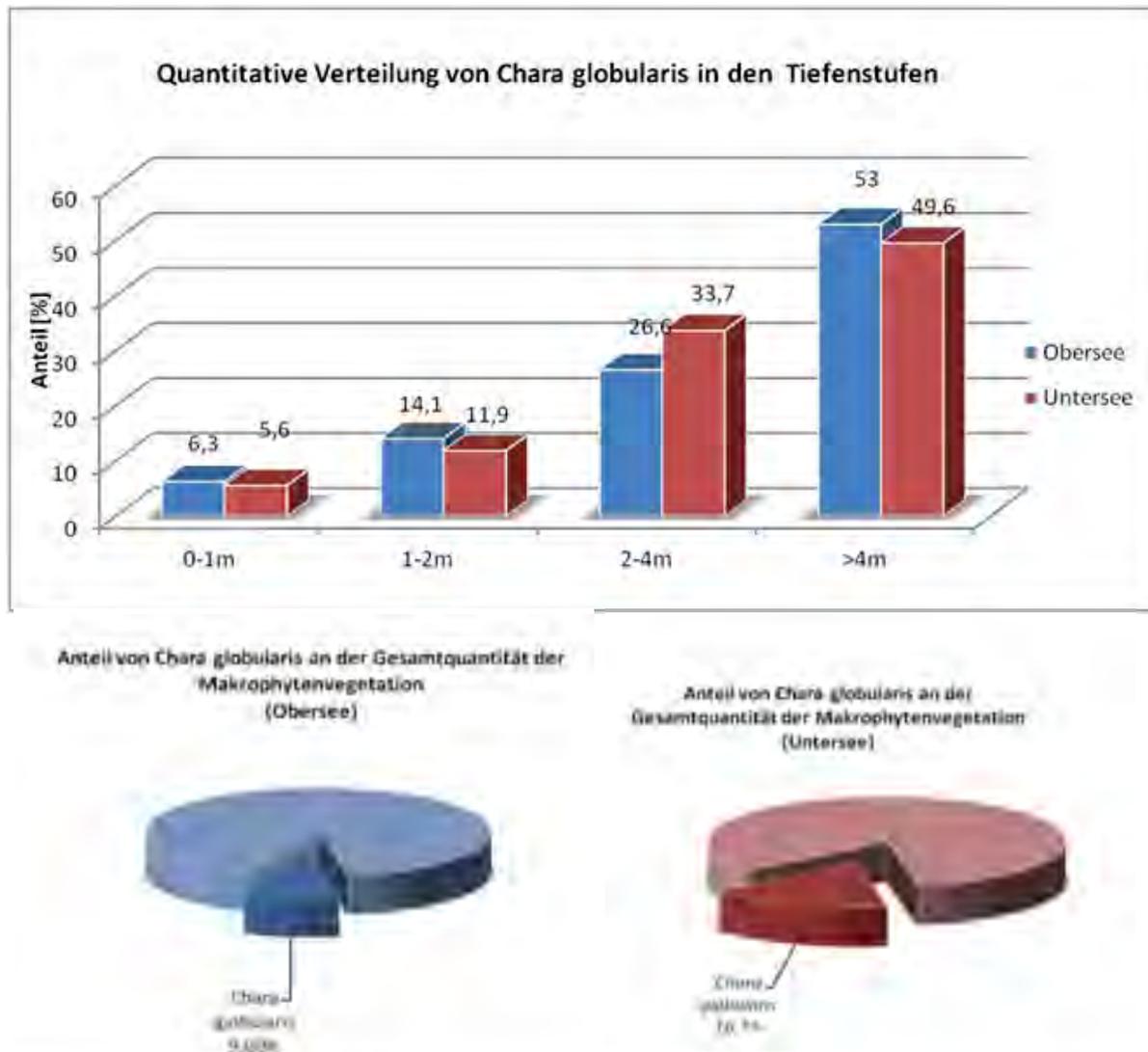


Abbildung 13: Anteil von *Chara globularis* im Obersee und im Untersee

Bemerkenswert sind insbesondere die ausgedehnten Vorkommen auf Höhe von Horn (Transekt US6). Bereits knapp unterhalb von 2 m Wassertiefe verdichten sich die Vorkommen von *Chara globularis* zu geschlossenen Wiesen. Diese reichen zwar in diesem Transekt nur bis in eine Wassertiefe von 4 m, ihre Wüchsigkeit ist allerdings bemerkenswert. Zwischen 3 m und 4 m Wassertiefe erreichen die geschlossenen Vorkommen eine Wuchshöhe von 1,5 Metern. Die hochwüchsigen Bestände werden offensichtlich von mehrjährigen Pflanzen gebildet, deren Konkurrenzdruck das Aufkommen anderer makrophytischer Arten unterdrückt. Im Sommer 2010 traten allerdings in diesen Beständen kesselförmige Lücken auf, die durch konzentrisches, nach außen fortschreitendes Absterben von Characeen entstanden waren. Eine milchige Trübung des Wassers deutete auf die Anwesenheit von Schwefelwasserstoff hin.

Offenbar haben die Bestände an diesem Standort ihr Entwicklungsmaximum erreicht. Es bleibt abzuwarten, welche Arten sich künftig an den freigegebenen Standorten ansiedeln. Denkbar wäre sowohl eine Wiederbesiedelung durch frisch austreibende *Chara globularis* als auch eine seeseitige Ausdehnung der bis in 2 m Tiefe reichenden Rasen von *Chara contraria* und *Chara tomentosa*. Ungewöhnlich ist allerdings, dass an den gegenwärtig freigegebenen Standorten sowie entlang der seeseitigen Grenze der *Chara-globularis*-Wiesen vereinzelt Vorkommen des eutraphenten Rauen Hornblatts (*Ceratophyllum demersum*) verzeichnet wurden.

Im Obersee erreicht *Chara globularis* insgesamt eine geringere Verbreitung. Verbreitungslücken bestehen sowohl nördlich von Konstanz als auch zwischen den Bodenseezuflüssen Rotach und Argen. In vergleichsweise geringerer quantitativer Verbreitung wurde die Art außerdem im Südostteil des Obersees zwischen Lindau und Altem Rhein nachgewiesen.

Bereits in den 1990er Jahren zählte *Chara globularis* zu den dominierenden Armleuchteralgen des Untersees (SCHMIEDER 1998). In vielen Teilen des Zeller- und Gnadensees hat sich die quantitative Verbreitung der Art seit dieser Zeit nicht gravierend verändert. Eine Zunahme der Vorkommen betrifft hingegen das Südufer des Untersees sowie das Südufer des Zellersees. Am Obersee ist die großräumige Ausbreitung der Art hingegen nicht zu übersehen. Hier konnte sich die Art inzwischen auf Seeteile ausbreiten, die früher infolge erhöhter trophischer Bedingungen keine geeigneten Standortbedingungen für die Art boten. Die Neu-Besiedelung betrifft insbesondere die Uferstrecke zwischen Kressbronn und der Bregenzer Ach sowie das Südufer des Überlinger Sees. An den neubesiedelten Standorten ist bei fortgesetzter Reoligotrophierung von einer weiteren Zunahme der Vorkommen auszugehen. Unter diesen Voraussetzungen ist gleichzeitig zu erwarten, dass an den gegenwärtigen Verbreitungsschwerpunkten eine sukzessive Ablösung von *Chara globularis* durch *Nitellopsis obtusa* erfolgen wird.

6.2.5 *Chara tomentosa* – Hornblättrige Armleuchteralge



Abbildung 14: Habitus von *Chara tomentosa*

Chara tomentosa (Abbildung 14) gehört zu den habituell auffälligsten Arten der heimischen Characeen-Flora. Ihre Größe sowie der sparrige, geweihähnliche Sprossaufbau verleihen der Art ein unverwechselbares Aussehen. Nicht selten bildet die getrenntgeschlechtliche Art ausgedehnte Dominanzbestände aus, wobei der braunrote Farbton der männlichen Pflanzen, die zudem oft mit leuchtendrot gefärbten Antheridien besetzt sind, ein weithin sichtbares Kennzeichen liefert.

Laut LANG (1967) zählt *Chara tomentosa* zu den empfindlichsten Arten gegenüber Eutrophierungserscheinungen. Unseren Erfahrungen nach verhält sich *Chara tomentosa* nicht streng oligotroph. Allerdings dringt die Art nur unter nährstoffarmen Bedingungen in

größere Wassertiefen vor. An oligotrophen Standorten wurde die Art im Rahmen zurückliegender Makrophytenkartierungen nicht selten noch bis in 8 m Wassertiefe nachgewiesen. Am nährstoffarmen Wörthsee trat die Art in den 1980er Jahren vereinzelt bis in 10 m Tiefe auf (MELZER et al. 1988), an einem oligotrophen Grundwassersee der oberbayerischen Osterseen-

kette Anfang der 1980er Jahre nach eigenen Beobachtungen noch bis in 14 m Tiefe (HARLACHER). An den Standorten in größerer Tiefe verlieren die Pflanzen ihre auffällenden habituellen Kennzeichen. Der sparrige Sprossaufbau ist nur noch unter vergrößerter Betrachtung an den jüngsten Quirlästen erkennbar und der Farbton der Pflanzen wechselt ins Grüne.

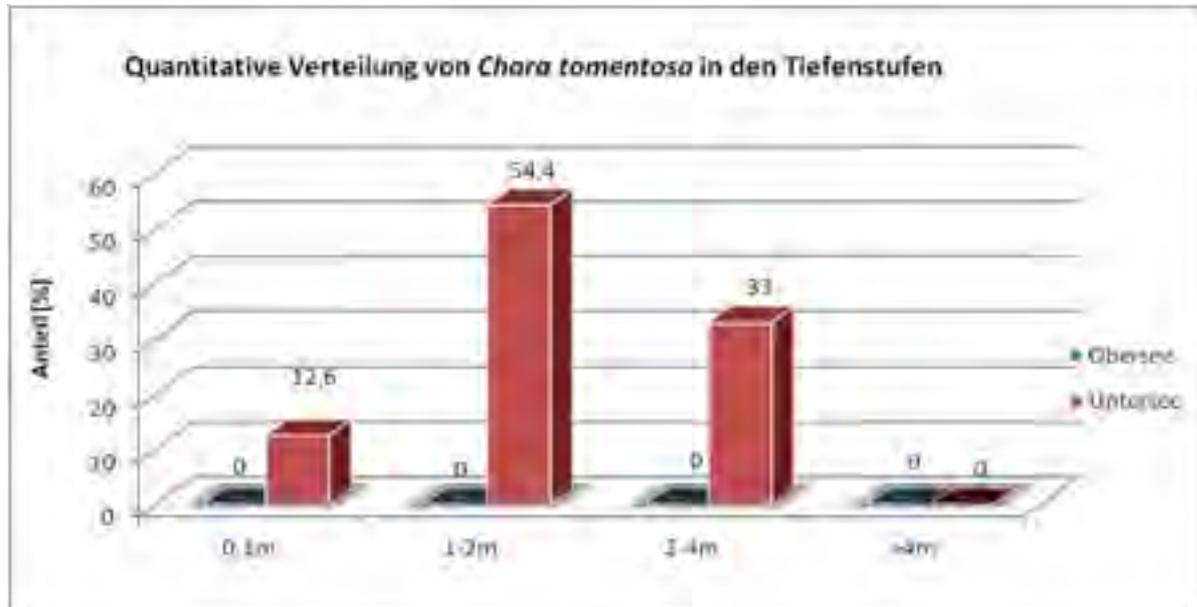


Abbildung 15: Anteil von *Chara tomentosa* im Untersee

Zur Jahrhundertwende wurde die Art am Bodensee sogar noch in 30 m Wassertiefe nachgewiesen (SCHROETER & KIRCHNER 1902). Eine Erhöhung der trophischen Bedingungen scheint die Art, ebenso wie *Nitellopsis obtusa*, durch eine Verlagerung ihrer Standorte ins Flachwasser zu kompensieren. Typischerweise bleiben ausgedehnte Flachwasservorkommen jedoch generell auf windgeschützte Seeteile beschränkt. Sowohl im Litoral des Chiemsees (MELZER et al. 1986) als auch am Ammersee (HARLACHER & SCHAUMBURG 2005) wurden die bedeutendsten Vorkommen am Westufer nachgewiesen. Vermutlich tolerieren die kalkinkrustierten Pflanzen keine stärkere Wellenbewegung. Denkbar ist darüber hinaus, dass die mehrjährig wachsenden Bestände an windexponierten Standorten einer verstärkten Sedimentation von resuspendierten Partikeln ausgesetzt sind, was die Photosyntheseleistung der Pflanzen reduziert.

SCHMIEDER (1998) zufolge konnte *Chara tomentosa* im Jahr 1993 seit 1967 erstmals wieder im Bodensee nachgewiesen werden. Die Funde beschränken sich aber auf wenige Einzelpflanzen im Gnadensee vor Allensbach sowie auf eine Einzelpflanze vor Berlingen. Von 2002 bis 2003 wurden weitere Funde bei Himmelreich im Gnadensee bei Allensbach und in der Bucht westlich von Ermatingen dokumentiert. Die Art trat also vereinzelt wieder im Bodensees auf.

Im Jahr 2003 wurden dann wieder ausgedehnte Bestände in der Bauernhornbucht am Nordufer der Insel Reichenau angetroffen und im Sommer 2004 bei Hornstaad vereinzelt Pflanzen zwischen *Ch. contraria* gefunden (pers. Mitteilung DIENST). Wie die Funde von 2006 bis 2010 belegen, zeigt die Art heute eine anhaltende Expansion im Untersee. Unterstützend wurden in den Jahren 2007 und 2009 spezielle Flächenmonitorings für *Chara tomentosa* im Untersee durchgeführt, um die Verbreitungsschwerpunkte festzustellen. Die teilweise schon flächigen Bestände liegen im Gnadensee-Ostteil am Nordufer der Reichenau (Transekte US18 und US19) und an der „Höri“-Halbinsel. Ein kleineres Vorkommen von *Chara tomentosa* mit der Häufigkeitsklasse 2 ("selten") wurde im Jahr 2009 an US33 neu entdeckt. Die Art war bei der Kartierung im Juli 2006 dort noch nicht vertreten. Insgesamt wurde *Chara tomentosa* in elf Transekten des Untersees gefunden – die Abundanzstufe 4 („häufig“) wurde nur einmal im NSG „Höri“-Halbinsel östlich Hornstaad an Transekt US6 erreicht.

6.2.6 *Nitella opaca* – Dunkle Glanzleuchteralge

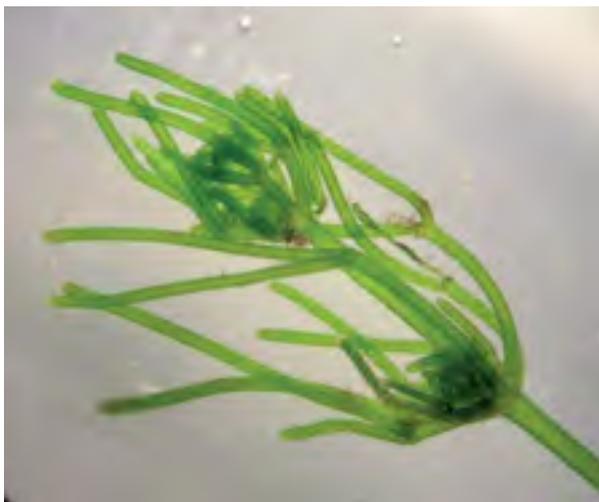


Abbildung 16: Habitus von *Nitella opaca*

Nitella opaca (Abbildung 16) zählt zur typischen Tiefenwasserflora carbonatreicher, nährstoffarmer Seen. Aufgrund ihrer geringen Lichtansprüche findet man die Art oft an der unteren Grenze des bewachsenen Litorals. Belege liegen von einem Steinbruch im Sauerland vor, in dem die Art bis in 33,4 m Wassertiefe vorkommt (VAN DE WEYER & KRAUTKRÄMER 2009). Das Verbreitungsareal der Art umfasst auch zahlreiche nährstoffarme Alpen- bzw. Voralpenseen. Im Walchensee wächst die Art bis in 15,5 m Tiefe (HARLACHER 1996). Im Rahmen von WRRRL- Transektkartierungen konnte die Art in der Vegetationsperiode 2010 im Alpsee bei Füssen in 22,7 m Tiefe und 2011 im Eibsee bei Garmisch in immerhin 17 m Tiefe dokumentiert werden.

Offensichtlich profitiert die Art an den bayerischen Seen von der Verbesserung der Wasserqualität. So ergaben wiederholt durchgeführte Vegetationsaufnahmen in einem Teil des Kochelsees (HARLACHER & PALL 1992), dass die Reoligotrophierung des Sees nicht nur eine Zunahme der Vorkommen, sondern auch eine Ausbreitung in größere Wassertiefen induzierte.

Im Litoral des Bodensees scheint *Nitella opaca* in der Vergangenheit keine dominierende Rolle gespielt zu haben. Ausgedehnte Vorkommen werden von SCHRÖTER & KIRCHNER (1902) nur für Wallhausen im Überlinger See beschrieben. Die übrigen von BAUMANN (1911) erwähnten Vorkommen sind hinsichtlich ihrer quantitativen Ausprägung eher als unbedeutend eingestuft.

Im Rahmen der von uns durchgeführten Erhebungen wurde *Nitella opaca* nur an drei Stellen nachgewiesen. Neben wenigen Einzelpflanzen in ca. 4 m Tiefe bei Überlingen kommt die Art

nur noch im Markelfinger Winkel vor. Insbesondere im Nord-Westteil der Bucht bildet *Nitella opaca* heute ausgedehnte Vorkommen aus – allerdings erst in Tiefen unterhalb von 4 m.

Die fortschreitenden Reoligotrophierungsprozesse dürften das Aufkommen von *Nitella opaca* im Litoral des Bodensees begünstigen. Hierfür spricht auch die Tatsache, dass die Art inzwischen auch an anderen, von uns nicht untersuchten Stellen im Ermatinger Becken, im Markelfinger Winkel, östlich von Eschenz (alles Untersee) sowie im Konstanzer Trichter (Obersee) nachgewiesen wurde (DIENST et al. 2012, i. Dr.). Im Zuge der von LANG (1967, 1981) sowie der von SCHMIEDER (1998) durchgeführten Kartierungen ließen sich noch keine Vorkommen von *Nitella opaca* dokumentieren.

Die künftige Entwicklung von *Nitella opaca* könnte am Bodensee ähnlich verlaufen wie im Litoral des Ammersees, der eine dem Bodensee vergleichbare Reoligotrophierungsphase durchläuft. Im Litoral des Ammersees fehlte *Nitella opaca* noch bis Mitte der 1980er Jahre (MELZER et al. 1988). Erste Nachweise lieferte eine umfassende Vegetationsaufnahme in den Jahren 2000 und 2001 (HARLACHER & SCHAUMBURG 2005). Aus diesen Einzelfunden konnten sich nach eigenen Erkenntnissen (HARLACHER) inzwischen quantitativ beachtliche Bestände entwickeln. Das gegenwärtige Bewuchsmuster am Ammersee zeigt des Weiteren, dass die Art die vormals an diesen Standorten nachgewiesenen Bestände von *Nitellopsis obtusa* ersetzt hat.

6.2.7 *Nitellopsis obtusa* – Stern-Armleuchteralge



Abbildung 17: *Nitellopsis obtusa* am Rechen

Im Rahmen zurückliegender Makrophytenkartierungen wurde bisweilen festgestellt, dass *Nitellopsis obtusa* (Abbildung 17) kein streng oligotrophes Verhalten zeigt. Während die Art an nährstoffarmen Standorten typischerweise erst in der untersten Tiefenstufe auftritt, kann sie offensichtlich bei ansteigender Trophie auf Standorte im Flachwasser ausweichen. In flacheren Litoralzonen sind die gegenüber mechanischer Belastung äußerst sensiblen Pflanzen allerdings der Einwirkung von Wellenschlag ausgesetzt. Dies erklärt, dass man *Nitellopsis obtusa* im Flachwasser ausschließlich an windgeschützten Standorten antrifft. Nicht selten wurde die Art sogar in Segelhäfen nachgewiesen, die von einer Dominanz eutropher Gefäßpflanzen gekennzeichnet waren. Auffallend oft wurde die Art auch unterhalb von Steganlagen nachgewiesen. Die beschatteten Standorte bieten der Schwachlicht-Art offensichtlich Konkurrenzvorteile gegenüber den eutropheren Gefäßpflanzen mit höheren Lichtansprüchen. Dennoch toleriert die Art nur ein gewisses Maß an Belastung. Im ultraoligotrophen Attersee kommt die Art nach eigenen Beobachtungen (HARLACHER) insbesondere im weiteren Umfeld von Zuläufen vor, wo ein lokal begrenzter Anstieg des Nährstoffangebots vorliegt. Im direkten Einflussbereich der Zuläufe wird die Art hingegen von *Chara globularis* ersetzt, einer Chara-Art, die vergleichsweise geringe Ansprüche an die Wasserqualität stellt.

Im ultraoligotrophen Attersee kommt die Art nach eigenen Beobachtungen (HARLACHER) insbesondere im weiteren Umfeld von Zuläufen vor, wo ein lokal begrenzter Anstieg des Nährstoffangebots vorliegt. Im direkten Einflussbereich der Zuläufe wird die Art hingegen von *Chara globularis* ersetzt, einer Chara-Art, die vergleichsweise geringe Ansprüche an die Wasserqualität stellt.

Aus der räumlichen Verteilung der beiden Arten war abzuleiten, dass *Nitellopsis obtusa* zwar von einer leichten Erhöhung des Nährstoffangebots profitiert, im Vergleich zu *Chara globularis* jedoch eine geringere Toleranz gegenüber Eutrophierung aufweist. Dieses Verhalten ließ sich im Sommer 2000 im Rahmen einer umfassenden Makrophytenkartierung des Ammersees bestätigen. Bedingt durch die fortgeschrittene Reoligotrophierung des Sees waren die Mitte der 1980er Jahre noch vorherrschenden Bestände von *Chara globularis* durch *Nitellopsis obtusa* ersetzt worden.



Abbildung 18: Anteil von *Nitellopsis obtusa* im Obersee und im Untersee

Nach den Ergebnissen der durchgeführten Vegetationsaufnahmen gehört *Nitellopsis obtusa* inzwischen wieder zu den weitverbreiteten Armleuchteralgen im Litoral des Bodensees. Es ergeben sich Unterschiede vom Ober- zum Untersee hinsichtlich quantitativer Verbreitung der Art. Im Untersee erscheint die Art deutlich häufiger (an knapp 80 % der Transekte) im Bewuchs der untersuchten Transekte als im Obersee (57 %). Umgekehrt liegt der Anteil an der Gesamtquantität der Makrophytenvegetation im Obersee deutlich höher (12,1 %) als am Untersee (7,3 %, Abbildung 18). Die Abweichungen resultieren aus der Tatsache, dass die Art an ihren Standorten im Obersee bisweilen „massenhaft“ ausgeprägte Vorkommen ausbildet, die sich

über mehrere Tiefenstufen erstrecken, während sich die Bestände im Untersee vorwiegend auf die unterste Tiefenstufe (> 4 m) beschränken.

Nitellopsis obtusa ist nahezu im ganzen See verbreitet. Im Untersee tritt die Art schwerpunktmäßig im Gnadensee auf, wo die Art – oft gemeinsam mit *Chara globularis* – in 6 bis 8 m Wassertiefe die untere Vegetationsgrenze markiert. Die quantitativ bedeutsamsten Vorkommen bildet die Art südwestlich der Insel Reichenau. Hier erstrecken sich ab 4 m Tiefe geschlossene Wiesen, die sich erst unterhalb von 10 m Wassertiefe auflösen. Die tiefsten Einzelvorkommen der Art reichen an dieser Stelle bis 13,5 m Wassertiefe.

Im Obersee fehlt die Art bislang insbesondere entlang der Uferstrecke zwischen Rotach und Argen sowie in Teilen der Bregenzer Bucht. Eine größere Verbreitungslücke liegt außerdem im gesamten Nordwestteil des Überlinger Sees vor. Hingegen bildet die Art zwischen Rorschach und Romanshorn – oft erst in größerer Entfernung zum Ufer – geschlossene Vorkommen. Das Verbreitungsmaximum im Obersee liegt in der Fußacher Bucht (OS51 bis OS53). Hier beginnen die Vorkommen in knapp 2 m Tiefe, enden allerdings bereits knapp unterhalb der Abbruchkante der eingetieften, in Süd/Nord-Richtung verlaufenden Schifffahrtsrinne.



Abbildung 19: Typische Stern-Sprossknollen von *Nitellopsis obtusa*

Nitellopsis obtusa konnte sich seit den von SCHMIEDER (1998) durchgeführten Untersuchungen im Litoral des Obersees deutlich ausbreiten. Die Zunahme der Bestände ist als sicheres Zeichen der Reoligotrophierung zu interpretieren.

6.2.8 *Ceratophyllum demersum* – Raues Hornblatt

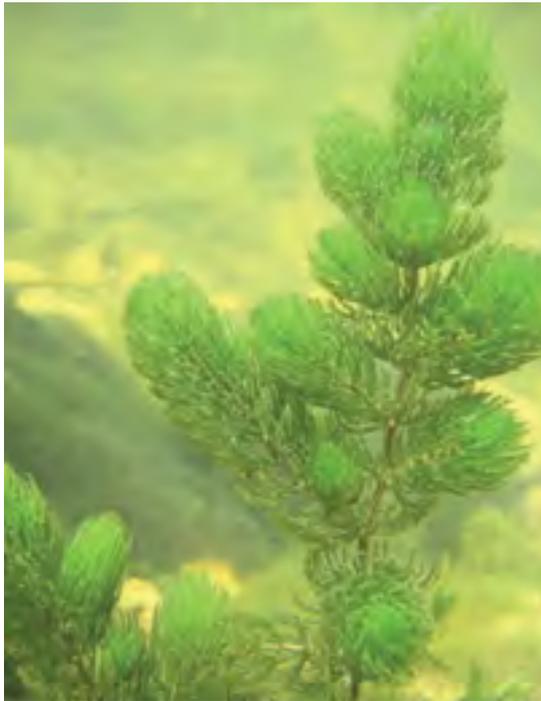


Abbildung 20: Habitus von *Ceratophyllum demersum*

Große Stillgewässer bieten grundsätzlich keine optimalen Standortbedingungen für das Raue Hornblatt (Abbildung 20). Dies liegt daran, dass die Art keine Wurzeln zur Verankerung im Untergrund ausbildet und die Pflanzen somit durch Wellenschlag leicht in die Tiefe verfrachtet werden. Insbesondere an windexponierten Standorten mit steilem Böschungswinkel kommt die Art praktisch nicht vor.

Das differenzierte Verbreitungsmuster in einer Reihe kleinerer Seen unterschiedlicher Trophie (MELZER et al. 1987, 1988) unterstreicht den eutraphenten Charakter der Art. Jedoch war selbst an größeren Seen, wie z. B. dem Chiemsee, ein Zusammenhang zwischen den Vorkommen der Art und externen Belastungsquellen offensichtlich (MELZER et al. 1986).

Am Bodensee konzentrieren sich die Vorkommen der Art auf den Untersee. Im gesamten Obersee konnte die Art nur im Kleinen See bei Lindau dokumentiert werden. In windgeschützten Randbereichen durchsetzt die Art bis in ca. 1 m

Wassertiefe die dominierenden Bestände des Kammlaichkrauts. Der Untersee bietet der Art infolge seiner etwas besser vor Wind geschützten Gewässerrandbereiche günstigere Standortbedingungen. In etwa einem Fünftel der untersuchten Transekte konnte die Art dokumentiert werden. Der Anteil an der gesamten pflanzlichen Quantität erreicht jedoch mit 0,5 % nur einen relativ unbedeutenden Wert (Abbildung 21). In den überwiegenden Fällen handelt es sich bei den Nachweisen um Einzelpflanzen, deren Standorte vorwiegend unterhalb von 4 m Wassertiefe lagen.

Die im Rahmen der Transektkartierungen verzeichneten Vorkommen von *Ceratophyllum demersum* zeigen in den meisten Fällen eine gute Übereinstimmung mit dem von SCHMIEDER (1998) vorgefundenen Verbreitungsmuster. Am Obersee ließen sich die Vorkommen östlich des Inlensees sowie in der Fussacher Bucht nicht mehr bestätigen; genau wie die von SCHMIEDER im Untersee verzeichneten Einzelvorkommen im Südostteil des Gnadensees sowie westlich von Mammern. Hingegen konnte die Art am Südufer des Zellersees sowie, südöstlich davon, auf Höhe von Hornstaad dokumentiert werden. In beiden Transekten erstrecken sich bis in 2 m Wassertiefe oligotraphente Characeenrasen, die am Übergang zur steiler abbrechenden Halde im Zellersee in 2 m, vor Hornstaad in 4 m Tiefe von meso-eutraphenten Arten ersetzt werden. Der abrupte Übergang dieser in Bezug auf die Makrophytenzusammensetzung unterschiedlichen Zonen, die sich auch im Makrophytenindex widerspiegelt (siehe Kapitel 6.4), war im Rahmen der Tauchuntersuchungen offensichtlich. Möglicherweise wird das tiefer liegende Litoral – trotz großer räumlicher Distanz – noch von der Radolfzeller Ach beeinflusst. Zur Klärung dieser Vermutung wäre die Untersuchung weiterer Transekte im Zellersee erforderlich. Sollte sich dieser Verdacht erhärten, böten die Litoralflächen am Südufer des Zellersees bis Hornstaad jedoch ein äußerst praktikables Instrument für ein makrophytenbasiertes Monitoring im Hinblick auf die Wasserqualität der Radolfzeller Ach.

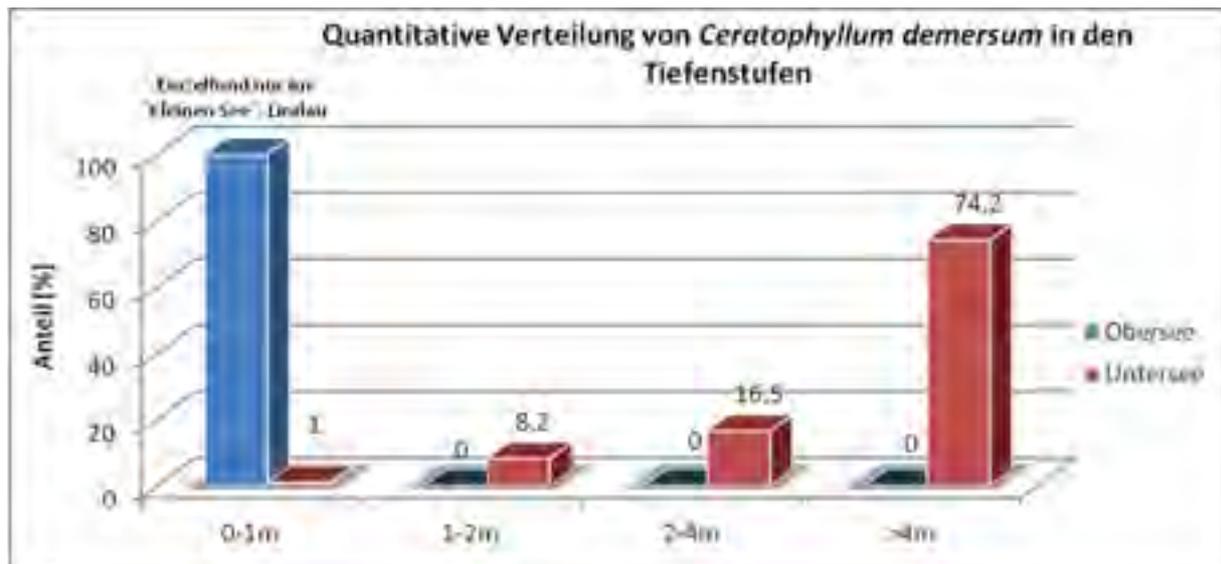


Abbildung 21: Anteil von *Ceratophyllum demersum* im Obersee und im Untersee

6.2.9 *Elodea canadensis* – Kanadische Wasserpest



Abbildung 22: Habitus von *Elodea canadensis*

Elodea canadensis (Abbildung 22) gehört ursprünglich zur Flora Nordamerikas. Die Art wurde bereits zu Beginn des 19. Jahrhunderts nach Europa eingeschleppt und entwickelte sich infolge einer massenhaften Ausbreitung rasch zu einem Problem für Fischerei und Schifffahrt. Die Bestände gingen jedoch sehr schnell zurück, wobei als Ursachen neben biotischen Faktoren (WALKER 1912) eine Erschöpfung des Sediments an Spurenelementen wie Eisen und Mangan (CHITTENDEN et al. 1976) diskutiert wurden.

Inzwischen zählt *Elodea canadensis* an den bayerischen Stillgewässern zu den weniger häufigen Arten. Lediglich in kleineren Seen und Weihern im Allgäu wurden noch zu Beginn der 1980er Jahre Massenvorkommen dokumentiert (MELZER et al. 1987).

Die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) gilt als eutraphente Art (MELZER 1988). Das Verbreitungsmuster an den bayerischen Seen (MELZER et al. 1987, HARLACHER &

PALL 1992, RASIG 1993) bestätigt diese Klassifizierung. Nach den Ergebnissen von Laborversuchen nutzt die Art als Stickstoffquelle ausschließlich Ammonium (MÜNCH 1989). Sie stellt deshalb einen geeigneten Indikator für die Einleitung von Abwasser dar, das meist erhöhte Konzentrationen dieser Stickstoffverbindung aufweist. Zu einer verstärkten Freisetzung von Ammonium kommt es allerdings auch beim mikrobiellen Abbau organischen Materials unter reduzierenden Bedingungen, wie sie in Sedimenten vorherrschen können.

Die Kanadische Wasserpest gehört gegenwärtig zu den seltenen makrophytischen Arten im Litoral des Bodensees. Abgesehen von wenigen Exemplaren nahe der Mündung des Alten Rheins sowie Einzelfunden in den beiderseits der Mündung gelegenen Buchten, wurde die Art nur in einem einzigen untersuchten Transekt in höherer quantitativer Verbreitung dokumentiert. Das Vorkommen liegt im durchströmten Seerhein bei Konstanz. Insbesondere unterhalb von 4 m Wassertiefe wächst die Art zwischen den hochwüchsigen, in der Strömung flutenden Sprossen des Durchwachsenen Laichkrauts (*Potamogeton perfoliatus*). An diesem Standort kam die Art bereits im Jahr 1993 vor.

Die von SCHMIEDER (1998) verzeichneten Einzelvorkommen westlich der Reichenau und auf Höhe von Radolfzell ließen sich im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen nicht bestätigen. Im Litoral des Obersees wurden an mehreren, nach den Aufzeichnungen von SCHMIEDER früher von *Elodea canadensis* bewachsenen Standorten, Exemplare der Schmalblättrigen Wasserpest (*Elodea nuttallii*) nachgewiesen. Dieser Artenwechsel vollzog sich nach eigenen Erkenntnissen in jüngerer Vergangenheit an einer Reihe von bayerischen Fließ- und Stillgewässern.

6.2.10 *Elodea nuttallii* – Schmalblättrige Wasserpest

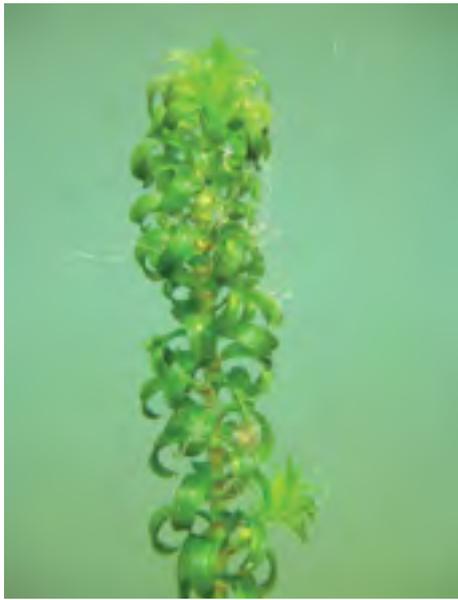


Abbildung 23: Habitus von *Elodea nuttallii*

Elodea nuttallii (Abbildung 23) gelangte erst Mitte des 20. Jahrhunderts über Belgien und die Niederlande in die deutschen Gewässer. Inzwischen zählt die Art auch in bayerischen Seen und Flüssen zu den verbreiteten Arten. Die an verschiedenen Standorten beobachtete Massentwicklung der Art bereitet gegenwärtig die gleichen Probleme wie die zurückliegende Expansion der Kanadischen Wasserpest.

In den bayerischen Voralpenseen findet man die Schmalblättrige Wasserpest bevorzugt im Einflussbereich nährstoffreicher Zuläufe. Wie die eng verwandte Kanadische Wasserpest scheint *Elodea nuttallii* insbesondere von einem erhöhten Angebot an Ammonium zu profitieren. Optimale Standortbedingungen bieten daher auch die Stauhaltungen von Flüssen. Bei geringer Wassertiefe und der daraus resultierenden ausreichenden Belichtung des Gewässergrundes vermag die Art ausgedehnte Dominanzvorkommen auszubilden und erschwert damit die Nutzung der Gewässer.

Gegenwärtig verhält sich *Elodea nuttallii* gegenüber der Kanadischen Wasserpest deutlich konkurrenzkräftiger, denn nach eigenen Erkenntnissen (HARLACHER) konnte die Art, z. B. in verschiedenen Stauhaltungen an Donau und Lech innerhalb weniger Jahre die Bestände von *Elodea canadensis* fast vollständig ersetzen. Analoge Vegetationsumschichtungen wurden bereits Anfang der 1980er Jahre in Großbritannien beschrieben (SIMPSON 1984).

Die Schmalblättrige Wasserpest erreicht im Litoral des Bodensees eine etwas höhere Verbreitungsfrequenz als die Kanadische Wasserpest (vgl. Abbildung 22). Im Überlinger See wurden südöstlich von Bodman (OS11) dichte Vorkommen der Art unterhalb von 4 m Tiefe verzeichnet. Außerdem tritt die Art häufig östlich von Lindau (OS41) auf.

Weitere bemerkenswerte Vorkommen wurden im Obersee an den beiden Transekten der Rheinvorstreckung verzeichnet. Die Bestände erstrecken sich entlang der Basis der Steinschüttung. Offensichtlich profitiert die Art an diesem Standort von nährstoffreichem Druckwasser, das durch die Steinschüttung des Damms in den See sickert. Auch südlich der Hafeneinfahrt Romanshorn wächst die Art unterhalb der Grobsteinschüttung, die den Segelhafen Romanshorn vom See trennt.

Im Untersee wächst die Art bestandsbildend im Transekt östlich von Öhningen (US2) sowie – zusammen mit der Kanadischen Wasserpest – im Seerhein (US23). An beiden Standorten kam die Art Anfang der 1990er Jahre noch nicht vor (vgl. SCHMIEDER 1998)

Am Obersee hat die quantitative Verbreitung der Schmalblättrigen Wasserpest zwischen Rheinvorstreckung und Altem Rhein (OS55, OS56) sowie westlich von Romanshorn (OS68) etwas abgenommen. Umgekehrt wurden die Vorkommen der Art östlich von Lindau (OS41), entlang der Rheinvorstreckung (OS49, OS50) sowie auf Höhe von Romanshorn etwas höher eingeschätzt als von SCHMIEDER (1998). Die quantitativ bedeutsamen Bestände in Transekt US11 im Überlinger See konnten sich offensichtlich erst in jüngerer Zeit entwickeln. Nach den Ergebnissen von SCHMIEDER fehlte die Art Anfang der 1990er Jahre noch im gesamten Überlinger See.

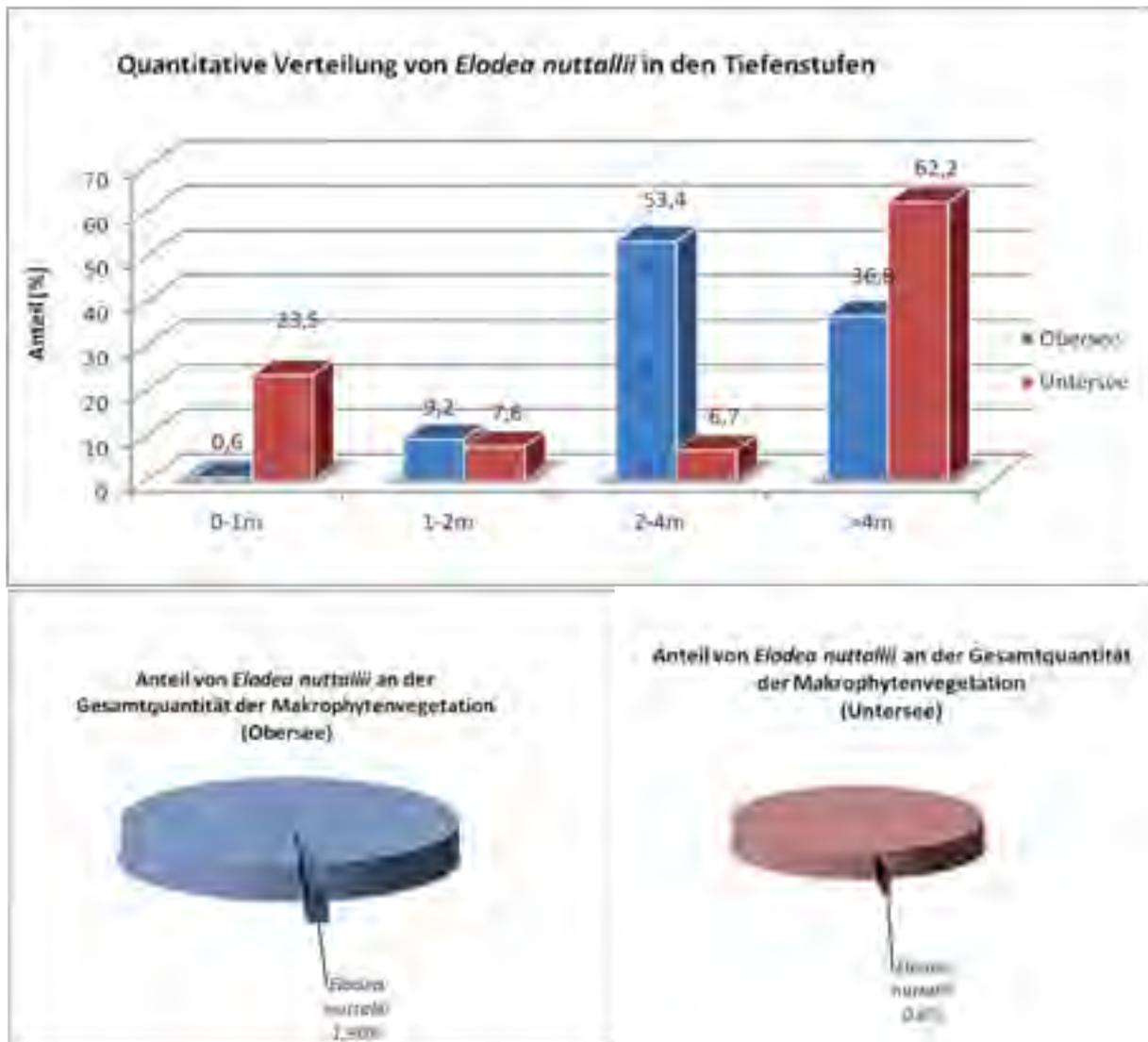


Abbildung 24: Anteil von *Elodea nuttallii* im Obersee und im Untersee

Im Hinblick auf die Erfassung der Vorkommen der Schmalblättrigen Wasserpest im Litoral des Bodensees müssen die gleichen Einschränkungen gelten wie bei der Kanadischen Wasserpest. Beide Arten treten bevorzugt im Einflussbereich von Zuläufen aber auch innerhalb von Hafenanlagen auf. Nachdem gemäß den Richtlinien zur Auswahl der WRRL-Transekte keine Vegetationsaufnahmen an Zuflüssen gemacht werden, wurden zusätzliche Sondertransekte (siehe Kapitel 5.1.1) in diesen Bereichen gewählt. Insgesamt dürften Zufluss- und Hafengebiete jedoch quantitativ unterrepräsentiert und daher die Verbreitung beider Wasserpest-Arten etwas zu gering geschätzt sein.

6.2.11 *Myriophyllum spicatum* – Ähriges Tausendblatt



Abbildung 25: Habitus von *Myriophyllum spicatum*

Das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*, Abbildung 25) gehört zu den makrophytischen Arten, die unter günstigen Standortbedingungen bisweilen dichte Dominanzvorkommen ausbilden. Durch Beschattung (AIKEN et al. 1979) sowie durch Abgabe von allelopathisch wirkenden, phenolischen Verbindungen (PENNAK 1973, AGAMI & WAISEL 1985) scheint die Art nicht nur die Entwicklung planktischer Algen, sondern auch das Wachstum anderer makrophytischer Wasserpflanzen zu unterdrücken.

An den bayerischen Fließ- und Stillgewässern besiedelt die Art sowohl eutrophierte als auch oligotrophe Standorte (MELZER et al. 1987). Die quantitativ bedeutsamsten Vorkommen wurden allerdings in kleineren, mäßig belasteten Seen, wie z. B. dem Staffel- und Riegsee dokumentiert (vgl. HARLACHER & HANTKE 1994, HARLACHER 2002). Möglicherweise wird an diesen Seen die Verbreitung der als „leicht Wärme liebend“

(CASPAR & KRAUSCH 1981) beschriebenen Art aber auch durch eine erhöhte sommerliche Wassertemperatur begünstigt. Dies würde erklären, dass die Art im Litoral kühler Seen, wie z. B. dem Kochelsee oder Walchensee nur selten anzutreffen ist.

Im Litoral des Bodensees kommt *Myriophyllum spicatum* nur sporadisch vor (Abbildung 26). Die Nachweise konzentrieren sich auf den südöstlichen Teil des Sees zwischen Lindau und Romanshorn, wo die Art bevorzugt zwischen 2 und 4 m Wassertiefe horstartig ausgeprägte Bestände ausbildet. In der Bucht von Arbon bevorzugt *Myriophyllum spicatum* Standorte im Flachwasser, während die Art zwischen Altem Rhein und Alpenrhein (OS55) sowie auf Höhe von Romanshorn (OS66) erst unterhalb von 2 m gedeiht. Am östlichen Ende der Bregenzer Bucht (OS45) dringt sie sogar noch an die untere Grenze des bewachsenen Litorals in 5,5 m Wassertiefe vor.

Im Untersee wurde *Myriophyllum spicatum* nur an drei Transekten nachgewiesen. In nennenswerter quantitativer Verbreitung kommt die Art nur im Markelfinger Winkel, im Flachwasser östlich des Campingplatzes vor.

Verglichen mit dem Verbreitungsmuster aus den 1990er Jahren scheint sich die Art im Südostteil des Sees etwas ausgebreitet zu haben. Im Untersee hingegen ließen sich die von SCHMIEDER (1998) verzeichneten Vorkommen entlang des Südwest-Ufers der Reichenau sowie am Südufer der Mettnau nicht bestätigen. Während BAUMANN (1911) *Myriophyllum spicatum* um die Jahrhundertwende noch verbreitet findet, ist die Art während der Periode der höchsten Trophie des Untersees fast vollständig verschwunden (LANG 1981). Nicht nur im Bereich der untersuchten Transekte fehlte die Art überwiegend, sondern in weiten Flächen des Untersees, obwohl sie zwischenzeitlich häufiger vorkam (mündl. Mitteilung ELISABETH GROß, Uni Konstanz, 2006).

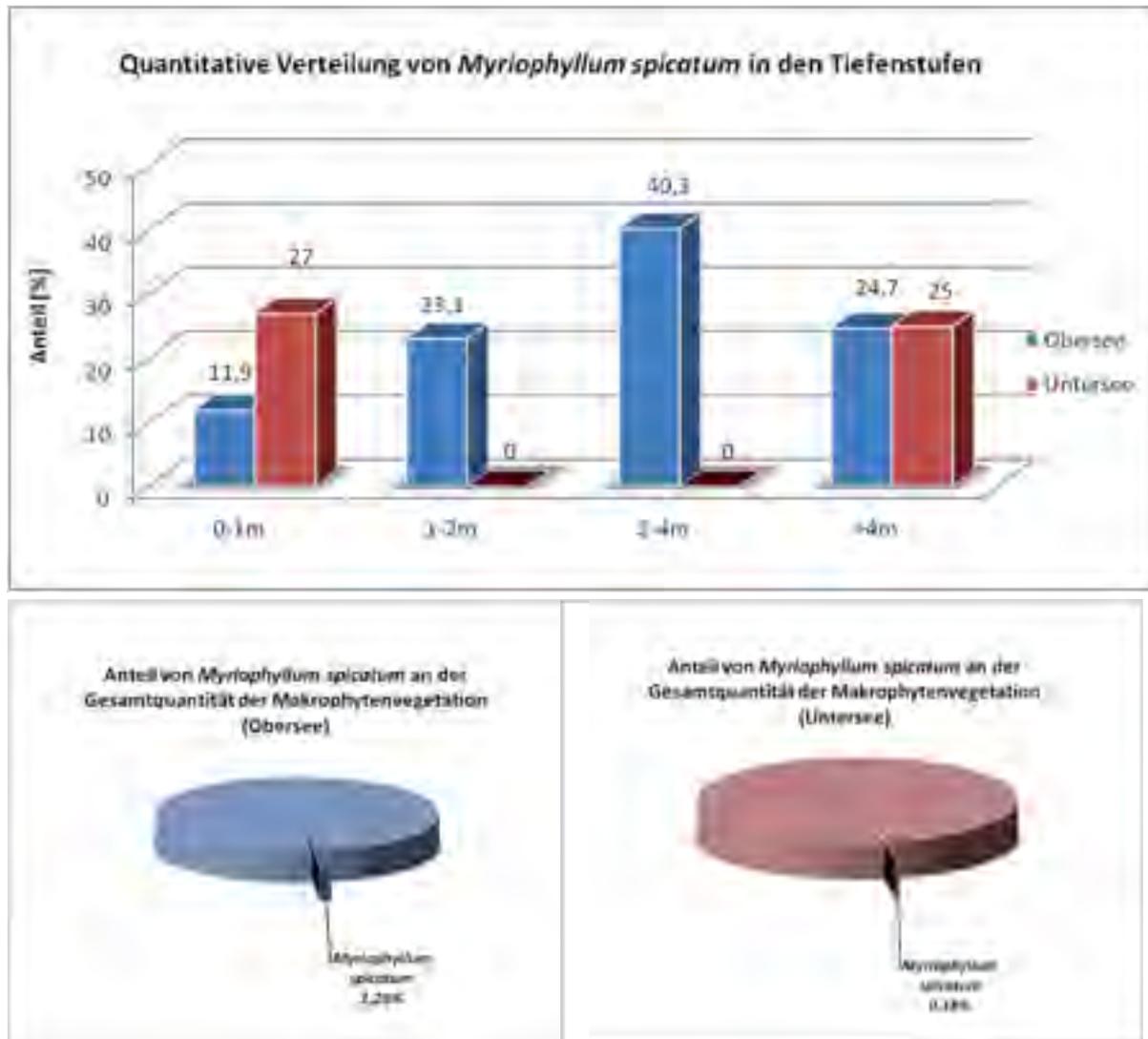


Abbildung 26: Anteil von *Myriophyllum spicatum* im Obersee und im Untersee

Im Gnadensee kam die Art bereits in den 1960er Jahren vor (vgl. LANG 1967), während sie im Rahmen der später durchgeführten Erhebungen hier weder von LANG (1981) noch von SCHMIEDER (1998) dokumentiert wurde. In einem Flächensurvey Ende August 2010 wurde die Art sowohl an den von SCHMIEDER (1998) beschriebenen Flächen bei Iznang angetroffen, als auch an einem neuen Standort südöstlich Radolfzell entdeckt: Hier kam die Art im Tiefenbereich zwischen 2 und 4 m in der Abundanzstufe 3 "verbreitet" vor. Dieser Fund und die Nachweise im Markelfinger Winkel deuten auf eine Wiederbesiedelung von zwischenzeitlich aufgegebenen Standorten hin.

