

BOTANIK

Die Rückkehr des Federsees (Baden-Württemberg) vom algentrüben zum pflanzenreichen Flachsee

Von HANS GÜNZL, Tübingen

ZUSAMMENFASSUNG

Die Arbeit behandelt die Entwicklung der Wasservegetation im Federsee seit der Inbetriebnahme einer Abwasser-Ringleitung mit Sammelkläranlage im Jahr 1982. Im Vordergrund steht die Zeit nach dem Wechsel des Sees vom durch Cyanobakterien dominierten Trübwassersee zum durch Makrophyten dominierten Klarwassersee im Jahr 2008. Dabei wird die räumliche Verteilung der Schwimm- und Tauchblattpflanzen im See beschrieben und versucht, die Ursachen für Veränderungen in ihrem Bestand zwischen 2009 und 2012 zu ergründen. Die Untersuchungen legen nahe, dass für diese Veränderungen sowohl der sommerliche Mangel an Kohlenstoffdioxid und anorganischem Stickstoff als auch die selektive Fraßtätigkeit von Höckerschwan und Blässhuhn von Bedeutung sind. Außerdem werden einige auffällige benthische Cyanobakterien und Makroalgen beschrieben.

Schlüsselwörter: Federsee, flacher See, See-Wiederherstellung, Biomanipulation, alternative stabile Zustände, aquatische Makrophyten, anorganischer Kohlenstoff, Stickstoff, Wasservögel

ABSTRACT

The Federsee is an eutrophic shallow lake (area 140 ha, max. depth 3m), which is situated in the foothills of the alps to the north of Lake Constance. Since the fifties of the last century the lake became increasingly polluted by P-rich waste water, and therefore the submerged macrophytes gradually disappeared. In 1963 the lake switched over to the turbid state. From that time on Cyanobacteria (mainly *Microcystis* spp.) were dominant. All submerged plants disappeared completely, only *Nymphaea alba* and *Nuphar lutea* remained in the Federsee. Since 1982 a sewage pipeline with a treatment plant keeps away the waste water from the lake. But for many years the P-reloading from the sediment slowed down the recovery. The first submerged macrophyte which reappeared was *Potamogeton crispus*. At the nineties small stands of *Potamogeton natans* and *Ceratophyllum demersum* could be observed close to the mouth of a drainage stream, and in 2004 *Hydrocharis morsus-ranae* began to grow in weakly wind-exposed inlets of the lake. But the cyanobacteria continued to be dominant. In the end of the nineties top-down manipulation by reduction of the cyprinid density and pike stocking was started. Only in 2008 the lake rapidly returned to the macrophyte dominated state, and a great number of floating leaved and submerged species spread out over the Federsee. The greatest species diversity (13 species) was found in 2009 (Table 1 and 2). In 2012 three species had disappeared, and two species

had rapidly increased. It is supposed that these alterations are mainly caused by the limitation of CO₂ and N, and the selective grazing of Mute Swan and Coot. Some remarkable benthic cyanobacteria and macroalgae also have colonized the Federsee (Table 4).

Key words: Federsee, shallow lake, lake restoration, biomanipulation, alternative stable states, aquatic macrophytes, inorganic carbon, nitrogen, waterfowl.

1. VORGESCHICHTE

Der Federsee umfasst eine Fläche von etwa 140 ha. Seine größte Tiefe liegt bei etwa 3 m. Weite Teile des Sees sind jedoch weniger als 1,5 m tief. Damit weist sich der Federsee als typischer Flachsee aus, der im Klarwasserzustand überall das Wachstum von Tauchblattpflanzen ermöglicht (GÜNZL 2007). So wurde auch von LÖFFLER (1923) für den Federsee noch eine reiche Wasservegetation beschrieben (s. auch RÖBBELEN 1989). Allerdings diente der Federsee seit den 50er Jahren des letzten Jahrhunderts in steigendem Maß als Vorfluter für die phosphorreichen Abwässer der Randgemeinden. Bereits zu dieser Zeit konnten im Sommer ausgedehnte, von Cyanobakterien verursachte Wasserblüten beobachtet werden (KUHN 1960). Es kamen im Federsee zwar neben *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea* noch *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum*, *M. spicatum*, *Potamogeton crispus* und *P. lucens* vor, aber diese Tauchblattpflanzen waren nicht mehr häufig und siedelten fast nur in den sehr seichten Uferbuchten. 1963 änderte sich die Biozönose des Sees plötzlich drastisch: Die Tauchblattpflanzen verschwanden vollständig, und die Cyanobakterien gelangten zu hoher Dominanz. Ursache für diese Veränderung waren wohl starke Fäulnisvorgänge unter der dicken Eisdecke im vorausgegangenen sehr kalten Winter, welche zum Absterben der am Seeboden überwinterten Tauchblattpflanzen und zu massiver Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment führten. Nun waren die Cyanobakterien (hauptsächlich *Microcystis*- und *Coelosphaerium*-Arten und *Limnothrix redekei*, HURKA 1974) im Vorteil. Sie konnten sich sehr stark vermehren und durch Beschattung die Wiederansiedlung von Tauchblattpflanzen unterbinden.