6.2.12 *Najas marina subsp. intermedia* – Mittleres Nixenkraut



Abbildung 27: Habitus von *Najas marina subsp. intermedia*

Najas marina subsp. intermedia (Abbildung 27) ist eine untergetauchte, im Boden wurzelnde Wasserpflanze mit 10 bis 50 cm hohen, steifen, oft brüchigen und gabelig verzweigten Stängeln. Charakteristisch sind die grob gewellten und stachelspitzigen, gegenständigen Blätter. Während das eng verwandte Große Nixenkraut (*Najas marina subsp. marina*) vor allem in nährstoffreichen Gewässern (auch im Brackwasser) vorkommt, bevorzugt das Mittlere Nixenkraut eher Standorte in mäßig nährstoffreichen, klaren Seen.

Bis vor wenigen Jahrzehnten galt *Najas marina subsp. intermedia* als floristische Besonderheit der bayerischen Makrophytenflora. Noch Mitte der 1980er Jahre waren nur wenige Standorte der Art bekannt (vgl. MELZER et al. 1986, 1987, 1988). In jüngerer Vergangenheit kam es hingegen vielerorts zu einer auffallend starken Ausbreitung der Art im Litoral verschiedener bayerischer Seen. Äußerst expansiv verhielt sich die Art beispielsweise am Ammersee, wo die Art Ende der 1980er Jahre im Rahmen einer

umfassenden Tauchkartierung nur in Form eines Einzelexemplars dokumentiert wurde (MELZER et al. 1988). Zwei Jahrzehnte später gehörte das Mittlere Nixenkraut bereits über weite Strecken zu den dominierenden makrophytischen Arten (HARLACHER & SCHAUMBURG 2005). Fortgesetzte Untersuchungen gemäß EG-WRRRL im Sommer 2010 ergaben, dass das Verbreitungsareal der Art inzwischen den gesamten See umfasst.

Nach den Aufzeichnungen von BAUMANN (1911) gehörte das Mittlere Nixenkraut bereits in der Vergangenheit zur Makrophytenflora des Untersees, während die Art im Litoral des Obersees erstmals im Rahmen der Untersuchungen von LANG (1967) nachgewiesen wurde. Nach einem Rückgang der Vorkommen im Jahr 1978 (vgl. LANG 1981) konnte SCHMIEDER (1998) wieder eine deutliche Zunahme der Art im Untersee sowie ein punktuell Aufkommen im Obersee dokumentieren.

Gegenwärtig umfasst die Verbreitung von *Najas marina subsp. intermedia* bereits einen großen Teil des Bodensees (vgl. Abbildung 28). Im Untersee gehört die Art zu den häufigsten makrophytischen Gefäßpflanzen. Sie fehlt nur auf Höhe von Ermatingen (US24) sowie in den beiden strömungsexponierten Transekten im Seerhein (US23) und dem westlichen Ende des Rheinsees (US34). An den übrigen Probestellen im Südteil des Untersees tritt die Art verbreitet auf, ohne jedoch eine dominierende Rolle in der Vegetationszusammensetzung einzunehmen. Die Verbreitungsschwerpunkte liegen eindeutig im Bereich der ausgedehnten Flachwasserzonen des Untersees, vor allem in den Seeteilen Gnadensee und Zellersee.

Im Obersee finden sich die bedeutendsten Vorkommen im Ostteil der flachen Fussacher Bucht sowie östlich der Mündung des Alten Rheins (OS55). Außerdem wurden bemerkenswert dichte

Vorkommen im Überlinger See bei Fließhorn (OS7) verzeichnet. Abweichend von den übrigen Standorten bildet die Art hier ihre Hauptbiomasse erst unterhalb von 4 m Wassertiefe aus. Größere Verbreitungslücken bestehen noch westlich von Kressbronn bis zur Seefelder Aach sowie im Westteil des Überlinger Sees, im Einflussbereich der Stockacher Aach.

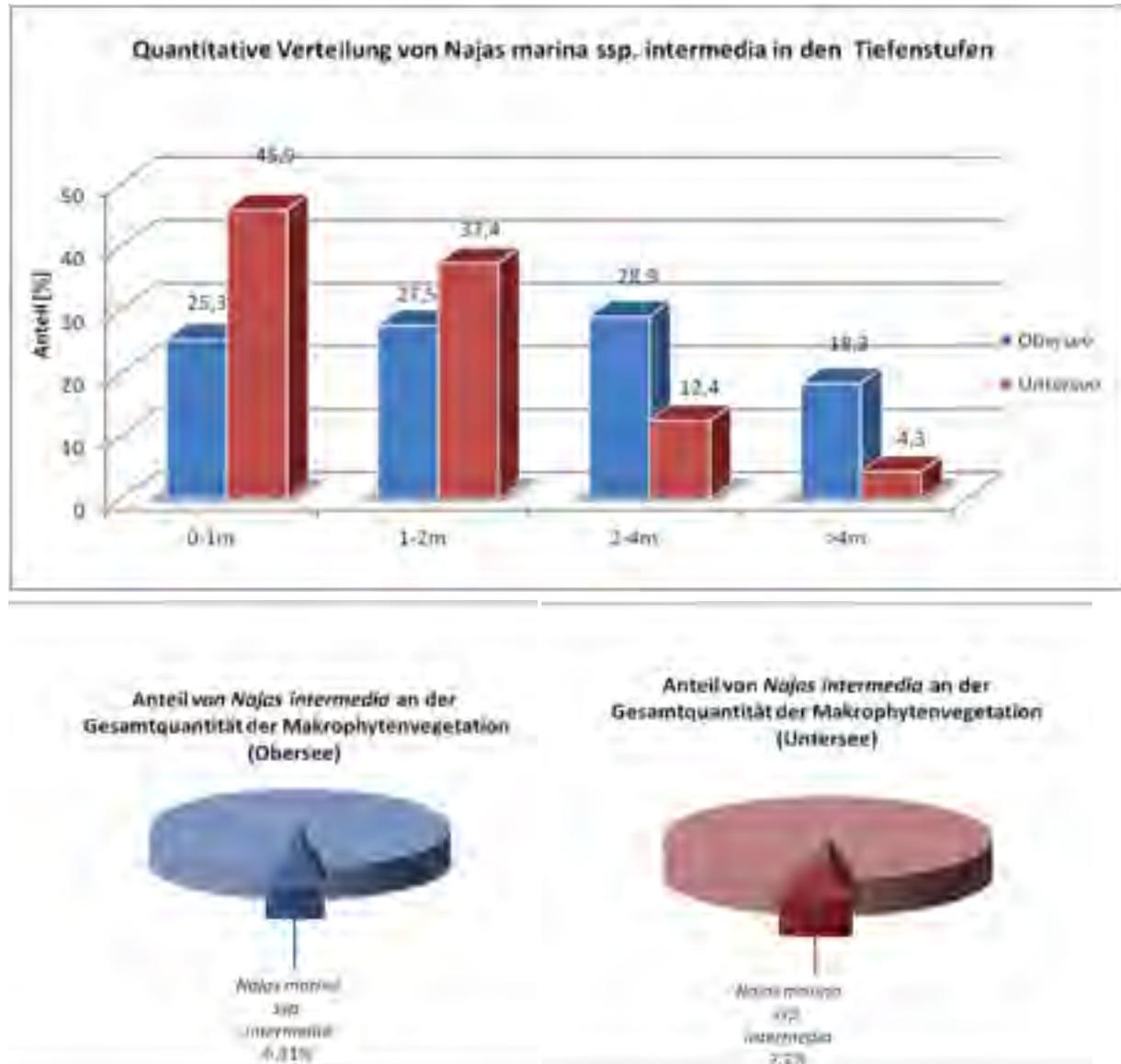


Abbildung 28: Anteil von *Najas intermedia* subsp. *intermedia* im Obersee und im Untersee

Aus dem Vergleich mit der Verbreitung im Jahr 1993 (SCHMIEDER 1998) geht klar hervor, dass die Art ihr Verbreitungsareal vor allem im Obersee ausweiten konnte. Anfang der 1990er Jahre beschränkten sich die nachgewiesenen Vorkommen noch auf einen vergleichsweise kurzen Uferabschnitt südöstlich von Münsterlingen sowie auf Einzelfunde in der Fussacher Bucht.

Es gibt Hinweise darauf, dass ein Zusammenhang zwischen der Ausbreitung der Wärme liebenden Art und der Temperaturerhöhung infolge des Klimawandels an den Seen besteht. Bereits aus früheren Untersuchungen ist bekannt, dass die Keimbereitschaft der gebildeten Samen im Falle der eng verwandten Unterart *Najas marina* subsp. *marina* stark von der Wassertemperatur abhängt (VIERSSEN 1982, AGAMI & WAISEL 1985). Möglicherweise wird die

quantitative Ausbildung der Bestände somit weniger von den trophischen Bedingungen an den Standorten, als vielmehr von der Witterung gesteuert. An einem stark eutrophen Stausee der Vils bei Dingolfing war beispielsweise zu dokumentieren, dass die Biomassenentwicklung der Art in verschiedenen Jahren äußerst unterschiedlich verlaufen kann. So folgte einem Massenwachstum der Art im Sommer 2009 im Folgejahr 2010 ein völliges Verschwinden der Art, während im Sommer 2011 wieder üppige Vorkommen anzutreffen waren. Auch die Verbreitung an den bayerischen Voralpenseen deutet auf einen maßgeblichen Einfluss der Wassertemperatur hin. Nach eigenen Erkenntnissen (HARLACHER) meidet die Art bislang noch sämtliche kühlere Seen der Voralpenregion, wie z. B. Tegernsee, Schliersee, Walchensee und Kochelsee.

Die auffällige Ausbreitungstendenz am Bodensee dürfte somit nicht primär auf die fortschreitende Reoligotrophierung des Sees, als vielmehr auf klimatische Ursachen zurückzuführen sein. Früher nur im wärmeren Untersee, tritt sie jetzt – infolge des Klimawandels – schon in verschiedenen Teilen des Obersees auf. Sie fehlt aber noch in einigen Seeteilen, z. B. den von kühleren Zuflüssen beeinflussten Bereich der Bregenzer Bucht.

6.2.13 *Najas minor* – Kleines Nixenkraut



Abbildung 29: Habitus von *Najas minor*

Das Kleine Nixenkraut (*Najas minor*, Abbildung 29) ist eine Wärme liebende (urspr. subtropische) Art. Sie tritt in deutschen Seen lediglich in seichten, sommerlich sehr stark erwärmenden Seebuchten auf.

Im Untersee gibt es die Art nicht – obwohl ein beschriebener Fundort vorliegt (BAUMANN, 1911). Nach 1933 wurde *Najas minor* nicht mehr beschrieben. Im Jahr 1993 gab es erstmals einen Neufund in der Fußacher Bucht. Seitdem sind die Bestände deutlich angewachsen. *Najas minor* ist noch Wärme liebender als *Najas marina subsp. marina* und *Najas marina subsp. intermedia* und entfaltet sich nur in warmen Sommern reich (CASPAR & KRAUSCH, 1980).

6.2.14 *Potamogeton friesii* (syn. *P. mucronatus*) – Stachelspitziges Laichkraut



Abbildung 30: *Potamogeton friesii* – feinblättrige Art oben im Bild

Im Litoral der bayerischen Voralpenseen zählt *Potamogeton friesii* (Abbildung 30) zu den eher seltenen makrophytischen Arten (MELZER et al. 1987). An den dokumentierten Standorten lässt die Art jedoch zweifellos einen eutraphenten Charakter erkennen. Bereits im Rahmen der Chiemseeuntersuchung war festzustellen, dass die Art regelmäßig im Einflussbereich nährstoffreicher Gräben und Bäche auftrat (MELZER et al. 1986). Eine analoge Einstufung ergab sich auch im Rahmen der Untersuchungen von Ammersee und Starnberger See (MELZER et al. 1988). Bestätigt wird der eutraphente Charakter der Art durch die Tatsache, dass das Stachelspitzige Laichkraut z. B. aus dem Litoral des Ammersees inzwischen infolge fortgeschrittener Reoligotrophierung völlig verschwunden ist (HARLACHER & SCHAUMBURG 2005).

Im Litoral des Obersees kommt das Stachelspitzige Laichkraut nur äußerst selten vor (Abbildung 31). Ein für die Art typisches Vorkommen findet sich im Einflussbereich der Seefelder Aach, wo die Art eingestreut zwischen den Beständen des Krausen Laichkrauts, des Kamm-Laichkrauts und des Teichfadens dokumentiert wurde. Auch die beiden anderen Vorkommen finden sich an Stellen, an denen vergleichsweise höhere trophische Bedingungen vorliegen. Sie finden sich auf Höhe von Konstanz sowie von Überlingen. Bei Überlingen dringt die Art – abweichend von der üblichen Tiefenpräferenz – sogar ins äußerste Flachwasser vor. Hier wächst sie zusammen mit *Chara globularis* zwischen von Grünalgen bedeckten Steinen.

Eine deutlich höhere Verbreitung erreicht die Art im Litoral des Untersees. Die dichtesten Vorkommen fanden sich am Südufer der Insel Werd (US34) sowie zwischen Berlingen und Steckborn (US28). Während das erstgenannte Vorkommen vom eutrophierenden Effekt der Wasserströmung des abfließenden Rheins profitiert (bis max. 1 m Wassertiefe), scheinen im zweiten Falle Nährstoffeinträge aus dem angrenzenden Umland verantwortlich für die Förderung der Art zu sein, so dass ihre Verbreitung auch in höhere Tiefen reicht.

Verbreitet wächst das Stachelspitzige Laichkraut außerdem im westlichen Teil des Zellersees. An diesen Standorten ist von einer großräumigen Förderung der Art durch Nährstoffeinträge über die Radolfzeller Aach auszugehen. Besonders deutlich wird dieser Zusammenhang in den Transekten US7 und US8. In beiden Transekten dominieren im Flachwasser oligotraphente Characeen. Die Chara-Rasen werden jedoch abrupt in 3 bis 4 m Wassertiefe von eutraphenten Arten wie dem Kamm-Laichkraut oder dem Rauhen Hornblatt ersetzt. Das simultane Vorkommen oligo- und eutraphenter Arten in den Transekten ist auf die Einschichtung des meist kühleren Wassers aus der Radolfzeller Ach in größere Wassertiefe zu erklären.

Verglichen mit dem Verbreitungsmuster aus den 1990er Jahren ergibt sich hinsichtlich der quantitativen Verbreitung des Stachelspitzigen Laichkrauts keine eindeutige Tendenz. Während die von SCHMIEDER (1998) westlich der Mettnau sowie am Nordufer des Gnadensees verzeichneten Vorkommen im Rahmen der aktuellen Untersuchungen nicht mehr zu bestätigen waren, konnte sich die Art an anderer Stelle zwischenzeitlich neu ansiedeln. Im Untersee gilt

dies insbesondere für die oben beschriebenen Vorkommen im südlichen Teil des Zellersees, im Obersee für die Nachweise im Einflussbereich der Seefelder Aach und die Vorkommen auf Höhe von Konstanz und Überlingen.



Abbildung 31: Anteil von *Potamogeton friesii* im Obersee und im Untersee

6.2.15 *Potamogeton gramineus* – Gras-Laichkraut



Abbildung 32: Habitus von *Potamogeton gramineus*

Nach ROWECK & SCHÜTZ (1988) zählt das Gras-Laichkraut (*Potamogeton gramineus*, Abbildung 32) zu den Arten, die bevorzugt an Flachwasserstandorten zwischen 0,3 m und 0,9 m zu finden sind. Im Spätsommer bildet die Art häufig Landformen aus, die sich länger als andere Laichkrautarten halten. Auch scheint das Gras-Laichkraut mechanische Belastungen durch Wind und Wellenschlag gut zu tolerieren.

Nach LANG (1981) war *Potamogeton gramineus* in den Jahren von 1967 bis 1978 stetig zurückgegangen und 1978 im Untersee verschollen, im Obersee waren nur noch kleine Restvorkommen vorhanden. Im Jahr 1993 wurde die Art bis auf einen kleinen Bestand, welcher 1988 im Bereich Bibershof

(Reichenau) wiederentdeckt wurde, im Bodensee nicht gefunden.

Als Besonderheit konnte man *Potamogeton gramineus* an zwei Transekten im Bodensee nachweisen – im Untersee östlich Mammern an US30, sowie im Obersee an OS47, jeweils in engem Kontakt zu einem Strandrasen.

6.2.16 *Potamogeton pectinatus* – Kamm-Laichkraut



Abbildung 33: Habitus von *Potamogeton pectinatus*

Potamogeton pectinatus (Abbildung 33) zählt zu den Wasserpflanzen, deren Massenentwicklung zu ernststen Problemen bei der ökonomischen Nutzung von Gewässern führen kann (MADSEN et al. 1988). Es ist bekannt, dass das Wachstum der Art durch ein erhöhtes Nährstoffangebot gefördert wird. Sowohl am Bodensee (LANG 1967, 1973) als auch am Genfer See (LACHAVANNE & WATTENHOFER 1975) ließ sich in der Vergangenheit eine starke Zunahme infolge der Eutrophierung der Seen dokumentieren. Umgekehrt führen Reoligotrophierungsprozesse zu einem Rückgang der Vorkommen. Sehr eindrucksvoll ließ sich dieses Phänomen in der ehemals extrem stark verkrauteten Nordbucht des Kochelsees belegen (LENHART et al. 1995).

Gemeinsam mit dem Kleinen Laichkraut gehört das Kamm-Laichkraut zu den häufigsten Gefäßpflanzen im Litoral des Bodensees. Im Untersee wurde die Art in sämtlichen untersuchten Transekten nachgewiesen. Im Obersee kommt

sie in 65 von insgesamt 72 kartierten Flächen vor. Auch hinsichtlich der quantitativen Anteile an der Gesamtvegetation liegt das Kamm-Laichkraut unter den Gefäßpflanzen an erster Stelle. Im Untersee summieren sich die Vorkommen auf 12,7 %, im Obersee auf 12,3 % der Gesamtquantität an nachgewiesenen Makrophyten (Abbildung 34).

Unterschiede zwischen den beiden Seeteilen bestehen in der Tiefenpräferenz von *P. pectinatus*. Während im Obersee etwa 75 % der Vorkommen oberhalb von 2 m Wassertiefe gedeihen, findet sich die Art im Untersee bevorzugt zwischen 2 m und 4 m Wassertiefe. Auch unterhalb von 4 m Tiefe wurde die Art im Untersee deutlich häufiger als im Obersee nachgewiesen. Die unterschiedliche Tiefenpräferenz kann möglicherweise als Indiz für die bereits weiter fortgeschrittene Reoligotrophierung der Flachwasserzonen im Untersee gewertet werden. Infolge der Verbesserung der Wasserqualität konnten sich im Flachwasser großflächige Characeenrasen ausbilden, während Gefäßpflanzen ins tiefere Litoral verdrängt wurden. Ein vergleichbares Phänomen vollzog sich Ende der 1980er Jahre im Zuge der Reoligotrophierung des Kochelsees (LENHART et al. 1995).

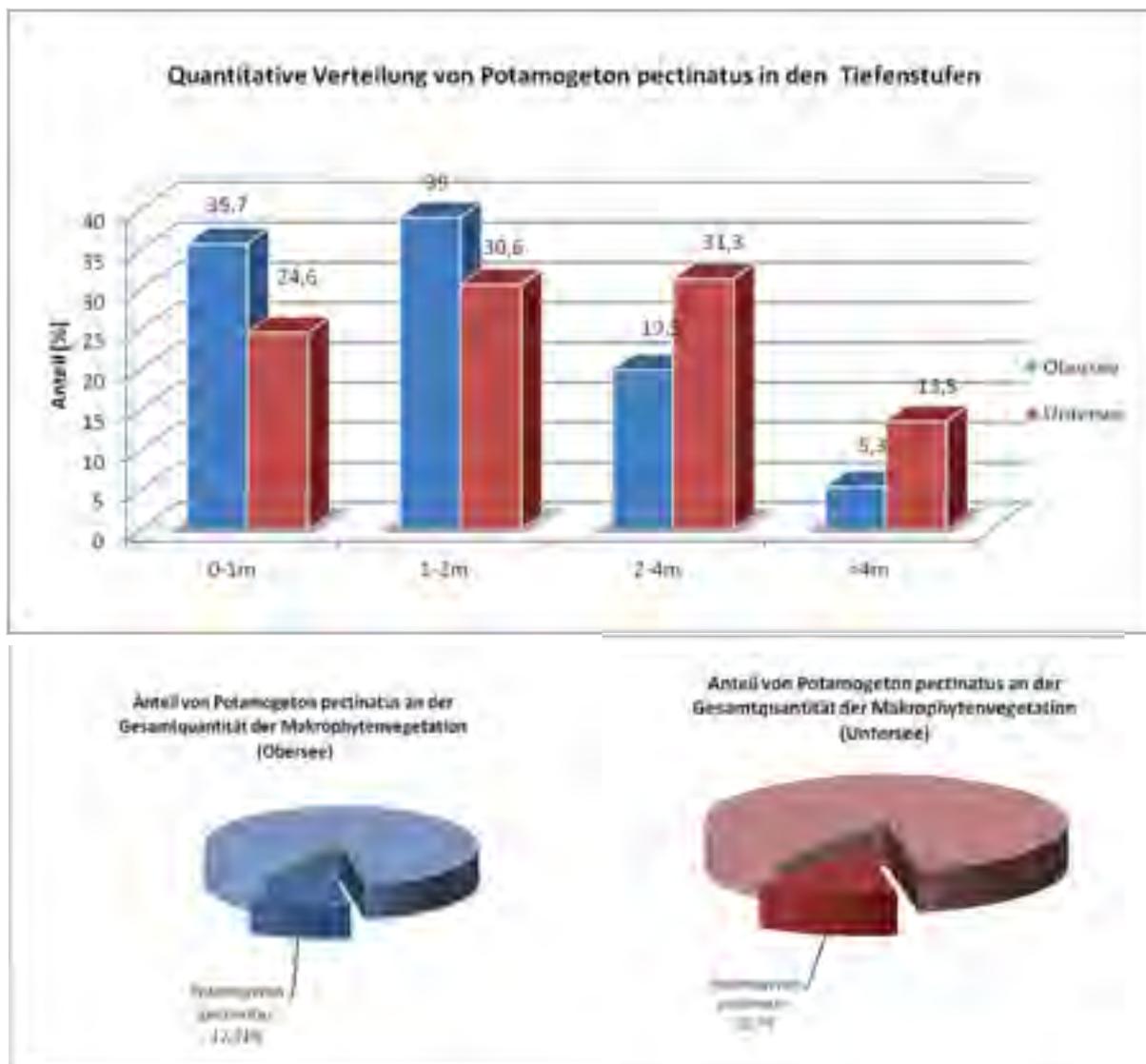


Abbildung 34: Anteil von *Potamogeton pectinatus* im Obersee und im Untersee

Die weite Verbreitung von *Potamogeton pectinatus* über die Litoralfächen im Bodensee ist als Relikt aus der Vergangenheit zu interpretieren, als die Art infolge hoher trophischer Bedingungen über weite Bereiche die oligo-mesotraphente Characeenflora zurückgedrängt bzw. ersetzt hatte (vgl. LANG 1973). Im Zuge von Reoligotrophierungsprozessen nimmt zwar die Verbreitung des Kamm-Laichkrauts wieder ab (vgl. HARLACHER & SCHAUMBURG 2005), die Art reagiert aber offensichtlich langsamer auf ein verringertes Angebot an Nährstoffen, als andere eutraphente Arten, wie z. B. der Teichfaden oder das Kleine Laichkraut. Der verzögerte Rückgang lässt sich damit erklären, dass die Art unterirdische Speicherorgane ausbildet, womit selbst bei einer Verknappung des Nährstoffangebots noch über mehrere Vegetationsperioden hinweg ein Wachstum der Pflanzen gewährleistet wird.

Nach den vorliegenden Ergebnissen tritt die Art im Untersee schwerpunktmäßig im Westteil des Zellersees auf (Transekte US8 bis US9). An den beiden Standorten bildet die Art dichte und hochwüchsige Bestände. Das Verbreitungsmaximum südlich der Radolfzeller Aach liegt zwischen 2 und 4 m Wassertiefe, während im näher an der Mündung der Radolfzeller Aach gelegenen Transekt US9 die dichtesten Vorkommen oberhalb von 2 m Wassertiefe verzeichnet wurden. Die Vorkommen eutraphenter Begleitarten wie Teichfaden und Stachelspitziges Laichkraut deuten ebenfalls auf eine großräumige Förderung durch die Radolfzeller Aach hin. Weitere bemerkenswerte Bestände bildet die Art entlang des Südufers des Untersees sowie an dessen westlichem Ende aus.

Am Obersee bildet die Art, durchsetzt vom Kleinen Laichkraut, insbesondere im Einflussbereich der Stockacher Aach, großflächige Dominanzvorkommen oberhalb von 2 m Wassertiefe aus (OS13). Im Umfeld der Seefelder Aach (OS21) findet sich die Art vergesellschaftet mit eutraphenten Begleitarten wie Teichfaden und Krausem Laichkraut. Die über die Zuläufe eingebrachten Nährstoffe, aber auch die in den abgelagerten Sedimenten enthaltenen Nährstoffdepots dürften die längerfristige Versorgung der Pflanzen sicherstellen. Dichte Vorkommen des Kamm-Laichkrauts wurden außerdem im Südostteil des Sees dokumentiert. Auch an diesen Standorten dürfte die Förderung der Art von Nährstoffen in den abgelagerten Sedimenten ausgehen.

Verglichen mit dem Bewuchsbild aus den frühen 1990er Jahren ergibt sich keine einheitliche Entwicklungstendenz hinsichtlich der quantitativen Verbreitung des Kamm-Laichkrauts. Während sich an einer Reihe von Transekten westlich des Alten Rheins bis Konstanz ein Rückgang der Vorkommen manifestiert, scheinen die Vorkommen im Einflussbereich der Stockacher Aach sowie südöstlich der Radolfzeller Aach sogar zugenommen zu haben.

6.2.17 *Potamogeton perfoliatus* – Durchwachsenes Laichkraut



Abbildung 35: *Potamogeton perfoliatus*

Das Durchwachsene Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*, Abbildung 35) gehört zur typischen Unterwasserflora der bayerischen Voralpenseen. Optimale Standortbedingungen findet die Art in mäßig nährstoffreichen Seen, wenngleich das Verbreitungsspektrum auch oligotrophe und eutrophe Gewässer umfasst und auf eine breitere ökologische Amplitude hinweist. Zurückliegende Untersuchungen am Bodensee (LANG 1981) und Genfer See (LACHAVANNE & WATTENHOFER 1975) belegen allerdings, dass die Art bei zunehmender Eutrophierung durch schmalblättrige Laichkrautarten ersetzt wird.

In den meisten bayerischen Seen besiedelt *Potamogeton perfoliatus* Standorte zwischen 3 und 4 m Wassertiefe. Als Substrat bevorzugt die Art Weichsedimente, die an karbonatreichen Seen zumeist in Form von Kalkschlammablagerungen vorliegen.

Im Bodensee gehört *Potamogeton perfoliatus* zu den makrophytischen Arten, die regelmäßig, wenngleich in wechselnder quantitativer Ausprägung in den meisten Seeteilen vorkommen. Im Untersee wurde die Art an 65 %, im Obersee sogar an 75 % der untersuchten Transekte nachgewiesen. Im Obersee erreichen die quantitativen Vorkommen der Art immerhin gut 10 % der Gesamtquantität der Makrophytenvorkommen, während der Anteil am Untersee mit 4,6 % deutlich geringer ausfällt (Abbildung 36).

Im Obersee tritt die Art schwerpunktmäßig im Ostteil des Sees, zwischen Friedrichshafen und Rorschach, auf. Bevorzugt trifft man die Art zwischen 2 und 4 m Tiefe in Mischbeständen mit dem Kamm-Laichkraut und dem Kleinen Laichkraut auf sandigen Ablagerungen. Dichte Bestände wurden außerdem im Süd-Westteil des Überlinger Sees verzeichnet, wo die Art zwischen 2 und 4 m Tiefe einen hochwüchsigen Pflanzengürtel ausbildet.

Im Untersee kommt die Art schwerpunktmäßig nordwestlich der Reichenau (US19) sowie entlang des Südufers des Rheinsees vor (US28, US30). Die Hauptbiomasse bildet die Art in etwa 3,5 bis 4,5 m Wassertiefe aus. Zum Teil handelt es sich um isoliert wachsende, horstartig ausgeprägte Vorkommen; streckenweise trifft man aber auch auf einen parallel zum Ufer verlaufenden Pflanzengürtel. Neben diesen hochwüchsigen Beständen bildet die Art auch Vorkommen im Flachwasser – insbesondere in Bereichen mit steinigem Untergrund. An diesen Standorten trifft man allerdings nur kleinwüchsige 20 bis 30 cm hohe Exemplare an.

Im Hinblick auf die Tiefenverteilung der Vorkommen unterscheiden sich Ober- und Untersee. Während die Art im Obersee ihre stärkste Verbreitung zwischen 2 und 4 m Wassertiefe aufweist, rückt die Tiefenpräferenz im Untersee unter die 4 m Grenze. Es ist anzunehmen, dass die unterschiedliche Tiefenverbreitung in kausalem Zusammenhang mit dem Lichtangebot für die Pflanzen steht. Bereits im Rahmen zurückliegender Makrophytenkartierungen war festzustellen, dass die Tiefenverbreitung von *Potamogeton perfoliatus* oft in Zusammenhang mit den trophischen Bedingungen steht. So ist die Art im Litoral klarer, nährstoffarmer Seen wie

z. B. dem Walchensee, Tegernsee oder Starnberger See oft noch bis in 7 m Tiefe nachzuweisen. Wie Vergleichskartierungen am Ammersee ergaben, führte die Reoligotrophierung zu einer Verlagerung der Vorkommen in größere Wassertiefen.

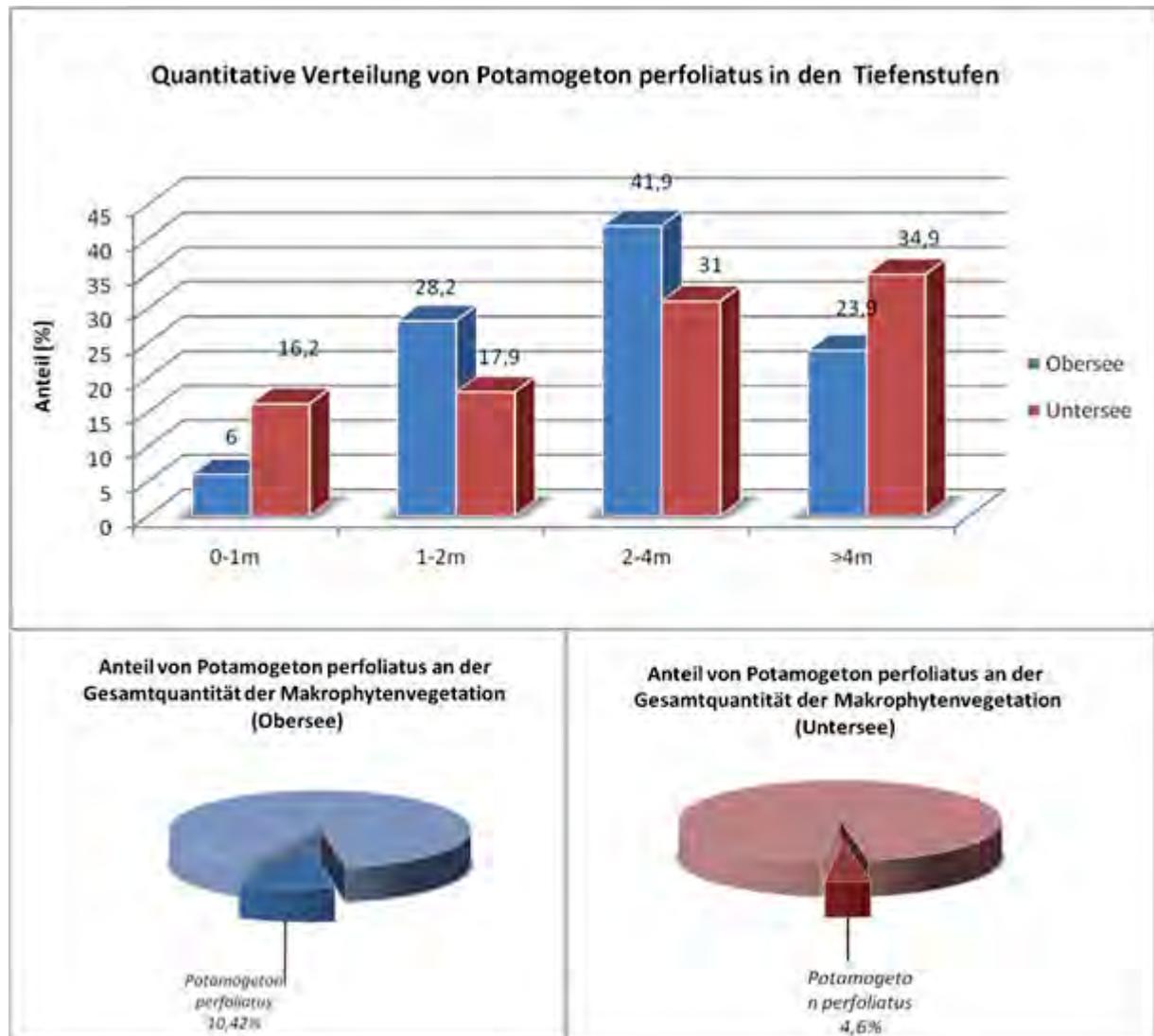


Abbildung 36: Anteil von *Potamogeton perfoliatus* im Obersee und im Untersee

Verglichen mit dem Bewuchsmuster aus den 1990er Jahren ist eine Zunahme der Vorkommen in einigen Seeteilen zu erkennen. Insbesondere die Vorkommen am Südwestufer des Überlinger Sees sowie entlang des Südufers des Untersees wurden im Rahmen der aktuellen Vegetationsaufnahme höher eingeschätzt. Allerdings bestehen Unterschiede im methodischen Vorgehen bei der Kartierung. Im Bereich der relativ schmalen und ab der Haldenkante zügig abfallenden Litoralfächen kann eine flächenbezogene rasterförmige Beprobung andere Ergebnisse liefern als die Aufnahme der Pflanzen innerhalb definierter Tiefenstufen. An Stellen mit steilerem Böschungswinkel können die von SCHMIEDER (1998) beprobten Raster mehrere Tiefenstufen umfassen. Dies führt dazu, dass schmale, bandartige Vorkommen von Arten mit klarer Tiefenpräferenz im Vergleich zur Aufnahme in den einzelnen Tiefenstufen in quantitativer Hinsicht unterschätzt werden.

6.2.18 *Potamogeton pusillus* (syn. *P. panormitanus*) – Kleines Laichkraut



Abbildung 37: rechts: *Potamogeton pusillus* (schmalblättrig), links: *P. friesii* (Blattspreite etwas breiter als bei *P. pusillus*), oben links *P. perfoliatus* (großblättrige Art)

Potamogeton pusillus (Abbildung 37) gehört zur Gruppe der schmalblättrigen Laichkrautarten, deren Verbreitung durch Eutrophierung der Gewässer gefördert wird (z. B. LANG 1973). An nährstoffreichen Standorten bildet die Art oft sehr dichte, undurchdringliche Bestände aus. Beispielsweise verursachte *Potamogeton pusillus* in Teilen des Kochelsees Ende der 1980er Jahre zusammen mit *Potamogeton pectinatus* eine derart starke Verkrautung, dass die fischereiliche Nutzung dieser Seeteile beeinträchtigt war (HARLACHER & PALL 1991). Im Zuge durchgeführter abwassertechnischer Sanierungsmaßnahmen und der damit eingeleiteten Reoligotrophierung des Kochelsees hatte die Verbreitung der Art jedoch wieder sehr stark abgenommen (LENHART et al. 1995).

Am Bodensee darf das Kleine Laichkraut zu den weitverbreiteten makrophytischen Arten gezählt werden. Im Untersee fehlt die Art nur in vier von insgesamt 34 untersuchten Transekten. Am Obersee wurde die Laichkrautart in 57 von 72 untersuchten

Stellen nachgewiesen. Trotz dieser großräumigen Verbreitung bewegt sich der quantitative Anteil der Vorkommen, bezogen auf die Gesamtquantität der Makrophytenvegetation, auf vergleichsweise niedrigem Niveau. Im Obersee liegt der Anteil des Kleinen Laichkrauts bei knapp 6 %, im Untersee bei 4 %. Die geringen quantitativen Anteile resultieren aus einer vergleichsweise schwachen Biomassenentwicklung an den Standorten. An keiner der untersuchten Stellen bildet die Art „massenhafte“ Vorkommen, die ein Indiz für stärker eutrophierte Standorte wären. Nur an wenigen Stellen trifft man auf dichte und hochwüchsige, oft mit dem Kamm-Laichkraut vergesellschaftete Vorkommen, die als typisches Phänomen nährstoffbelasteter Stellen zu interpretieren sind.

Bemerkenswerte Vorkommen beschränken sich im Untersee auf ein Transekt bei Gaienhofen (US05) sowie auf das westliche Ende des Untersees. An den übrigen untersuchten Stellen wächst die Art eingestreut zwischen Characeenrasen oder zwischen anderen Laichkrautarten in lockerer Verteilung.

Am Obersee wurden nur in der Ausbuchtung zwischen Altem Rhein und Rheinvorstreckung (OS56) dichtere Bestände der Art dokumentiert. An dieser Stelle bildet das Kleine Laichkraut im Flachwasser hochwüchsige Mischbestände mit dem eutraphenten Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*), während sich in größerer Uferentfernung vitale oligo-mesotraphente Characeenrasen finden. Offensichtlich profitiert die Art an der Stelle von Nährstoffeinträgen aus dem angrenzenden Ufer. Eine vergleichbare Artenkonstellation findet sich im Untersee auf Höhe von Gaienhofen (US5), und am westlichen Ende des Rheinsees (US1), hier allerdings noch ergänzt von dichten Flachwasservorkommen des nährstoffliebenden Teichfadens.

Verglichen mit dem Verbreitungsmuster aus den 1990er Jahren scheint die Art an diesen Stellen zugenommen zu haben. In etwas höherer quantitativer Verbreitung wurde *Potamogeton pusillus* außerdem westlich der Rotach sowie in Teilen des Überlinger Sees und der Bregenzer Bucht dokumentiert. An den letztgenannten Standorten tritt die Art allerdings nicht bestandsbildend auf. Vielmehr handelt es sich bei den Vorkommen um relativ kleinwüchsige Pflanzen, die in lockerer Verteilung zwischen den Characeenrasen wachsen. In dieser Erscheinungsform sind die Vorkommen der Art nicht eindeutig als Hinweis auf eine verstärkte Eutrophierung zu werten.

6.2.19 *Zannichellia palustris* – Teichfaden



Abbildung 38: Habitus von *Zannichellia palustris*

Der Teichfaden (Abbildung 38) gilt als zuverlässiger Indikator für eine erhöhte Nährstoffbelastung. Bereits Mitte der 1970er Jahre ließ sich im Zuge der Eutrophierung des Bodensees und des Genfer Sees ein verstärktes Aufkommen von *Zannichellia palustris* dokumentieren (LANG 1967, 1973, 1981, LACHAVANNE & WATTENHOFER 1975).

Die zahlreichen, an bayerischen Seen durchgeführten Vegetationsaufnahmen bestätigten den eutraphenten Charakter der Art. Nicht selten ließen sich aus dem Verbreitungsmuster des Teichfadens sogar Stellen lokalisieren, an denen Nährstoffe auf diffusem Weg in die Seen gelangten (MELZER et al. 1986, 1988). Im Zuge durchgeführter abwas-

sertechnischer Sanierungsmaßnahmen konnte inzwischen vielerorts ein Rückgang der Vorkommen belegt werden (LENHART et al. 1995, HARLACHER & SCHAUMBURG 2005). Nach eigenen Erkenntnissen besiedelt die Art jedoch selbst an nährstoffarmen Seen noch immer Standorte, an denen punktuell über Grundwasser Nährstoffe ins Litoral eindringen.

In der Zusammensetzung der Makrophytenvegetation des Bodensees spielt der Teichfaden nur eine untergeordnete Rolle. Die quantitativen Anteile an der Gesamtvegetation liegen im Untersee bei 0,7 %, im Obersee bei 0,8 % (Abbildung 39). Als typische Flachwasserart tritt der Teichfaden vorwiegend in ufernahen Flachwasserbereichen auf. Im Litoral des Untersees dringt die Art an keiner Stelle unter 1 m Wassertiefe vor, während im Obersee stellenweise, vor allem im Einflussbereich von Schussen und Seefelder Aach, auch noch unterhalb von 2 m Tiefe Vorkommen dokumentiert wurden. In der Tiefenstufe unterhalb von 4 m Wassertiefe konnte die Art allerdings an keiner einzigen der untersuchten Stellen im Bodensee dokumentiert werden.

Im Litoral des Untersees wurde die Art zwar in knapp einem Drittel der untersuchten Transekte nachgewiesen, die Vorkommen rekrutieren sich allerdings in den meisten Fällen aus wenigen Einzelpflanzen. Die quantitativ bedeutsamsten Vorkommen finden sich am westlichen Ende des Untersees in den Flachwasserbereichen einer Ausbuchtung bei Stiegen (US1). "Verbreitet" kommt die Art darüber hinaus auf Höhe von Radolfzell (US9) sowie im kiesigen Flachwasser am östlichen Ortsrand von Ermatingen (US24) vor. Eutraphente Begleitpflanzen, wie z. B. das Kamm-Laichkraut liefern an diesen Standorten gleichfalls Hinweise auf ein erhöhtes Angebot

an Nährstoffen. Im Falle der beiden letztgenannten, strömungsexponierten Standorte ist darüber hinaus von einer besseren Verfügbarkeit der Nährstoffe auszugehen. In der älteren Literatur wird dieser Effekt als „eutrophierende Wirkung“ der Wasserströmung beschrieben (RUTTNER 1962).



Abbildung 39: Anteil von *Zannichellia palustris* im Obersee und im Untersee

Auch im Obersee beschränken sich die Vorkommen des Teichfadens mehrheitlich auf Einzelpflanzen. In nennenswerter Verbreitung wurde die Art nur am Südufer des Überlinger Sees auf Höhe der Marienschlucht (OS10), einem Transekt bei Wasserburg (OS38) sowie im weiteren Einflussbereich von Seefelder Aach und Schussen (OS21 bzw. OS32) dokumentiert. An den beiden Zuflüssen reichen die Vorkommen noch bis unter 2 m Wassertiefe.

Seit den Vegetationsaufnahmen Anfang der 1990er Jahre durch SCHMIEDER (1998) hat sich die quantitative Verbreitung des Teichfadens nicht gravierend verändert. Die punktuellen Neufunde der Art an früher nicht besiedelten Stellen lassen sich möglicherweise auf die unterschiedliche Methodik der Vegetationsaufnahme zurückführen. So gelingt der Nachweis der kleinwüchsigen, oft zwischen Steinen und Grobkies wachsenden Pflanzen im Rahmen einer Betauchung deutlich leichter als durch eine Beprobung mit Rechen oder Zuganker.

Während die Art im Bodensee insgesamt zurückgeht, ist sie in den westlichen und östlichen Buchten des Untersees und in Bereichen mit stärkerer Strömung beständig (vgl. SCHMIEDER

1998), was für 2010 bestätigt werden kann. Hingegen scheint es sich bei den von SCHMIEDER nicht verzeichneten Vorkommen im Einflussbereich der Schussen, der Seefelder Ach sowie nordwestlich der Radolfzeller Ach um ein Neuaufkommen der Art zu handeln. Im Umfeld der Schussen wurde *Zannichellia palustris* weder von SCHMIEDER noch von LANG (1967, 1981) nachgewiesen. Insbesondere im Bereich der Schussenmündung indiziert das Auftreten eutraperter Begleitpflanzen, wie Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) und Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*) ein hohes trophisches Niveau. Untermuert wird diese Feststellung durch eine auffallende Verbreitungslücke im Characeen-Bewuchs.

6.2.20 Zusätzliche Arten

Neben den oben genannten Arten waren folgende seltene Funde zu verzeichnen:



Abbildung 40: *Chara delicatula*,
(Untersee, vor Steckborn
2007)

Im Juli 2006 wurde *Nitella mucronata* an US09 vor Radolfzell gefunden – nahe der Vegetationsgrenze bei ca. 6,5 m, sowie 2007 ein Einzelpflänzchen von *Chara delicatula* (syn. *Ch. virgata*, Abbildung 40) an US29 in Steckborn.

Potamogeton lucens (Spiegelndes Laichkraut, Abbildung 41) fand sich im Untersee vor Radolfzell und im Obersee vor Kressbronn und östlich der Leiblachmündung.

Potamogeton trichoides konnte nur am Obersee in zwei Transekten nachgewiesen werden (nahe Leiblachmündung OS42 sowie am Vorarlberger Seeufer OS62).

Des Weiteren wurde *Potamogeton nodosus* an einem belasteten Standort (OS48) nachgewiesen (Abbildung 42).



Abbildung 41: *Potamogeton lucens* (vor Kressbronn
2009)



Abbildung 42: *Potamogeton nodosus* am Harder Damm,
Vorarlberg, August 2007

Auch die Erhebungen am **Thurgauer Unterseeufer im Rheinsee** aus den Jahren 2006 bis 2009 (12 Transekte) ergaben für den Bodensee ungewöhnliche Arten. Untersucht wurden hier-



Abbildung 43: *Groenlandia densa*



Abbildung 44: *Tolypella glomerata*

bei auch zwei Transekte im Zulauf (US23 im Seerhein bei Gottlieben) bzw. Ablauf des Untersees (US34 im Rheinbereich der Werd-Inseln, Stein a. Rhein). Am zuletzt genannten Uferabschnitt wurden im direkten Strombereich des Rheins mehrere Arten nachgewiesen, die laut MELZER (1988) hocheutraphent sind und Fliessgewässerbedingungen bevorzugen. In einer Tiefe bis maximal 0,6 m trat ***Ranunculus trichophyllus*** auf. Seeweit wurden in Zuflussbereichen weitere Arten, wie ***Groenlandia densa*** (syn. *Potamogeton densus*, Fischkraut, Abbildung 43) und abermals *Ranunculus trichophyllus* (Haarblättriger Hahnenfuß) häufig gefunden. Im gesamten Flachwasserbereich des Transektes US34 bis zur 1-Meter-Tiefenlinie war auch die Art ***Potamogeton friesii*** im Tiefenbereich von 0 bis 1 m häufig, welche oftmals in Hafengebieten mit nährstoffreichen Schlämmen auftritt.

An einem Transekt, das nicht zur Auswertung nach EG-WRRL herangezogen wurde (US25) und das über einen Zufluss-Graben deutliche Nährstoffeinträge erhält, wurde bei einer Nachkontrolle im Jahr 2009 auch die Sonderform ***Chara contraria* var. *denudata*** lokalisiert. Dieser Fund stützt die Theorie von *Ch. contraria* var. *denudata* als Kümmerform von *Ch. contraria* (vgl. 5.2.3).

Nahe dem Ausfluss Seerhein konnte in den Flachwasserbereichen außerhalb der Transekte bis in ca. 2 m Tiefe Anfang Juli 2009 mehrfach ***Tolypella glomerata*** (Abbildung 44) nachgewiesen werden. Die Art scheint im Bodensee nur temporär im Frühsommer aufzutreten.

6.2.21 Besondere Funde

Potamogeton gramineus – Gras-Laichkraut



Die oligotraphente Flachwasserart *Potamogeton gramineus* (Abbildung 45) war in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts noch weit verbreitet und dann nahezu vollständig verschwunden. Vor 15 Jahren wurde sie im Untersee nur noch an der Reichenau im Bereich des Wollmatinger Rieds gefunden. In der Kartierung 2006 und 2007 hat man *P. gramineus* an zwei neuen Stellen (US30) und auch im Obersee (OS47) gefunden.

Abbildung 45: *Potamogeton gramineus* gilt in Süddeutschland als seltene und geschützte Art.

Potamogeton x nitens – Schimmerndes Laichkraut

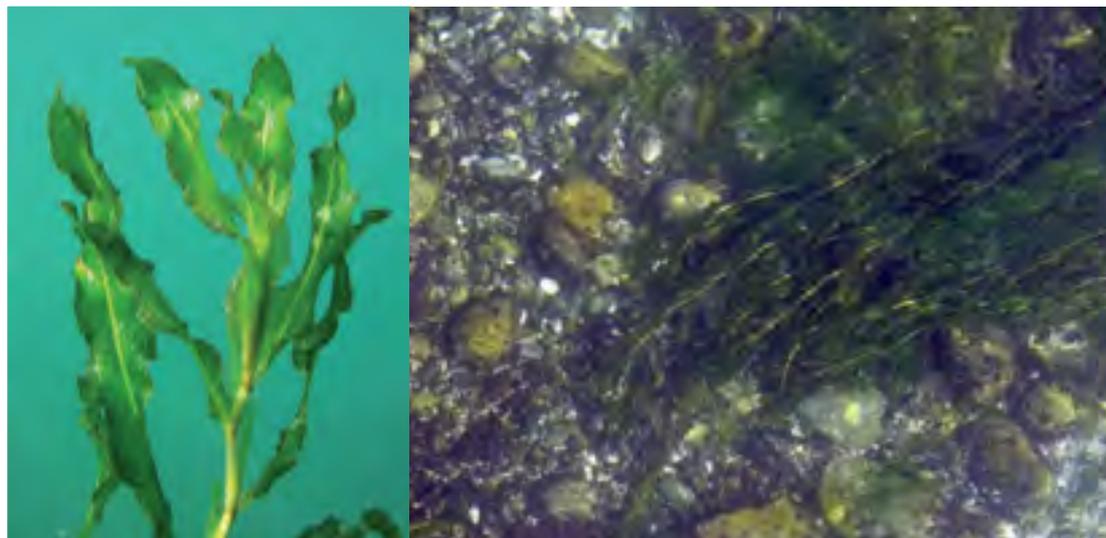


Abbildung 46: *Potamogeton x nitens*

Der breitblättrige Laichkrautbastard *Potamogeton x nitens* trägt die Merkmale der Elternarten (*P. gramineus* und *P. perfoliatus*) und galt am Bodensee seit den 1950er Jahren als verschollen. *P. x nitens* wurde 2006 erstmalig im Bodensee-Untersee durch HUBER (Einzelfund, US1) wieder gefunden. Im Jahr 2008 konnte ein weiteres, größeres Vorkommen am Rheinausfluss bei Eschenz (nahe US34 an der Insel Wehrd) im schnell strömenden Bereich entdeckt werden (Abbildung 46). Der Bastard gilt nach dem Gefährdungsstatus für die Schweiz als stark bedroht (MOSER et al. 2002). In der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Baden-Württembergs (BREUNIG & DEMUTH 1999) wird er als ausgestorben/verschollen (Gefährdungskategorie = 0) angeführt.

***Potamogeton helveticus* – Schweizer Laichkraut**



Abbildung 47: Großflächige Vorkommen von *Potamogeton helveticus* bei Eschenz (Thurgau)

Als weitere seltene Art wurde das Schweizer Laichkraut im Bodensee an neuen Standorten entdeckt. In der 2009 erfolgten Tauchuntersuchung wurde *Potamogeton helveticus* bei Eschenz (oberhalb der Wehrd-Inseln, Abbildung 47) und bei Seerhein, Gottlieben (US23) unterhalb von 4 m Tiefe in der Häufigkeitsstufe 3 („verbreitet“) erfasst und bildete in ca. 7 m Wassertiefe zusammen mit anderen Arten die Vegetationsgrenze. Die Art ist am Bodensee nur in Strömungsbereichen zu finden.

***Nitella opaca* – Dunkle Glanzleuchteralge**



Abbildung 48: *Nitella opaca* (Herbarbeleg, Untersee 2008)

Die Dunkle Glanzleuchteralge (Abbildung 48) wurde zuletzt von SCHROTER & KIRCHNER (1902) am Obersee gefunden. Im Juli 2009 wurde sie bei Überlingen (OS19) in Abundanzstufe 2 („selten“) wieder gefunden. Ein weiterer Erstfund erfolgte am Untersee im Markelfinger Winkel (US14) in Abundanzstufe 3 („verbreitet“) im August 2008 in 9 m Tiefe.

6.3 Entwicklung der submersen Makrophytenvegetation

6.3.1 Verteilung der Makrophytenarten in den zur Bewertung nach EG-WRRL untersuchten Transekten

Die in Abbildung 49 und Abbildung 50 aufgeführten Hauptarten sind die typischen Arten für den Bodensee und repräsentieren den gesamten See inklusive Zuflussbereiche.

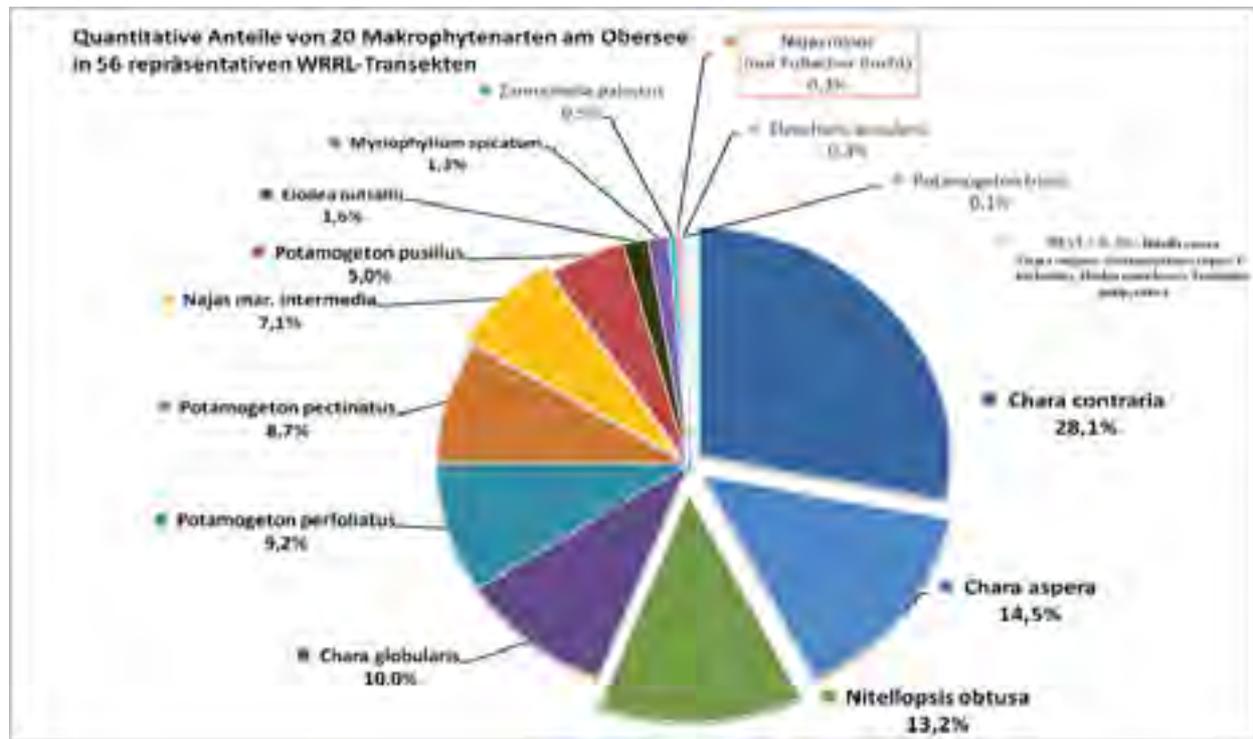


Abbildung 49: Obersee: Quantitative Anteile der Hauptarten an 56 WRRL-Transekten

Die dominierende Art (D1) für beide Seen ist *Chara contraria* mit 28,1 % der Gesamtquantität im Obersee bzw. 24,9 % im Untersee. Die Dominante 2 ist *Chara aspera* mit 14,5 bzw. 19,6 %. *Nitellopsis obtusa* bildet im Obersee die drittstärksten Vorkommen (D3) mit 13,2 %. Im Untersee ist sie lediglich D6 (7,4 %) – davor rangieren noch *Potamogeton pectinatus* (D4: 10,6 %) und *Najas marina subsp. intermedia* (D5: 7,8 %). *Chara globularis* ist im Gegensatz zum Untersee (D3: 16,8 %) im Obersee sehr viel schwächer vertreten und nur D4 (10 %).

In der Gesamtquantität dominieren in beiden Seen die Characeen – im Obersee erreichen sie an den WRRL-Transekten 65,8 %, im Untersee 71,3 %.

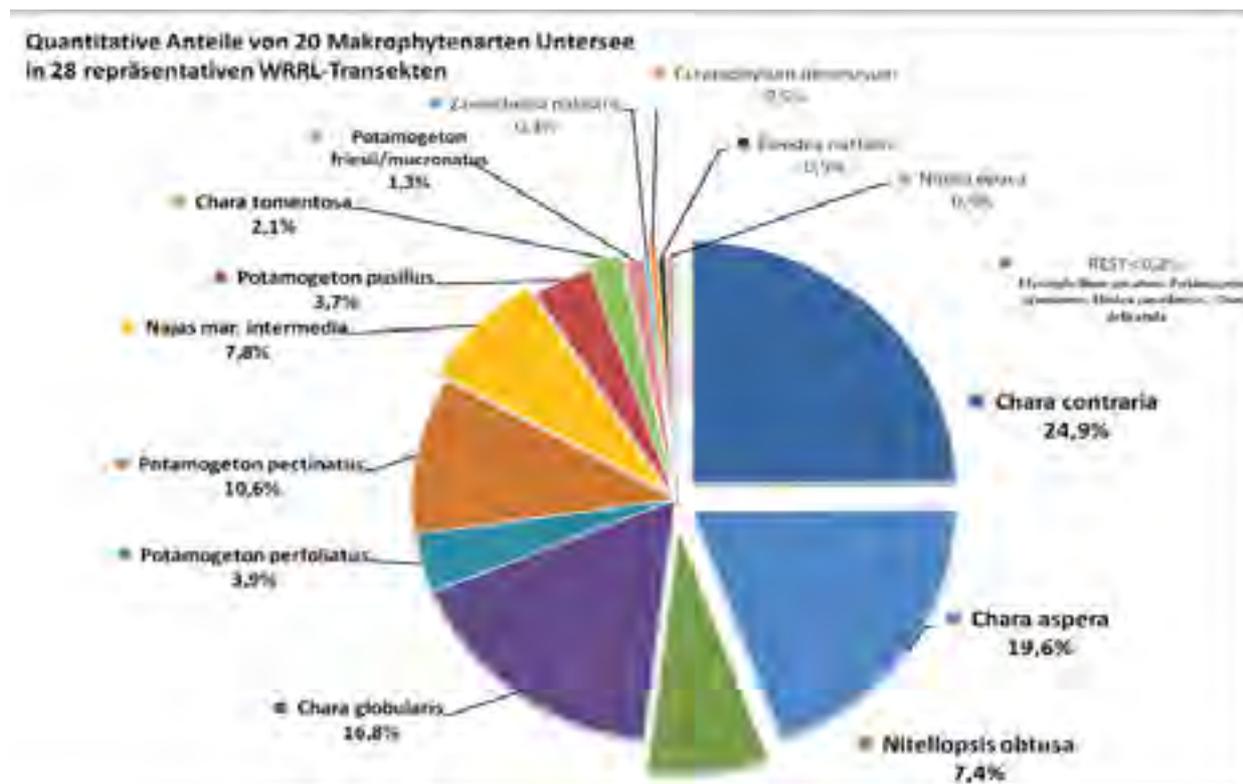


Abbildung 50: Untersee: Quantitative Anteile der Hauptarten an 28 WRRL

6.3.2 Vergleich der Gesamtanteile der Makrophytenarten von 2010 mit 1993

Im **Obersee** sind die Unterschiede der heutigen Artenzusammensetzung zu der von 1993 sehr deutlich (Tabelle 10): Die fünf dominanten Arten im Obersee waren *Potamogeton pectinatus* mit 33 % (D1), *Chara contraria* mit 28 % (D2), *Potamogeton perfoliatus* mit 11 % (D3), *Potamogeton pusillus* (syn. *P. panormitanus*) mit 7,6 % (D4) und *Chara globularis* (syn. *Ch. fragilis*) mit 5,1 % (D5). Im Obersee war 1993 *Elodea nuttallii* (D6: 4,2 %) noch stärker vertreten als *Nitellopsis obtusa* (D7: 2,9 %). Letztgenannte ist heute vor allem in der tieferen Vegetationszone häufig anzutreffen und bildet mit 13,2 % im Obersee sogar die 3. Dominante.

Erstaunlicherweise war *Najas marina subsp. intermedia* damals im Gegensatz zum Untersee im Obersee kaum vertreten und zählte mit knapp 1 % nicht einmal zu den 10 dominanten Arten (Heute ist das Taxon im Obersee mit 6,3 %, bzw. im Untersee mit 7,2 % der Artanteile vertreten). Der stärkste Rückgang war im Obersee bei *Potamogeton pectinatus* zu verzeichnen. Die Art ging von ca. 33 % auf heute 12,3 % Gesamtanteil zurück.

Im Obersee überwiegen heute mit rund 66 % die Characeen – ihr Anteil an der Gesamtbiomasse betrug 1993 nur 39 %. Potamogeton-Arten waren 1993 mit 54 % sehr stark vertreten. Inzwischen liegt ihr Anteil bei unter 30 %.

Die heutige Artenzusammensetzung im **Untersee** zeigt große Unterschiede zu der von 1993: Die dominanten Arten im Untersee waren *Chara contraria* mit fast 23 % (D1) und *Potamogeton pectinatus* mit 14 % (D2). Die Dominanten 3 und 4 bildeten mit jeweils 11 % *Najas marina subsp. intermedia* und *Chara globularis* (syn. *Ch. fragilis*). Die Arten *Nitellopsis obtusa*, *Potamogeton perfoliatus* und *Potamogeton pusillus* (syn. *P. panormitanus*) waren im Untersee D5 bis D7 und hatten in etwa die gleichen Anteile (ca. 7 %). Im Untersee dominierend ist auch heute noch

Chara contraria. Die gegenwärtige D2, *Chara aspera* erreicht heute fast 20 %. Die Art war im Jahre 1993 nur mit 4 % vertreten. Die heutige D3 ist *Chara globularis* (syn. *Ch. fragilis*) mit 16,8 %.

Der aktuellen Untersuchung zu Folge überwiegen heute im Untersee mit 71,3 % die Characeen (1993: 47 % Anteil). Potamogeton-Arten waren 1993 mit 34 % sehr viel stärker vertreten und zeigen heute nur einen Anteil von ca. 22 %.

Tabelle 10: Artenanteile aller 106 Transekte von 2010 verglichen mit denen bei SCHMIEDER (1998);
**Chara contraria* var. *denudata* ist 2010 *Chara contraria* zugerechnet.

	Obersee 2010	Obersee 1993	Untersee 2010	Untersee 1993
<i>Chara contraria</i> *	26,5 %	28,4 %	24,3 %	22,7 %
<i>Chara aspera</i>	12,9 %	0,8 %	16,4 %	3,8 %
<i>Potamogeton pectinatus</i>	12,3 %	33,4 %	12,7 %	13,6 %
<i>Nitellopsis obtusa</i>	12,1 %	2,9 %	7,3 %	7,5 %
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	10,4 %	11,0 %	4,6 %	7,1 %
<i>Chara globularis</i>	9,0 %	5,1 %	16,8 %	11,4 %
<i>Najas marina</i> subsp. <i>intermedia</i>	6,3 %	0,9 %	7,2 %	10,7 %
<i>Potamogeton pusillus</i>	5,7 %	7,6 %	4,0 %	7,4 %
<i>Elodea nuttallii</i>	1,9 %	4,2 %	0,6 %	1,2 %
<i>Myriophyllum spicatum</i>	1,3 %	0,6 %	0,2 %	0,6 %
<i>Zannichellia palustris</i>	0,8 %	0,8 %	0,7 %	2,7 %
<i>Chara contraria</i> var. <i>denudata</i> *	0 %	0,3 %	0 %	1,5 %
<i>Chara tomentosa</i>	0 %	0 %	1,7 %	0,05 %
<i>Najas minor</i>	0,3 %	0,17 %	0,00 %	0,00 %
<i>Potamogeton crispus</i>	0,22 %	0,17 %	0,04 %	0,17 %
<i>Potamogeton friesii/mucronatus</i>	0,1 %	0,5 %	1,6 %	4,0 %
<i>Elodea canadensis</i>	0,1 %	0,8 %	0,5 %	0,5 %
<i>Ceratophyllum demersum</i>	0,01 %	0,2 %	0,5 %	1,2 %
<i>Nitella opaca</i>	0,01 %	0 %	0,5 %	0 %
<i>Groenlandia densa</i>	<0,01 %	0,06 %	0,5 %	0 %
<i>Potamogeton lucens</i>	<0,01 %	0,58 %	<0,01	0,5 %
<i>Fontinalis antipyretica</i>	<0,01 %	0,64 %	<0,01	0,00 %
<i>Ranunculus circinatus</i>	<0,01 %	0,16 %	<0,01	0,12 %
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	<0,01 %	0,04 %	<0,01	0,15 %
<i>Potamogeton helveticus</i>	<0,01 %	0,04 %	<0,01	0,04 %
<i>Potamogeton trichoides</i>	<0,01 %	0,44 %	<0,01	1,6 %
<i>Alisma gramineum</i>	<0,01 %	0,15 %	<0,01	1,5 %

6.3.3 Entwicklung der Makrophytenvegetation in Bezug auf die trophische Situation

Die Entwicklung der submersen Makrophytenvegetation des Bodensees zeigt einen deutlichen Zusammenhang zur Trophie, welche ihrerseits eng mit der Entwicklung der Phosphat-Konzentration verknüpft ist. Unabhängig von den jährlichen Schwankungen der Vegetationsverhältnisse, von denen auch LANG (1973) berichtet, zeichnet sich eine deutliche Verschiebung der Artenzusammensetzung sowie der Flächenanteile einzelner Arten an der Gesamtvegetation während der Eutrophierungsperiode der 1970er Jahre ab (vgl. LANG 1981, SCHRÖDER 1981). Diese Periode ist gekennzeichnet durch die Förderung eutraphenter Arten, wie *Zannichellia palustris* und *Potamogeton pectinatus* (MELZER et al. 1986) und den Rückgang der meisten übrigen Arten, von denen einige am Höhepunkt der Eutrophierung Ende der 1970er Jahre vollständig verschwunden waren, wie z. B. *Potamogeton gramineus*, *P. x zizii*, *Groenlandia densa*, *Chara aspera* und *Ch. tomentosa*.

Die Vegetationsverhältnisse von 1993 zeigten bereits wieder eine deutliche Annäherung an die Verhältnisse von 1967 (SCHMIEDER 1998). Im Zusammenhang mit den trophischen Veränderungen zeigten sich typische Beispiele der Verbreitungsentwicklung einzelner Arten. Einige Arten zeigen dabei ein zur trophischen Entwicklung kongruentes Ausbreitungsverhalten. *Zannichellia palustris* ist eine der wenigen Arten, die sich in der starken Eutrophierungsperiode bis hin zu Massenentwicklungen entfalten konnte, aber nach Absinken der Phosphatkonzentrationen wieder stark zurückging. Auch die Verbreitungsentwicklung von *Potamogeton pectinatus* vollzog sich während des Untersuchungszeitraumes in ähnlicher Form, aber weniger ausgeprägt. Die Entwicklung von *Chara contraria* steht hingegen als typisches Beispiel für solche Arten, die während der starken Eutrophierungsperiode der 1970er Jahre in ihren Beständen stark zurückgingen, sich aber nach Absinken der Phosphat-Konzentrationen wieder erholen konnten. Weitere Arten mit ähnlicher Verbreitungsentwicklung sind die meisten Characeen-Arten sowie *Potamogeton gramineus* und *Potamogeton x nitens*. Die Verbreitung von *Myriophyllum spicatum* hingegen scheint im Untersee seit den letzten 10 Jahren rückläufig zu sein (pers. Mitteilung Frau E. GROß, Uni. Konstanz), während im Obersee noch gute Bestände vorliegen. Wie bei den kaum veränderten Beständen von *Potamogeton perfoliatus* ist auch die Ausbreitung der Anfang der 1980er Jahre in den Untersee eingewanderten Neophytenart *Elodea nuttallii* nicht unbedingt mit der Entwicklung der Phosphat-Verhältnisse in Zusammenhang zu bringen.

Inwieweit der Rückgang vieler Arten direkt auf die Veränderungen der wasserchemischen Verhältnisse zurückzuführen ist, oder ob Sekundäreffekte, wie Beschattung durch erhöhte Phytoplankton-Produktion, eine Rolle spielen, lässt sich nicht für alle Arten konkretisieren. So ist die Verbreitungsentwicklung von *Potamogeton lucens* – früher häufige Laichkrautart – heute noch sehr schwach.

Die Ausbreitung der Wärme liebenden Art *Najas marina subsp. intermedia* im Obersee und das Auftreten der in Bezug auf die Wassertemperatur noch anspruchsvolleren *Najas minor* in der Fussacher Bucht kann eine Folge mehrerer milder Winter sein, könnte aber auch im Zusammenhang mit einer globalen Erwärmung des Klimas stehen. Die langfristige Verbreitungsentwicklung dieser Arten sollte daher beobachtet werden. Es liegt die Vermutung nahe, dass auch die mehrjährigen Bestände von *Chara tomentosa* im Untersee von milderem Klima und kürzeren Wintern profitieren könnten.

6.3.4 Entwicklungstendenz von *Chara tomentosa* im Untersee von 2007 bis 2010

Laut LANG (1967) zählt *Chara tomentosa* zu den empfindlichsten Arten gegenüber Eutrophierungserscheinungen. Die Art war 1902 (SCHRÖTER & KIRCHNER) eine der häufigsten Arten des Bodensees und kam bis 30 m Tiefe vor (GEISBÜHLER 1938). Heute ist sie stellenweise im Untersee verbreitet und bildet teilweise flächige Bestände. Die Art wurde bis 2010 in 11 von 34 untersuchten Transekten des Untersees wieder belegt.

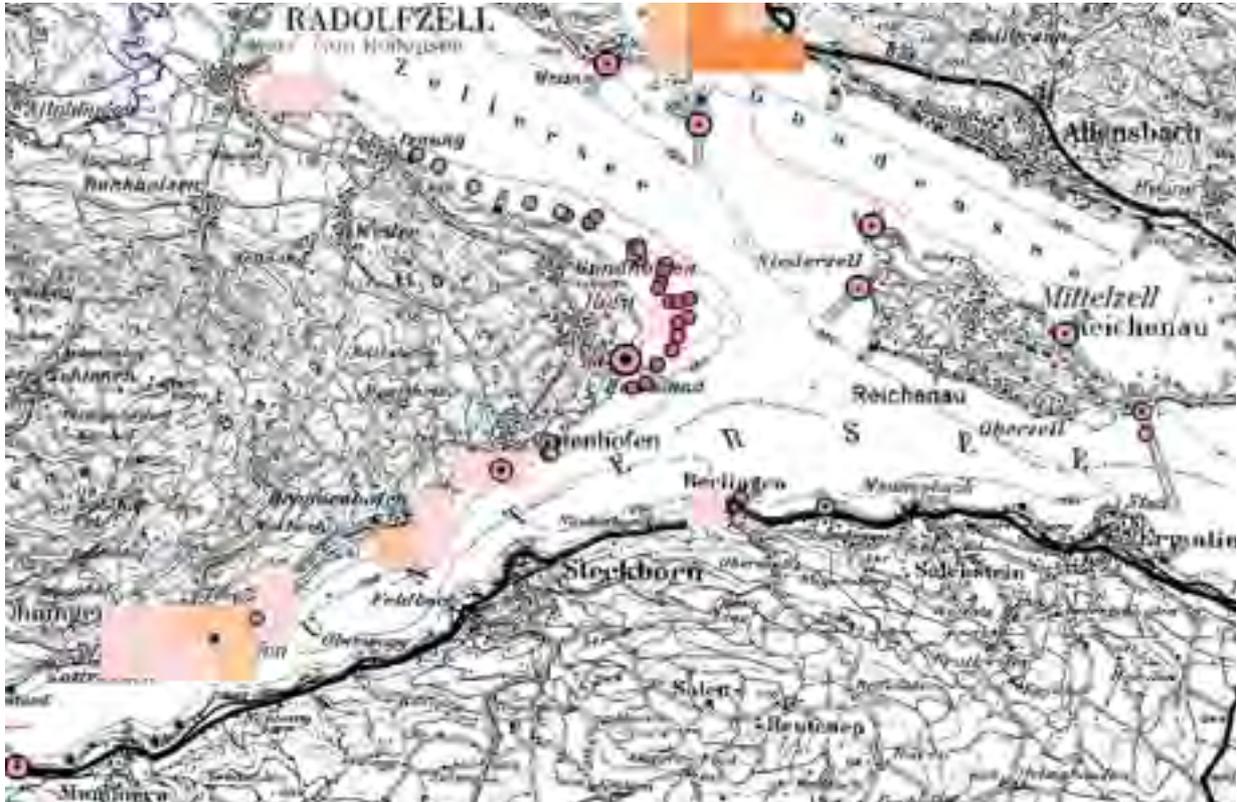


Abbildung 51: Vergleich der Bestände von *Chara tomentosa* (hellrosa Kreise = 11 Transekte) heute mit letzten Funden von 1967 (LANG), pinkfarbene kleine Punkte (Stichprobenfunde 2009) geben die Ausdehnung der Art wieder: ein deutlicher flächenmäßiger Zugewinn zeigte sich an der Höri verglichen mit 2007 (kleine lila Punkte)

Für die Wiederholungskartierungen legte man den Fokus bei den auf die Transekte im Höri-NSG (US6: max. Häufigkeit 4 ("häufig") in 1 bis 2 m), dem Transekt im Gnadensee Ostteil (US18: H = 3) und der Probestelle in leichter Buchtlage im Rheinsee bei Mammern (US33: H = 2 in 2 Tiefenstufen bis 4 m Tiefe).

Die Funde der Hornblättrigen Armleuchteralge *Chara tomentosa* nahmen von 1967 bis 2009 deutlich zu (Abbildung 51). Auch im Laufe der mehrjährigen Kartierungen von 2006 bis 2010 waren stetige Zuwächse feststellbar. *Chara tomentosa* besiedelt inzwischen den gesamten Flachwasserbereich vom Kernbereich um die „Höri“-Halbinsel (hier bereits bis Tiefen von knapp 4 m) bis weit hinein in den Zellersee (am Süd-Ufer) und findet sich zahlreich im Uferbereich der südlichen Mettnau und im Gnadensee-Teil der Reichenau. An diesen Stellen wäre weiteres Monitoring wünschenswert – auch aus Naturschutzgründen.

6.3.5 Tiefenverteilung der Makrophyten an den Transekten

Abbildung 52 und Abbildung 53 zeigen die Tiefenverbreitung der dominanten Makrophytenarten im Ober- bzw. Untersee in Prozent an der Gesamtquantität der jeweiligen Art.

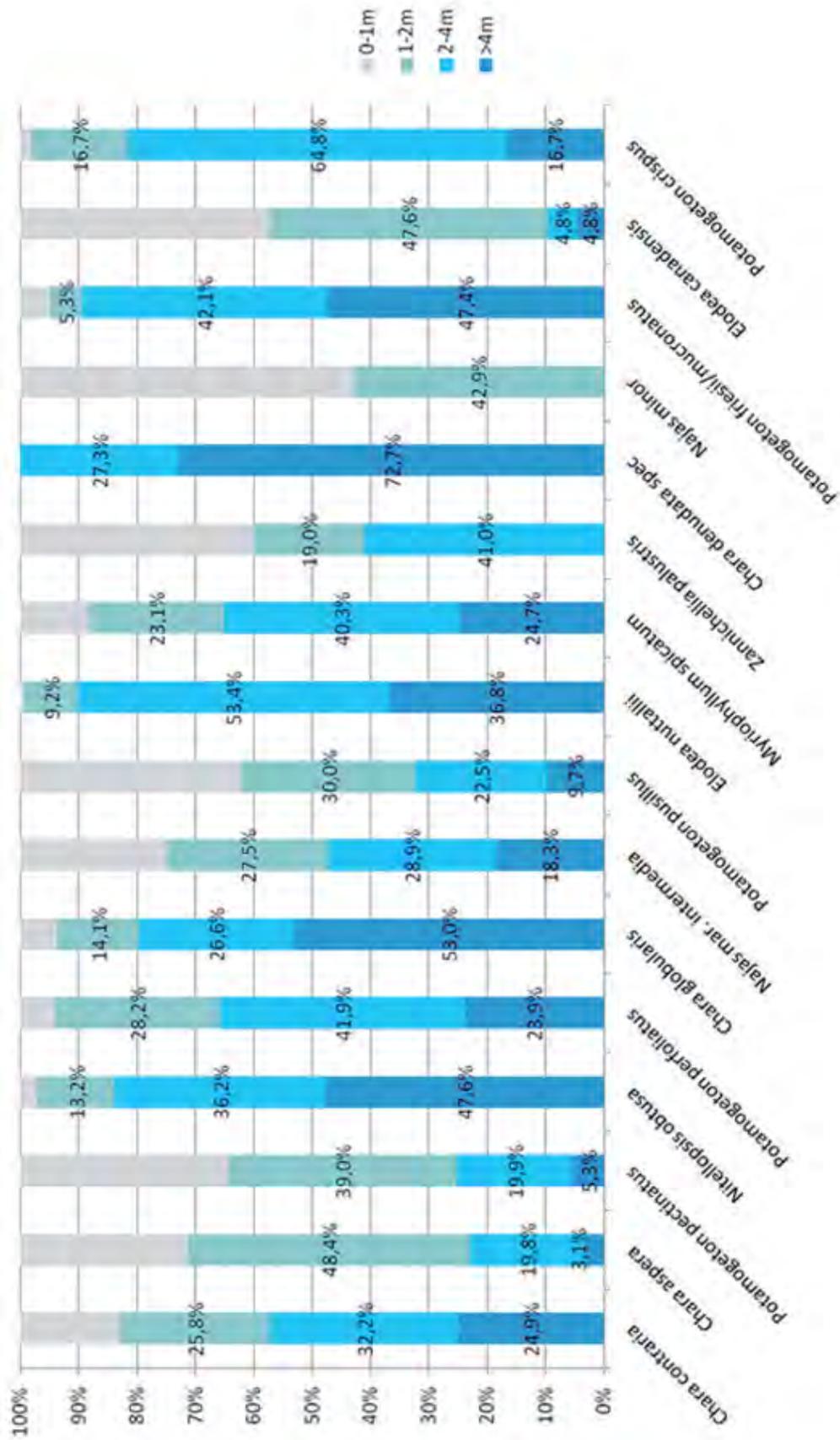


Abbildung 52: Tiefenverteilung der dominanten Arten im Bodensee-Obersee

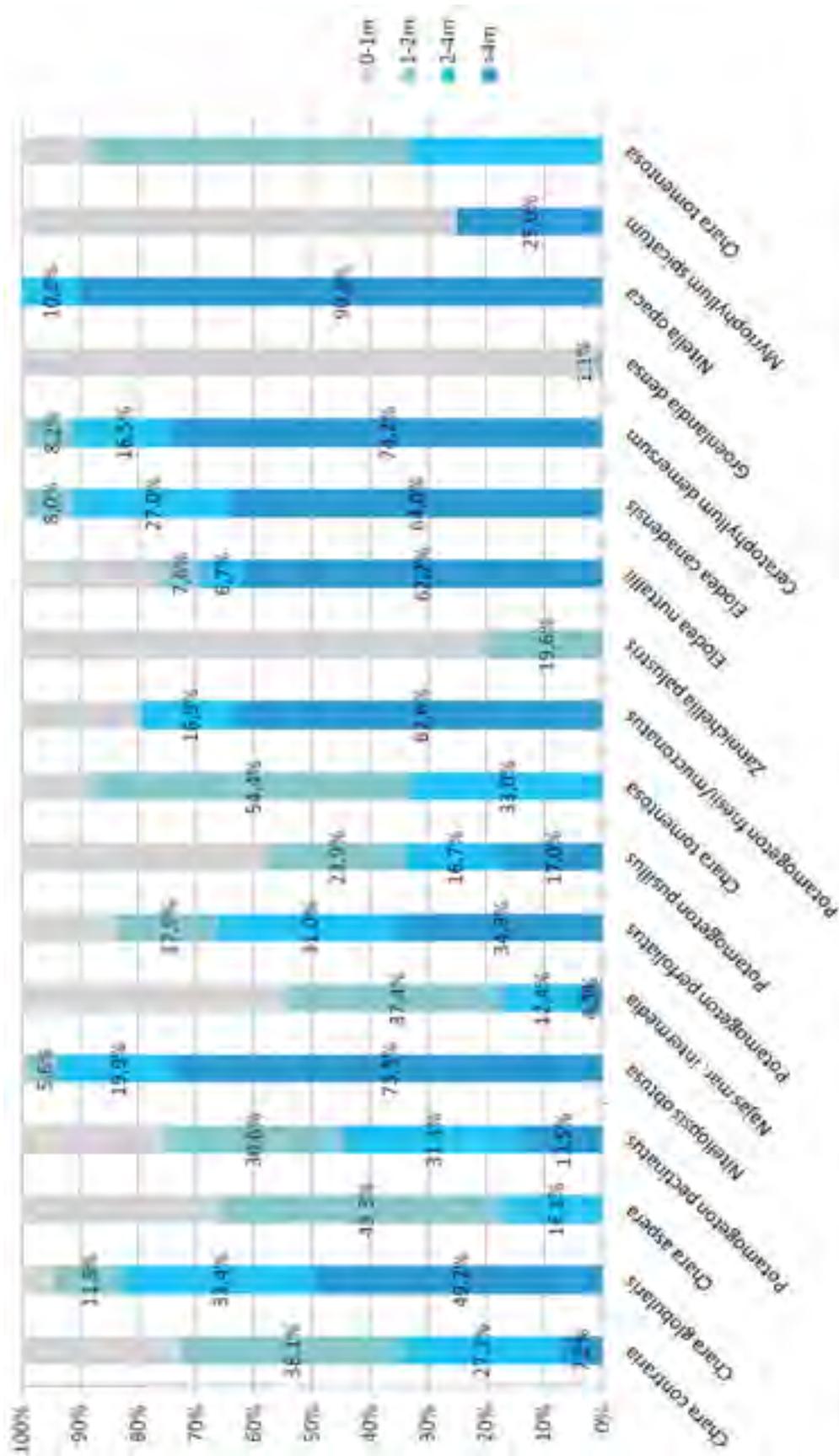


Abbildung 53: Tiefenverteilung der dominanten Arten im Bodensee-Untersee

6.4 Bewertung nach Makrophytenindex

6.4.1 Aktueller Makrophytenindex in den verschiedenen Seeteilen

Die Trophiebewertung des Bodensees durch den Makrophytenindex (MI) nach MELZER (1988) bewertet keines der neu untersuchten Transekte als oligotroph (Abbildung 54). Auffallend ist, dass die mit eutroph3 bewerteten Stellen (rote Punkte) im Einflussbereich einmündender Zuflüsse liegen. Im Obersee ist das z. B. an den Mündungen von Seefelder Ach und Schussen der Fall. Auch im weiteren Umfeld von Zuflüssen deutet die Vegetationszusammensetzung stellenweise auf erhöhte Nährstoffeinträge hin (Stockacher Ach, Rotach, Argen und Dornbirner Ach).

Zur bestehenden Belastung tragen mit Sicherheit auch Altlasten in Form von Nährstoffdepots in den Sedimenten bei. In Abhängigkeit von Wasseraustausch und dem Gradienten zwischen Freiwasser und Sedimenten passen sich die Nährstoffdepots in den Sedimenten erst mit gewisser zeitlicher Verzögerung an die Situation im Freiwasser an.

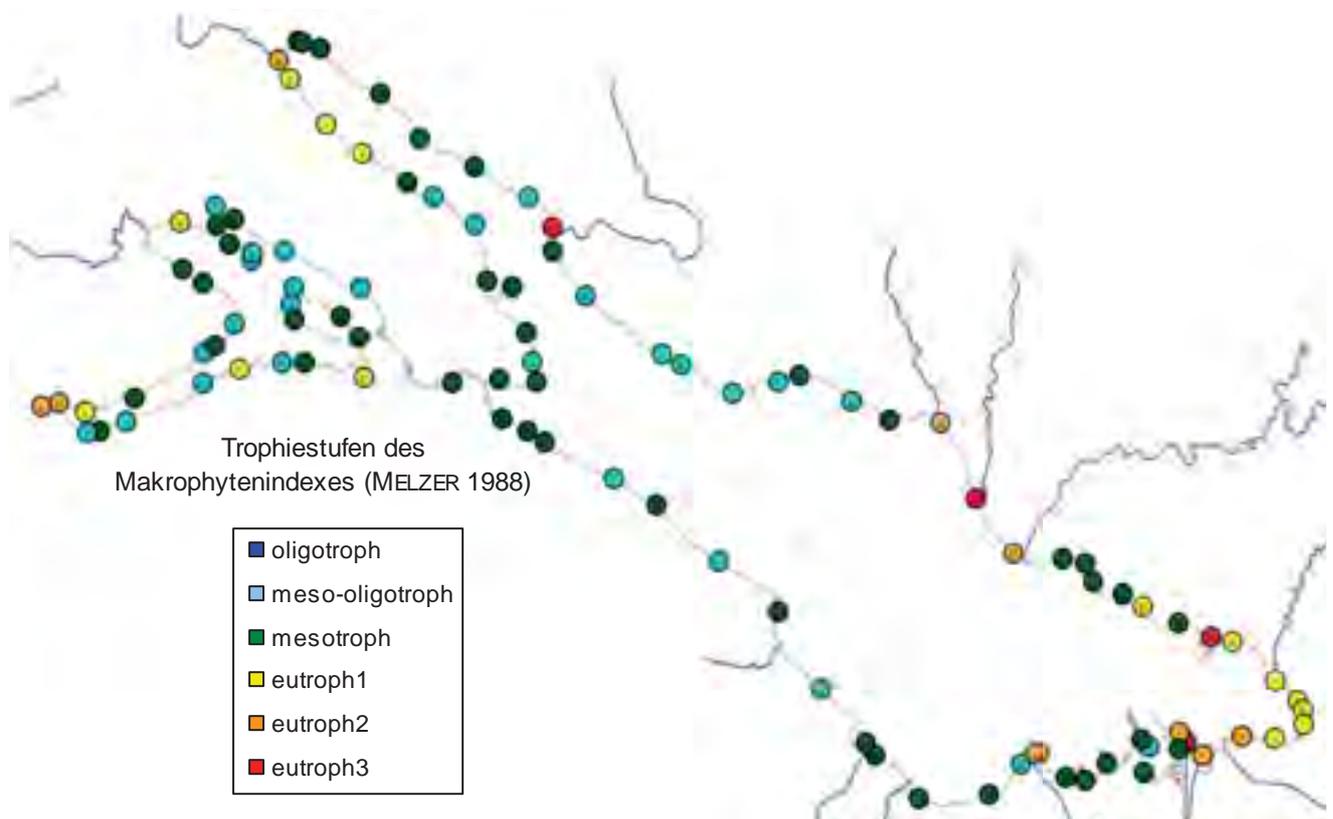


Abbildung 54: Makrophytenindex (MI) an allen untersuchten Transekten.

Im gesamten **Obersee** können nach dem 6-stufigen MI keine oligotrophen Probestellen ermittelt werden (Abbildung 55 bzw. Abbildung 56). Den Hauptanteil bildet die mesotrophe Stufe mit 43 % bzw. 53 % gefolgt von der meso-oligotrophen Stufe mit 26 % bzw. 32 %. Diese beiden Bereiche machen zusammen 69 % bzw. 85 % der kartierten Transekte aus. Der durchschnittliche MI beträgt 2,87 bzw. 2,87 (mesotroph). Aus dem Vergleich der beiden Tortendiagramme geht deutlich hervor, welchen starken Einfluss die Zuflussbereiche auf die Trophiebewertung haben.

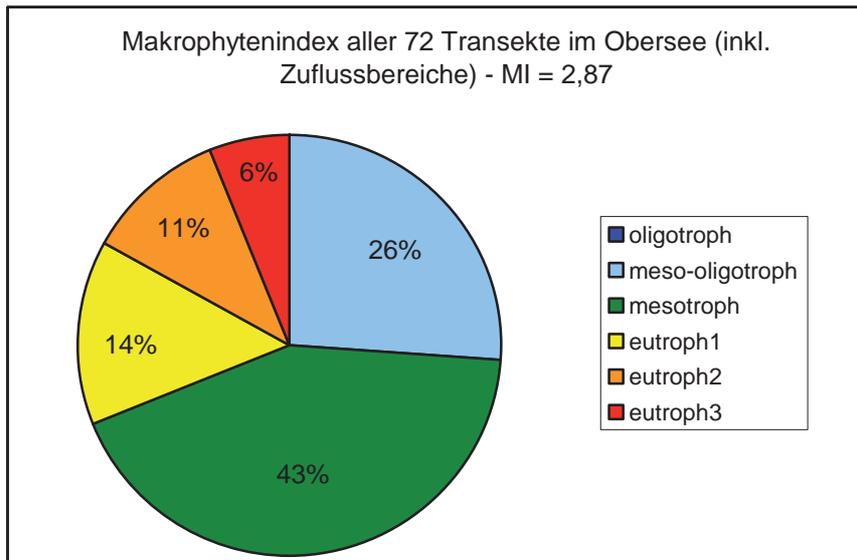


Abbildung 55: Anteile der Transekte an den Trophiestufen ermittelt durch den Makrophytenindex nach MELZER (1988) im Obersee (**inkl.** Zuflussbereiche)

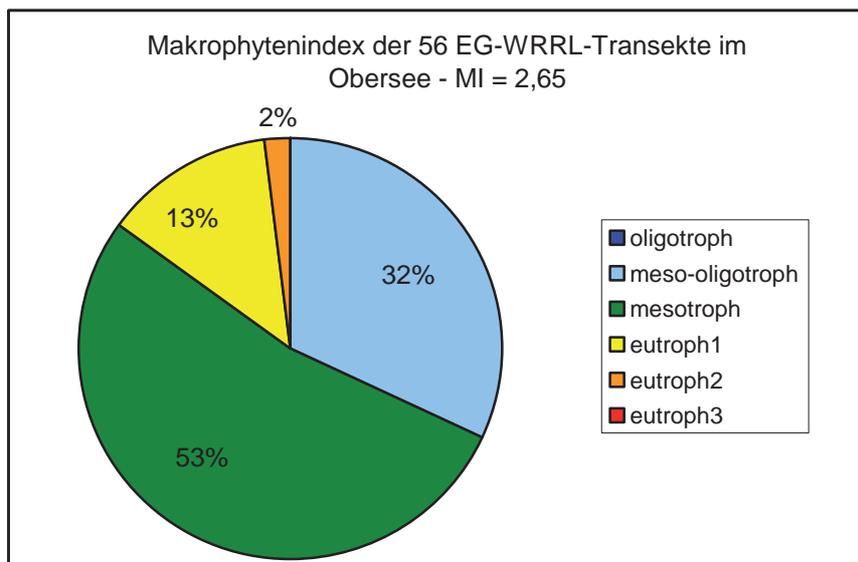


Abbildung 56: Anteile der Transekte an den Trophiestufen ermittelt durch den Makrophytenindex nach MELZER (1988) im Obersee (**exkl.** Zuflussbereiche)

Hinsichtlich der indizierten Nährstoffbelastung besteht am Obersee ein klarer Ost-West-Gradient (Abbildung 54), welcher bereits bei der Kartierung 1993 (SCHMIEDER 1998) auffiel. Der Hauptteil des Obersees (39 von 56 EG-WRRL-Transekten) zeigt einen schlechteren MI als die Transekte im Überlinger Seeteil (17 Transekte, MI = 2,53), wobei sich aber beide Seeteile gemittelt im mesotrophen Zustand befinden.

Für den **Überlinger See** zeigen die Makrophyten am Nordufer (8 Transekte) deutlich geringere Trophiezustände als am Südufer (Abbildung 54). In abgeschwächter Form trifft dies auch für den Obersee-West zu – so zeigt das Nordufer (westlich von Friedrichshafen, 7 Transekte) bessere MI-Werte als an den 6 Transekten am Südufer (westlich von Romanshorn). Tendenziell scheint also in diesen nördlichen Flachwasserbereichen die Oligotrophierung weiter fortgeschritten zu sein.

Im **Ostteil des Sees** finden sich wesentlich häufiger erheblich bis stark belastet eingestufte Transekte. Geringe Belastung wird hingegen an zahlreichen untersuchten Stellen westlich der Rotach bis zum Überlinger See sowie entlang des schweizerischen Ufers und westlich des Alten Rheins indiziert.

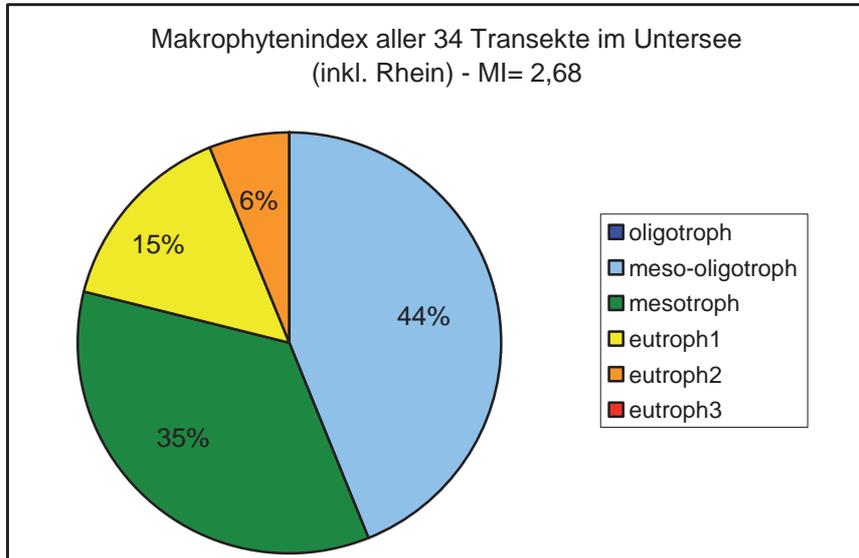


Abbildung 57: Anteile der Transekte an den Trophiestufen ermittelt durch den Makrophytenindex nach MELZER (1988) im **Untersee** (inkl. Zuflussbereiche)

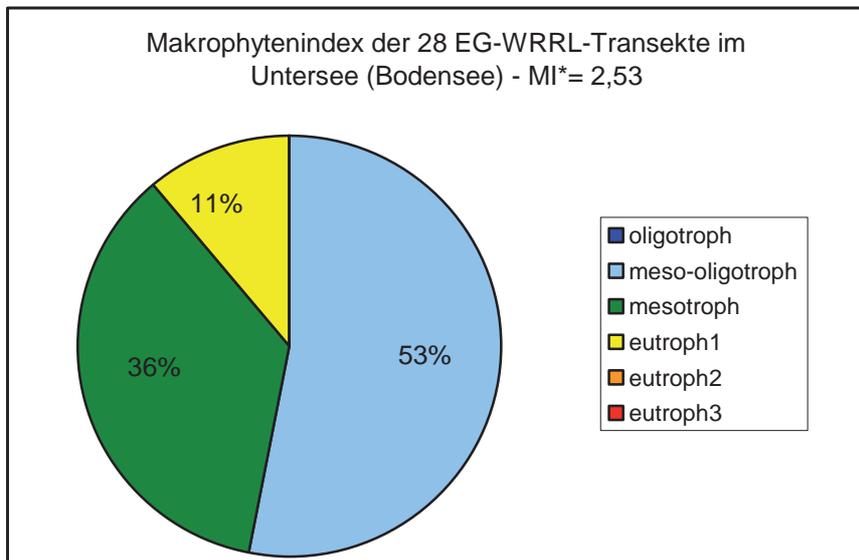


Abbildung 58: Anteile der Transekte an den Trophiestufen ermittelt durch den Makrophytenindex nach MELZER (1988) im Untersee (exkl. Zuflussbereiche)

Der **Untersee** zeichnet sich durch gering bis mäßig belastete Transekte aus. Eine erhöhte Belastung wird für den Seerhein indiziert (vgl. Abbildung 54), wobei hier die tatsächlich gegebene Belastung von einem eutrophierenden Effekt der Wasserströmung überlagert wird. Dieser Effekt, welcher vor Allem in ufernahen Bereichen zum Tragen kommt, tritt vergleichbar auch am westlichen Ende des Rheinsees auf.

Anhand der Tortendiagramme in Abbildung 57 und Abbildung 58 sieht man, dass im Vergleich zum Obersee hier der Effekt der Zuflussbereiche (d. h. Zunahme der eutrophen Stufen) deutlich geringer ausfällt. Im gesamten Untersee können, wie auch im Obersee, keine oligotrophen Transekte nachgewiesen werden. Den Hauptanteil bildet hier die meso-oligotrophe Stufe mit 44 % bzw. 53 % gefolgt von der mesotrophen Stufe mit 35 % bzw. 36 %. Diese beiden Bereiche machen zusammen 79 % bzw. 89 % der Kartierungsflächen aus. Demnach ist der trophische Zustand des Untersees insgesamt besser als der des Obersees.

6.4.2 Makrophytenindex - Vergleich mit den Werten von 1993

Der von SCHMIEDER (1998) dargestellte Makrophytenindex lässt sich, methodisch bedingt, nur eingeschränkt mit den Transektdaten der vorliegenden Untersuchung vergleichen. Der Vergleich wird durch die Tatsache erschwert, dass bei SCHMIEDER die Makrophytenindizes flächenbezogen (innerhalb der untersuchten Rasterflächen von 250*250 m²) berechnet wurden, während sich die Indizes der vorliegenden Untersuchung auf das gesamte Transekt mit den darin integrierten vier Tiefenstufen bezieht. In der Regel weisen die Tiefenstufen oberhalb von 4 m Wassertiefe einen flacheren Böschungswinkel auf und sind daher deutlich länger als die unterste Tiefenstufe, die im Bereich von ca. 5 m den Übergang zur steileren Halde darstellt.

Wie der graphische Vergleich der Bewertung des trophischen Zustandes mit Hilfe des Makrophytenindex mit der aus dem Jahr 1993 (SCHMIEDER 1998) zeigt, sind großräumige Veränderungen zu erkennen und wesentliche trophische Verbesserungen seit der Untersuchung 1993 eindeutig zu belegen (**Abbildung 59**). In der Gesamtkartierung von 1993 waren keine Bereiche mit sehr geringer Belastung (oligotrophe Standorte) nachzuweisen. Dies trifft auch für die aktuelle Untersuchung zu, sofern man nur gesamte Transekte bewertet und vergleicht. Werden hingegen einzelne Tiefenstufen eines Transekt getrennt bewertet (diese können auch Strecken von über 250 m umfassen), sind sehr wohl oligotrophe Standorte auszumachen (siehe ausführlichere Darstellung in Kap. 6.4.3).

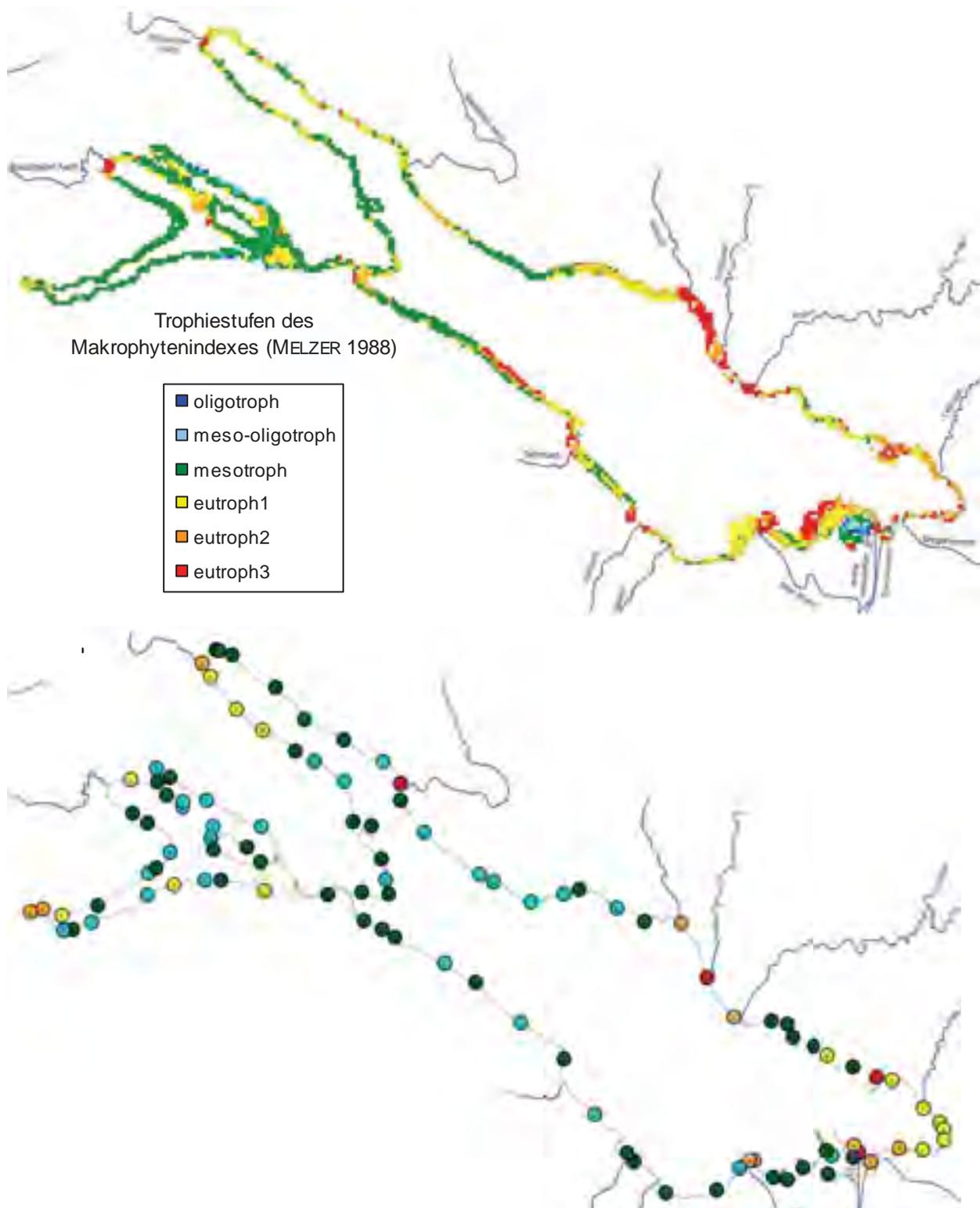


Abbildung 59: Vergleich des MI der aktuellen Transekte mit dem der Rasterflächen von 1993 (SCHMIEDER 1998)

Fasst man einzelne Seeteile zusammen, so zeigen sich ebenfalls positive Veränderungen. Wie Tabelle 11 zeigt, haben sich seit 1993 alle Seeteile wesentlich verbessert. Am stärksten zeigt sich dies im östlichen Bereich des Obersees, wo sich die Einstufung des MI sogar um 2 Stufen von eutroph2 auf mesotroph verbesserte.

Tabelle 11: Mittelwerte des Makrophytenindex (MI) – Großräumiger Vergleich 2010 (nur WRRL-Transecte) mit 1993 (ohne Zuflussbereiche)

Seeteil	Mittelwert des MI von 2010 (Anzahl Transecte)	Mittelwert des MI von 1993 (Anteil an Rasterflächen)
Obersee-West	2,57 (26)	3,20 (51%)
Obersee-Ost (Bayern bis Vorarlberg)	2,96 (13)	3,65 (30%)
Überlinger See	2,52 (17)	2,96 (19%)
Obersee gesamt	2,65 (56)	3,20 (100%)
Untersee	2,55 (28)	2,73 (100%)

6.4.3 Makrophytenindex in den Tiefenstufen 0 - 2 m und > 2 m

Das nördliche **Obersee**-Westufer weist vergleichbare Tiefenzonen-MI-Werte auf – am Südufer ist das Flachwasser trophisch oft etwas schlechter (vgl. Abbildung 60). Insgesamt ergeben sich für den MI des Obersees zwischen den unterschiedlichen Tiefenzonen so gut wie keine Unterschiede in der Trophiestufe (Tabelle 12). Die Zuflussbereiche weisen jedoch auch hier wieder eine deutlich höhere Trophie auf als der restliche See.

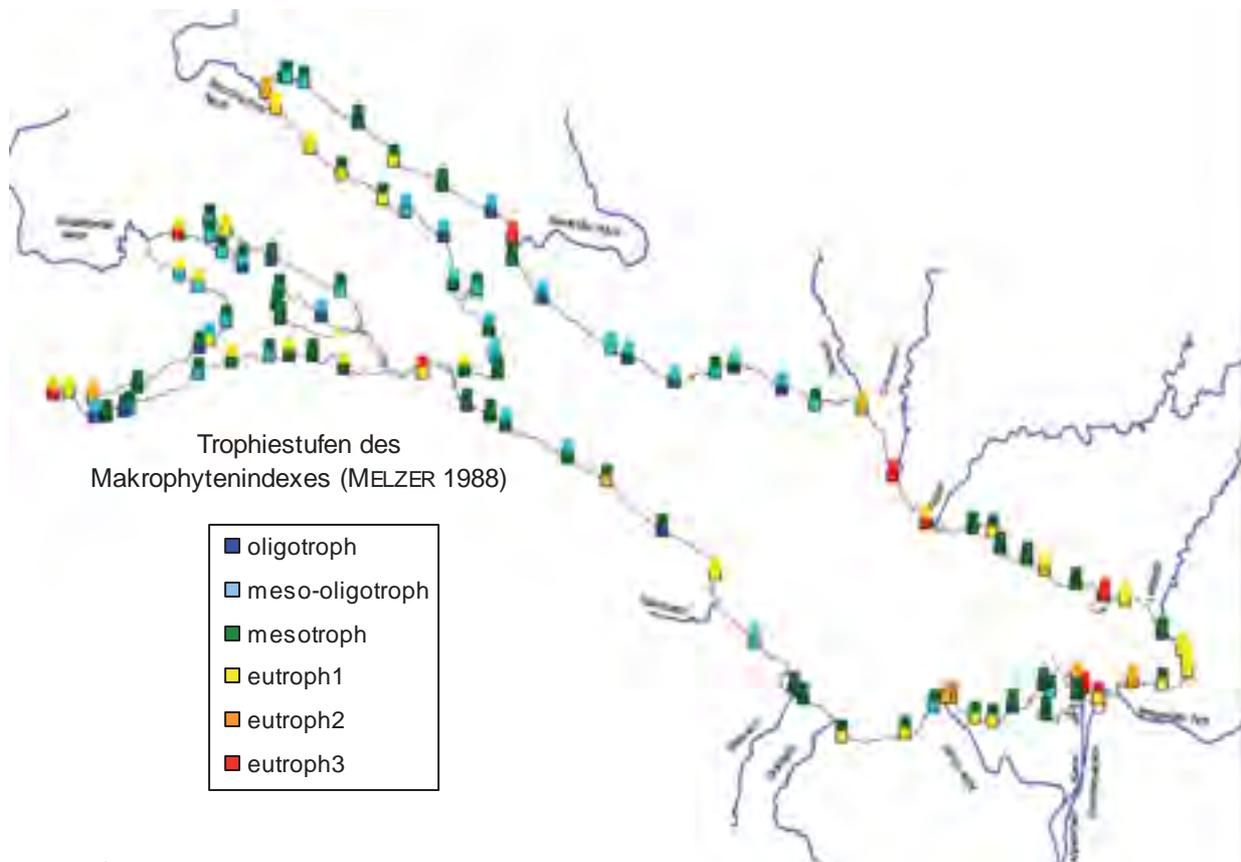


Abbildung 60: MI nach Tiefenstufen: Oberes Quadrat: 0 - 2 m Tiefe, unteres Quadrat (mit Rand): > 2 m.

Tabelle 12: Mittelwerte des Makrophytenindex (MI) für Tiefenzonen im Bodensee-Obersee (inkl. Überlinger See): Anzahl der untersuchten WRRL-Transekte in Klammern.

Tiefenbereich	MI im Obersee gesamt (72)	MI der WRRL-Stellen (56)	MI der Zuflussbereiche (16)
0 - 2 m	2,84	2,63	3,66
> 2 m	2,83	2,66	3,65
Durchschnitt aller Tiefenstufen	2,84	2,65	3,66

Im detaillierten Vergleich des Obersees ohne die Zuflussbereiche zeigen sich deutliche Trophieunterschiede (Tabelle 13). Dabei schneidet der nordwestliche Obersee im Durchschnitt aller Tiefenstufen noch besser ab als der Überlinger See. Beide sind meso-oligotroph nach MELZER (1988).

Tabelle 13: Mittelwerte des MI für Tiefenzonen unterschiedlicher Bereiche im Bodensee-Obersee: Anzahl der untersuchten WRRL-Transekte in Klammern (insgesamt 56); Trennlinie W/O: Altenrhein-Wasserburg.

Tiefenbereich	MI im Obersee-West Nordufer (11)	MI im Obersee-West Südufer (15)	MI im Obersee-West gesamt (26)	MI im Obersee-Ost (13)	MI im Überlinger See (17)
0 - 2 m	2,45	2,73	2,61	2,99	2,39
> 2 m	2,48	2,63	2,56	2,90	2,61
Durchschnitt aller Tiefenst.	2,47	2,67	2,57	2,96	2,52

Der **Obersee exkl. Überlingersee** (39 WRRL-Transekte) ist bezüglich MI mit mesotroph zu beurteilen, wobei ein deutliches Ost-West-Gefälle erkennbar ist (vgl. SCHMIEDER, 1993): Der Ostteil ist noch nahe der Grenze zum eutrophen Zustand, während der Westteil einen relativ stabilen Zustand zeigt, indiziert durch tendenziell höhere MI-Werte in bis zu 2 m Tiefe.

Im **Überlinger See** (17 WRRL-Transekte) ist der Reoligotrophierungsprozess über die Flachwasserbereiche anscheinend stärker ausgeprägt, indiziert durch geringere Trophiezustände im Flachwasser (Tabelle 14). Auch innerhalb des Überlinger Sees gibt es Unterschiede. So weist der Makrophytenindex am Nordufer im flacheren Uferbereich deutlich geringere Werte auf als am Südufer.

Eine denkbare Erklärung der Unterschiede von Nord- zu Südufer in Tiefen bis 2 m könnte sein, dass auf kiesig-sandigen und meist windexponierten Uferbänken robustere Arten konkurrenzstärker sind. *Chara aspera* ist eine kompakte und kleinwüchsige Art, die hier durch ihr starkes Auftreten die Verbesserung der MI-Werte begründet. Auch der Strömungsverlauf des aus der Stockacher Aach einströmenden Wassers könnte einen Einfluss auf die etwas höhere Trophie am Südufer des Überlinger Sees haben.

Tabelle 14: Mittelwerte des MI für Tiefenzonen im Überlinger See: Anzahl der untersuchten WRRL-Transecte in Klammern.

Tiefenbereich	MI im Überlinger See gesamt (17)	MI am Nordufer (8)	MI am Südufer (9)
0 - 2 m	2,39	2,21	2,46
> 2 m	2,61	2,71	2,53
Durchschnitt aller Tiefenst.	2,52	2,45	2,52

Im **Untersee** ist der Prozess der Reoligotrophierung bereits weiter vorangeschritten. Am deutlichsten ist dies in geringeren Wassertiefen der Uferbank zu erkennen (Tabelle 15). Der einzige größere Zuflussbereich im Untersee, die Radolfzeller Aach, wurde nicht explizit auf Nährstoffverteilung und Makrophytenausbreitung untersucht. Bei einer Befahrung im Jahr 2010 konnte jedoch ein stringentes Ende der Ausbreitung von *Chara aspera* westlich Iznang festgestellt und per GPS eingemessen werden. Der unterseeische Nährstoffstrom am Südufer des Zellersees zeigte sich zudem durch deutlich schlechtere MI-Werte in größeren Wassertiefen (> 4 m) an den Transecten US6, US7 und US8. Es fällt auf, dass sich im Untersee im Flachwasser quantitativ mehr oligotrophente Arten befinden als in den Bereichen tiefer als 2 m. In zuflussbeeinflussten Transecten kehrt sich dieses Bild um und man sieht auch geringere Trophiegrade im Tiefenbereich unterhalb von 2 m (Bereiche permanenter Nährstoffzufuhr mit geringen P-Konzentration in den Fließbereichen des Seerheins oder durch Verteilung und Abschwächung lokaler Kleinzufüsse zur Tiefe hin).

Tabelle 15: Mittelwerte des MI für Tiefenzonen im Bodensee-Untersee: Anzahl der untersuchten WRRL-Transecte in Klammern.

Tiefenbereich	MI im Untersee- gesamt (34)	MI der WRRL- Transecte (28)	MI der sonstigen Stellen (6)
0 - 2 m	2,51	2,35	3,35
> 2 m	2,82	2,77	3,14
Durchschnitt aller Tiefenst.	2,67	2,55	3,25

6.5 Bewertung des Ökologischen Zustands nach EG-WRRL

Neben dem IGKB-Auftrag wurde in den Jahren von 2006 bis 2008 auch die WRRL-Biokomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ erstmals für den gesamten Bodensee erfasst. Daher wurden die bis 2008 erhobenen Daten der Bodenseekartierung für statistische Auswertungen und zur Berechnung der Ökologischen Zustandsklassen (ÖZ) in die Datenbank LIMNO des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LFU) eingegeben.

Am Obersee wurden 56 (von 72) und am Untersee 28 (von 34) Stellen zur Auswertung nach EG-WRRL berücksichtigt (Abbildung 62). An allen 84 Probestellen war eine gesicherte Bewertung mit der Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos nach SCHAUMBURG et al. (2007a) möglich.

Der Bodensee-Obersee schneidet dabei etwas schlechter ab als der Untersee (Abbildung 61): Nur 45 % der Transekte weisen einen guten oder sehr guten Ökologischen Zustand auf. Der Obersee erreicht insgesamt nur knapp den von der EG-WRRL geforderten guten Ökologischen Zustand (siehe Kapitel 6.5.1). Im Bodensee-Untersee werden 79 % der Transekte mit "gut" oder "sehr gut" bewertet. Auch dieser Wasserkörper wird insgesamt als "gut" eingestuft (siehe Kapitel 6.5.2).

Die Sonderstellung, die der Bodensee aufgrund seiner Größe und Hydrologie einnimmt, könnte zu Schwierigkeiten zum einen bei der Makrophytenkartierung insbesondere der Festlegung der Makrophytenverbreitungsgrenze, aber auch bei der Beprobung und Bewertung gerade des Phytobenthos geführt haben Hinweise darauf ergeben sich vor allen aus der schlechten Auswertbarkeit der Diatomeenproben durch die Spezialisten. Dies könnte auch zu Verschiebungen bei der Berechnung der Indices geführt haben. Bei einer Wiederholungskartierung und -bewertung sollte daher ein größeres Gewicht auf diese Teilkomponente, deren Beprobung, Datenerhebung und Plausibilisierung gelegt werden.

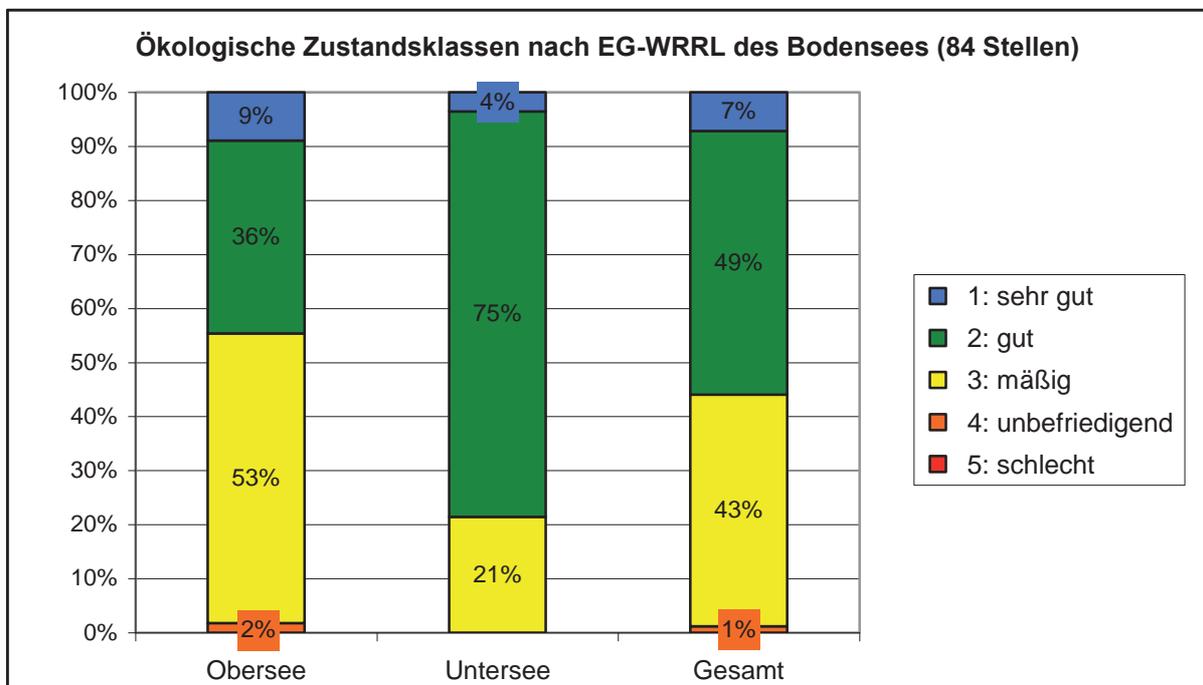


Abbildung 61: Prozentuale Anteile der Ökologischen Zustandsklassen nach EG-WRRL (nach SCHAUMBURG et al. 2007a) im Bodensee-Obersee und -Untersee.

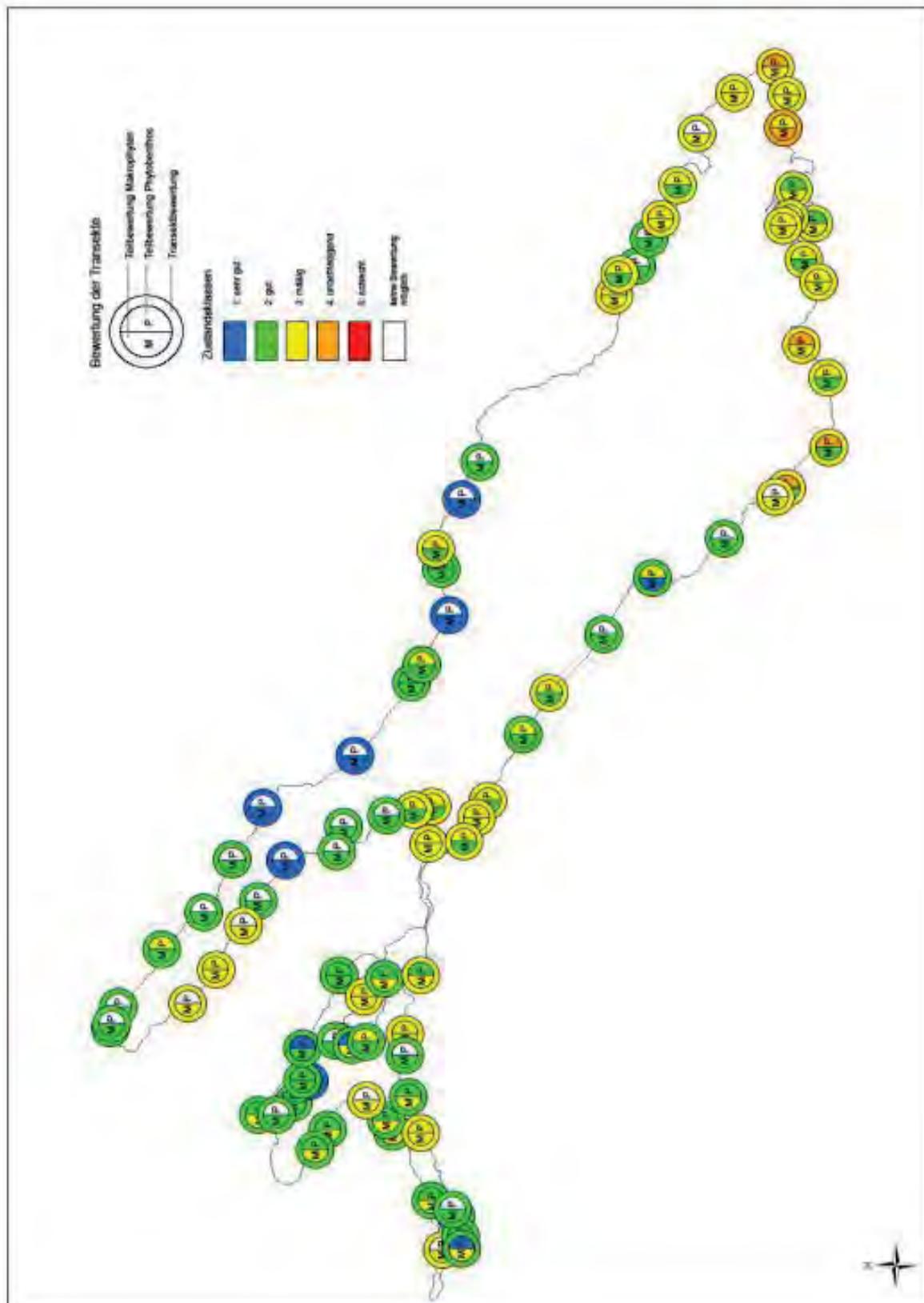


Abbildung 62: Bewertung des Ökologischen Zustands (ÖZ) mit Makrophyten und Phytoebene gemäß EG-WRRL nach Schaumburg et al. 2007a für 84 Bodensee-Probestellen

6.5.1 Bewertung des Bodensee-Obersees nach EG-WRRL

Am Obersee konnten alle 56 ausgewählten Probestellen mit der Teilkomponente Makrophyten gesichert bewertet werden. Die Teilkomponente Diatomeen ließ sich an 33 Probestellen gesichert bewerten (Tabelle 16). Die Ökologischen Zustandsklassen ergeben über alle Stellen gemittelt für den Bodensee-Obersee ein Bewertungsergebnis von 2,48 – also noch knapp den guten Ökologischen Zustand.

Tabelle 16: Bewertung des Ökologischen Zustandes des Obersees nach EG-WRRL (SCHAUMBURG et al. 2007a): Mst-Nr = Messstellennummer, UMG = untere Makrophytengrenze, M = Bewertung der Teilkomponente Makrophyten (Typ AK(s)), D= Bewertung der Teilkomponente Diatomeen (Typ D 1.1), MD = Bewertung der gesamten Biokomponente, ÖZ = Ökologische Zustandsklasse, n.g. = kein gesichertes Ergebnis.

Mst-Nr	Transekt	UMG	M	D	MP	ÖZ
115176	OS01	8,0	0,50	0,53	0,51	3
115177	OS02	8,0	0,73	0,32	0,52	3
115178	OS03	8,0	0,64	0,42	0,53	3
115179	OS04	6,5	0,53	n.g.	0,53	2
115180	OS05	8,2	0,64	n.g.	0,64	2
115181	OS06	8,2	0,59	n.g.	0,59	2
115182	OS07	9,3	0,81	n.g.	0,81	1
115184	OS08	7,0	0,72	n.g.	0,72	2
115185	OS09	13,0	0,44	n.g.	0,44	3
115186	OS10	8,6	0,47	0,46	0,47	3
115187	OS11	7,5	0,50	n.g.	0,50	3
132531	OS14	8,8	0,59	n.g.	0,59	2
132533	OS15	7,6	0,68	n.g.	0,68	2
115190	OS16	9,4	0,65	n.g.	0,65	2
115191	OS17	8,7	0,66	0,52	0,59	2
115192	OS18	13,0	0,59	n.g.	0,59	2
132526	OS19	12,1	0,57	n.g.	0,57	2
115193	OS20	8,3	0,85	n.g.	0,85	1
115196	OS23	8,5	0,84	n.g.	0,84	1
115198	OS24	7,2	0,72	0,73	0,72	2
115199	OS25	8,1	0,65	0,56	0,60	2
115200	OS26	7,4	0,82	n.g.	0,82	1
115201	OS27	7,8	0,77	0,68	0,72	2
115202	OS28	7,3	0,64	0,40	0,52	3
115203	OS29	8,2	0,85	n.g.	0,85	1
115204	OS30	7,6	0,71	n.g.	0,71	2
115209	OS34	8,0	0,50	0,35	0,43	3

Mst-Nr	Transekt	UMG	M	D	MP	ÖZ
115210	OS35	7,5	0,62	0,40	0,51	3
96103	OS36	6,7	0,67	n.g.	0,67	2
96104	OS37	8,0	0,59	n.g.	0,59	2
96105	OS38	8,0	0,34	0,42	0,38	3
96106	OS39	8,0	0,57	0,35	0,46	3
96108	OS41	8,0	0,37	n.g.	0,37	3
115211	OS42	8,0	0,49	0,50	0,49	3
115214	OS45	8,0	0,43	0,20	0,32	3
115215	OS46	8,0	0,49	0,35	0,42	3
115216	Os047	8,0	0,14	0,40	0,27	4
115220	OS51	8,0	0,43	0,58	0,51	3
115221	OS52	8,0	0,38	0,58	0,48	3
115222	OS53	8,0	0,59	0,39	0,49	3
115223	OS54	8,0	0,44	0,47	0,45	3
115224	OS55	8,0	0,52	0,38	0,45	3
115225	OS56	8,0	0,48	0,36	0,42	3
115229	OS60	8,0	0,45	0,17	0,31	3
115230	OS61	8,1	0,66	0,37	0,51	3
115231	OS62	9,8	0,51	0,24	0,38	3
115232	OS63	7,6	0,65	0,23	0,44	3
115233	OS64	8,0	0,43	n.g.	0,43	3
132393	OS65	8,2	0,71	n.g.	0,71	2
115234	OS66	8,0	0,78	0,39	0,58	2
115235	OS67	7,8	0,72	n.g.	0,72	2
115236	OS68	8,0	0,63	0,36	0,49	3
115237	OS69	7,8	0,59	0,57	0,58	2
115238	OS70	7,3	0,61	0,31	0,46	3
115239	OS71	7,8	0,44	0,35	0,39	3
115240	OS72	8,0	0,58	0,49	0,53	3

6.5.2 Bewertung des Bodensee-Untersees nach EG-WRRL

Am Untersee konnten alle 28 ausgewählten Probestellen mit der Teilkomponente Makrophyten gesichert bewertet werden. Die Teilkomponente Diatomeen ließ sich an 22 Probestellen gesichert bewerten (Tabelle 17). Im Mittel der Ökologischen Zustandsklassen ergibt sich für den Bodensee-Untersee ein Bewertungsergebnis von 2,17 – also ein guter Ökologischer Zustand.

Tabelle 17: Bewertung des Ökologischen Zustandes des Obersees nach EG-WRRL (SCHAUMBURG et al. 2007a): Mst-Nr = Messstellenummer, UMG = untere Makrophytengrenze, M = Bewertung der Teilkomponente Makrophyten (Typ AK(s)), D= Bewertung der Teilkomponente Diatomeen (Typ D 1.2), MD= Bewertung der gesamten Biokomponente, ÖZ = Ökologische Zustandsklasse, n.g. = Ergebnis nicht gesichert.

Mst-Nr	Transekt	UMG	M	D	MP	ÖZ
115242	US02	8,8	0,41	n.g.	0,41	3
115243	US03	7,5	0,47	0,46	0,47	2
115244	US04	7,8	0,49	0,64	0,56	2
115245	US05	7,5	0,47	0,65	0,56	2
115246	US06	7,0	0,50	n.g.	0,50	3
115247	US07	8,7	0,47	0,58	0,53	2
115248	US08	7,9	0,47	0,57	0,52	2
115250	US10	9,8	0,58	0,63	0,60	2
115251	US11	9,9	0,86	0,61	0,74	1
115252	US12	9,7	0,51	0,61	0,56	2
132535	US13	9,6	0,55	n.g.	0,55	2
115253	US14	7,0	0,50	0,68	0,59	2
115255	US16	8,4	0,67	0,77	0,72	2
115256	US17	5,5	0,59	0,59	0,59	2
115257	US18	8,0	0,50	0,41	0,46	3
115258	US19	7,2	0,51	n.g.	0,51	2
115259	US20	7,2	0,43	0,70	0,56	2
115260	US21	13,5	0,68	0,28	0,68	2
115261	US22	2,5	0,44	0,60	0,52	2
115263	US24	7,3	0,43	0,47	0,45	3
115265	US26	5,6	0,44	0,42	0,43	3
115266	US27	9,2	0,54	n.g.	0,54	2
115267	US28	6,5	0,47	0,62	0,55	2
115268	US29	8,4	0,43	0,39	0,41	3
132537	US30	7,9	0,65	n.g.	0,65	2
115269	US31	5,9	0,59	0,70	0,65	2
115270	US32	7,0	0,40	0,60	0,50	2
115271	US33	6,2	0,42	0,74	0,58	2

6.6 Vergleich Makrophytenindex (MI) und Bewertung der Teilkomponente Makrophyten nach WRRL (ÖZ)

6.6.1 Vergleich MI – ÖZ am Obersee

Die untersuchten Transekte weisen ein deutliches West-Ost-Gefälle auf – sowohl in Bezug auf die durch den Makrophytenindex ermittelte Trophie als auch im Ökologischen Zustand nach EG-WRRL durch die Teilkomponente Makrophyten (Abbildung 63 und Abbildung 64).

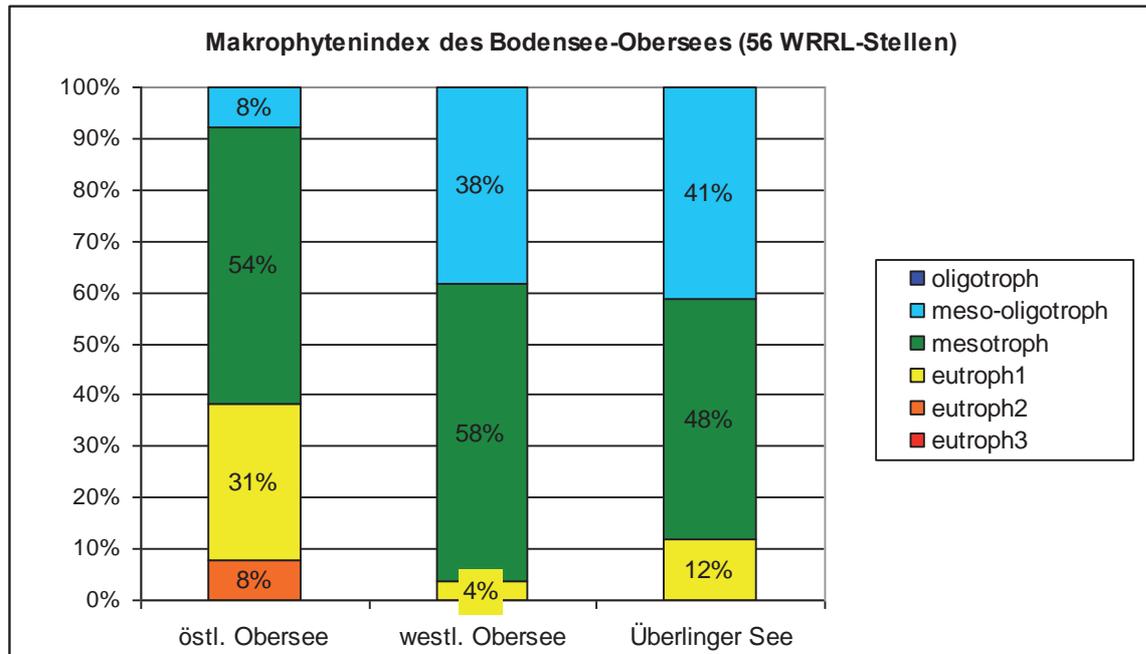


Abbildung 63: MI des Bodensee-Obersees; W/O-Grenze bei Altenrhein-Wasserburg.

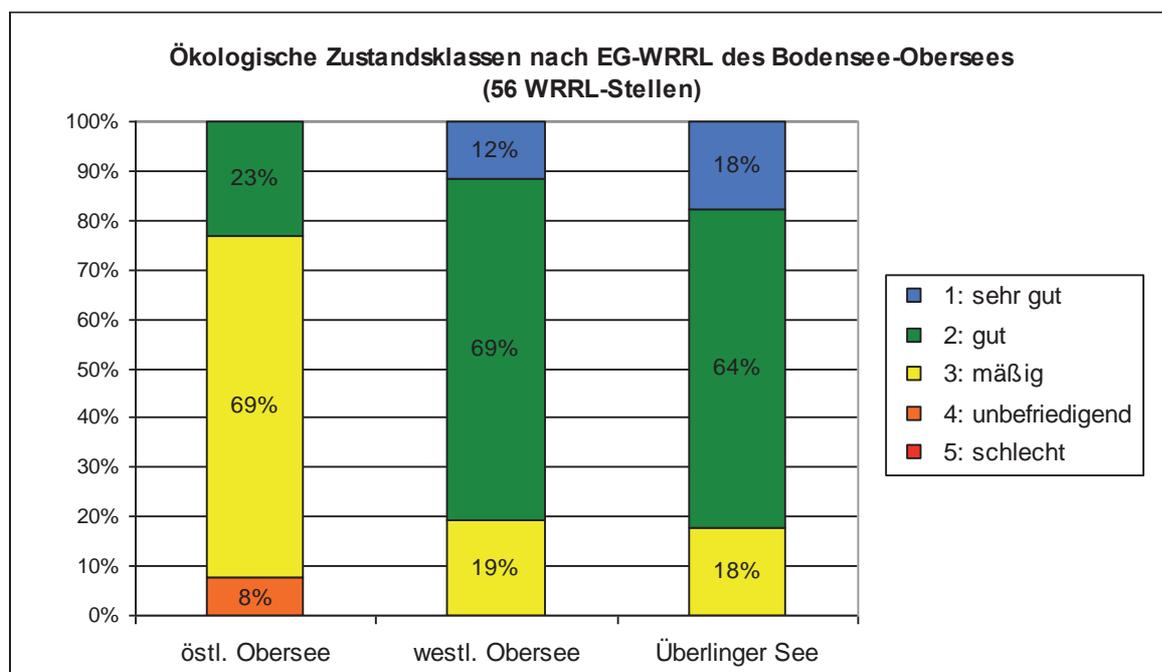


Abbildung 64: Ökologische Zustandsklassen des Bodensee-Obersees mit der Teilkomponente Makrophyten nach SCHAUMBURG et al. (2007)

Der östliche Bereich umfasst die 13 WRRL-Transekte OS38 bis OS56, der westliche Bereich insgesamt 26 Transekte: OS01, OS02 sowie OS24 bis OS37 und OS60 bis OS72. Im Überlinger See liegen die 17 Transekte OS03 bis OS23 (vgl. Abbildung 62 und Tabelle 16).

Bei beiden Indices schneidet der Obersee-Ost am schlechtesten ab: nach WRRL erreicht er mit einer durchschnittlichen ÖZ von 2,8 nur den „mäßigen“ Ökologischen Zustand. Hingegen erreichen Obersee-West und Überlinger See mit 2,1 bzw. 2,0 den „guten“ Ökologischen Zustand, was sich auch im MI widerspiegelt. Hier werden zwar alle drei Seeteile im Durchschnitt als "mesotroph" beurteilt, der östliche Seeteil liegt jedoch mit einem durchschnittlichen MI von 2,96 an der Grenze zum eutrophen Bereich (ab 3,0), während der westliche Seeteil und der Überlinger See mit 2,59 bzw. 2,52 näher an der Grenze zum oligo-mesotrophen Bereich (bis 2,49) liegen.

6.6.2 Vergleich MI – ÖZ am Untersee

Auch im Untersee unterscheiden sich die Teilbereiche deutlich von einander (Abbildung 65 und Abbildung 66). Der nördliche Bereich beinhaltet die Transekte in Gandensee und Zellersee von US07 bis US21, der südliche Bereich die Transekte südlich der Reichenau und im Seerhein (vgl. Abbildung 62 und Tabelle 16).

Im nördlichen Seebereich ergibt die Bewertung mit der Teilkomponente Makrophyten nach EG-WRRL einen "guten" Ökologischen Zustand – mit einem durchschnittlichem ÖZ von 2,3. Im südlichen Bereich wird hingegen mit 2,8 nur ein "mäßiger" Ökologischer Zustand ermittelt. Die gleiche Tendenz zeigen auch die Ergebnisse des Makrophytenindex: Während der nördliche Bereich mit einem mittleren MI von 2,42 noch oligo-mesotrophe Verhältnisse aufweist, zeigt der MI von 2,66 im südlichen Bereich mesotrophe Verhältnisse an. Der nördliche Untersee-Bereich weist somit die besten Werte des MI des ganzen Bodensees auf.

Der durchschnittliche MI aller 28 WRRL-Transekte des Untersees liegt mit 2,55 im mesotrophen Bereich nahe der Grenze zu meso-oligotroph (bei 2,5). Die Teilkomponente Makrophyten verfehlt insgesamt mit einem mittleren ÖZ von 2,6 knapp den "guten" Ökologischen Zustand und erreicht nur den "mäßigen" ÖZ – die gesamte Biokomponente inkl. Diatomeen wird jedoch mit einem Wert von 2,2 als "gut" beurteilt. Ursache dieses relativ schlechten Abschneidens der Teilkomponente Makrophyten ist die Korrektur der Bewertung wegen der zu geringen unteren Verbreitungsgrenze im Untersee, die in Kapitel 7.3.2 erläutert wird.

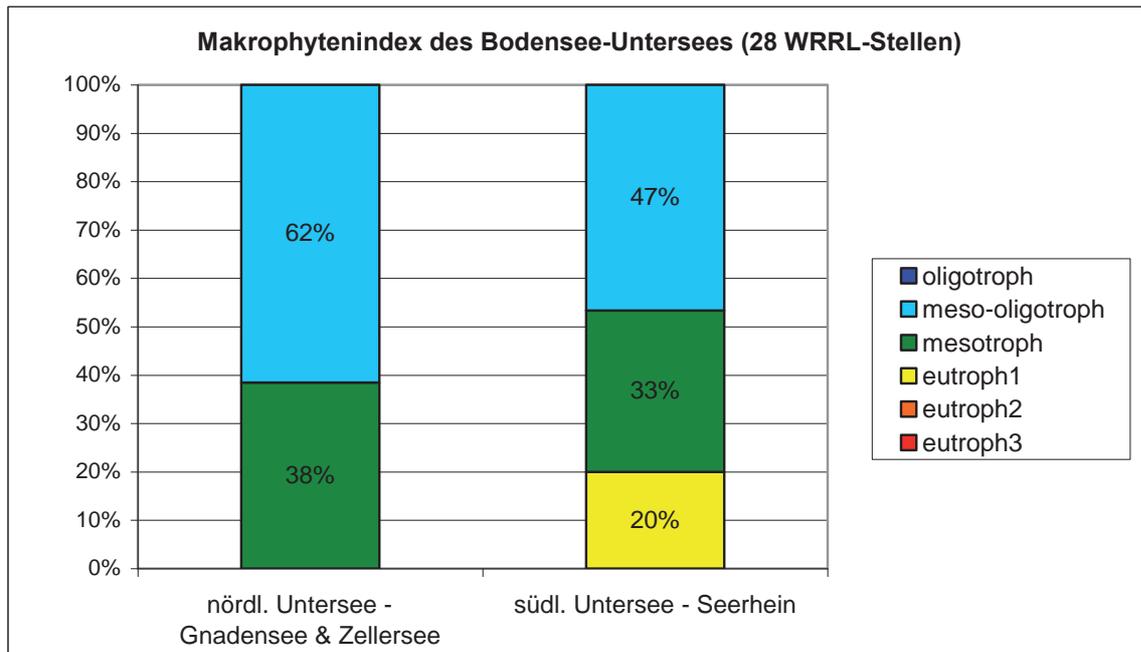


Abbildung 65: MI des Bodensee-Untersees

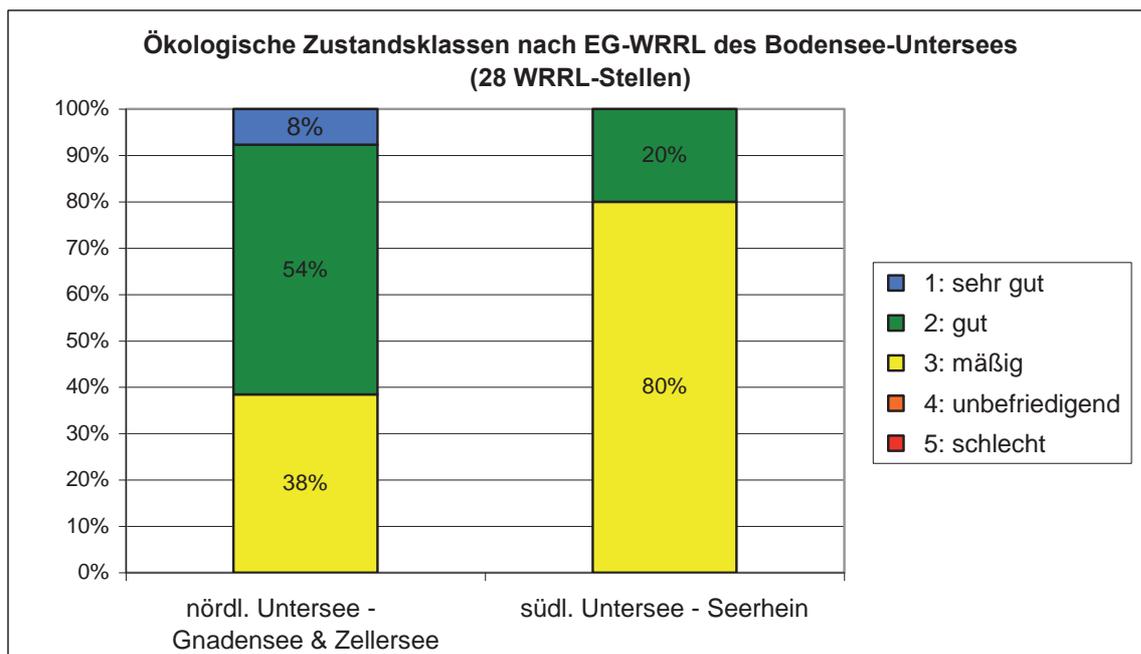


Abbildung 66: Ökologische Zustandsklassen des Bodensee-Untersees mit der Teilkomponente Makrophyten nach SCHAUMBURG et al. (2007a)

7 Verifizierung der Ergebnisse

7.1 Vegetationsentwicklung innerhalb eines Jahres – Vergleich von Probestellen am Untersee im Juni und Sept. 2006

Um die Entwicklung der makrophytischen Vegetation im Laufe der Vegetationsperiode zu dokumentieren, wurden fünf Transekte vom 12. bis 21. Juli 2006 kartiert und am 12. und 13. September erneut. Es handelt sich um eine Auswahl repräsentativer Standorte für den Untersee: US02 für das Nordufer und US28 für das Südufer des Rheinsees, US08 und US10 für die beiden Uferseiten des Zellersees sowie US18 für den Gnadensee (Westabschnitt).

7.1.1 Transekt US02 (untersucht am 21.07.06 und 13.09.06)

Dieses Transekt liegt westlich von Oberstaad östlich eines kleinen Hafens am Nordufer des Untersees. Hier konnten insgesamt acht submerse Arten angetroffen werden, darunter zwei Characeen-Arten und vier Potamogeton-Arten.

- Characeen: Die Quantitäten von *Chara contraria* und *Ch. globularis* nahmen leicht ab. Der Anteil der Characeen an der Gesamtquantität nahm aber zu.
- Potamogeton-Arten: Hier waren starke Bestandsrückgänge zu verzeichnen. Während *Potamogeton pusillus* und *P. friesii* ganz verschwanden, gingen die Quantitäten von *P. pectinatus* und *P. perfoliatus* stark zurück.
- Sonstige: *Najas marina subsp. intermedia* und *Elodea nuttallii* konnten nur im September angetroffen werden.

7.1.2 Transekt US08 (untersucht am 20.07.06 und 13.09.06)

Dieses Transekt liegt am Ostende des Ortes Moos am Rand eines Badegeländes. Auch hier konnten insgesamt zehn submerse Arten angetroffen werden, darunter vier Characeen-Arten und drei Potamogeton-Arten.

- Characeen: Die Quantitäten von *Chara aspera* und *Nitellopsis obtusa* nahmen leicht zu, die von *Ch. contraria* und *Ch. globularis* dagegen leicht ab. Insgesamt nahmen die Characeen-Bestände zu.
- Potamogeton-Arten: Während *Potamogeton pectinatus* nur leicht abnahm, waren *P. pusillus* und *P. friesii* im September nicht mehr anzutreffen.
- Sonstige: Bei *Najas marina subsp. intermedia* war eine Abnahme zu beobachten, während *Elodea nuttallii* nur im September angetroffen werden konnte.

7.1.3 Transekt US10 (untersucht am 19.07.06 und 12.09.06)

Dieses Transekt liegt östlich des Strandbades bei der Mettnauer Kurklinik. Elf submerse Arten konnten hier angetroffen werden, darunter fünf Characeen-Arten und fünf Potamogeton-Arten.

- Characeen: Die Quantitäten von *Chara aspera* nahmen leicht zu, die von *Ch. contraria*, *Ch. globularis*, *Ch. tomentosa* und *Nitellopsis obtusa* blieben konstant.

- Potamogeton-Arten: Hier waren deutliche Bestandsrückgänge zu verzeichnen. *Potamogeton friesii* war im September nicht mehr anzutreffen.
- Sonstige: Bei *Najas marina subsp. intermedia* war eine Zunahme zu beobachten, *Zannichellia palustris* konnte dagegen nur im September gefunden werden.

7.1.4 Transekt US18 (untersucht am 12.07.06 und 12.09.06)

Dieses Transekt liegt am Nordufer der Insel Reichenau. Hier konnten zehn submerse Arten angetroffen werden, darunter fünf Characeen-Arten und drei Potamogeton-Arten.

- Characeen: Die Gesamtquantität von *Chara aspera* nahm leicht zu, die von *Nitellopsis obtusa* blieb konstant. Die Bestände von *Ch. contraria* nahmen dagegen leicht ab. Die Art *Ch. tomentosa*, die im Juli noch nicht stark vertreten war, bildete im September ansehnliche Horste. *Ch. globularis* konnte nur im September kartiert werden. Insgesamt kann man von einer Zunahme der Characeen sprechen.
- Potamogeton-Arten: Bei allen Arten waren starke Bestandsrückgänge zu verzeichnen.
- Sonstige: *Ceratophyllum demersum* konnte im September als Einzelfund angetroffen werden. Bei *Najas marina subsp. intermedia* war eine leichte Zunahme zu beobachten.

7.1.5 Transekt US28 (untersucht am 18.07.06 und 13.09.06)

Dieses Transekt liegt auf halber Strecke zwischen Berlingen und Steckborn, 300 m östlich eines Hotel-Schiffanlegers am Südufer des Untersees. Acht submerse Arten konnten hier angetroffen werden, darunter drei Characeen-Arten und drei Potamogeton-Arten.

- Characeen: Die Gesamtquantitäten von *Chara aspera* und *Ch. globularis* nahmen leicht zu, die von *Ch. contraria* dagegen leicht ab. Insgesamt nahmen die Characeen-Bestände zu.
- Potamogeton-Arten: Die Gesamtquantität von *Potamogeton pectinatus* ging leicht zurück. Bei *P. perfoliatus* beobachteten wir eine Verlagerung der Bestände zu größeren Wassertiefen hin: Die Pflanzen starben in Flachwasser offenbar ab, während sie sich in der Tiefe erst noch entwickelten. *P. pusillus* konnte nur im Juli in Wassertiefen von mehr als 4 m nachgewiesen werden.
- Sonstige: Bei *Najas marina subsp. intermedia* war eine leichte Abnahme zu beobachten. Im Vergleich zum Juli nahmen fädige Grünalgen deutlich zu.

7.1.6 Zusammenfassung und Veränderung des MI

Der Makrophytenindex zeigte im September wesentlich bessere Werte (Tabelle 18: MI-Bereiche um 0,41 bis 0,52 besser), was sogar viermal zu einer Verbesserung in der Trophiestufe führte. Erwartungsgemäß zeigte die Jahressukzession deutliche Veränderungen der submersen Vegetation. Dem natürlichen Absterbeprozess vieler Potamogeton-Arten folgend nahmen im September auch fädige Grünalgen zu - insbesondere an den Transekten US02, US08 und US28.

Tabelle 18: Makrophytenindex 2006 – 5 Transekte im Vergleich

Transekt	Juli 2006		September 2006	
	MI	Trophie	MI	Trophie
US02	3,53	eutroph2	3,03	eutroph1
US08	2,94	mesotroph	2,51	mesotroph
US10	2,68	mesotroph	2,16	meso-oligotroph
US18	2,64	mesotroph	2,23	meso-oligotroph
US28	3,06	eutroph1	2,65	mesotroph

Die Characeen-Bestände veränderten sich unterschiedlich:

- *Chara globularis* nahm tendenziell gegen Ende der Vegetationsperiode in tieferen Bereichen zu.
- *Chara contraria* nahm ab und war im September im Flachwasserbereich bis 1 m Tiefe zum größten Teil abgestorben.
- Die geschätzten Gesamtquantitäten von *Ch. aspera*, *Ch. tomentosa* und *Nitellopsis obtusa* entwickelten sich unterschiedlich – blieben aber in etwa konstant.

Bei den Potamogetonaceae waren starke Bestandsrückgänge zu verzeichnen:

- Dies betrifft sowohl Arten der flacheren Bereiche (z. B. *Groenlandia densa* an US10) als auch Arten an der Vegetationsgrenze (*Potamogeton friesii* verschwindet an US02, US08 und US28)
- Für Arten ohne spezielle Tiefenpräferenzen (*P. pusillus*, *P. pectinatus* und *P. perfoliatus*) war im September am Untersee kein eindeutiger Trend erkennbar – insgesamt scheinen die feinblättrigen Potamogeton-Arten (*P. friesii*, *P. pectinatus*, *P. pusillus*) früher abzusterben.

Sonstige Arten:

- *Elodea nuttallii* und *Ceratophyllum demersum* schienen nicht abzusterben, z. T. tauchten sie erst im September in tieferen Bereichen nahe der Vegetationsgrenze auf, z. B. *C. demersum* (US08 und US18), oder nahmen spät im Jahr zu (z. B. *Elodea nuttallii* an US02 am 12.09.06 bis in 7 m Tiefe).
- Bei *Najas marina subsp. intermedia* war von Juli bis September an vier von fünf Transekten eine leichte bis deutliche Zunahme zu beobachten.

7.1.7 Auswirkung auf die WRRL-Bewertung

Vor allem der Rückgang der Potamogeton-Arten im Herbst führte zu einem Anstieg des Characeen-Anteils an der Gesamtquantität. Entsprechend den Mengenschätzungen wirkt sich dies nicht nur bei der Trophiebewertung sondern auch in der WRRL-Bewertung positiv aus, d. h. zum Ende der Vegetationsperiode hin wären die Bewertungsergebnisse deutlich besser.

Diese Ergebnisse zeigen deutlich, wie wichtig das Einhalten des in der WRRL-Handlungsanweisung vorgegebenen Zeitfensters ist. Vorgesehen ist bei SCHAUMBURG et al. (2007a) der Zeitraum von Ende Juni bis Mitte August (siehe auch die aktuelle Version der Handlungsanleitung SCHAUMBURG et al. 2011). Der optimale Kartierzeitpunkt innerhalb des genannten Zeitfensters muss zudem nach den Gegebenheiten im Gewässer festgelegt werden, z. B. in Hinblick auf die Gewässertemperatur. So ist eine Kartierung Ende Juni für ein kaltes

Gewässer noch zu früh, in einem wärmeren Gewässer, wie dem Bodensee, sollten hingegen nach den vorliegenden Ergebnissen die Kartierungen möglichst bis Anfang August abgeschlossen sein.

7.2 Methodenvergleich Rechen – Tauchen 2006 bzw. 2007

Um einen möglichen Einfluss der Untersuchungsmethode auf die Bewertungsergebnisse festzustellen, wurden zehn Transekte sowohl mit dem Rechen als auch von Tauchern kartiert.

7.2.1 Drei Vergleiche im Bodensee-Untersee

Transekt US04 zeigt deutliche Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungen (vgl. Tabelle 19):

- In 2007 deutliche Zunahme von *Chara aspera*: in 1 - 2 m Tiefe von „selten“ auf „massenhaft“, in 0 - 1 m, 2006 fehlend, 2007 bereits „häufig“.
- Im Gegensatz dazu nahm die Verbreitung von *Ch. contraria* etwas ab (vermutlich von *Ch. aspera* verdrängt)
- *Najas marina subsp. intermedia* wurde im Sommer 2007 in 0 - 1 m und 1 - 2 m mit "verbreitet" nachgewiesen (in 2006 noch fehlend)
- In mehr als 4 m Wassertiefe nahm die Verbreitung von *Ch. globularis* deutlich zu (2007 fast homogene "massenhafte" Ein-Art-Bestände) Die Art ersetzte die 2006 nachgewiesenen Arten *Potamogeton pusillus* und *Nitellopsis obtusa* in über 4 m Tiefe.
- Die Vegetationsgrenze lag bei der Tauchkartierung 2007 deutlich tiefer als 2006.

Tabelle 19: Transekt US04 – Vergleich Rechen- / Tauchkartierung

	Rechenkartierung 2006	Tauchkartierung 2007
Makrophytenindex	2,73	2,29
Belastungsgrad	mäßig	gering
Trophiestufe	mesotroph	meso-oligotroph
Vegetationsgrenze	7,3 m	10,2 m
Tiefste Art	<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Chara globularis</i>
Taxazahl	7	10

Transekt US08 zeigt folgende Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungen (vgl. Tabelle 20):

- *Chara aspera* nahm von 2006 auf 2007 im Flachwasser deutlich zu (insbesondere in der Tiefe von 1 - 2 m von "verbreitet" auf "massenhaft").
- *Potamogeton pectinatus*. nahm im Flachwasser (0 - 1 m Tiefe) von „häufig“ auf "selten" ab, dafür wurde der Pflanzengürtel in 2 - 4 m Tiefe im Sommer 2007 deutlich dichter eingeschätzt („massenhaft“ anstatt „verbreitet“ im Jahr 2006).
- Auf den ufernahen Litoralflächen (0 - 1 m und 1 - 2 m Tiefe) nahm die quantitative Verbreitung von *Potamogeton pusillus* etwas ab ("verbreitet" auf "selten").

Tabelle 20: Transekt US08 – Vergleich Rechen- / Tauchkartierung

	Rechenkartierung 2006	Tauchkartierung 2007
Makrophytenindex	3,07	2,74
Belastungsgrad	erheblich	mäßig
Trophiestufe	eutroph1	mesotroph
Vegetationsgrenze	6,8 m	8,5 m
Tiefste Art	<i>Nitellopsis obtusa</i> , <i>Chara globularis</i>	<i>Chara globularis</i>
Taxazahl	9	9

Transekt US28 zeigt geringe Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungen (vgl. Tabelle 21):

- *Chara aspera* nahm im Flachwasser deutlich zu (2007 "häufig" in 1 - 2 m und 2 - 4 m Tiefe), 2006 nur "sehr selten" bzw. "selten", dafür wurde die Verbreitung von *Chara contraria* etwas geringer eingeschätzt.
- *Chara globularis* wurde 2007 im Flachwasser verbreitet nachgewiesen, in den unteren Tiefenstufen nahm die Art ebenfalls etwas zu.
- Unter den Gefäßpflanzen wurde im Rahmen der Tauchkartierung *Potamogeton pectinatus* um eine Häufigkeitsstufe höher eingeschätzt, *P. perfoliatus* nahm unterhalb von 4 m Tiefe deutlich zu (2006 noch nicht nachgewiesen).

Tabelle 21: Transekt US28 – Vergleich Rechen- / Tauchkartierung

	Rechenkartierung 2006	Tauchkartierung 2007
Makrophytenindex	3,20	3,11
Belastungsgrad	erheblich	erheblich
Trophiestufe	eutroph1	eutroph1
Vegetationsgrenze	6,0 m	8,2 m
Tiefste Art	<i>Chara globularis</i>	<i>Chara globularis</i>
Taxazahl	8	9

7.2.2 Sieben Vergleiche im Bodensee-Obersee

Transekt OS05 zeigt folgende Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungen (vgl. Tabelle 22):

- *Chara aspera* nahm im Flachwasser 2007 deutlich zu (von "sehr selten" auf "häufig"), *Chara contraria* hingegen wurde im Flachwasser etwas geringer, unter 1 m etwas höher bewertet ("häufig" statt "verbreitet").
- *Nitellopsis obtusa* konnte im Jahr 2007 nicht mehr bestätigt werden.

Tabelle 22: Transekt OS05 – Vergleich Rechen- / Tauchkartierung

	Rechenkartierung 2006	Tauchkartierung 2007
Makrophytenindex	2,46	2,53
Belastungsgrad	gering	mäßig
Trophiestufe	oligo-mesotroph	mesotroph
Vegetationsgrenze	6,1 m	8,2 m
Tiefste Art	<i>Nitellopsis obtusa</i> , <i>Chara contraria</i>	<i>Chara contraria</i>
Taxazahl	6	5

Transekt OS11 zeigt geringe Unterschiede zwischen den drei Untersuchungen (vgl. Tabelle 23):

- *Chara globularis* wurde im Rahmen der Tauchkartierung 2007 in der Tiefe höher bewertet als im Vorjahr (> 4 m "massenhaft", 2006 "verbreitet").
- *Potamogeton perfoliatus* wurde 2007 insgesamt etwas höher eingestuft, in 0 - 1 m allerdings im Rahmen der Tauchkartierung nicht bestätigt (die Art wächst an der 1-Meter-Grenze und wird daher möglicherweise nicht der obersten Tiefenstufe zugeordnet).
- *Elodea nuttallii* wurde im Rahmen der Rechenkartierungen unterhalb von 4 m nicht nachgewiesen, im Rahmen der Tauchkartierung als "häufig" eingestuft.
- *Najas intermedia* zeigte 2007 eine leichte Zunahme.
- Die "selten" vorkommende Art *Zannichellia palustris* wurde bei beiden Rechenkartierungen nicht nachgewiesen

Tabelle 23: Transekt OS11 – Vergleich Rechen- / Tauchkartierung

	Rechenkartierung 2006	Tauchkartierung 2007	Rechenkartierung 2007
Makrophytenindex	3,02	3,06	3,00
Belastungsgrad	erheblich	erheblich	erheblich
Trophiestufe	eutroph1	eutroph1	eutroph1
Vegetationsgrenze	5,7 m	5,7 m	5,7 m
Tiefste Art	<i>Chara globularis</i> , <i>Ch. contraria</i> , <i>Potamogeton perfoliatus</i>	<i>Chara globularis</i>	<i>Chara globularis</i>
Taxazahl	6	8	6

Transekt OS26 zeigt geringe Unterschiede zwischen den drei Untersuchungen (vgl. Tabelle 24):

- Characeen nahmen 2007 im Vergleich zu 2006 deutlich zu. Im Flachwasser bis 2 m Tiefe vor allem *Chara aspera*, in den unteren Tiefenstufen *Chara contraria*, *Nitellopsis obtusa* und *Ch. globularis*.
- Die im Jahr 2007 selten vorkommenden Arten *Potamogeton pectinatus* und *P. pusillus* waren 2006 noch nicht dokumentiert.
- Die Ergebnisse der Rechenkartierung 2007 unterscheiden sich leicht von der Tauchkartierung: *Chara aspera* wurde in 2-4 m etwas höher bewertet, *Ch. contraria* und *Ch.*

globularis in den beiden unteren Tiefenstufen hingegen quantitativ höher geschätzt. Die beiden in 2 - 4 m „verbreitet“ vorkommenden Taxa *Najas marina subsp. intermedia* und *Potamogeton perfoliatus* konnten im Rahmen der Rechenkartierung 2007 nicht belegt werden.

Tabelle 24: Transekt OS26 – Vergleich Rechen- / Tauchkartierung

	Rechenkartierung 2006	Tauchkartierung 2007	Rechenkartierung 2007
Makrophytenindex	2,03	2,22	2,06
Belastungsgrad	gering	gering	gering
Trophiestufe	oligo-mesotroph	oligo-mesotroph	oligo-mesotroph
Vegetationsgrenze	7,0 m	7,4 m	8,5 m
Tiefste Art	<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i> , <i>Chara contraria</i>
Taxazahl	6 (7)	8	7

Transekt OS37 zeigt folgende Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungen (vgl. Tabelle 25):

- *Chara contraria* wurde 2007 in der Tiefe deutlich höher eingeschätzt (in 2 - 4 m sogar "massenhaft" im Gegensatz zu "verbreitet" im Jahr 2006).
- Neu hinzugekommen ist *Chara aspera* in 1 - 2 m "verbreitet", hingegen wurde ein Einzelfund von *Chara globularis* aus dem Jahr 2006 nicht mehr bestätigt.
- Ebenfalls ein Neuzugang war *Najas marina subsp. intermedia* ("selten" in 2 - 4 m Tiefe).

Tabelle 25: Transekt OS37 – Vergleich Rechen- / Tauchkartierung

	Rechenkartierung 2006	Tauchkartierung 2007
Makrophytenindex	2,84	2,58
Belastungsgrad	mäßig	mäßig
Trophiestufe	mesotroph	mesotroph
Vegetationsgrenze	6,2 m	7,4 m
Tiefste Art	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i>
Taxazahl	7	9

Transekt OS51 (Fussacher Bucht) weist eine geringe Wassertiefe auf. Die Verbreitung der makrophytischen Arten war daher von der Wasseroberfläche aus gut einschätzbar. Die drei Untersuchungen weisen erwartungsgemäß geringe Unterschiede auf (vgl. Tabelle 26):

- *Chara aspera* wurde im Rahmen der Rechenkartierung 2006 ausschließlich in 1 - 2 m, im Folgejahr hingegen nur in 0 - 1 m Tiefe "verbreitet" nachgewiesen.
- *Nitellopsis obtusa* wurde 2007 nicht mehr unter 2 m Tiefe nachgewiesen. In den übrigen Tiefenstufen gab es keinen wesentlichen Unterschied.
- Die Verbreitung von *Najas marina subsp. intermedia* und *N. minor* wurde 2007 etwas höher eingeschätzt als im Vorjahr.
- Laichkrautarten blieben in ihrer Verbreitung weitgehend konstant.

- Im Rahmen der Tauchkartierung wurde die Verbreitung der Characeen *Chara contraria* und *Nitellopsis obtusa* vergleichsweise höher bewertet.
- Die Verbreitung der Gefäßpflanzen bei der Tauchkartierung deckte sich weitgehend mit den Ergebnissen der Rechenkartierung.

Tabelle 26: Transekt OS51 – Vergleich Rechen- / Tauchkartierung

	Rechenkartierung 2006	Tauchkartierung 2007	Rechenkartierung 2007
Makrophytenindex	2,54	2,79	2,85
Belastungsgrad	mäßig	mäßig	mäßig
Trophiestufe	mesotroph	mesotroph	mesotroph
Vegetationsgrenze	3,0 m	2,6 m	2,6 m
Tiefste Art	<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i>
Taxazahl	9	8	8

Transekt OS66 mit felsigem Untergrund und steiler Uferböschung weist deutliche Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungen auf (vgl. Tabelle 27):

- *Chara contraria* nahm von 2006 bis 2007 in 2 - 4 m Tiefe zu, die Verbreitung von *Ch. globularis* hingegen wurde 2007 in 1 - 2 m geringer geschätzt.
- *Elodea nuttallii* wurde 2007 unterhalb von 4 m häufig nachgewiesen, während die Art im Jahr 2006 fehlte.
- *Myriophyllum spicatum* und *Najas marina subsp. intermedia* wurden ebenfalls 2007 erstmals nachgewiesen (*N. marina subsp. intermedia* "verbreitet" in 2 - 4 m und unterhalb von 4 m Tiefe).
- *Potamogeton perfoliatus* und *P. pusillus* wurden 2007 "verbreitet" unterhalb von 4 m Tiefe nachgewiesen (2006 war *P. perfoliatus* noch fehlend, *P. pusillus* "sehr selten"; *P. pusillus* ist in seiner kleinwüchsigen Ausprägung mit dem Rechen nur schwer zu entnehmen).
- *Potamogeton pectinatus* wurde 2007 nicht mehr bestätigt (2006 "verbreitet" in 1 - 2 m und 2 - 4m Tiefe).

Tabelle 27: Transekt OS66 – Vergleich Rechen- / Tauchkartierung

	Rechenkartierung 2006	Tauchkartierung 2007
Makrophytenindex	3,13	2,93
Belastungsgrad	erheblich	mäßig
Trophiestufe	eutroph1	mesotroph
Vegetationsgrenze	4,9 m	6,2 m
Tiefste Art	<i>Nitellopsis obtusa</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i> , <i>Elodea nuttallii</i>
Taxazahl	6	8

Transekt OS67 mit sandigem Untergrund und flächigem Bewuchs zeigt nur geringe Unterschiede zwischen den beiden Methoden (vgl. Tabelle 28):

- Die Verbreitung der Characeen wurde im Rahmen der Rechenkartierung etwas unterschätzt: *Chara aspera* bildete in 1 - 2 m bereits nahezu flächendeckende Vorkommen, diese wurden nur beim Tauchen mit bis zu "massenhaft" (in 1 - 2 m Tiefe) richtig eingeschätzt; mit dem Rechen zwei mal „häufig“.
- *Chara contraria* wurde mit dem Rechen in den Tiefenstufen bis 2 m auch als „häufig“ eingeschätzt, beim Tauchen hingegen nur als "selten" bzw. "verbreitet" (da der Raum überwiegend von *Ch. aspera* besetzt war). *Chara globularis* wurde von den Tauchern unterhalb von 4 m Tiefe als „massenhaft“ eingestuft, beim Rechen als "verbreitet". In der gleichen Tiefe wurde die Häufigkeit von *Nitellopsis obtusa* mit dem Rechen als "häufig" eingestuft, bei der Tauchkartierung nur als "verbreitet".
- Die von den Tauchern beschriebenen „seltenen“ Vorkommen von *Potamogeton pusillus* unterhalb von 2 m Tiefe wurden mit dem Rechen nicht erfasst, ebenso wenig die „selten“ nachgewiesenen Vorkommen von *Elodea nuttallii* sowie die von *Najas marina subsp. intermedia* (das Taxon wurde im Rahmen der Tauchkartierung „verbreitet“ unterhalb von 1 m Tiefe bis zur Vegetationsgrenze nachgewiesen).

Tabelle 28: Transekt OS67 – Vergleich Rechen- / Tauchkartierung

	Tauchkartierung 2007	Rechenkartierung 2007
Makrophytenindex	2,26	2,35
Belastungsgrad	gering	gering
Trophiestufe	meso-oligotroph	meso-oligotroph
Vegetationsgrenze	7,8 m	7,5 m
Tiefste Art	<i>Chara globularis</i>	<i>Nitellopsis obtusa</i>
Taxazahl	9	7

7.2.3 Vergleich der Kartierungsmethodik: Rechen und Tauchen

Wie die oben beschriebenen Vergleiche zeigen, können die Ergebnisse von Rechen- und Tauchkartierungen deutlich voneinander abweichen. Bei den Vergleichspaaren, die unterschiedliche Kartierungsjahre umfassen, können diese Unterschiede zumindest teilweise auf Unterschiede zwischen diesen Jahren zurückgeführt werden. Wie die Vergleiche aus jeweils demselben Untersuchungsjahr zeigen, sind die rein methodisch bedingten Unterschiede meist sehr gering und haben wenig Einfluss auf das Bewertungsergebnis. Allerdings kann die unterschiedliche Tiefe der UMG die Bewertung nach EG-WRRL beeinflussen. An fünf untersuchten Stellen hätte die bei der Rechenkartierung ermittelte UMG das Ergebnis negativ verändert (US04, US 08, US28, OS05 und OS66) – in einem Fall positiv (OS26).

Darüber hinaus zeigt die langjährige Kartierpraxis der an dieser Untersuchung mitwirkenden Bearbeiter, dass beide Methoden Vor- und Nachteile haben:

In relativ trüben, eutrophen Seen wie z. B. dem Federsee oder dem Großen Alsee bei Immenstadt ist die Rechenmethode zu bevorzugen. Bei Sichtweiten von weniger als einem Meter erfordert das Auffinden der Pflanzen durch Taucher wesentlich mehr Zeit als bei klarer Sicht.

In klaren Seen hingegen bietet die Methode der Tauchkartierung Vorteile: Ein Taucher mit der erforderlichen Artenkenntnis kann gerade bei sehr spärlichem Makrophyten-Bewuchs die

einzelnen, zum Teil weit verstreuten Pflanzen leichter finden als ein Kartierer mit dem Rechen. Zudem sind mit Hilfe des Tiefenmessers die Tiefengrenzen leicht und zuverlässig festzustellen – relativ unabhängig von äußeren Faktoren wie starkem Wind. Im Gegensatz zur Rechen-Methode wird die Vegetation bei Tauchkartierungen weitgehend geschützt. Dieser Punkt gewinnt besondere Bedeutung beim Auftreten von Rote-Liste-Arten und in Naturschutzgebieten.

Diese Erkenntnisse führten dazu, dass ab 2007 und in den Folgejahren am Bodensee überwiegend getaucht wurde.

7.3 Zusammenhang von Tiefenverbreitung und Trophie

Die untere Tiefengrenze der Vegetation ist für die Makrophytenbewertung nach EG-WRRL gemäß SCHAUMBURG et al. (2007) eine entscheidende Größe. Im Typ AK(s), dem der Bodensee angehört, müssen im Mittel 8 m erreicht werden, andernfalls lässt dies Rückschlüsse auf eine vorhandene Degradation zu und führt zur Abwertung der Transekte um fast eine halbe Zustandsklasse, wenn die Artenzusammensetzung gute Bedingungen indiziert. Die Korrektur beträgt eine ganze Zustandsklasse, wenn bei guten Artbeständen die mittlere Vegetationsgrenze eine Mindestdiefe von 5 m unterschreitet. Dies kann seeweit betrachtet das Nichterreichen des "guten" Ökologischen Zustands zur Folge zu haben.

Für die WRRL-Probestellen des Bodensees wurde im Untersuchungszeitraum eine Tiefe der Vegetationsgrenze mit einem Mittelwert von 8,23 m für den Obersee (56 Probestellen) ermittelt, während der Untersee (28 Probestellen) nur eine mittlere Vegetationsgrenze 7,96 m erreichte und damit den Wert von 8 m knapp verfehlte. Die daraus resultierende Korrektur der Makrophytenbewertung hatte an fünf Probestellen eine Änderung der Ökologischen Zustandsklasse der gesamten Biokomponente Makrophyten und Phytobenthos zur Folge: Zweimal wurde der "sehr gute" Zustand zum "guten" korrigiert und dreimal der "gute" Zustand zum "befriedigenden". Die Bewertung des gesamten Wasserkörpers änderte sich geringfügig von 2,00 auf 2,17 und blieb somit beim "guten" Ökologischen Zustand.

Im Weiteren wird die Ermittlung der Vegetationsgrenzen differenzierter betrachtet. Das Phänomen „Tiefenausbreitung“ ist bereits durch zahlreiche Makrophytenkartierungen dokumentiert. Als Ursachen für geringe Besiedlungstiefen sind unterschiedliche trophische Bedingungen in verschiedenen Seeteilen, aber auch lokale Unterschiede in der Wassertransparenz infolge eingeschwemmter Partikel in Betracht zu ziehen. Die maximale Tiefenverbreitung makrophytischer Arten steht in engem Zusammenhang zur vorherrschenden Wassertransparenz (vgl. CHAMBERS & KALFF 1985). An Standorten, an denen die Sichttiefe nicht durch eingeschwemmte Schwebstoffe oder auch Huminstoffe beeinträchtigt wird, reflektiert die Tiefenverbreitung der Vegetation das Ausmaß der autochthonen Primärproduktion und somit die vorherrschenden trophischen Bedingungen.

An den bayerischen Voralpenseen wurden in der jüngeren Vergangenheit nur in seltenen Fällen Vorkommen von Wasserpflanzen unterhalb von 10 m Wassertiefe dokumentiert. Es handelte sich hierbei generell um nährstoffarme Seen oder auch Seeteile (z. B. Walchensee, Tegernsee, Starnberger See). Umgekehrt liegt nur in stark produktiven Seen bzw. Seeteilen eine Einschränkung des bewachsenen Litorals auf weniger als 2,5 m vor. Häufig handelt es sich um kleinere Seen, z. B. Hopfensee im Allgäu, Abtsee, aber auch stark produktive Seeteile z. B. im Südteil des Ammersees oder das Südostende des Chiemsees. Dieses Phänomen ist in zahlreichen durchgeführten Makrophytenkartierungen – durch die Kartierer auch an vielen bayerischen Voralpenseen – dokumentiert.

Ein erhöhtes Nährstoffangebot beeinflusst die Tiefenverbreitung der Höheren Wasserpflanzen über zwei Faktoren. Zum Einen verringert sich durch hohe Phytoplanktondichten die Wassertransparenz und somit das Lichtangebot für die Pflanzen, zum Anderen begünstigt ein hohes Nährstoffangebot die Entwicklung von Aufwuchsorganismen auf den photosynthetisch aktiven Sprossteilen, was zu einer deutlichen Verringerung der verwertbaren Strahlung führt. Der gleiche Effekt geht von abiotischen Schwebstoffen aus, die nicht nur zu einer Wassertrübung führen, sondern darüber hinaus durch Sedimentation auf der Pflanzenoberfläche zu einer Beschattung und verringerten Photosynthese.

Es erscheint offensichtlich, dass in den südöstlichen, vom Rhein beeinflussten Bereichen des Bodensees beide Aspekte, nämlich ein erhöhtes trophisches Niveau sowie Schwebstoffeinträge, die Tiefenverbreitung der Vegetation beeinflussen. Es ist allerdings im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchungen nicht zu klären, welcher der beiden Aspekte einen stärkeren Einfluss auf die Tiefenverbreitung der Makrophyten ausübt. Mit Sicherheit steht die vergleichsweise geringere Tiefenverbreitung an einigen Transekten in Vorarlberg auch in Zusammenhang mit erhöhten trophischen Bedingungen. Vor allem entlang des von Druckwasser beeinflussten Rheindamms (OS49 und OS50) deutet die Vegetationszusammensetzung auf stark eutrophierte Bedingungen hin.

7.3.1 Die Tiefenverbreitung submerser Makrophyten im Obersee

An 34 Standorten im Obersee (überwiegend im Westteil), welche nicht zuflussbeeinflusst sind, konnte die Vegetationsgrenze, überwiegend tauchend, methodisch sicher ermittelt werden. Es ergab sich ein Durchschnittswert von rund 8,3 m für den Obersee (vgl. Abbildung 67 und Abbildung 68).

Von den 22 übrigen Standorten waren elf deutlich durch mineralische Trübungseffekte des Alpenrheins gestört, drei liegen in der flachen Fußacher Bucht und acht an Standorten mit schwierigen Haldenkanten- bzw. Bodensubstratverhältnissen, an denen mit der Rechenmethode die Vegetationsgrenzen nicht sicher bestimmt werden konnte. Da der Mittelwert der sicher ermittelten Vegetationsgrenzen größer als 8,0 m war, wurden die nicht sicher ermittelbaren Werte jeweils auf 8,0 m festgelegt. Im überarbeiteten Bewertungsverfahren nach SCHAUMBURG et al (2011) werden unplausibel erscheinende Vegetationsgrenzen nicht bei der Korrektur der Bewertung berücksichtigt, sondern der Mittelwert der sicher ermittelten Werte. Auf das Bewertungsergebnis des Bodensee-Obersees hat dieser Unterschied keinen Einfluss.

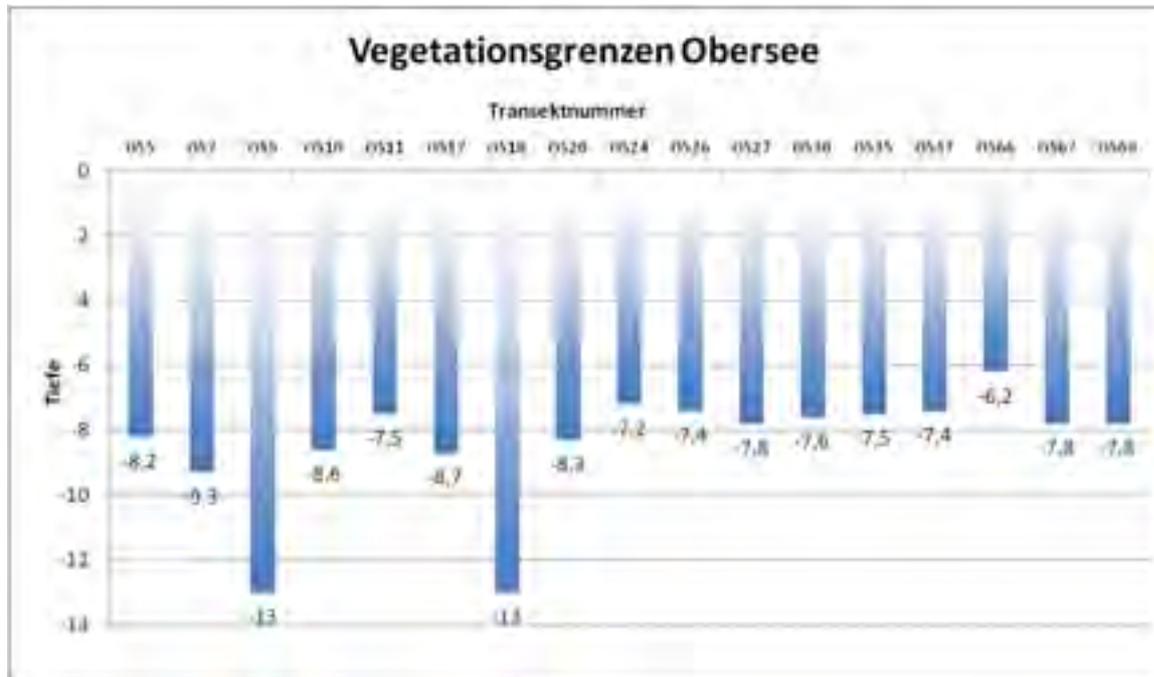


Abbildung 67: Probestellen der Tauchkartierung 2007 für den Bodensee-Obersee (Überlinger See OS5 bis OS20); Mittlere Vegetationsgrenze Mittel = 9,1 m (WRRL-Stellen)

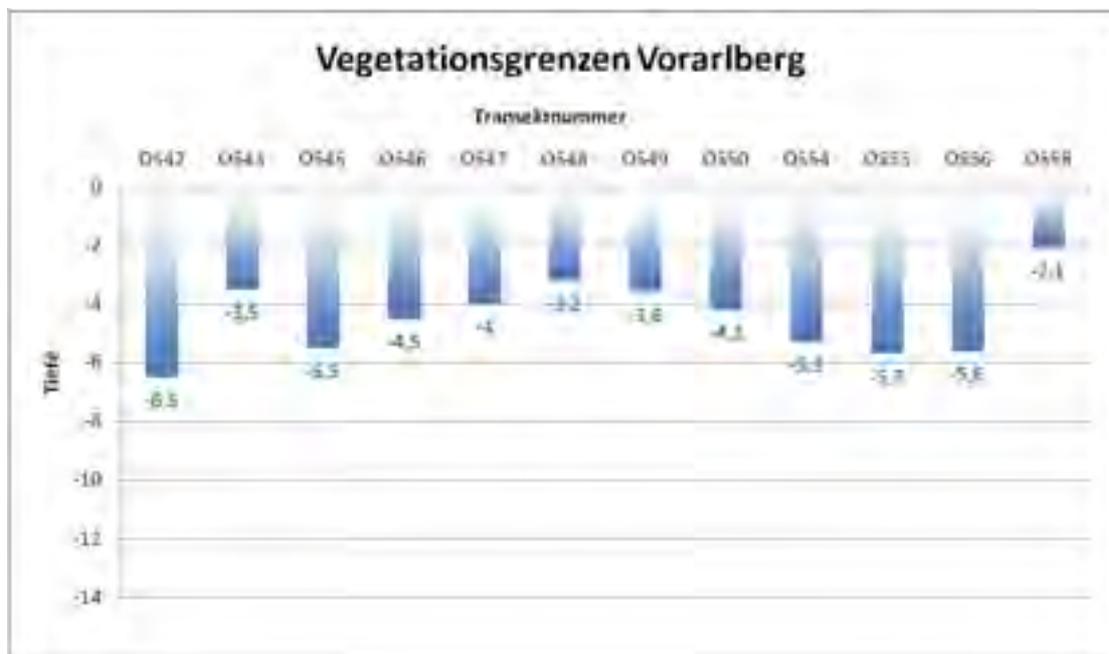


Abbildung 68: Probestellen der Tauchkartierung 2007 exemplarisch für den südöstlichen Bodensee-bereich, exklusive Fußacher Bucht (zu flach); Mittlere Vegetationsgrenze = 4,9 m (WRRL-Stellen ohne OS48, OS49, OS58)

7.3.2 Die Tiefenverbreitung submerser Makrophyten im Untersee

An 33 von 34 Transekten am Untersee (davon 19 tauchend) wurde in den Jahren 2006 bis 2009 eine durchschnittliche Vegetationsgrenze von 7,96 m ermittelt (vgl. Abbildung 69). Hier von ausgenommen ist Transekt US22 (auf 1,4 km² - 3 m flach bis Fahrinne).

Der Vergleich mit 21 nur mit dem Rechen untersuchten Transekten aus dem Jahr 2006, die eine noch geringere Vegetationsgrenze von 6,9 m aufweisen, legt nahe, dass der Wert mit dem Rechen eher unterschätzt wurde (siehe auch Vergleiche in 7.2). Es ist anzunehmen, dass der bessere Durchschnittswert am Obersee daraus resultiert, dass bzgl. Vegetationstiefen nur Tauchtransekte herangezogen wurden.

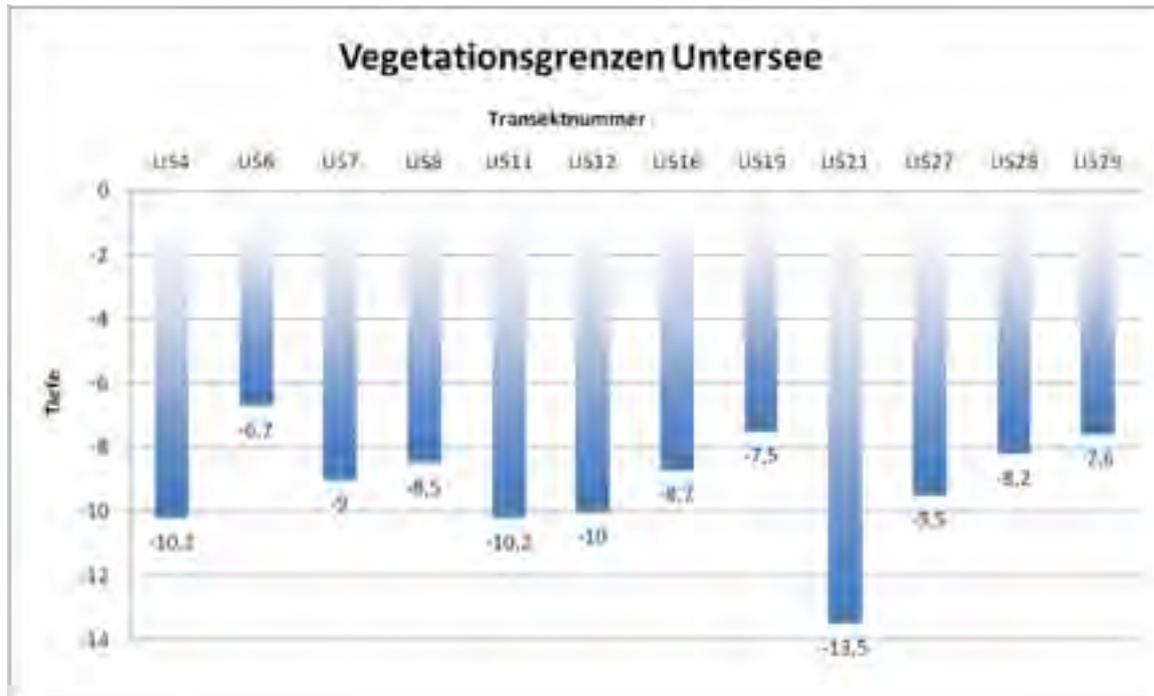


Abbildung 69: Probestellen der Tauchkartierung 2007 für den Bodensee-Untersee; Mittlere Vegetationsgrenze = 9,1 m (12 WRRL-Stellen)

8 Danksagung

Besonders bedanken möchten sich die Autoren bei den Kartierern, die nach meist langen Arbeitstagen auf dem See oft bis spät in die Nacht hinein Pflanzen präpariert und bestimmt haben. Sie haben durch ihren Einsatz erst zum Gelingen der vorliegenden Arbeit beigetragen. Stellvertretend sei hier Christian Jorda genannt, ein seit Jahrzehnten in verschiedensten Gewässern tätiger Makrophytenspezialist, hat 2006 maßgeblich und 2007 gemeinsam mit Herrn Harlacher die Kartierung durchgeführt. Im Laufe der Kartierung haben verschiedene Praktikanten mitgewirkt. Stellvertretend möchten wir hier Alexander Bittner und Adrian Bauer erwähnen, die sich mit vollem Einsatz und großer Begeisterung beteiligt haben.

Für die Unterstützung mit Gerätschaften und Booten möchten wir uns beim Umweltamt Thurgau in Frauenfeld, dem Institut für Seenforschung Langenargen, dem Wasserwirtschaftsamt Kempten mit Flussmeisterstelle Kempten bedanken. Besonders hervorzuheben ist hierbei das Team der Seemeisterstelle Lindau.

Für die vielen Diskussionen und Ratschläge möchten wir uns insbesondere bei Dr. Gerd Schröder, Dr. Hans Güde und Dr. Reiner Kümmerlin vom Institut für Seenforschung der LUBW, Mag. Lucia Walser vom Institut für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg und Heinz Ehmann vom Amt für Umwelt Kanton Thurgau bedanken. Für anregende Gespräche und wissenschaftlichen Austausch möchten wir uns bedanken bei Dr. Klaus van de Weyer, Dr. Klaus Schmieder, Uni Hohenheim, sowie Dr. Elisabeth Groß und weiteren Mitarbeitern des limnologischen Instituts der Uni Konstanz. Unser besonderer Dank für fachliche Diskussionen geht an Michael Dienst und die AGBU.

Für die Auswertungen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie möchten wir uns bei Anette Maetze vom Landesamt für Umwelt (LfU) Bayern bedanken. Für die Diatomeenauswertungen sagen wir Dr. Andrea Vogel und Dr. Gabriele Hofmann Danke. Sie haben uns mit ihrem großen Wissen und gutem Rat zur Seite gestanden. Mag. Karin Pall und Dr. Jochen Schaumburg haben sich sehr engagiert in der Beurteilung des Bodensees nach EG-WRRL eingebracht.

Ein ganz herzlicher Dank gebührt Frau Küster, der Hafenmeisterin vom Segelhafen Horn, die uns über alle Untersuchungsjahre am Untersee hinweg immer sehr freundlich in ihrem Hafen aufgenommen und uns unentgeltlich Arbeitsraum und Wasserliegeplatz zur Verfügung gestellt hat. Wir haben uns in Horn sehr wohl gefühlt.

Bedanken möchten wir uns für das Korrekturlesen bei Dr. Hans Güde vom ISF. Ebenso gilt unser Dank den vielen weiteren Kolleginnen und Kollegen die zum Gelingen der Kartierung beigetragen haben, hier aber nicht explizit erwähnt werden.

Unser besonderer Dank gilt der IGKB, für das entgegengebrachte Vertrauen und die Beauftragung zur Bodensee-Makrophytenkartierung.

9 Literatur

- Agami, M. & Waisel, Y. (1985): Inter-relationships between *Najas marina* and three other species of aquatic macrophytes. – *Hydrobiologia* 126: 169-173.
- Aiken, S.G., Newroth, P.R., Wile, I. (1979): The biology of Canadian weeds. 34. *Myriophyllum spicatum* L. – *Can. J. Plant. Sci.* 59: 201-215.
- Baumann, E. (1911): Die Vegetation des Untersees (Bodensee). – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 1: 1-554.
- Breunig, T. & Demuth, S. (1999): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Baden-Württembergs. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.). Karlsruhe 246 S. <http://www.ifo.baden-wuerttemberg.de/lfu>
- Casper, S.J. & Krausch, H.-D. (1980): Pteridophyta und Antophyta. 1. Teil. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heyming, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 23. Gustav Fischer Verlag. 403 S.
- Casper, S.J. & Krausch, H.-D. (1981): Pteridophyta und Antophyta. 2. Teil. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heyming, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 24. Gustav Fischer Verlag. 409-924.
- Chambers, P.A. & Kalff, J. (1985): Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to Secchi Depth. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 701-709.
- Chittenden, E.T., Childs, Ch.W., Smidt, R.E. (1976): Sediments of Lake Rotoroa, South Island, New Zealand. – *Hydrobiology* 44/4: 349-363.
- Dienst, M. & Schmieder, K. (2003): Wiederfund von *Tolypella glomerata* (Characeae) im Bodensee-Untersee. – *Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdeutschland* 2: 114-116.
- Dienst, M., Strang, I. & Schmieder, K. (2012, i. Dr.): Die Wasserpflanzen des Bodensee-Untersees im Wandel der letzten 100 Jahre. – *Mitt. Thurg. Naturf. Ges.* 66.
- Europäische Gemeinschaft (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – *Amtsblatt der Europäischen Union*. L 327/1, 22.12.2000.
- Geißbühler, J. (1938): Beiträge zur Kenntnis der Uferbiozönosen des Bodensees. – *Mitt. Thurg. Naturf. Ges.* 31: 3-38.
- Harlacher, R. (2002): Untersuchung der langjährigen Entwicklung der Makrophytenvegetation zur Bewertung der ufernahen Nährstoffbelastung des Riegsees. – *Wasserwirtschaftsamt Weilheim*. unveröff. Bericht.
- Harlacher, R. (1996): Die Makrophytenvegetation des Walchensees in der Vegetationsperiode 1995. – *Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft*, unveröff. Bericht.
- Harlacher, R. & Hantke, B. (1994): Die Makrophytenvegetation des Staffelsees in der Vegetationsperiode 1993. – *Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft*. unveröff. Bericht.
- Harlacher, R. & Pall, K. (1991): Die Makrophytenvegetation des Rohrsees – Begleitende Untersuchungen zur mechanischen Entfernung von Wasserpflanzen 1988-1991. – *Wasserwirtschaftsamt Weilheim*. unveröff. Bericht.
- Harlacher, R. & Pall, K. (1992): Die Makrophytenvegetation des Kochelsees. – *Wasserwirtschaftsamt Weilheim*. unveröff. Bericht.

- Harlacher, R. & Pall, K. (1994): Die Makrophytenvegetation des Hopfensees. – Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft. unveröff. Bericht.
- Harlacher, R., Schaumburg, J. (2005): Seelitorale in Bayern: Ammersee, Makrophytenkartierungen 1986/87 und 2000/01. – Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft Materialien Nr. 124: 1-87, München.
- Hofmann, G. (1999): Trophiebewertung von Seen anhand von Aufwuchsdiatomeen. In: Tümping, W. von & Friedrich, G. (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung 2: 319-333.
- IGKB (2009a): Limnologische Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees. Bericht Nr. 55. 115 S.
- IGKB (2009b): Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischem Zustand des Bodensees 2008 – 2009. – Grüner Bericht Nr. 36. 99 S.
- Kohler, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft & Stadt* 10/2: 73-85.
- Krause, W. (1997): Charales (Charophyceae). In: Ettl, H., Gärtner, G. Heyming, H., Mollenhauer, D. (Hrsg): Süßwasserflora von Mitteleuropa 18. Gustav Fischer Verlag. Jena. 202 S.
- Lachavanne, J.-B. & Wattenhofer, R. (1975): Contribution à l'étude des macrophytes du Léman. – Commission internat. pour la protection des eaux du Léman et du Rhone contre la pollution. Genf.
- Lang, G. (1967): Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 32 (4): 437-574.
- Lang, G. (1973): Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees unter besonderer Berücksichtigung ihres Zeigerwertes für den Gütezustand. – IGKB Bericht Nr. 12. 67 S.
- Lang, G. (1981): Die submersen Makrophyten des Bodensees – 1978 im Vergleich mit 1967. – IGKB Bericht Nr. 26, 64 S.
- Lenhart, B., Hamm, A., Harlacher, R., Pall, K., Valentin, F., Kucklantz, V., Bohl, E., Schaumburg, J. (1995): Limnologische Entwicklung des Kochelsees 1979 - 1993. – Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 2/95. 161 S.
- Madsen, J.D., Adams, M.S., Ruffier, P. (1988): Harvest as a control for sago pondweed (*Potamogeton pectinatus* L.) in Badfish Creek, Wisconsin: Frequency, efficiency and its impact on the stream community oxygen metabolism. – *J. Aquat. Plant. Manag.* 26: 20-25.
- Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg.): Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. – BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/02: 15-23.
- Melzer, A. (1988): Der Makrophytenindex – eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. – Habilitationsschrift TU München. 249 S.
- Melzer, A., Harlacher, R., Held, K., Sirch, R., Vogt, E. (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. – Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 4/86. 210 S.
- Melzer, A., Harlacher, R., Vogt, E. (1987): Verbreitung und Ökologie makrophytischer Wasserpflanzen in fünfzig bayerischen Seen. – Beiheft 6 zu den Ber. ANL.

Melzer, A., Harlacher, R., Held, K., Vogt, E. (1988): Die Makrophytenvegetation des Ammer-, Wörth- und Pilsensees sowie des Weißlinger Sees. – Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 1/88. 262 S.

Melzer, A. & Schneider, S. (2001): Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung in Seen. In Steinberg, Bernhardt, Klapper (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie. VIII-1.2.1:1-14.

Migula, W. (1897): Die Characeen. In Rabenhorst, L. (Hrsg.): Kryptogamenflora von Deutschland, Österreichs und der Schweiz. Kummer, Leipzig 765 S.

Moser, D., Gygax, A., Bäumler, B., Wyler, N., Palese, R. (2002): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern; Zentrum des Datenverbundnetzes der Schweizer Flora, Chambésy; Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève, Chambésy. BUWAL-Reihe «Vollzug Umwelt». 118 S.

Münch, D. (1989): Untersuchungen zur Stickstoffernährung von *Elodea canadensis* Michx. und anderen Süßwasser-Hydrocharitaceae. – Dissertation an der TU München.

Pennak, R.W. (1973): Some evidence for aquatic macrophytes as repellents for a limnetic species of *Daphnia*. – Int. Revue Ges. Hydrobiol. 58: 569-576.

Rasig, H. (1993): Untersuchungen zur Belastungssituation des Niedersonthofener Sees aus landschaftsökologischer Sicht. – Diplomarbeit an der Univ. Hohenheim.

Roweck, H. und Schütz, W. (1988): Zur Verbreitung seltener sowie systematisch kritischer Laichkräuter (*Potamogeton*) in Baden-Württemberg. – Inst. für Ökologie und Naturschutz, 94 S.

Ruttner, F. (1962): Grundriß der Limnologie. De Gruyter. 332 S.

Schaumburg, J., Schmedtje, U., Schranz, C., Köpf, B., Schneider, S., Meilinger, P., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. (2004): Erarbeitung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Fließgewässer und Seen im Teilbereich Makrophyten und Phytobenthos zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Abschlussbericht an das Bundesministerium für Bildung und Forschung (FKZ 0330033) und die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Projekt Nr. O 11.03), München: 635 S.

http://www.lfu.bayern.de/wasser/forschung_und_projekte/phylib_deutsch/publikationen/index.htm

Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G. (2007a): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos (Stand Oktober 2007). – Bayerisches Landesamt für Umwelt, München: 65 S. http://www.lfu.bayern.de/wasser/forschung_und_projekte/phylib_deutsch/verfahrensanleitung/index.htm

Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G. (2007b): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten und Phytobenthos“ in Seen zur Umsetzung der WRRL. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt Nr. O4.04), München: 129 S.

http://www.lfu.bayern.de/wasser/forschung_und_projekte/phylib_deutsch/publikationen/index.htm

Schaumburg, J., Schranz, C., Meilinger, P., Stelzer, D., Vogel, A. (2011): Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos gemäß EG-WRRL – Anpassung des Verfahrens aufgrund erster Ergebnisse und Erfahrungen aus den Bundesländern. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt Nr. O 8.08), Augsburg/Wielenbach: 299 S.

http://www.lfu.bayern.de/wasser/forschung_und_projekte/phylib_deutsch/publikationen/index.htm

Schmieder, K. (1991): Veränderungen der submersen Makrophytenvegetation des Bodensee-Untersees als Spiegelbild der trophischen Entwicklung. – Institut für Seenforschung Langenargen. unveröff. Bericht. 155 S.

Schmieder, K. (1998): Submerse Makrophyten in der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967. – IGKB Bericht Nr. 46. 172 S.

Schröder, R. (1981): Die Veränderungen der Submersen Makrophytenvegetation des Bodensees in ausgewählten Testflächen in den Jahren 1967-1978. – IGKB Bericht Nr. 27. 116 S.

Schröter, C., & Kirchner, O. (1902): Die Vegetation des Bodensees. Teil II (enthaltend die Characeen, Moose und Gefäßpflanzen). – Schrift. Ver. Gesch. d. Bodensees 31: 1-86 (Beilage).

Simpson, D.A. (1984): A short history of the introduction and spread of *Elodea Michx.* In the British Isles. – *Watsonia* 15: 1-9.

Stelzer, D. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Seenbewertung. Ein Beitrag zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. – Promotion am Department für Ökologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan der TU München: 151 S.
<http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/allgemein.html>

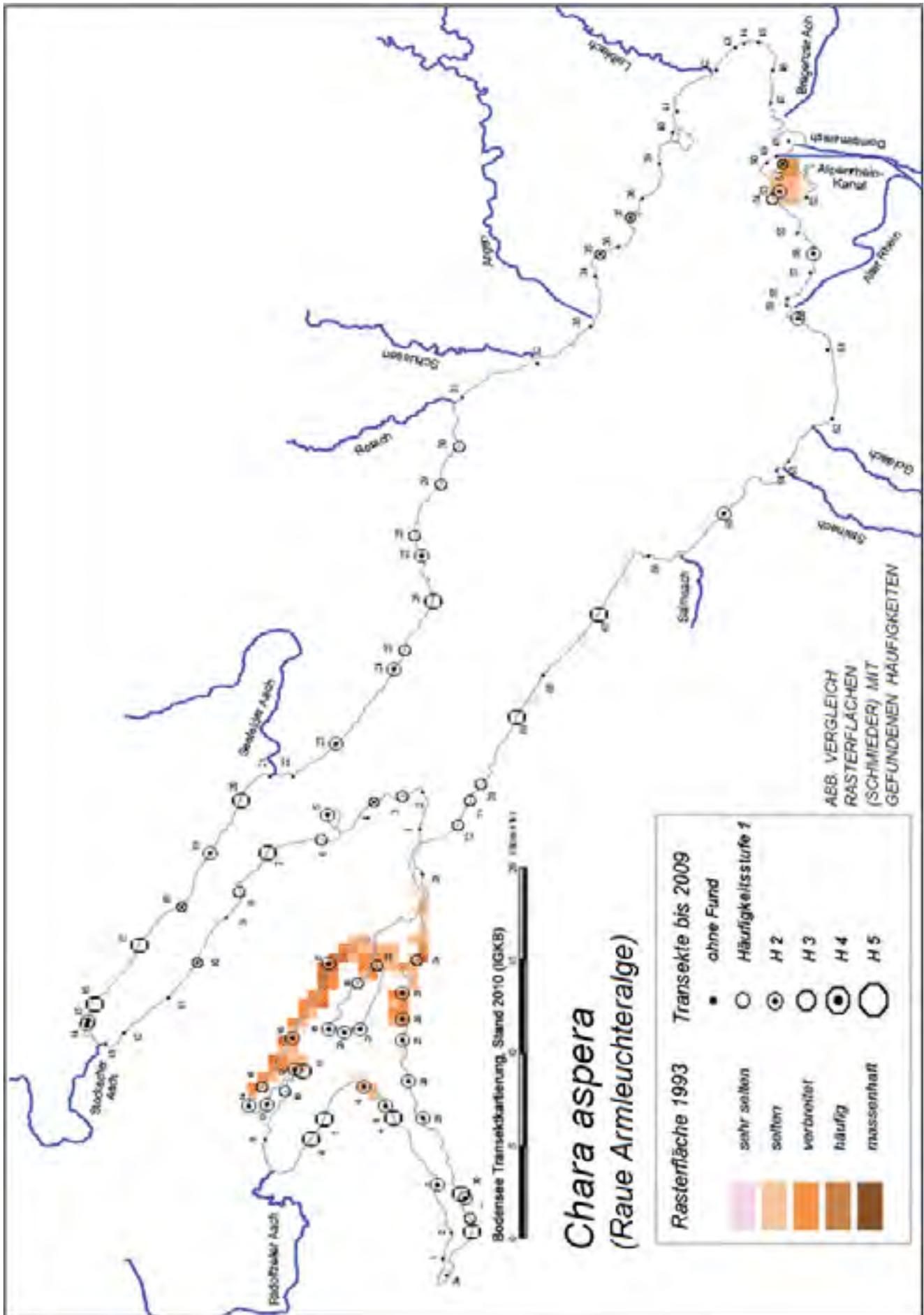
van de Weyer, K. & Krautkrämer, V. (2009): *Nitella opaca* (Bruzellius) Agardh im Steinbruch Messinghausen (Sauerland) – mit einer Übersicht der maximalen unteren Makrophyten-Tiefengrenzen in Deutschland. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* Heft 22: 57-64.

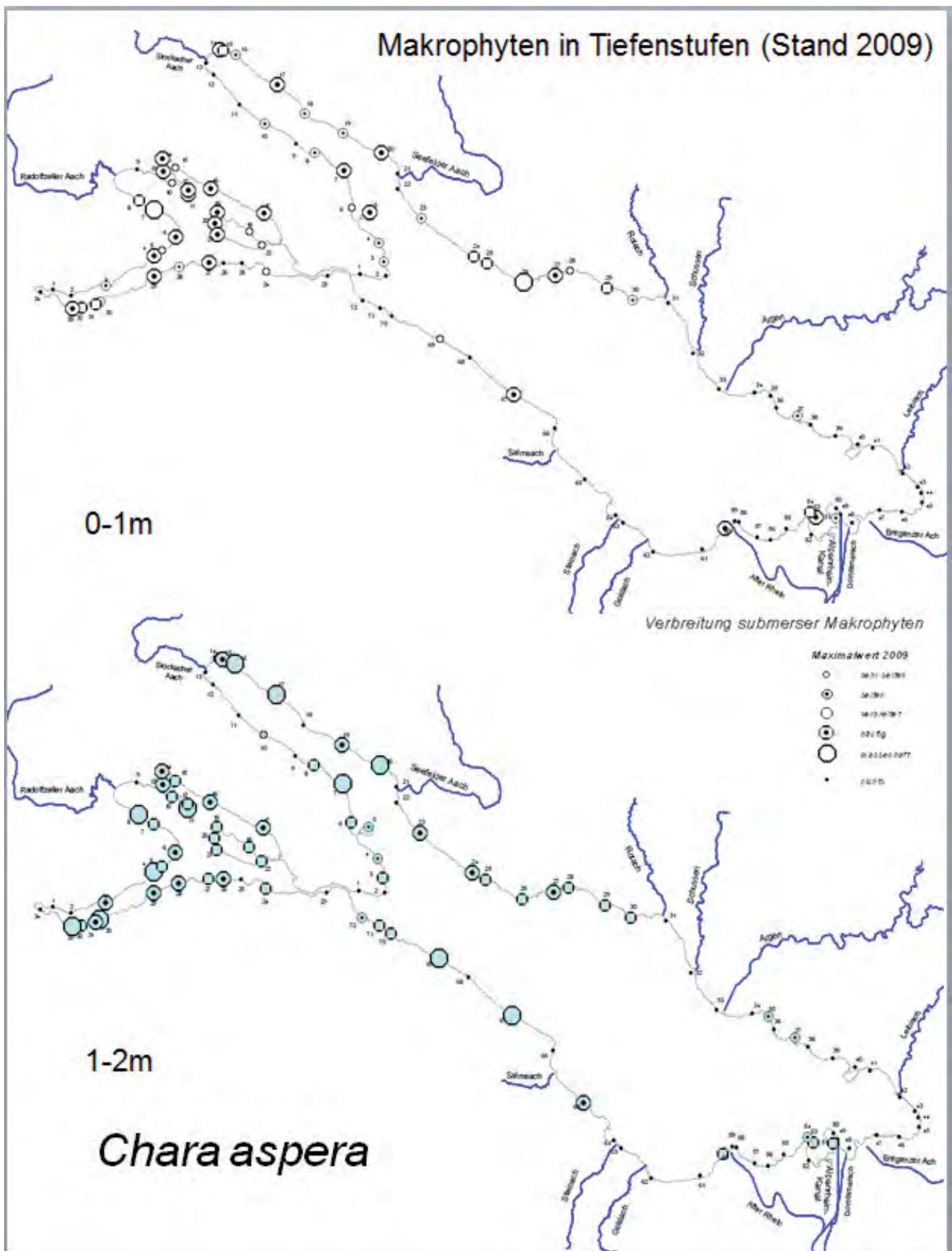
Vierssen, V. W. (1982): Some notes on the germination of seeds of *Najas marina*. – *Aquatic Botany*. 12: 201-203.

Walker, A.O. (1912): The distribution of *Elodea canadensis* Michaux in the British Isles in 1909. – *Proc. Linn. Soc. Lond.* 124: 71-77.

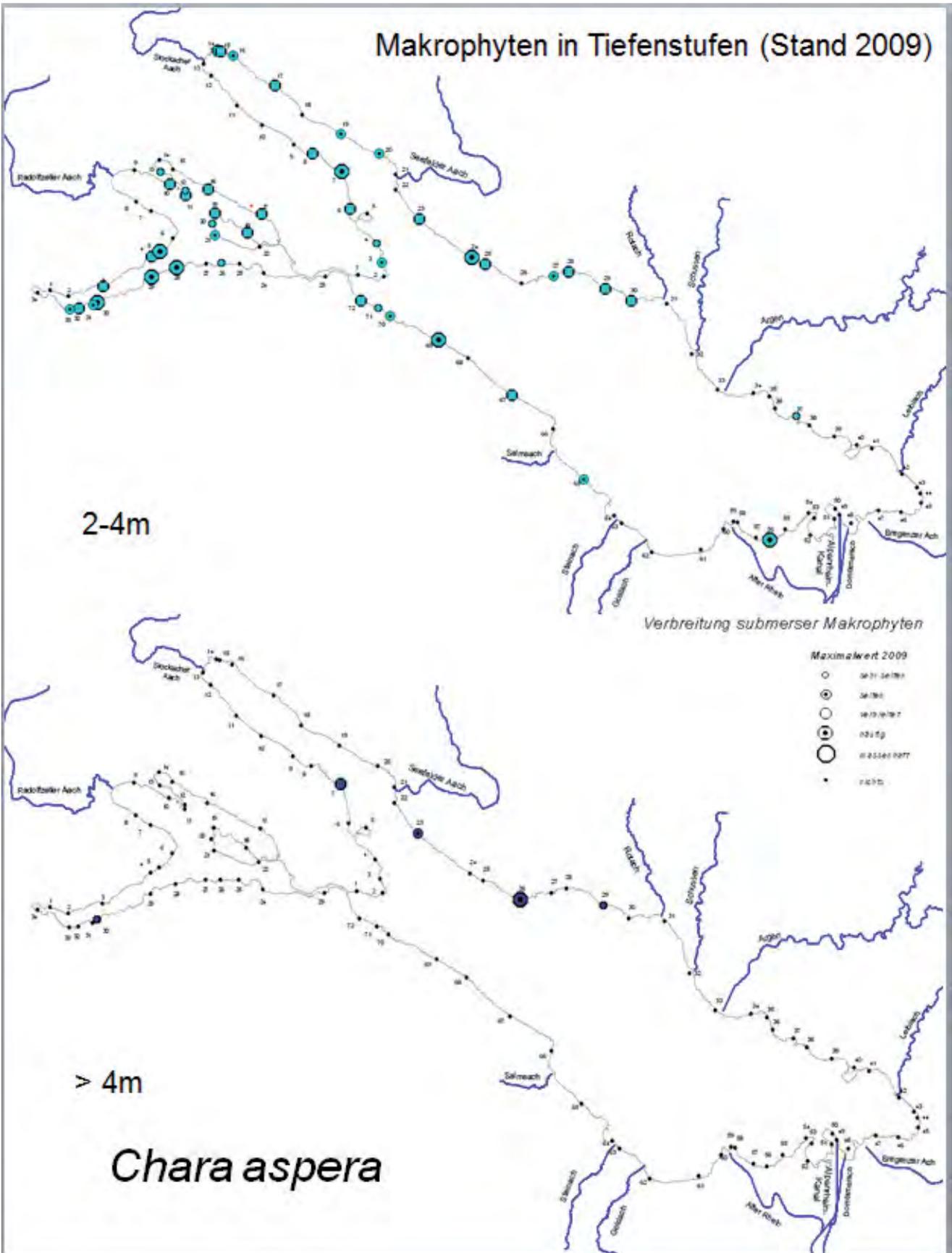
Wood, R.D. (1965): Monograph of the Characeae. In: Wood, R.D. and Imahori, K. (Hrsg.). *A Revision of the Characeae*, vol. 1. Weinheim: Cramer. 904 S.

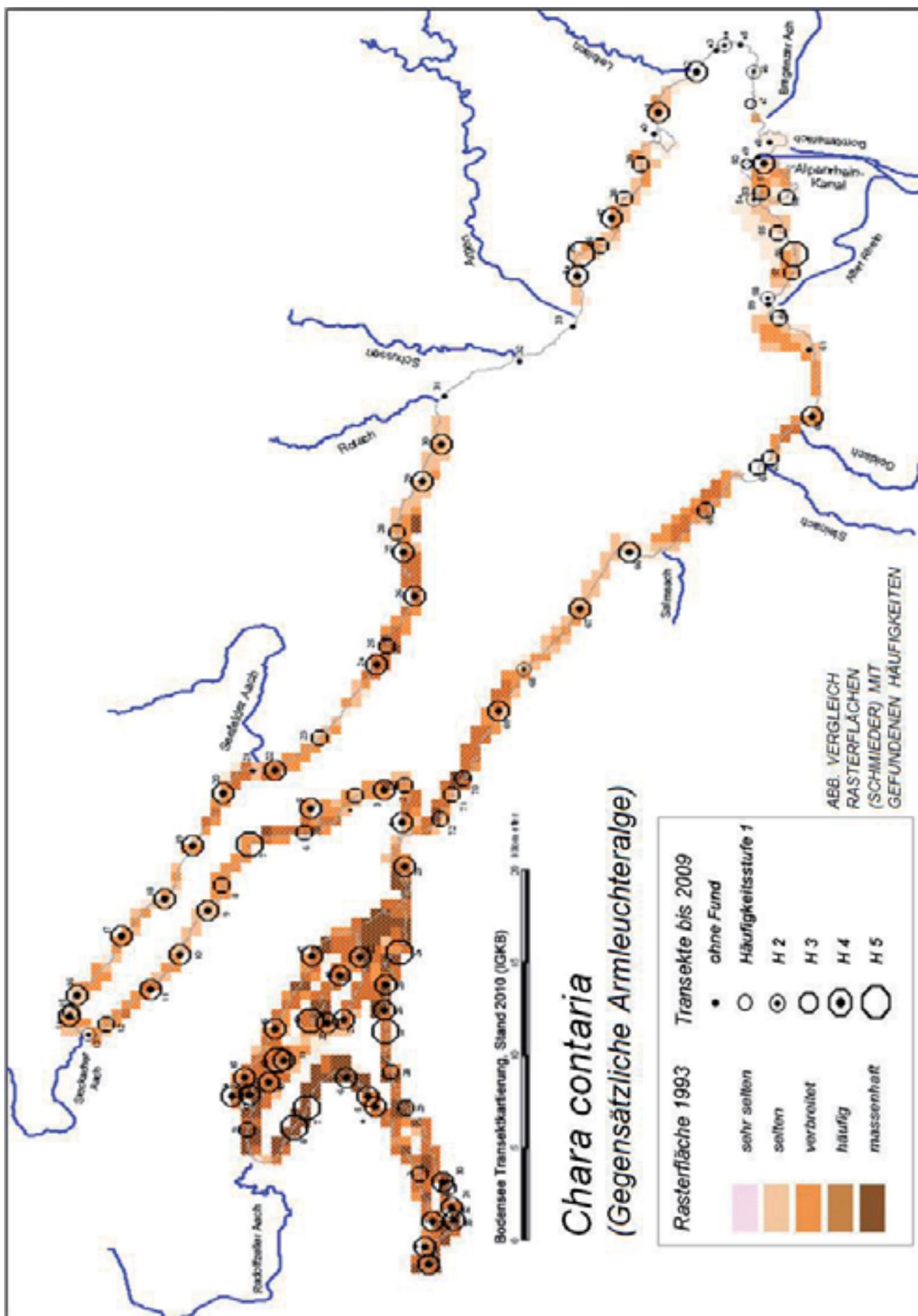
10 Anhang A

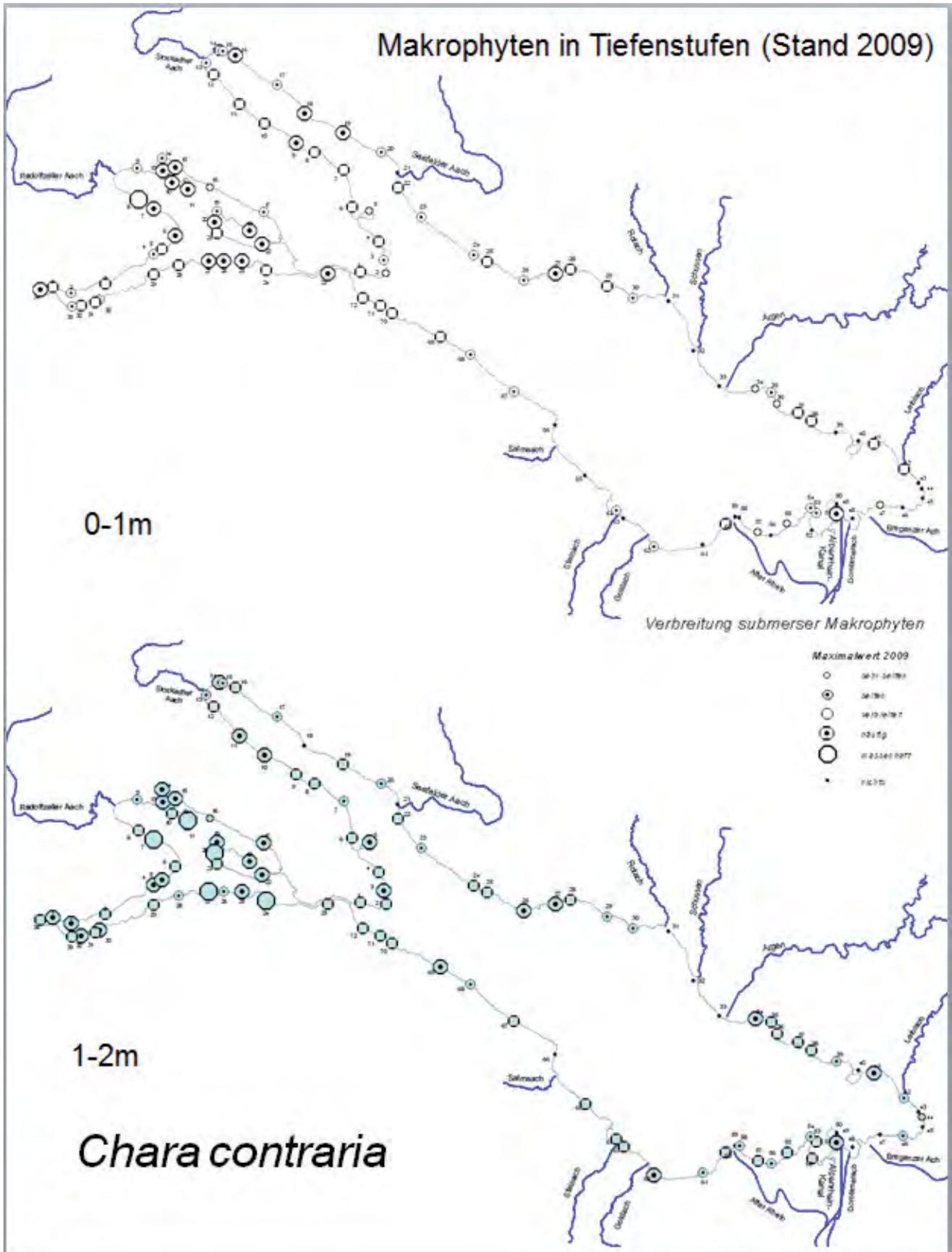


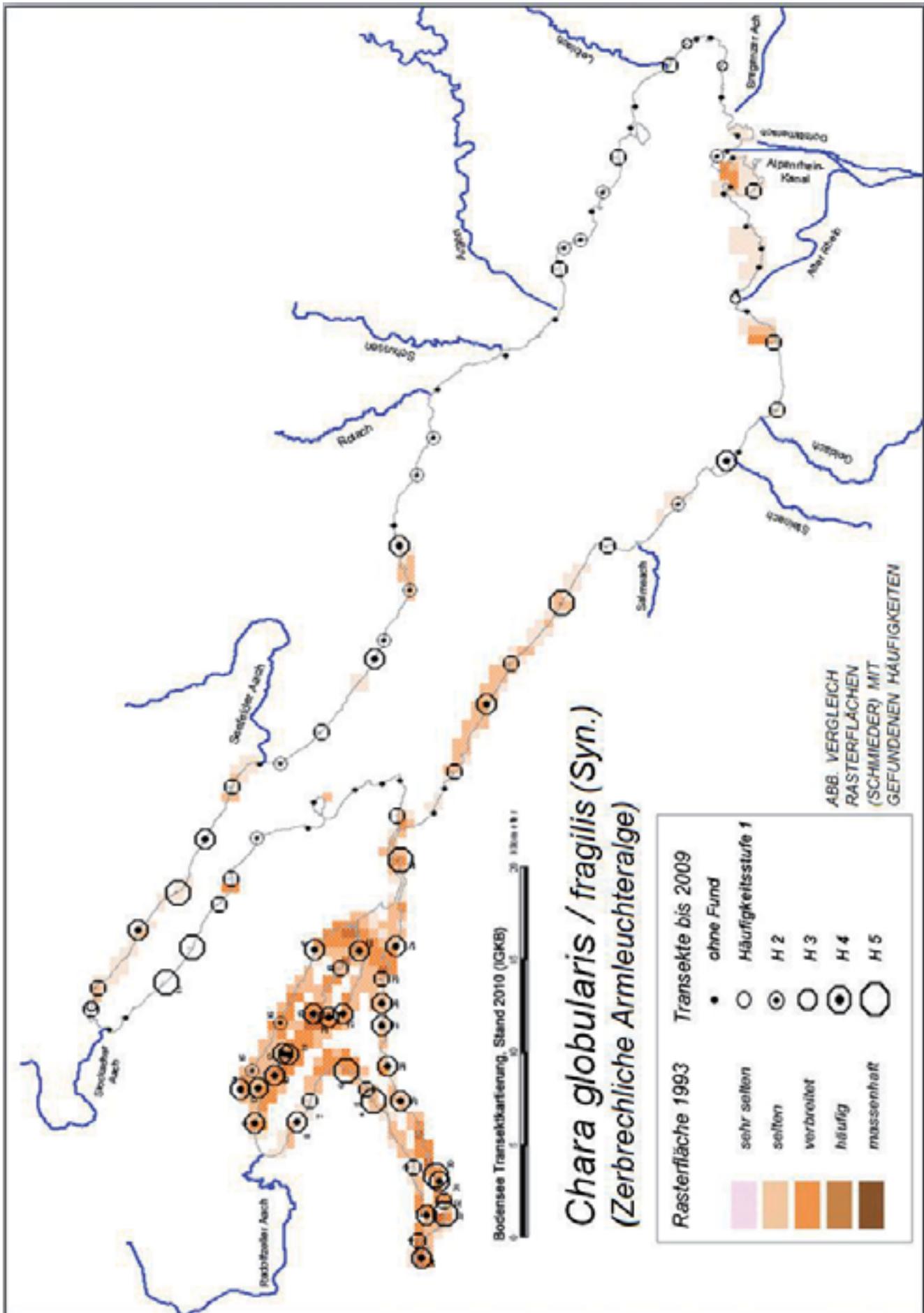


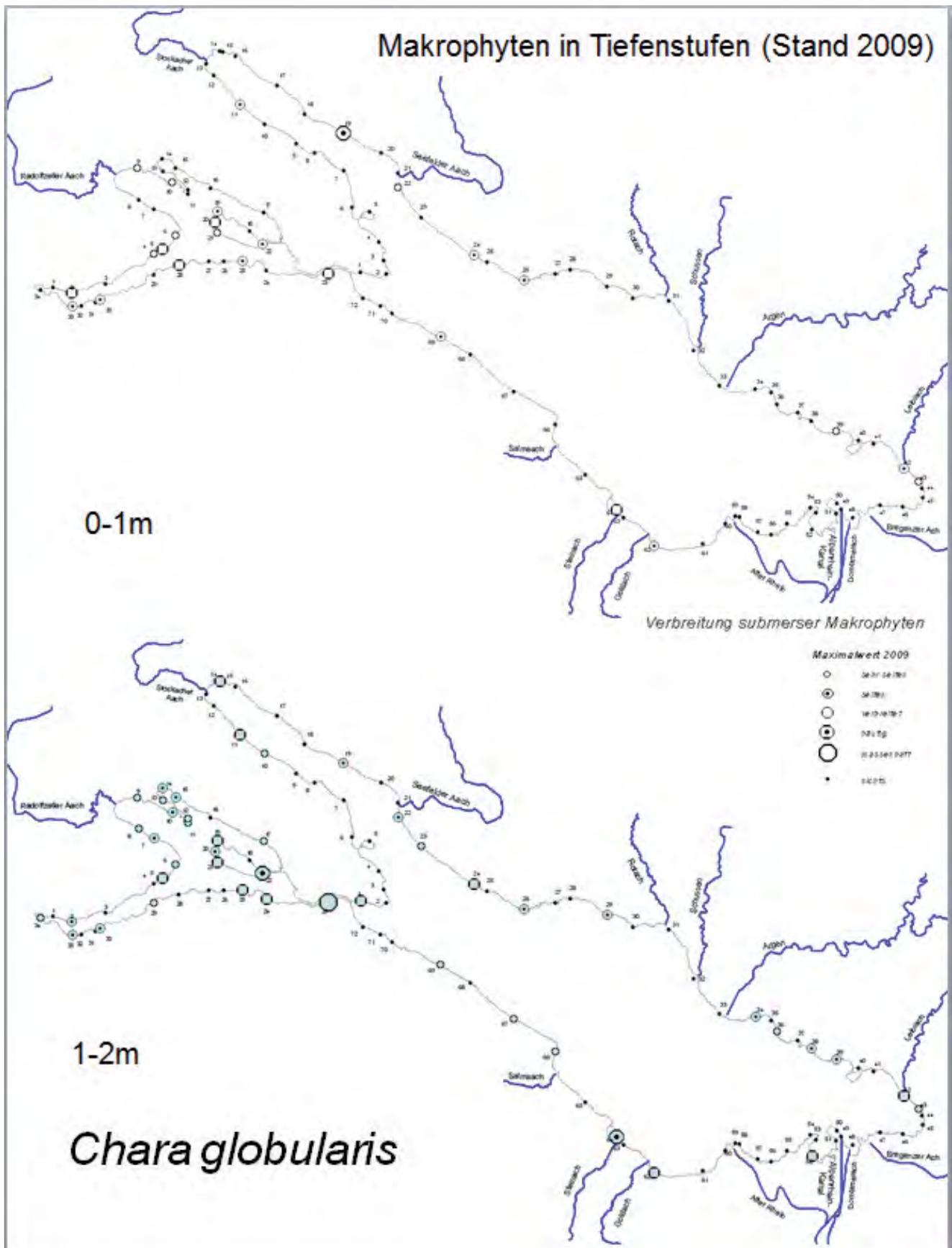
Makrophyten in Tiefenstufen (Stand 2009)



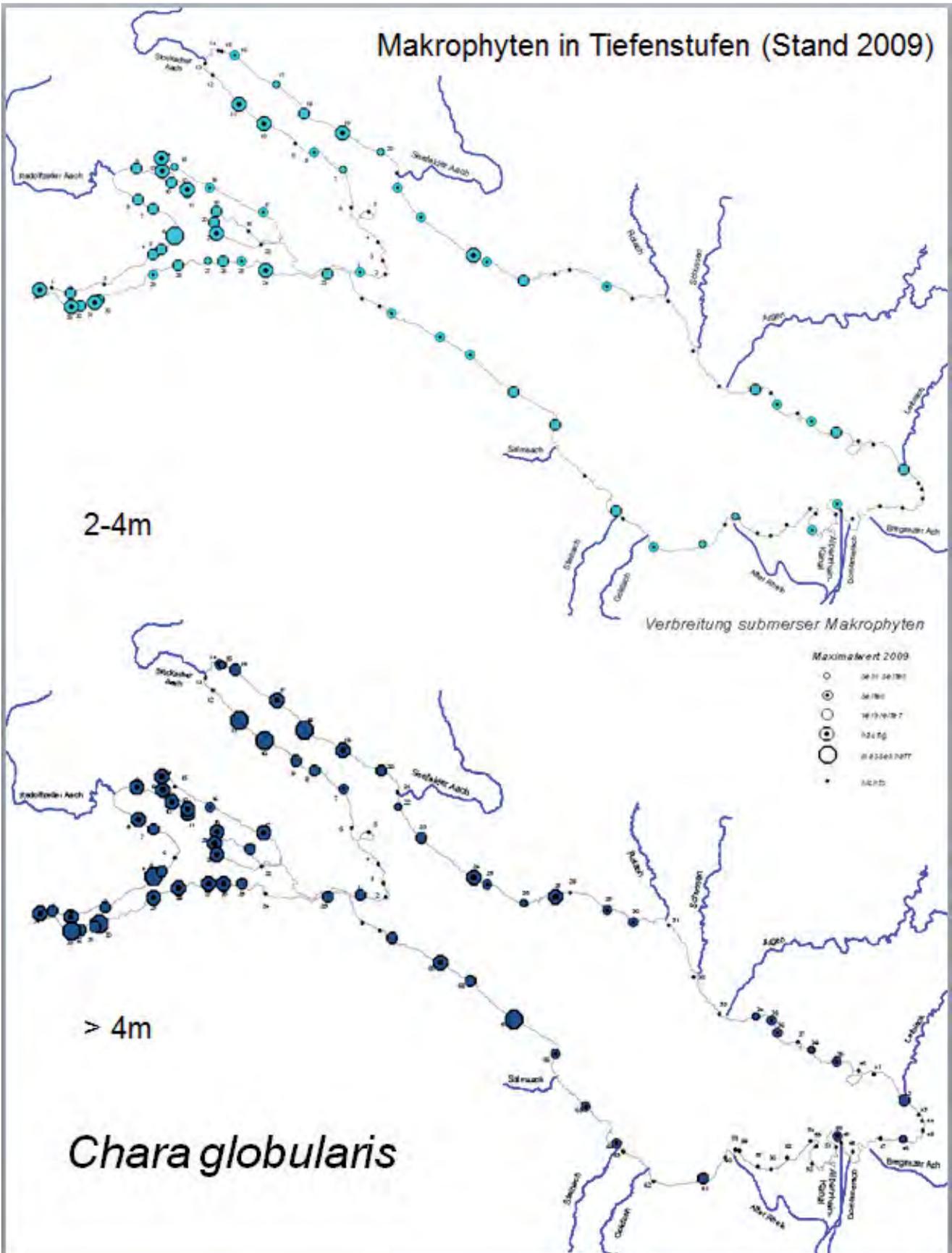


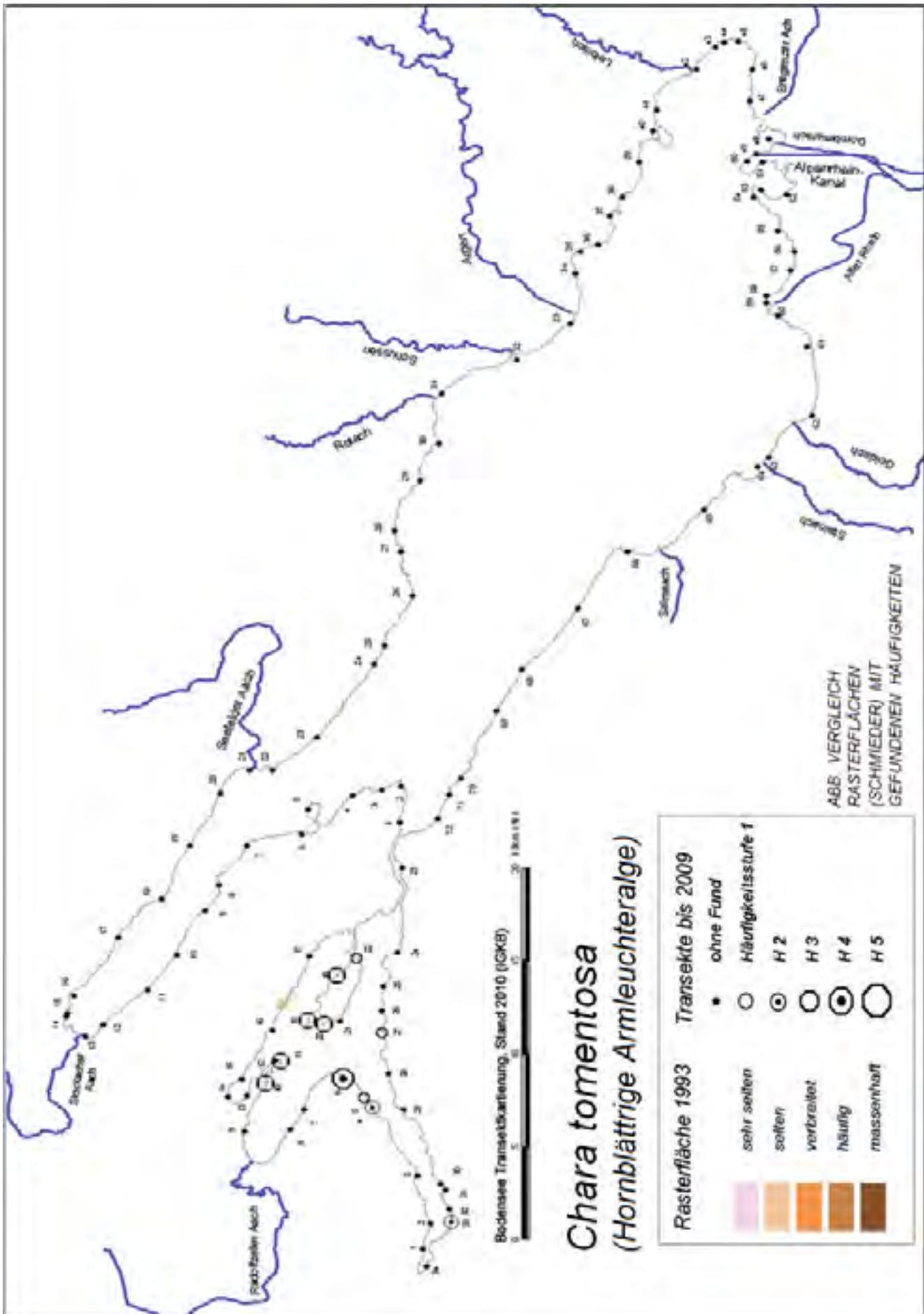


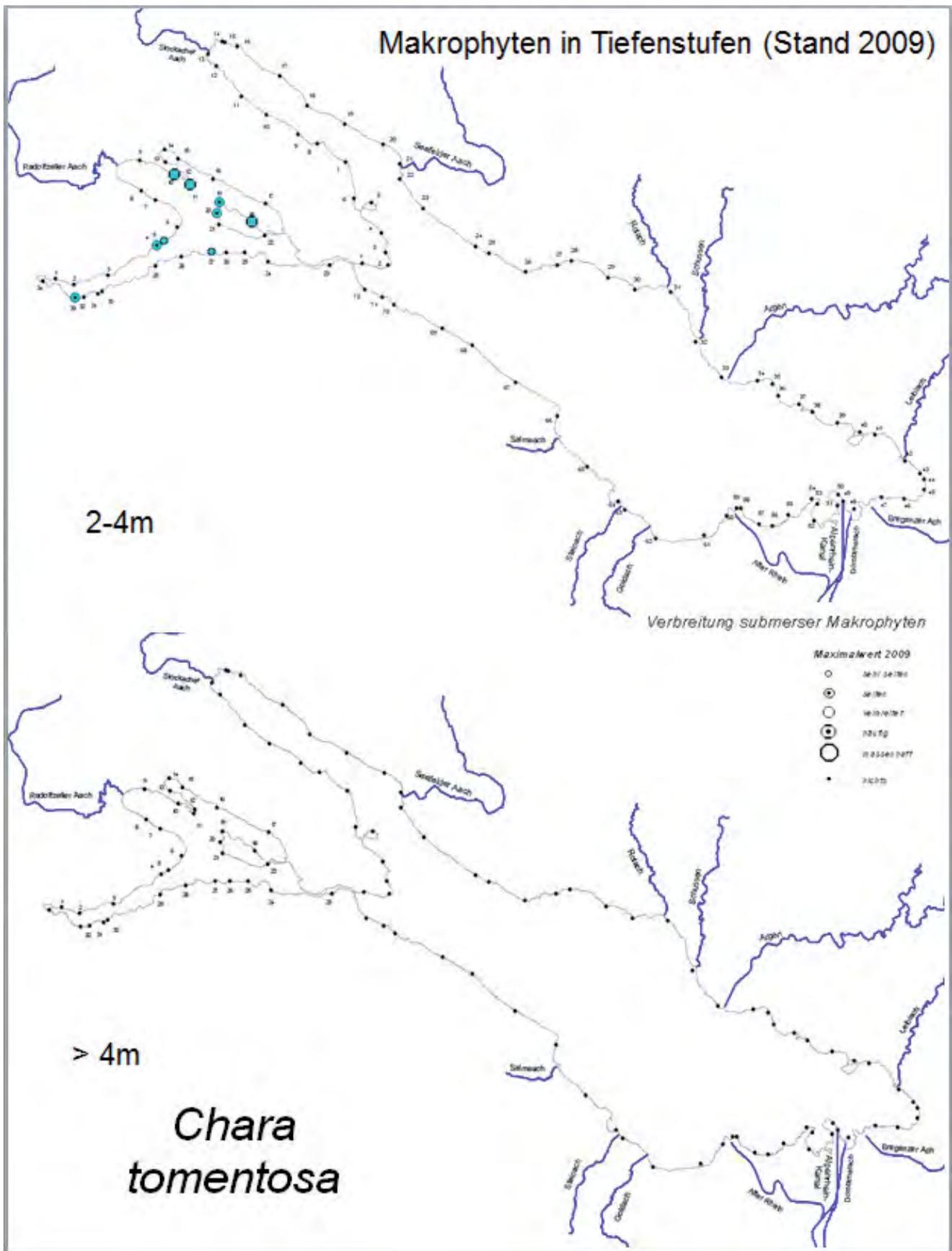


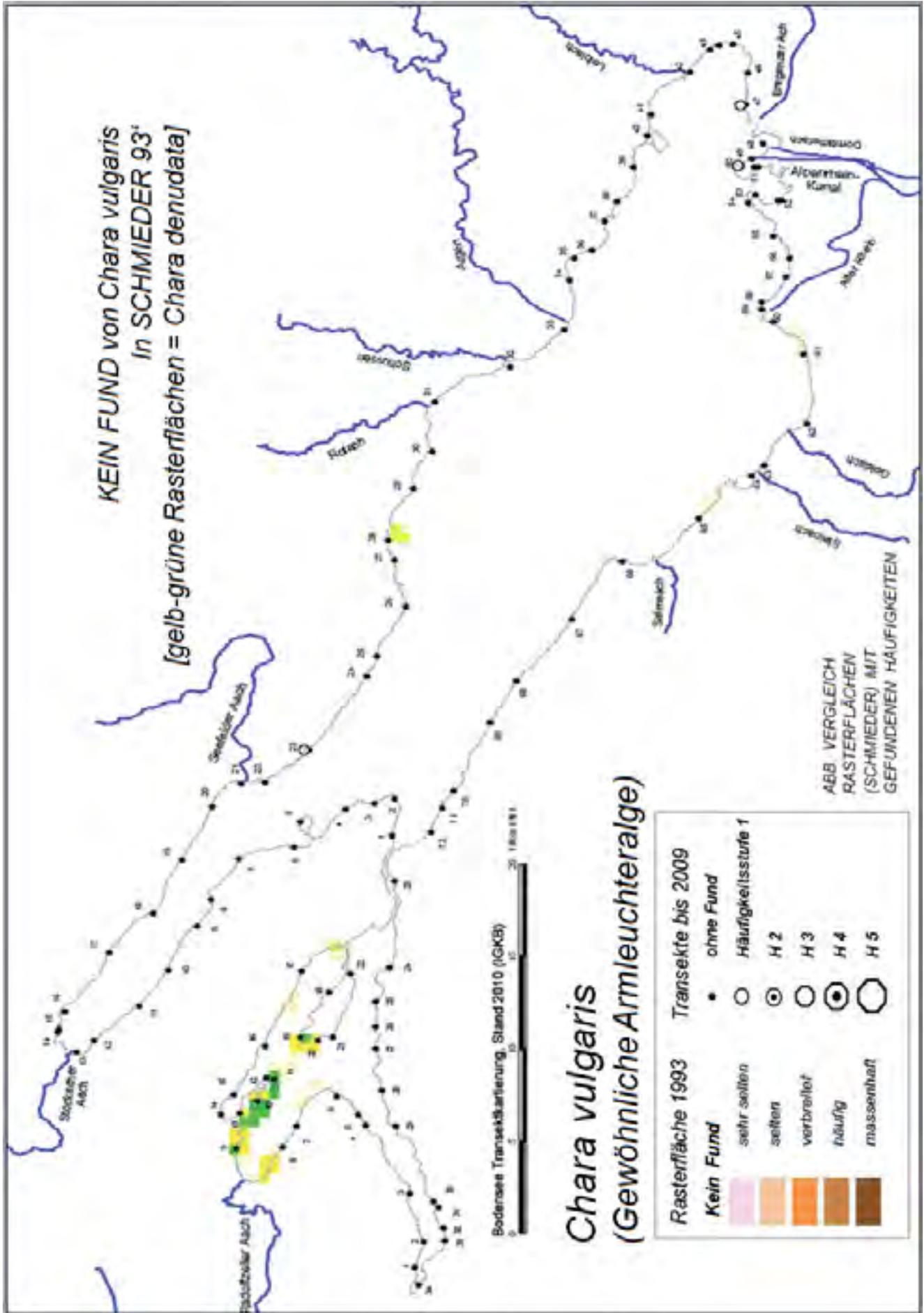


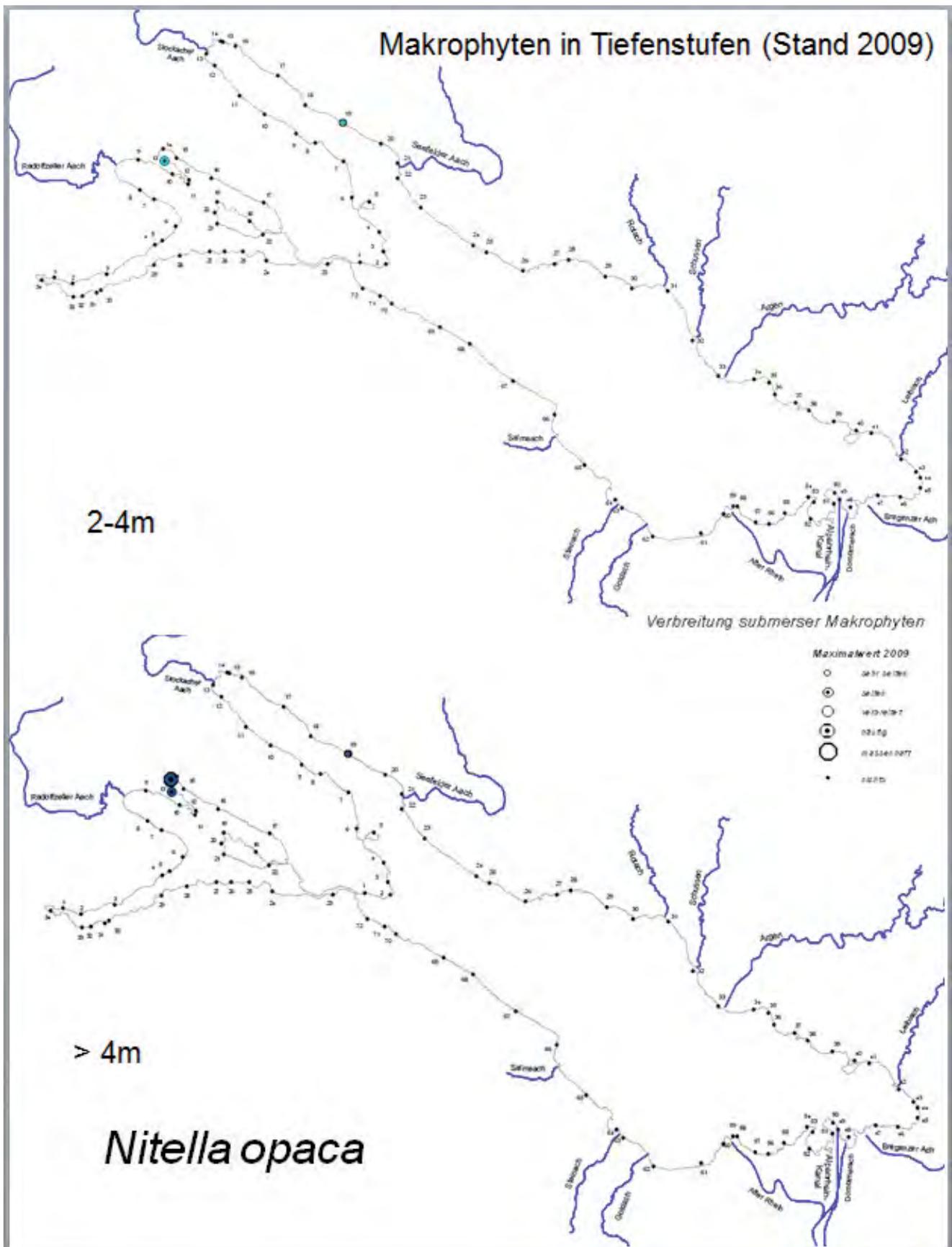
Makrophyten in Tiefenstufen (Stand 2009)

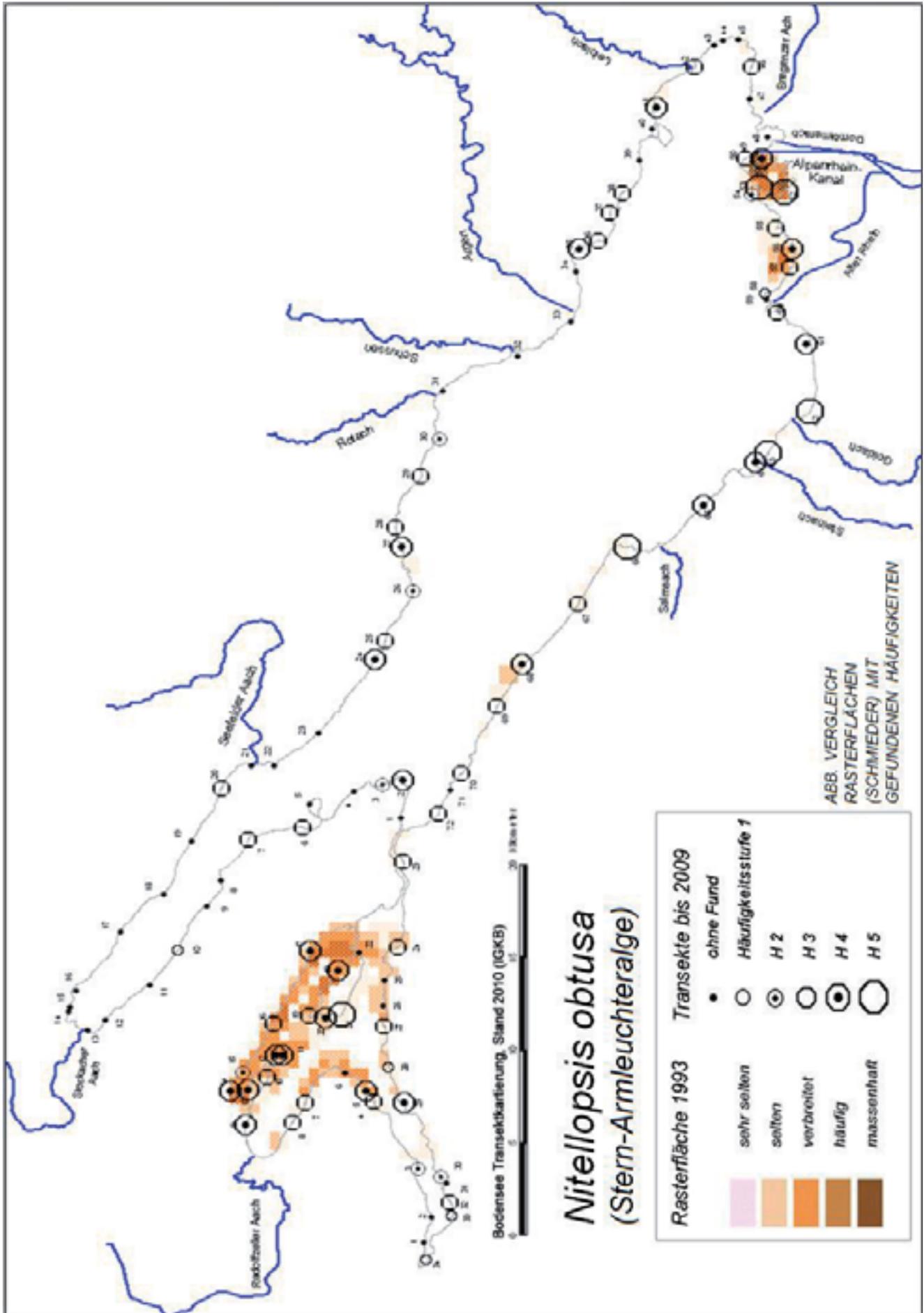


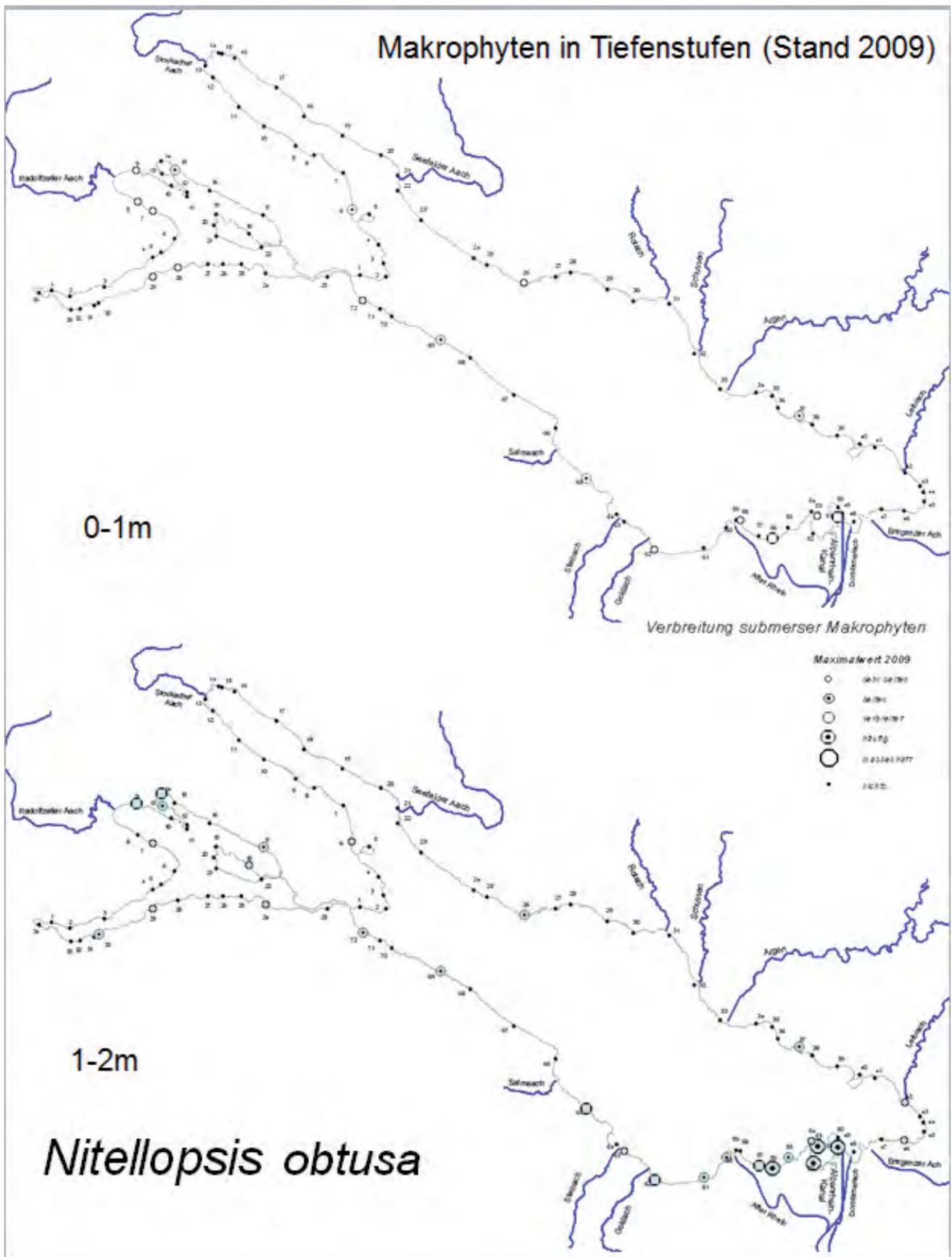




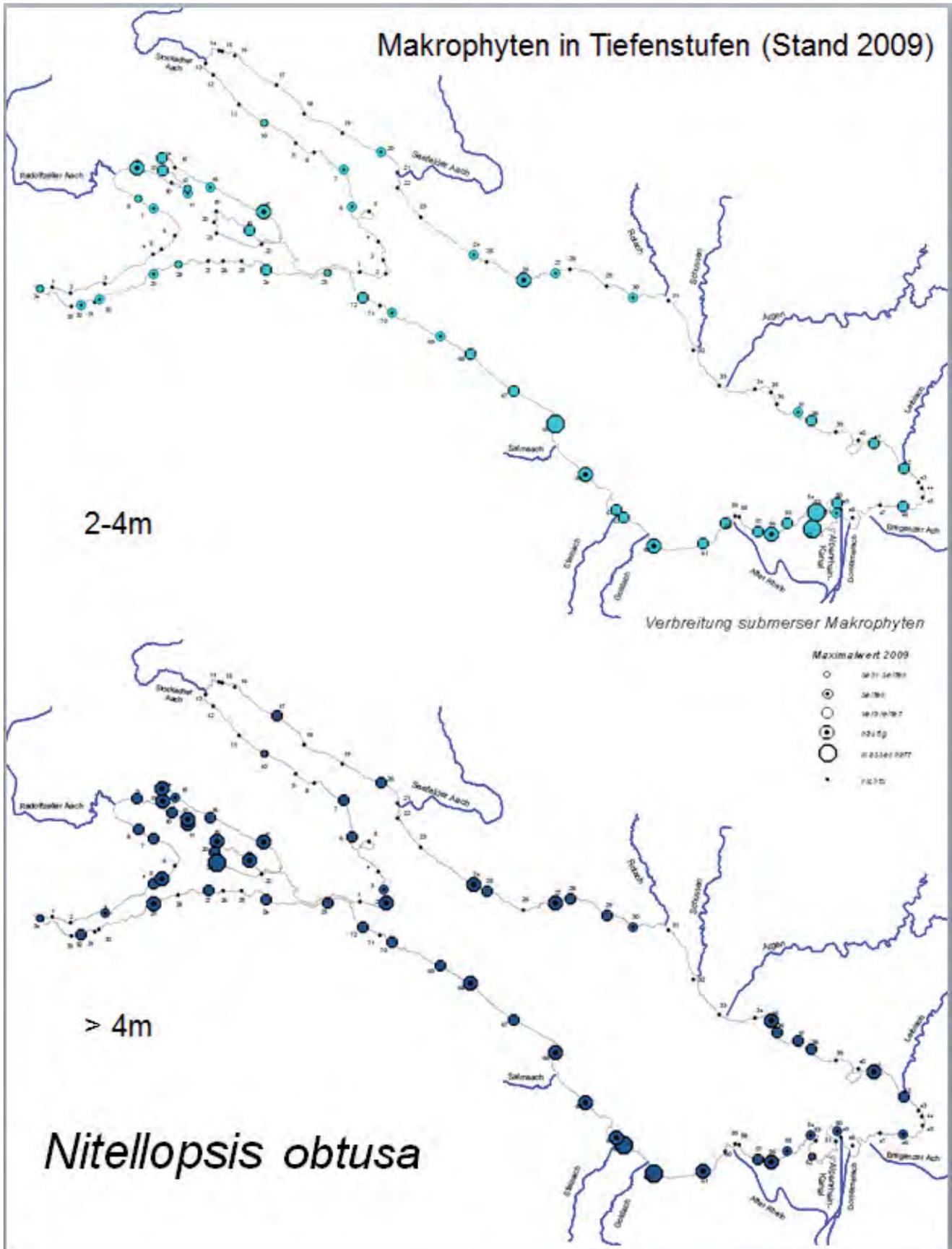


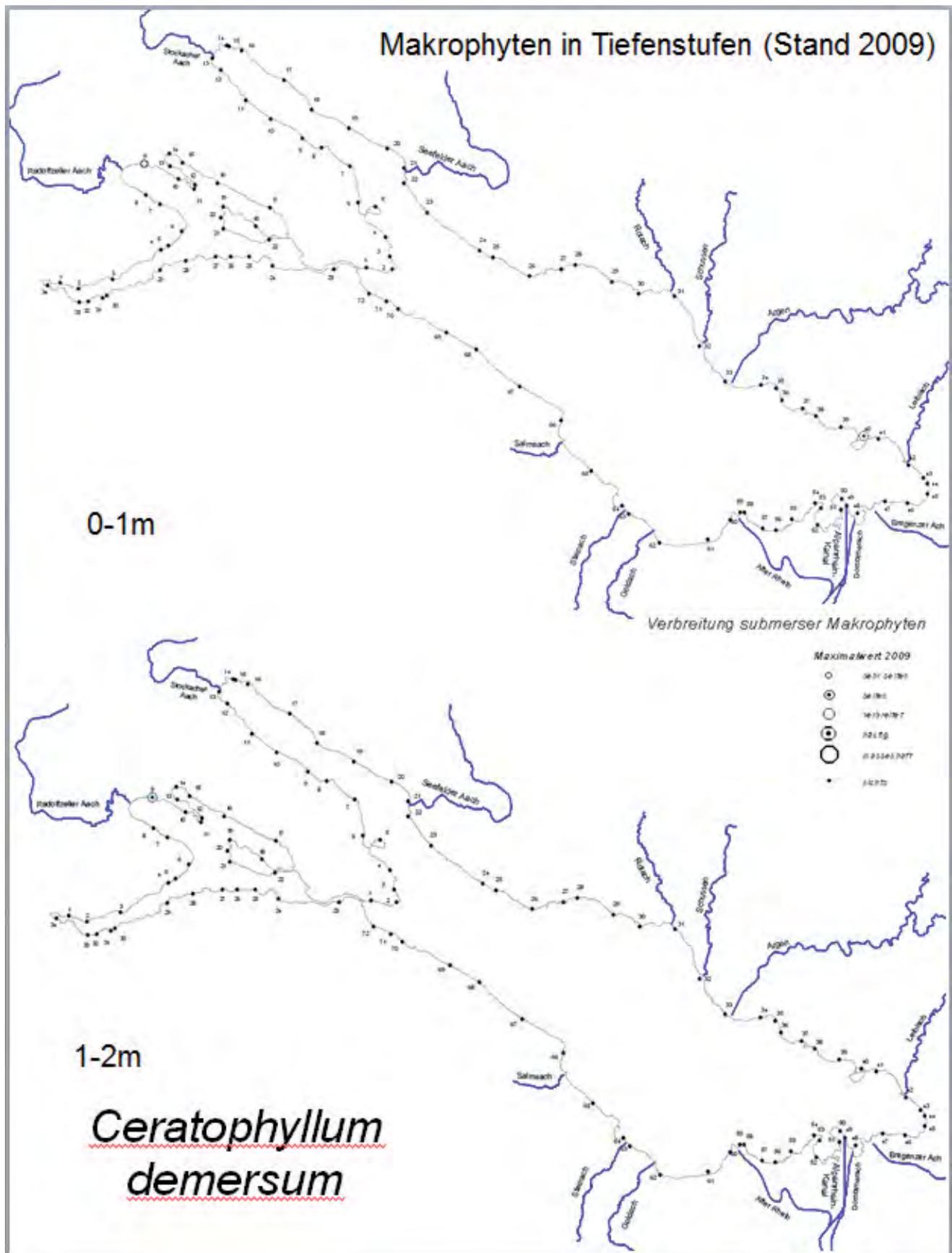


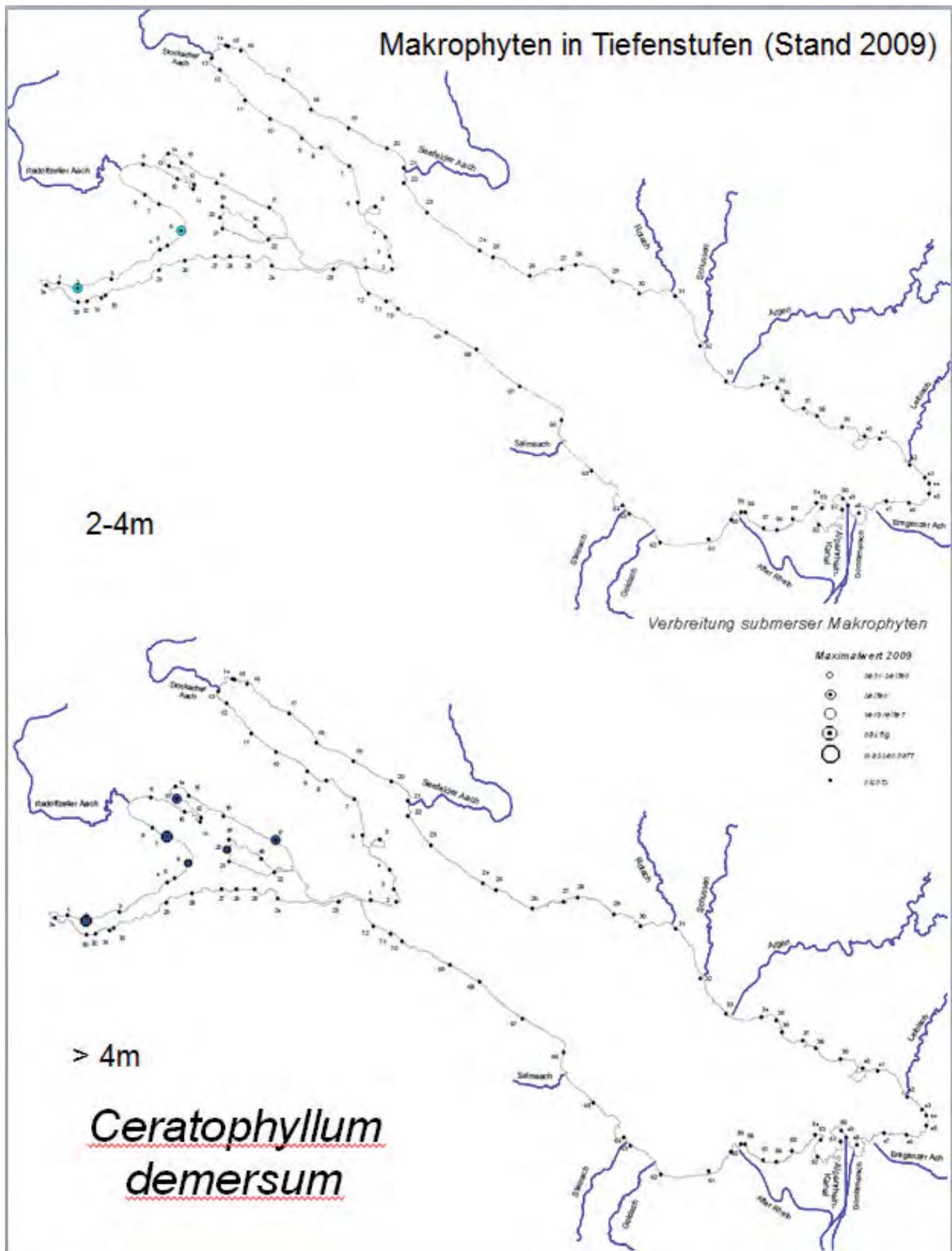


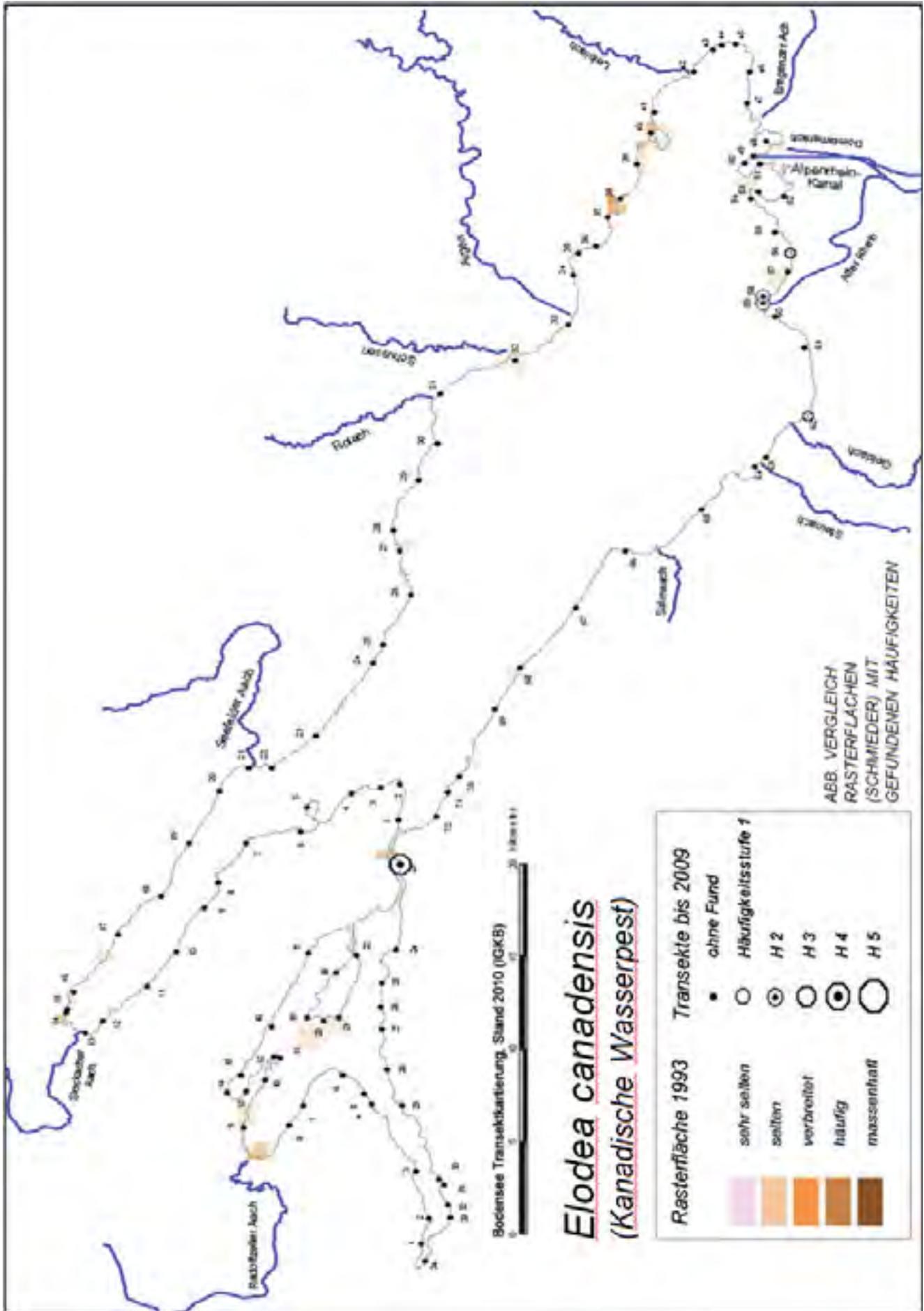


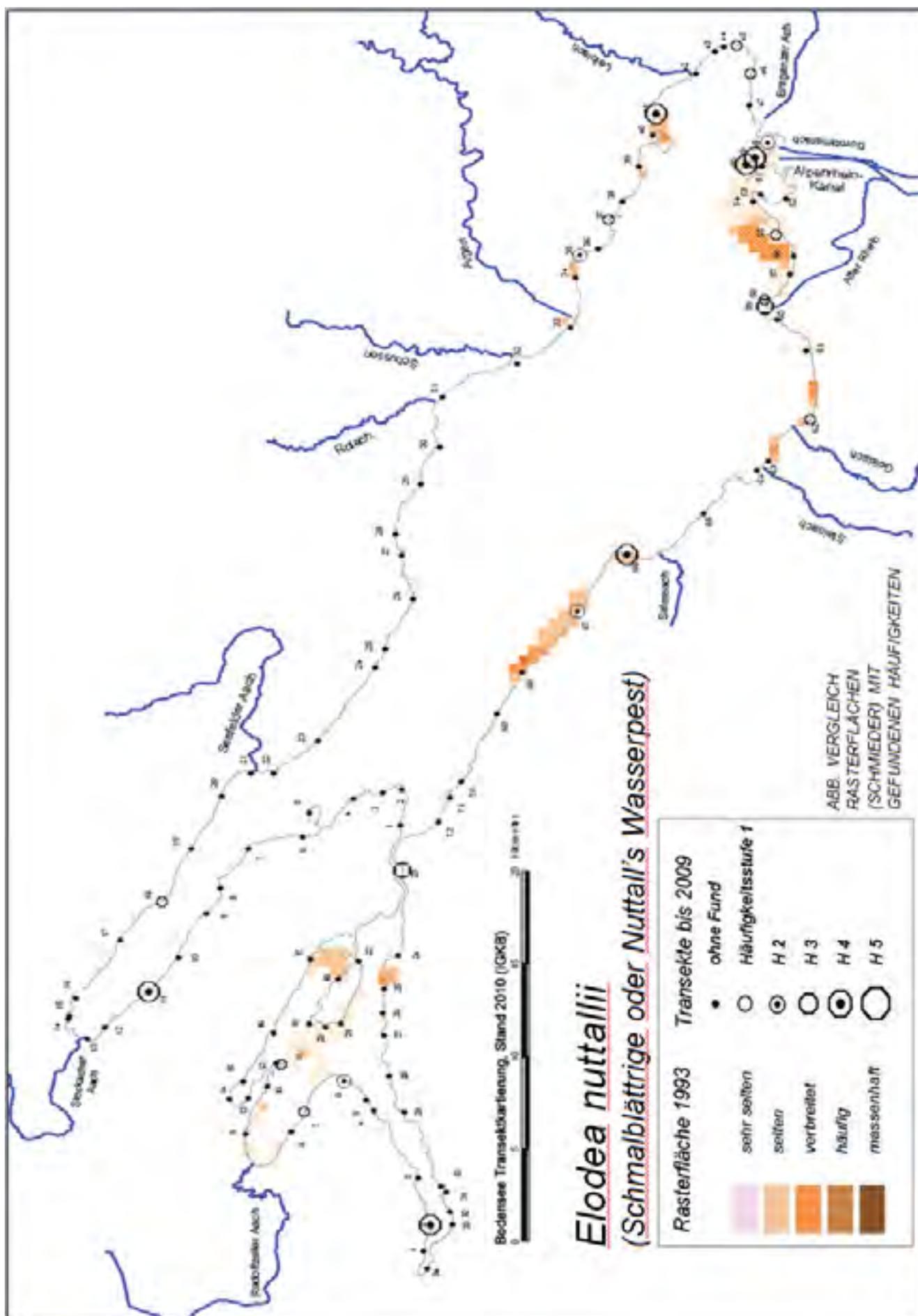
Makrophyten in Tiefenstufen (Stand 2009)

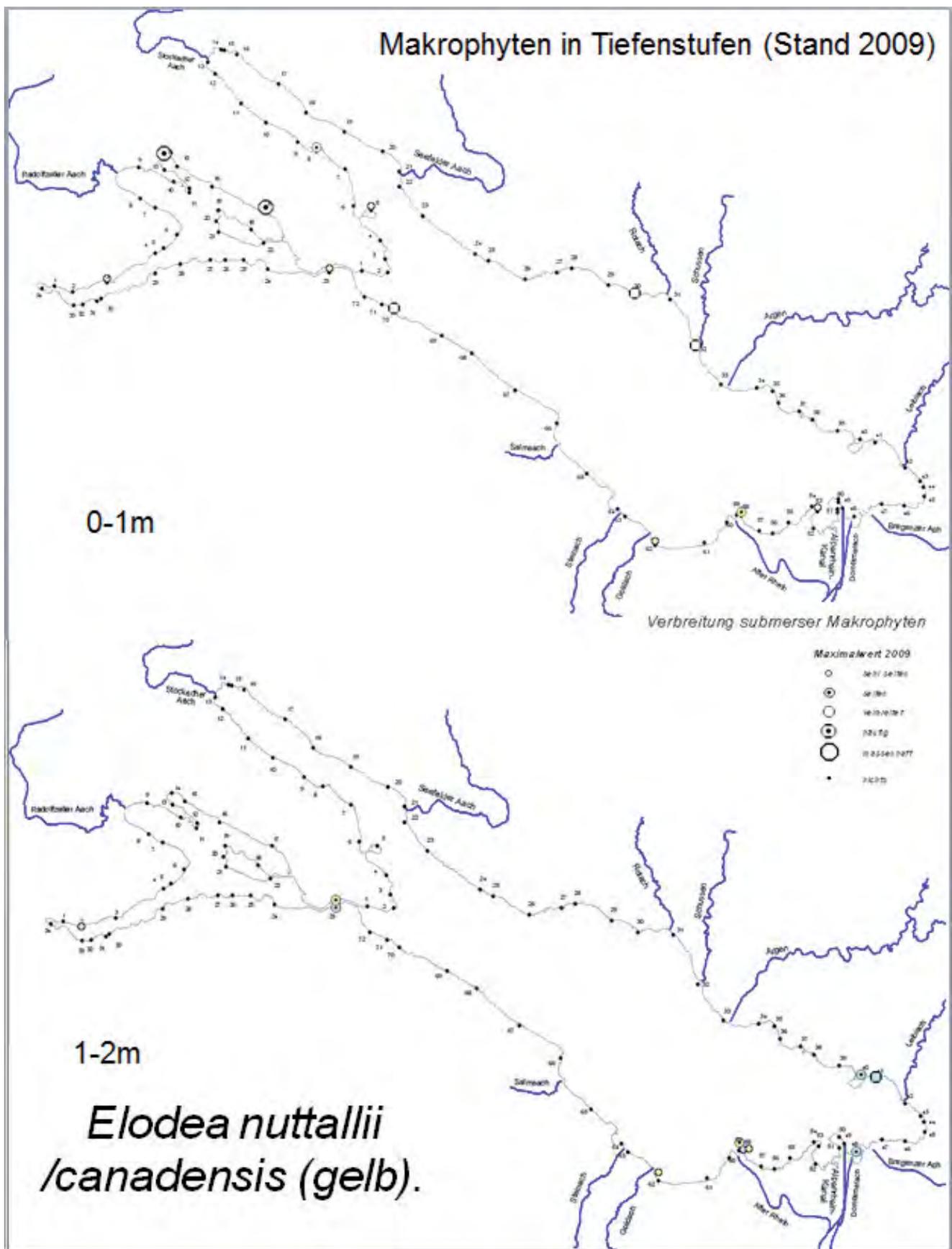


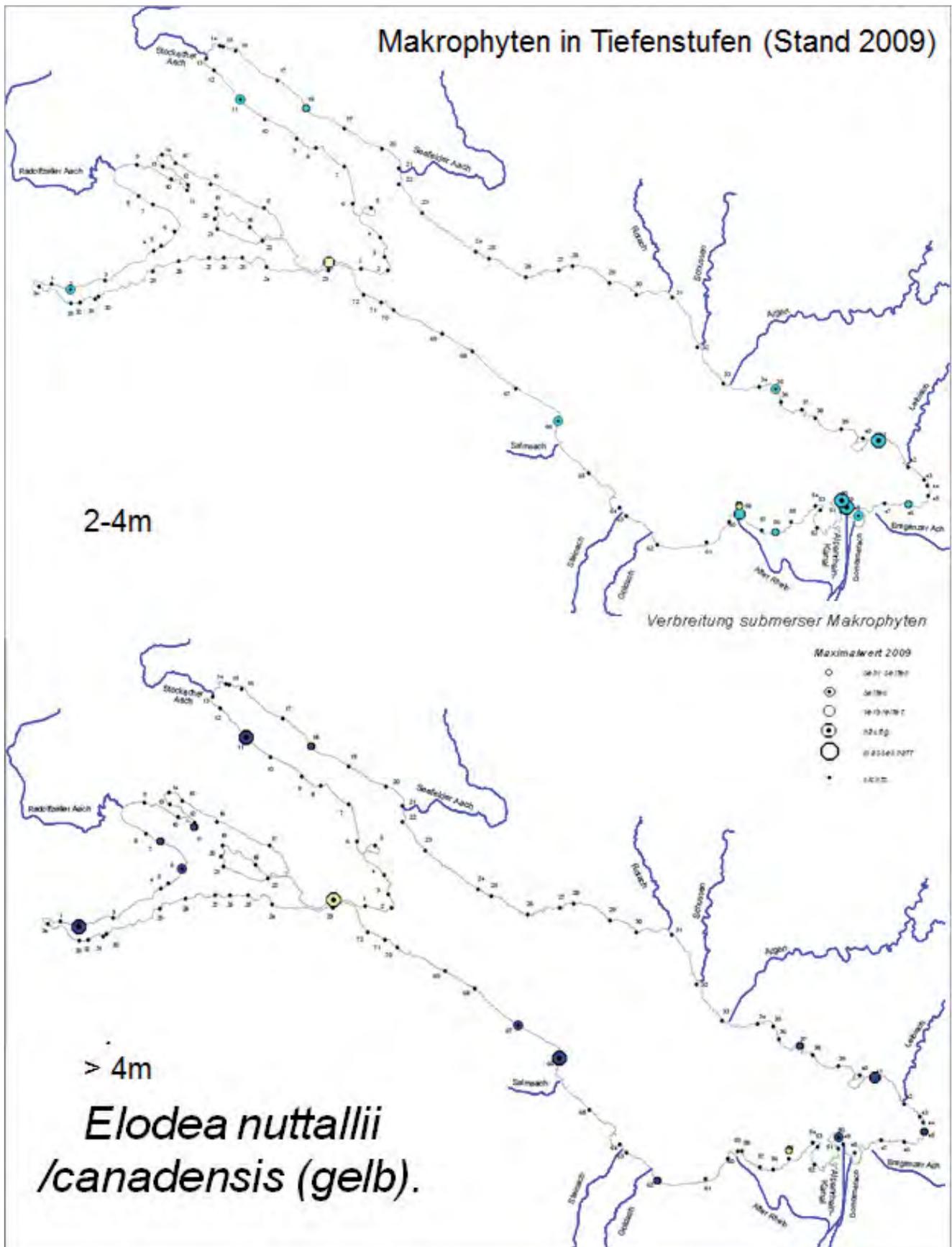


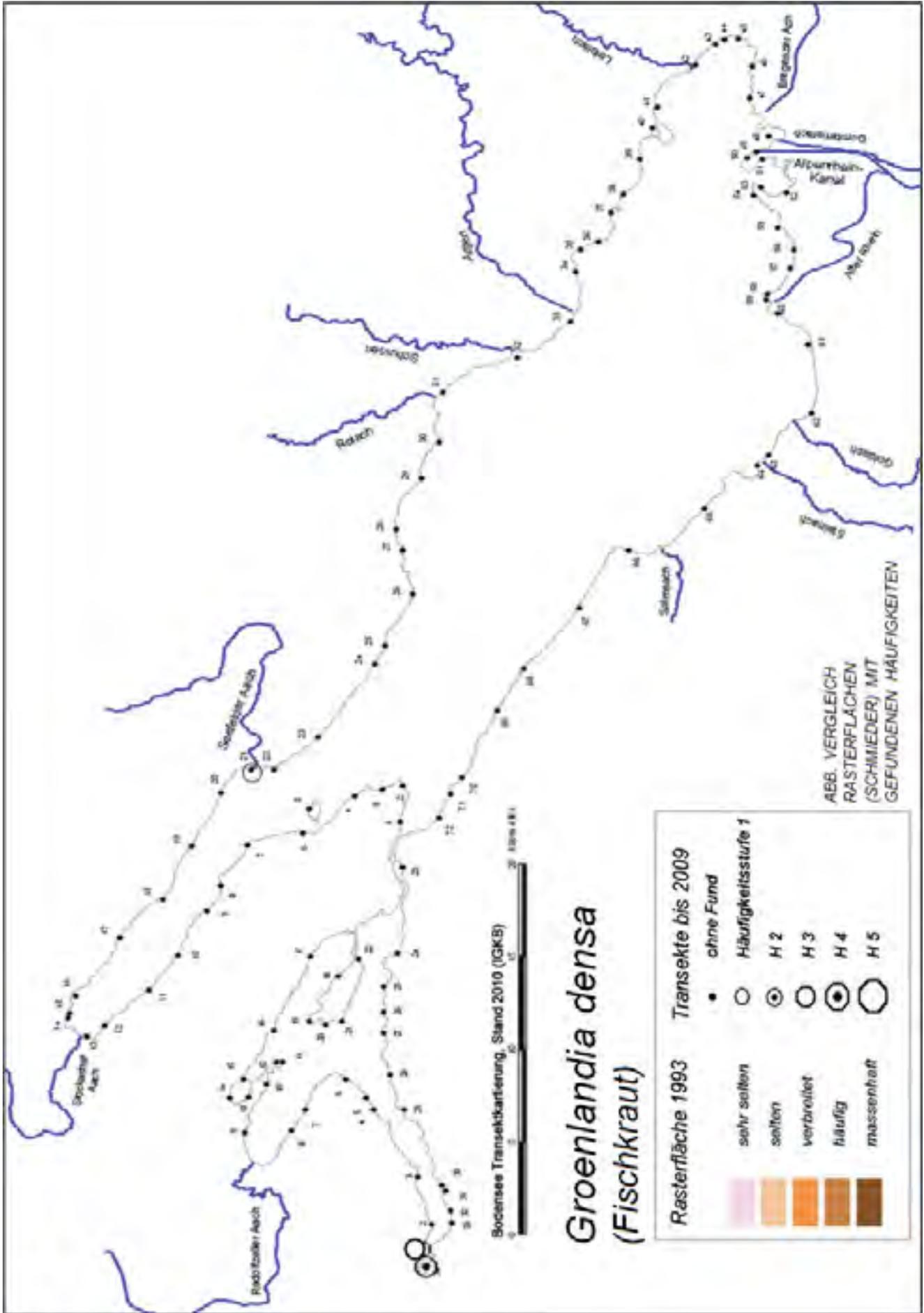


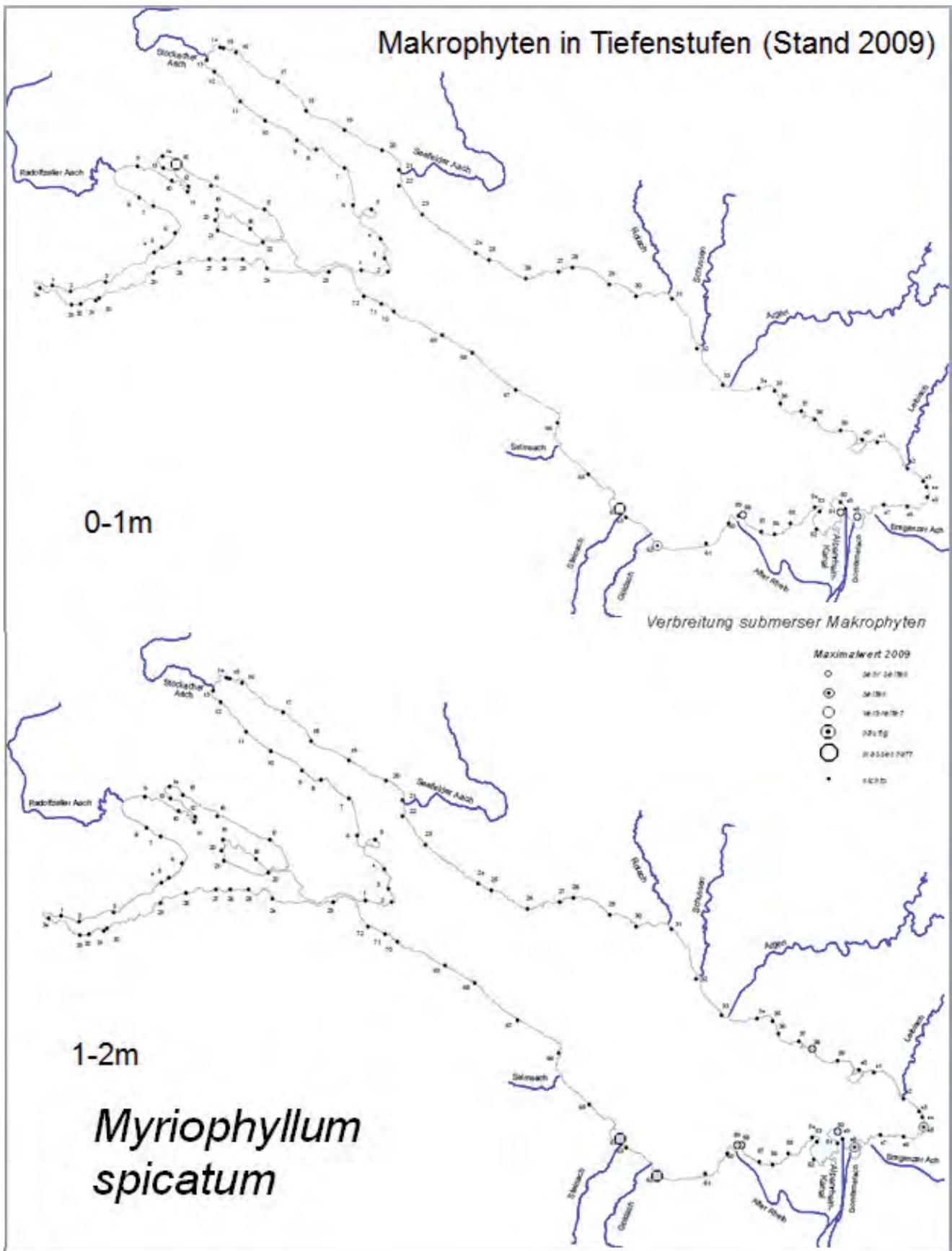


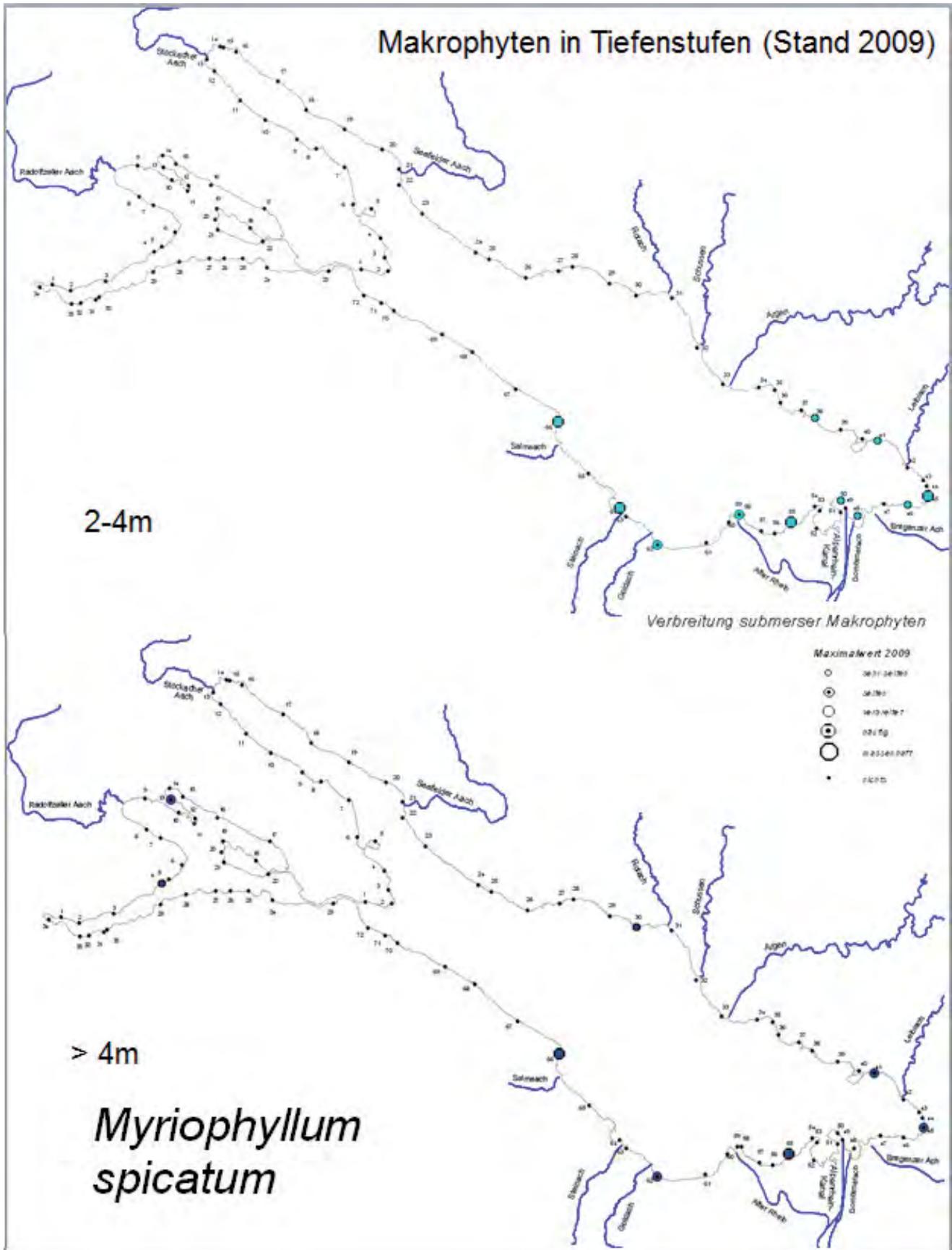


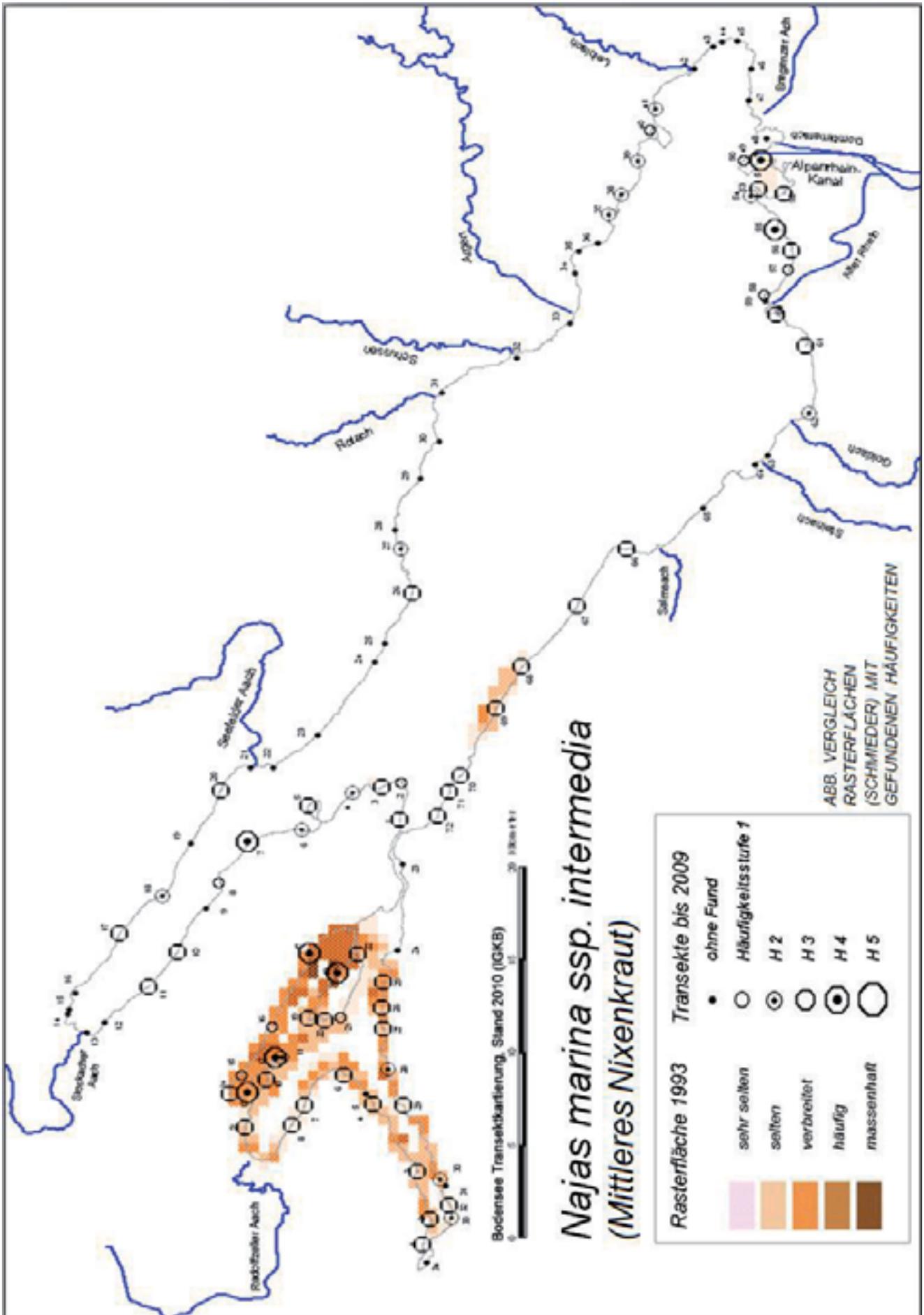


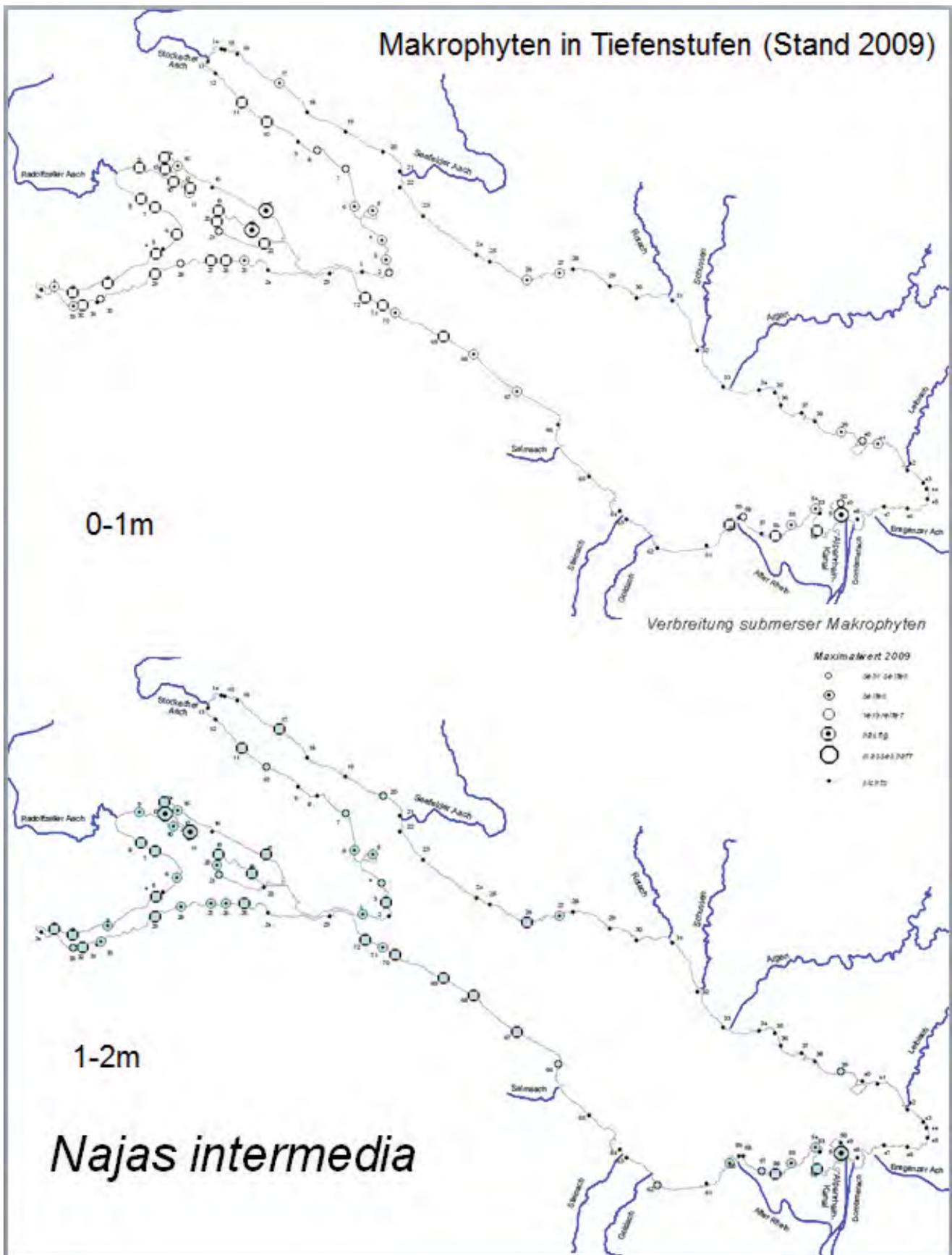




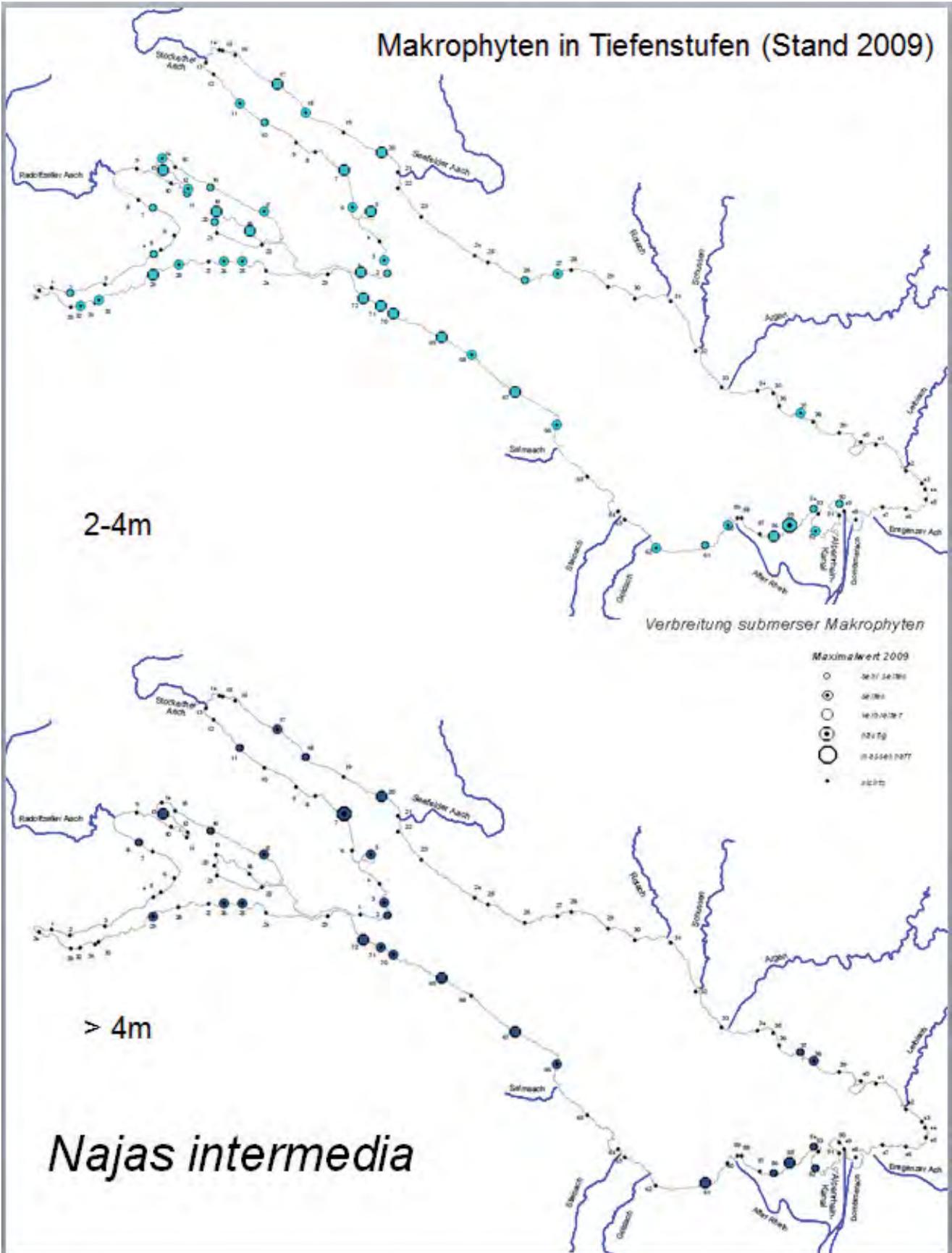


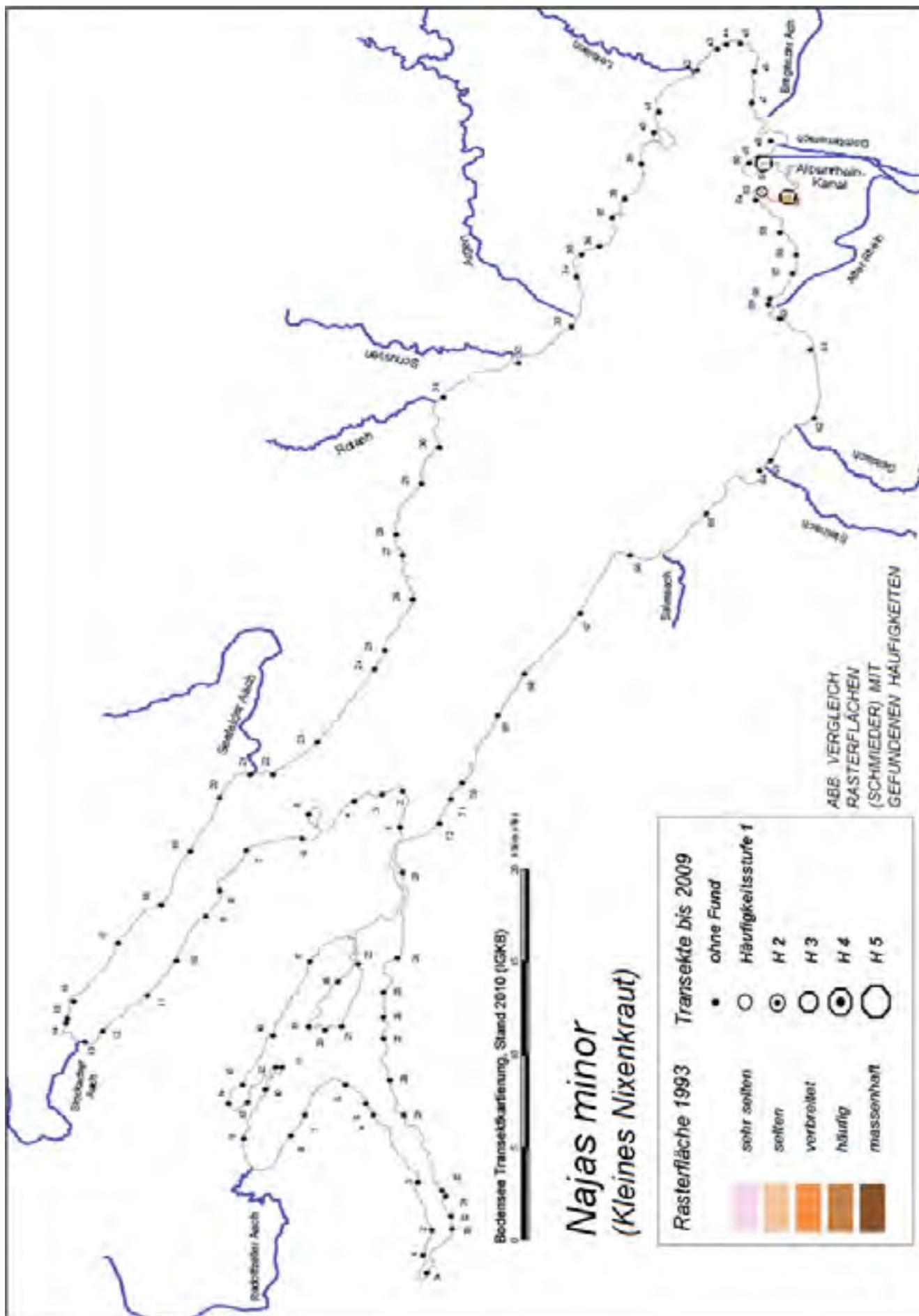


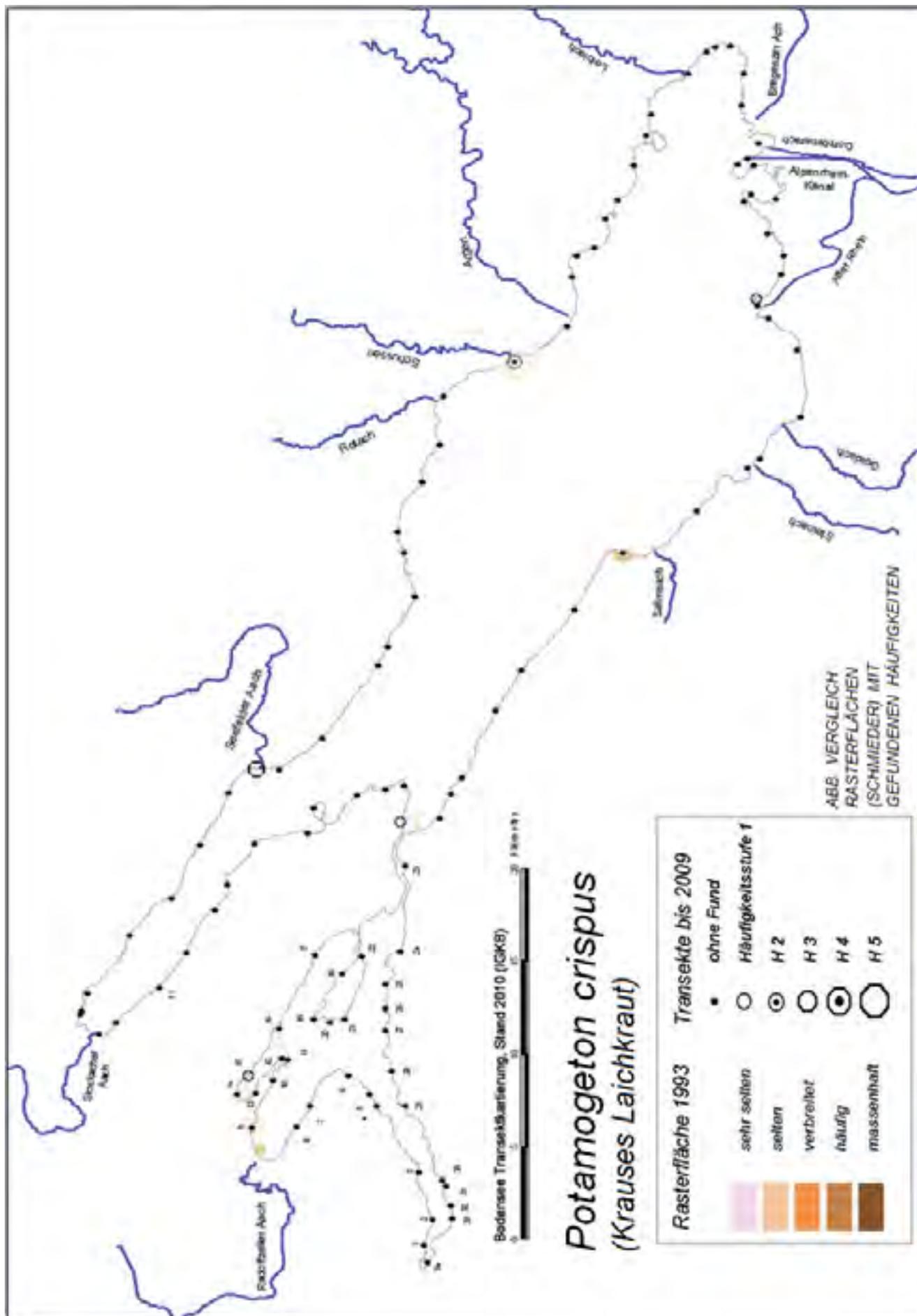


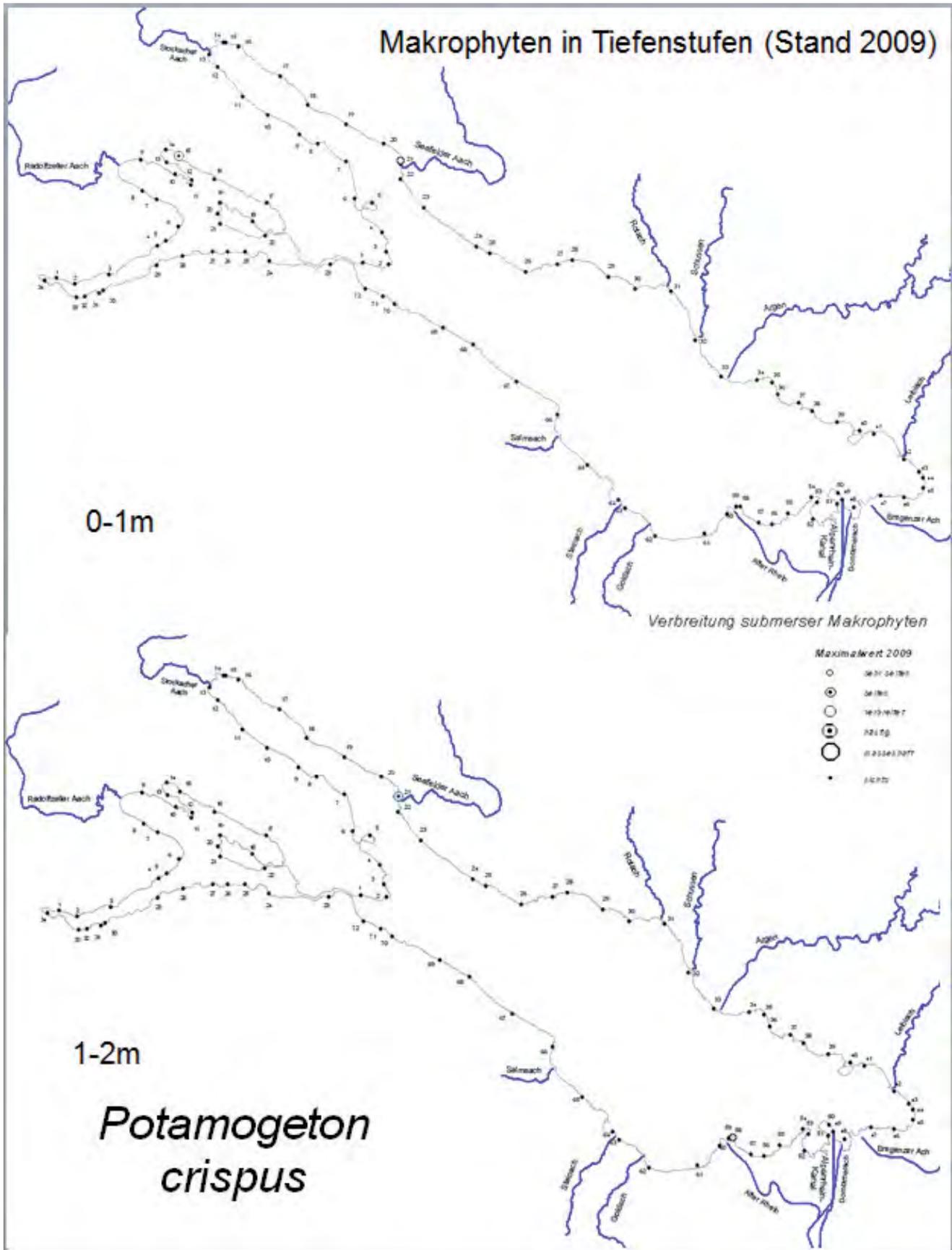


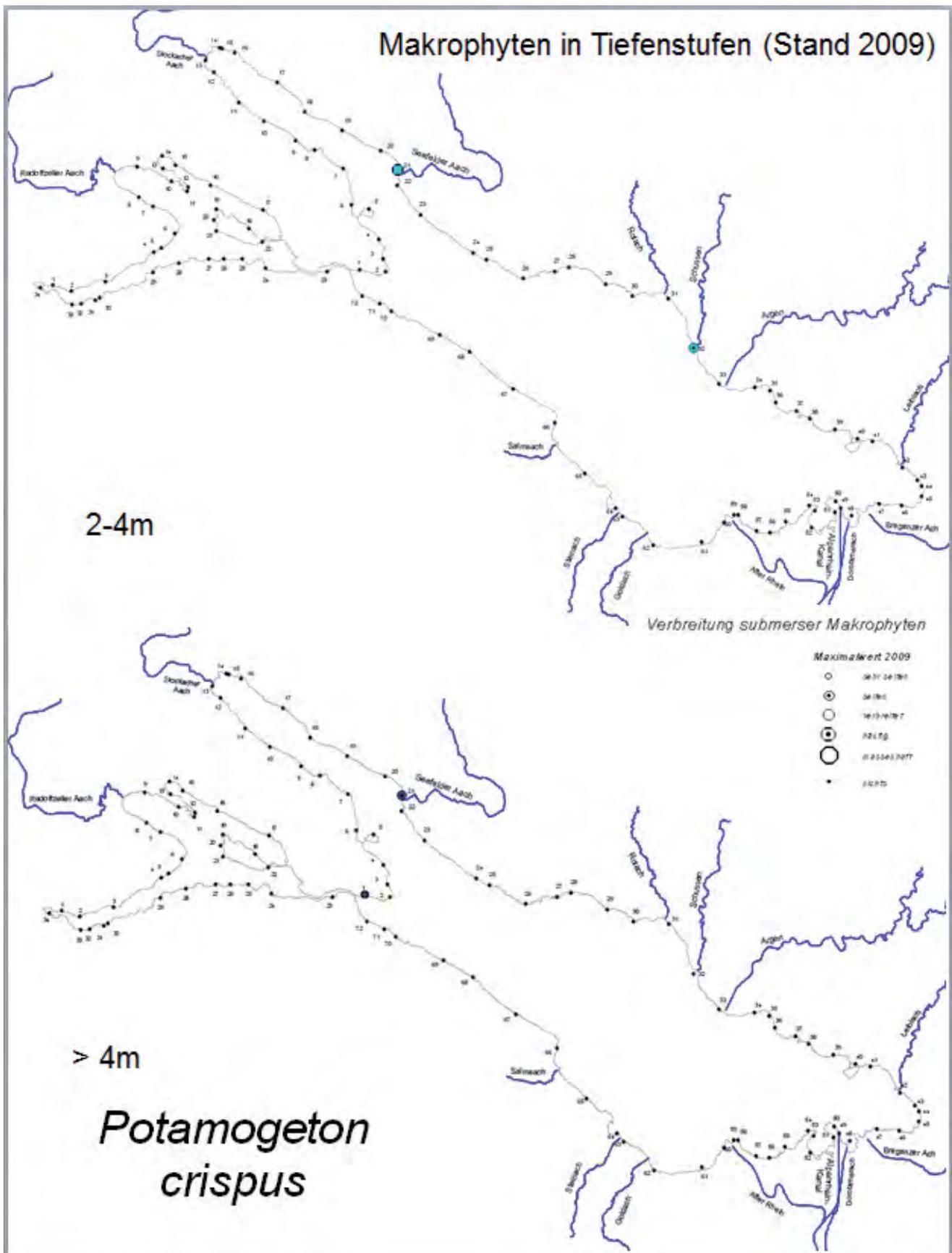
Makrophyten in Tiefenstufen (Stand 2009)

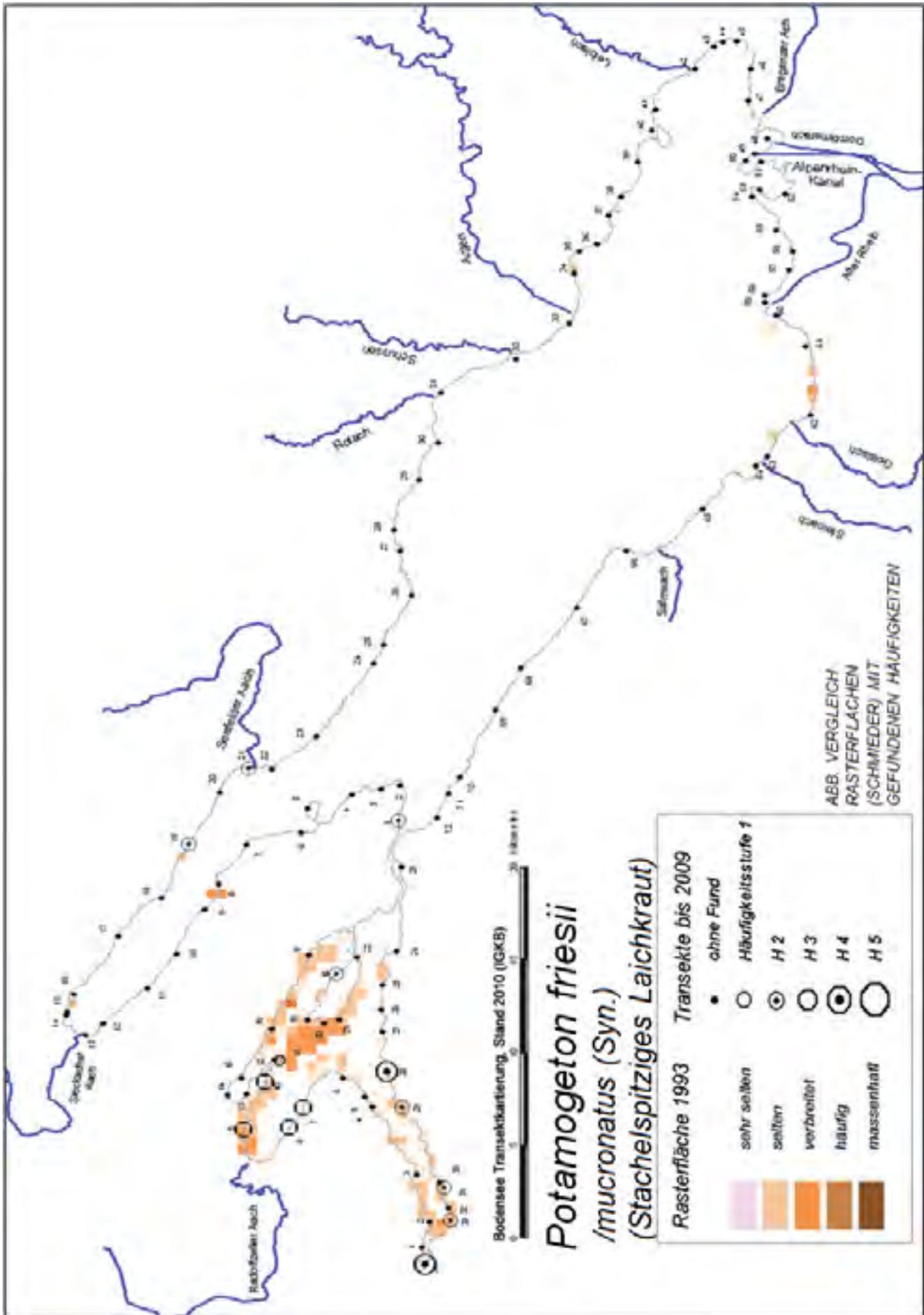


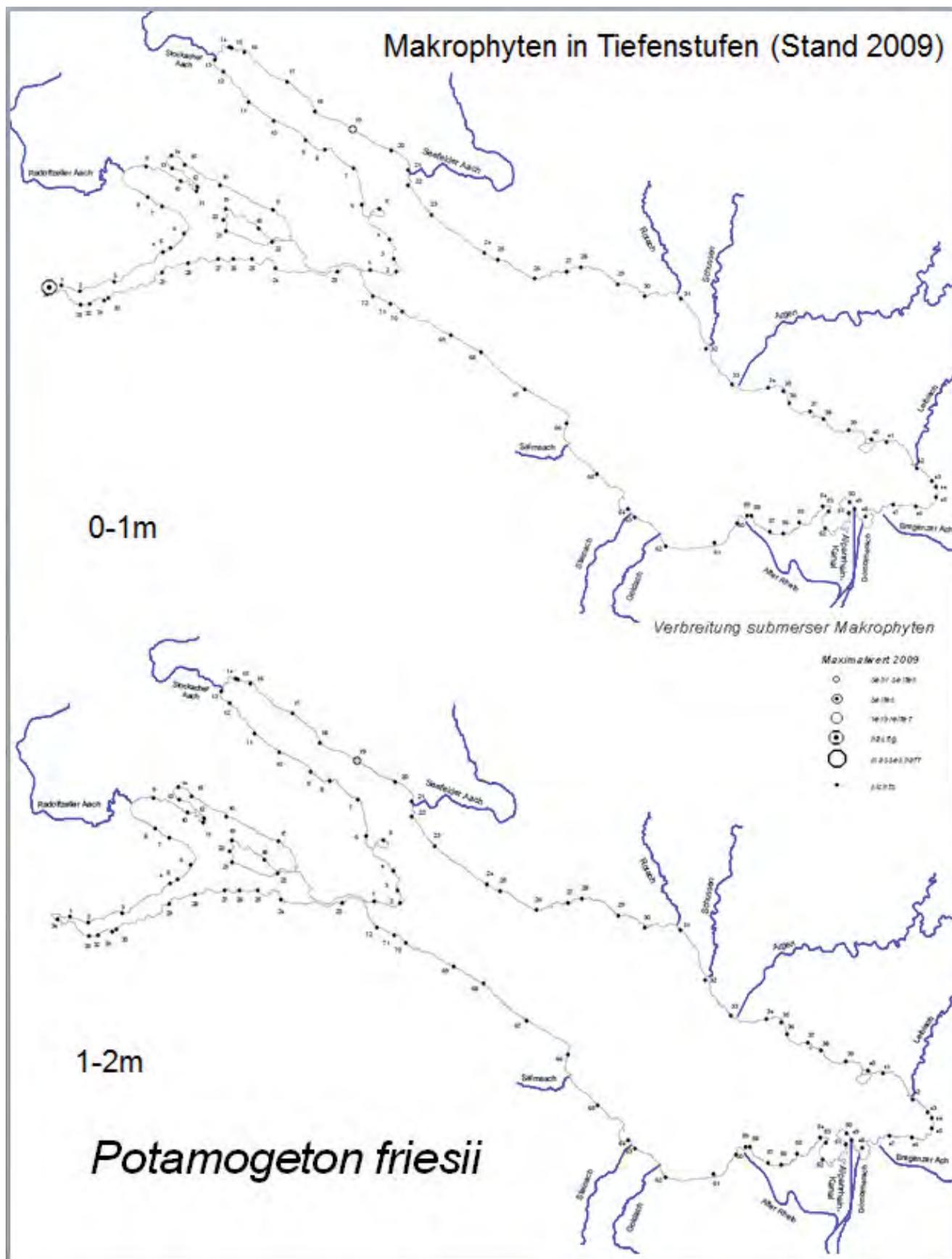




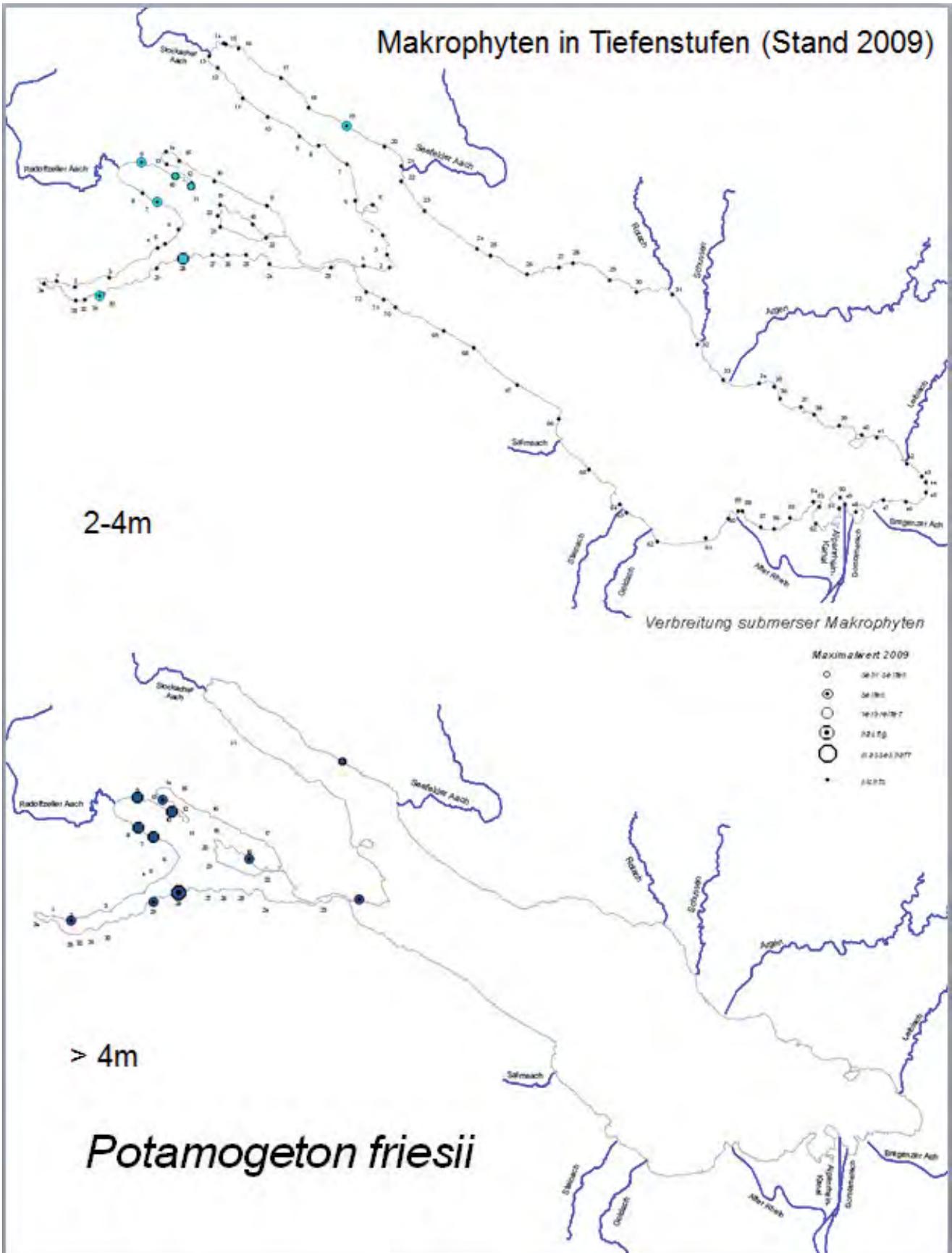




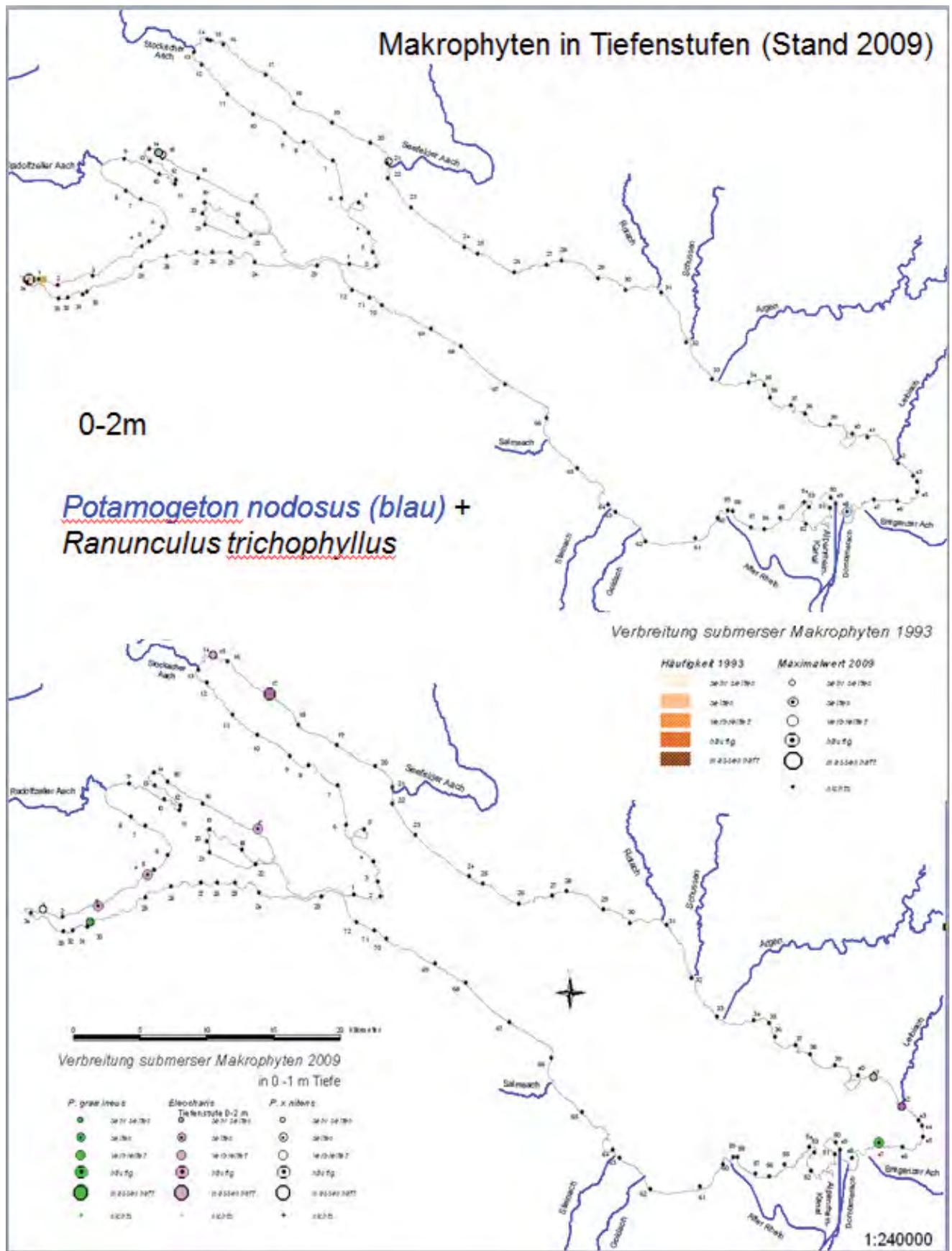


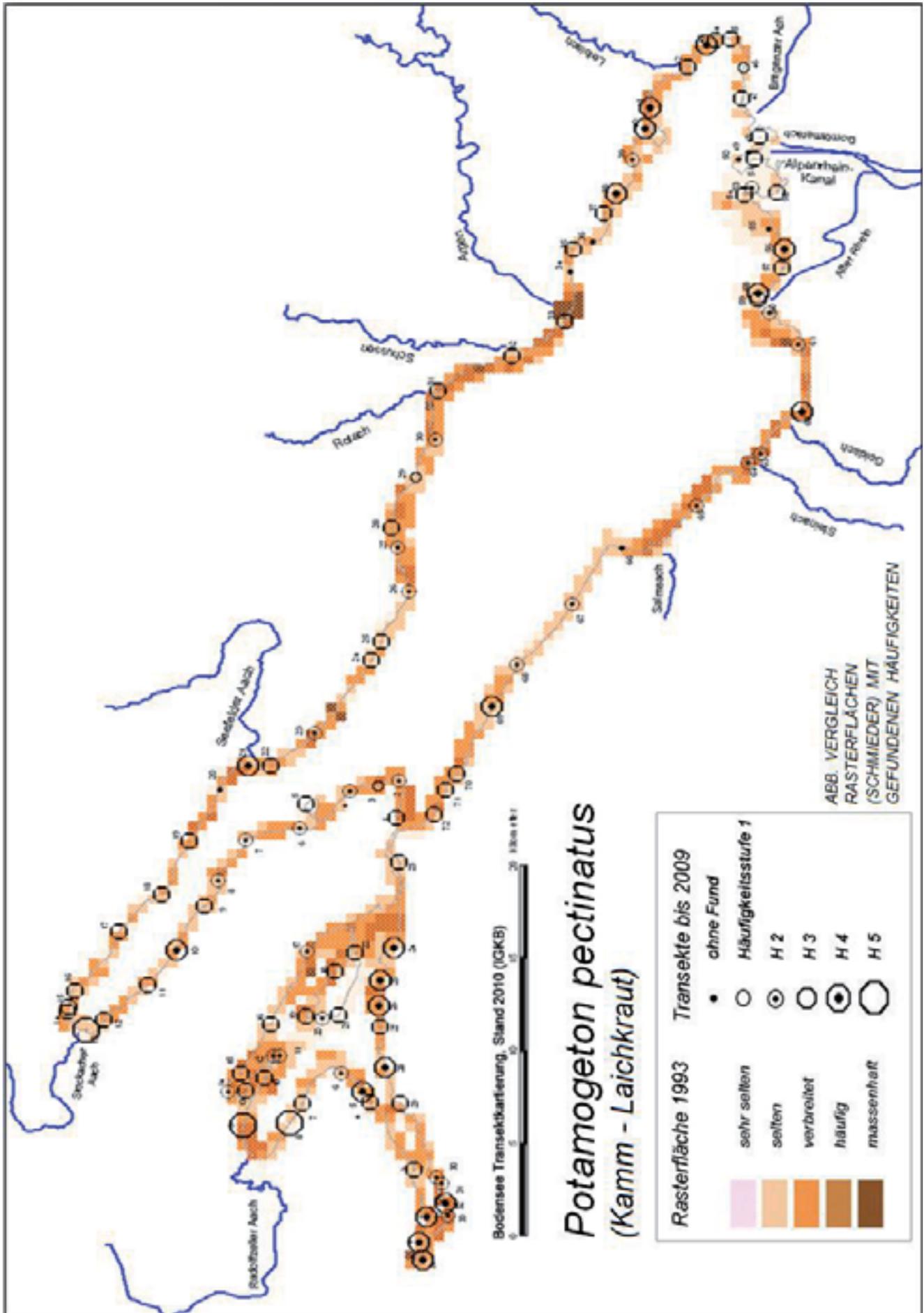


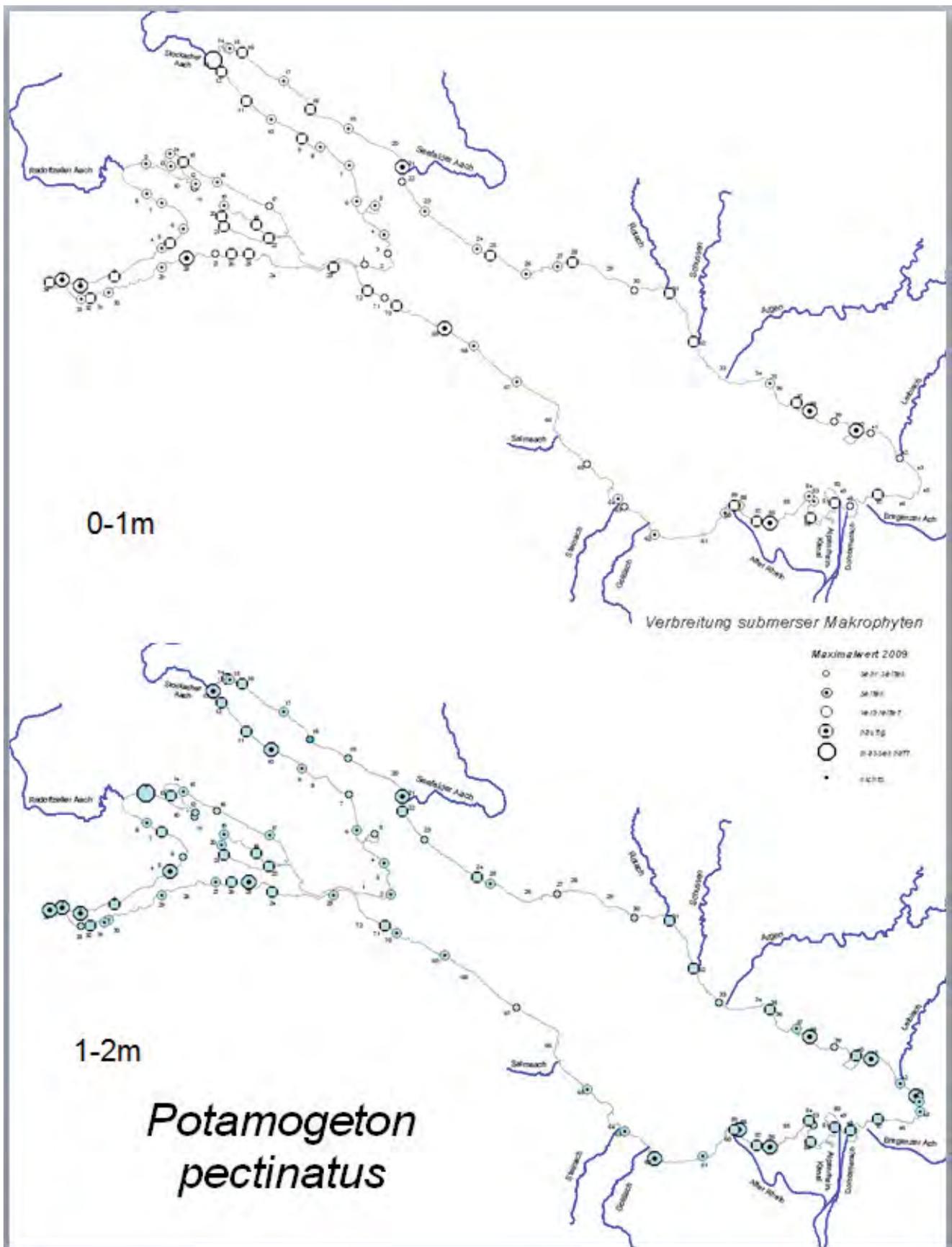
Makrophyten in Tiefenstufen (Stand 2009)

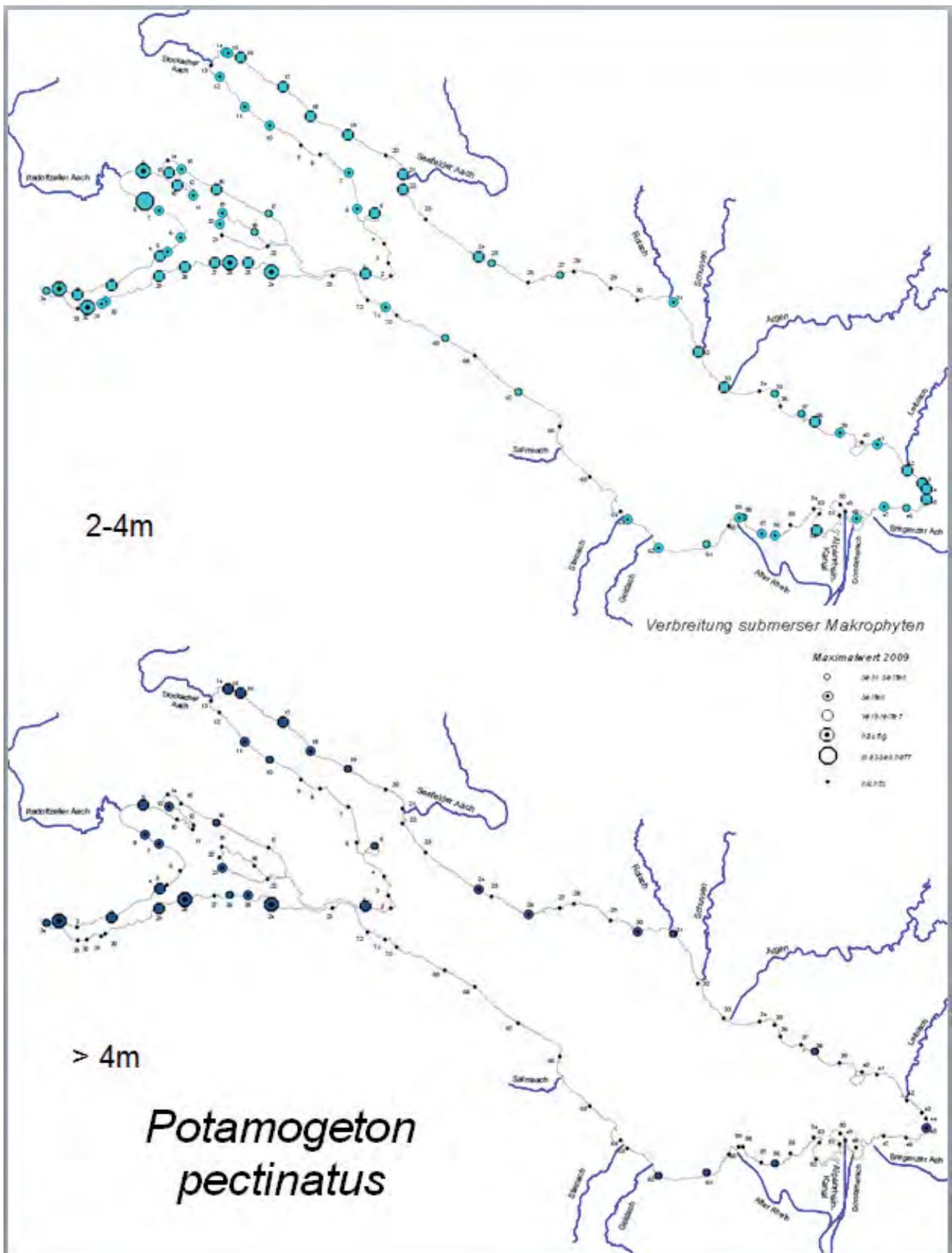


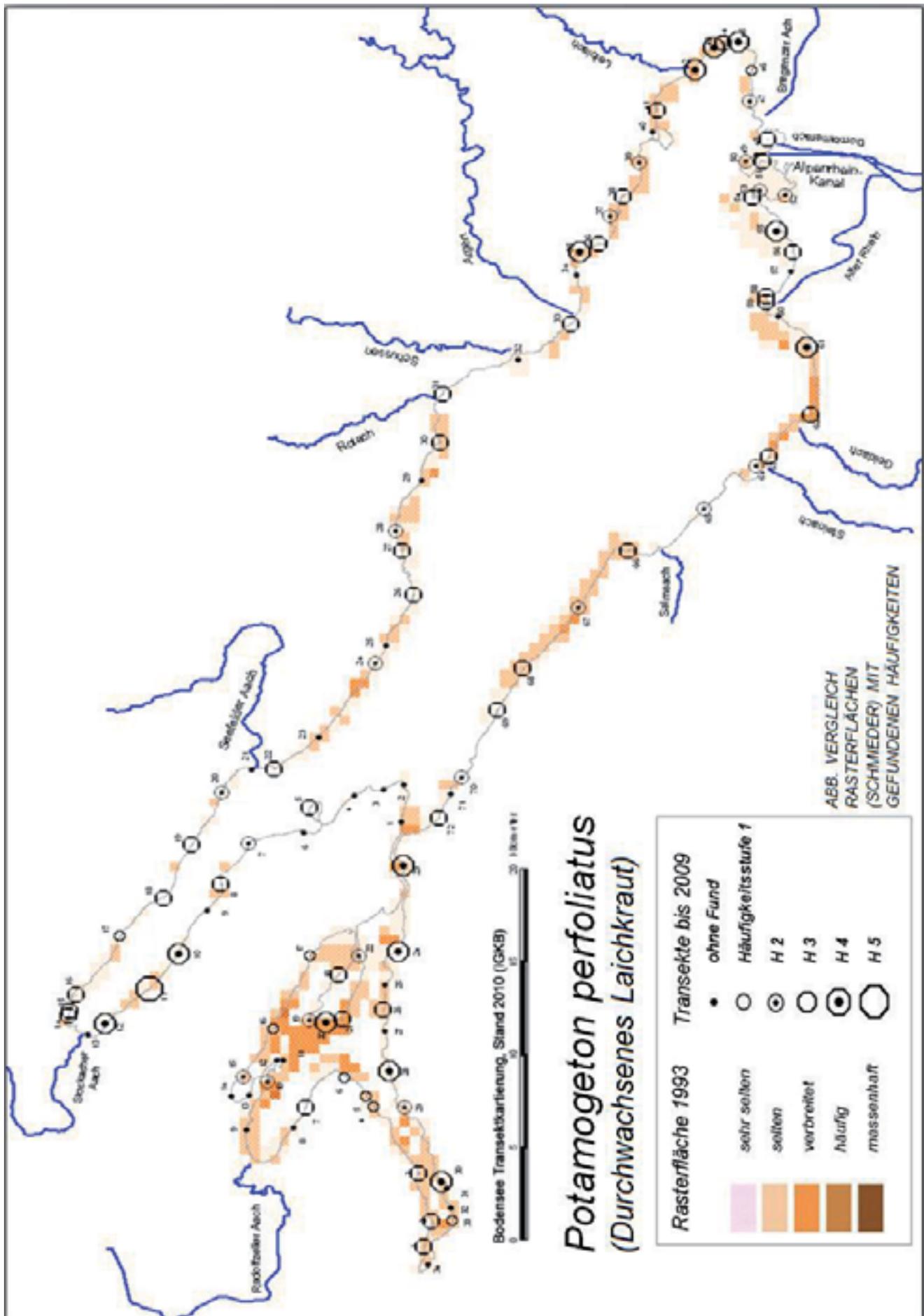
Makrophyten in Tiefenstufen (Stand 2009)

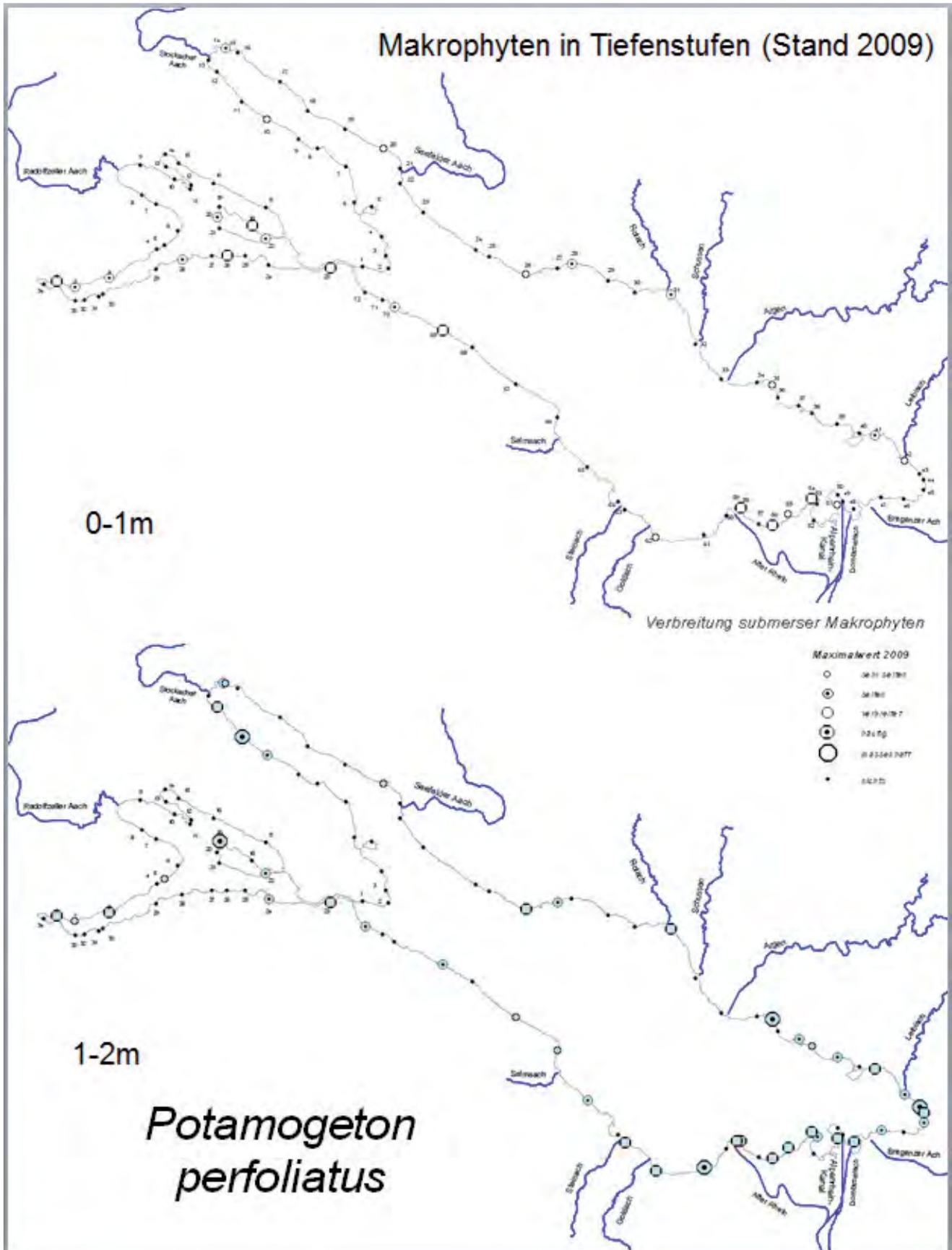


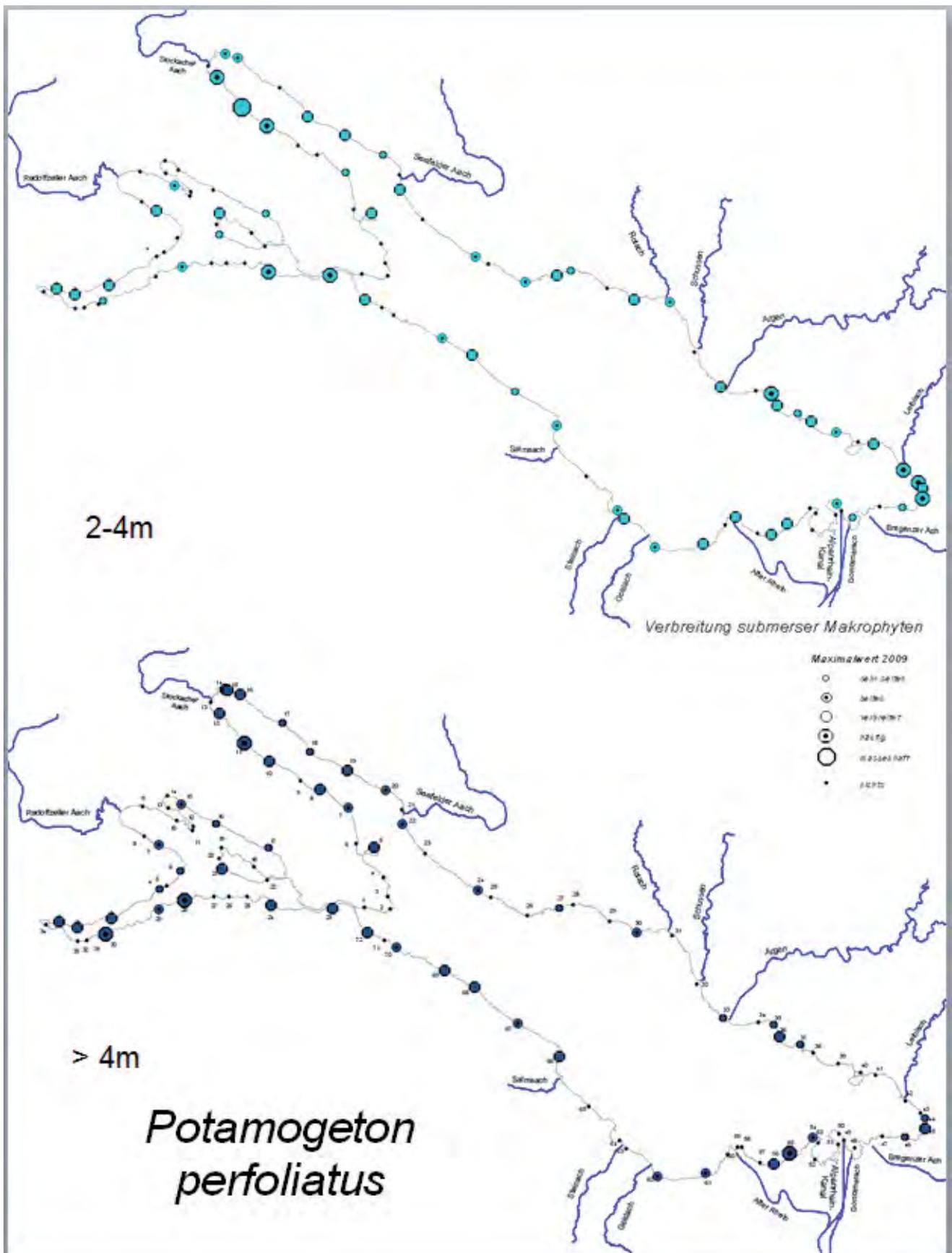


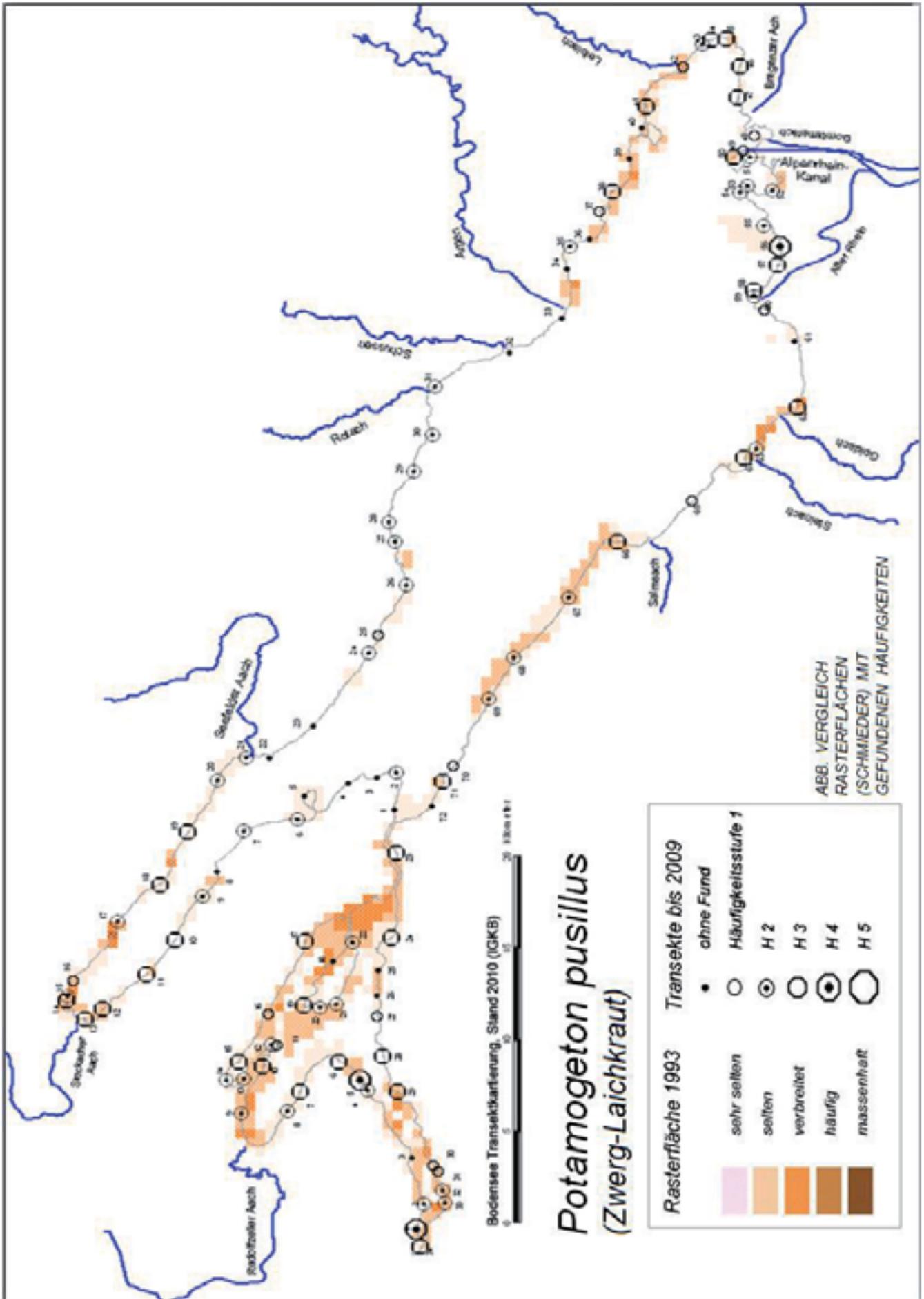


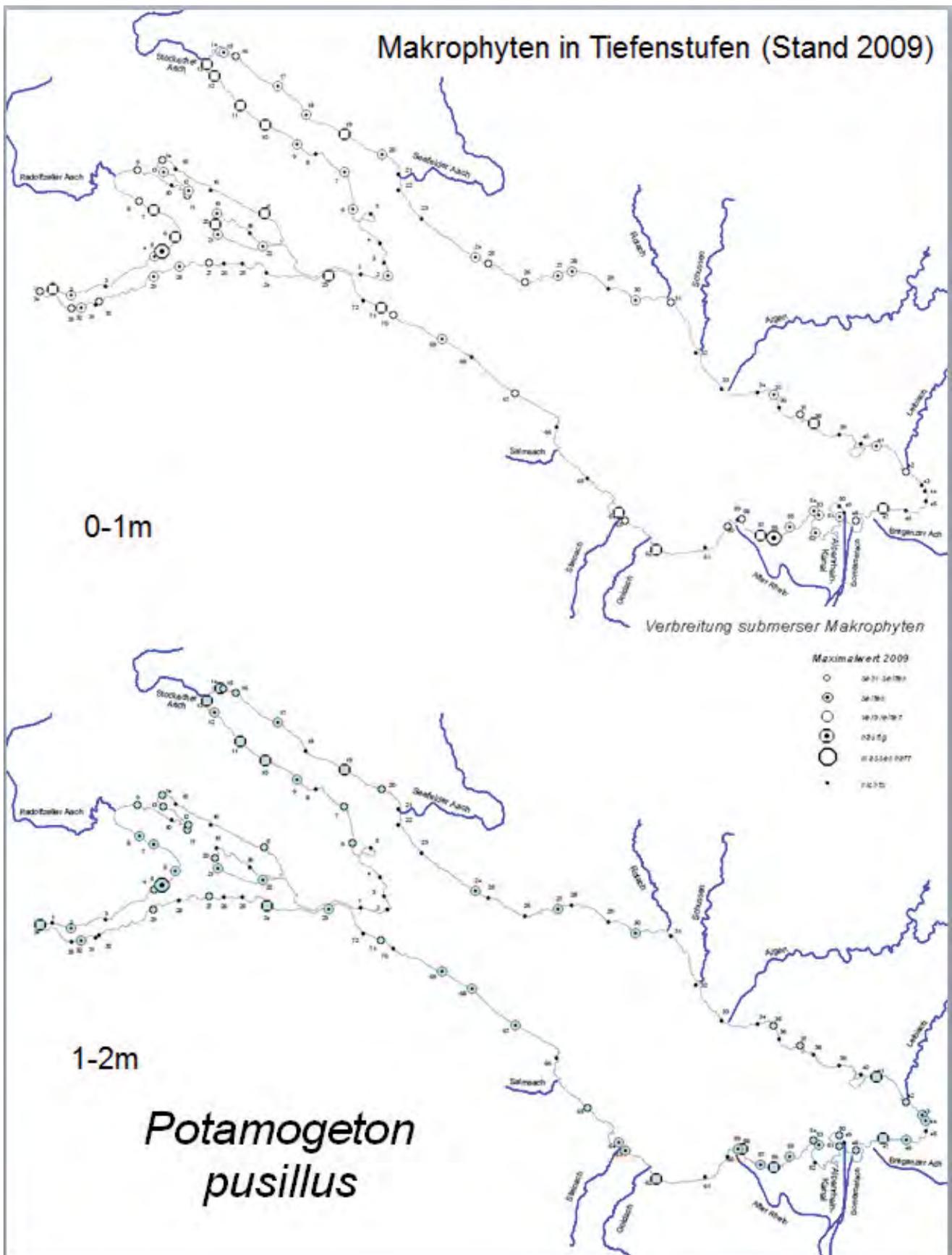












Makrophyten in Tiefenstufen (Stand 2009)