In den 1970er Jahren wurde immer deutlicher, dass der Federsee bei weiter steigenden Abwassermengen nur durch den Bau einer Ringleitung mit Sammelkläranlage zu sanieren war. Diese Anlage ging schließlich 1982 in Betrieb. Aber auch danach blieb die Dominanz der Cyanobakterien weiterhin erhalten (WOHNHAS 1987, GÜNZL 1997b). Die Rückdüngung des Sees aus dem Phosphorvorrat des Sediments ließ das P-Dargebot nur langsam sinken (GÜNZL 1997a, LUBW 2009), so dass auch die Dichte des Phytoplanktons (gemessen als Chlorophyll a-Konzentration) nur sehr langsam abnahm (GÜNZL 1997 b, 2002). Zwischen 1992 und 1996 ließ sich allerdings eine Zunahme der Kiesellagen bei gleichzeitig sinkendem Chlorophyll a-Gehalt feststellen – ein Hinweis auf die abnehmende Bedeutung der Cyanobakterien im Federsee (GÜNZL 1997b). Als erste Tauchblattpflanze wies schon in den 80er Jahren *Potamogeton crispus* auf die Abnahme des P-Dargebots im See hin. Diese Tauchblattpflanze bildet im trüben Wasser an der Oberfläche schwimmende Teppiche (Abb. 1), wodurch sie die Beschattung durch das Phyto-



Abb. 1. 1986: Zaghaft versucht *Potamogeton crispus* das durch Cyanobakterien stark getrübe Wasser zu besiedeln.

plankton minimiert. Die Siedlungsdichte schwankte jedoch von Jahr zu Jahr stark, und die Präsenz von *P. crispus* im See war kurz, da bereits im Frühsommer die Pflanzen nach der Bildung von Überwinterungstrieben (Turionen) abstarben (GÜNZL 1993a, b). Seit den 90er Jahren konnten neben *P. crispus* auch immer wieder kleine Bestände von *Ceratophyllum demersum* und *Potamogeton natans* besonders in der Nähe eines von Süden in den See mündenden Grabens beobachtet werden (GRÜTTNER & WARNKE-GRÜTTNER 1996) und 2004 erschien erstmals *Hydrocharis morsus-ranae* am Ufer des Federsees. Diese Schwimmblattpflanze war vorher nur von einer einzigen Stelle in einem zum See führenden Graben bekannt (GRÜTTNER & WARNKE-GRÜTTNER 1996).

Seit Ende der 90er Jahre wurde versucht, die Wiederansiedlung von Makrophyten durch das Abfischen vor allem der Jungtiere von Ukelei (*Alburnus alburnus*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*) und Brachsen (*Abramis brama*), die den See in hohen Dichten besiedelten (VERPOORTEN 1997, 2006), zu beschleunigen. Entsprechende Untersuchungen zur Förderung des Zooplanktons hatten gezeigt, dass die „Top-down-Kontrolle“ in Flachseen besonders Erfolg versprechend ist. (OZIMEK et al. 1990, VAN DONK & OTTE 1996, JEPPESEN et al. 1997). Durch Besatz des Federsees mit vorgestreckten Junghechten sollte außerdem der Fraßdruck auf die zooplanktivoren Cypriniden erhöht werden (SØNDERGAARD et al. 1995, BERG et al. 1997). Es war jedoch klar, dass der Effekt dieser Maßnahmen nicht allzu groß sein konnte, da das Abfischen in einem so großen und flachen Gewässer schwierig ist (insgesamt wurden zwischen 1999 und 2005

9,5 t Cypriniden entnommen), und außerdem die zu dieser Zeit im Phytoplankton vorherrschenden *Microcystis*-Arten wegen ihrer Größe als Nahrung für das Zooplankton kaum geeignet waren.

25 Jahre nach dem Bau der Ringleitung wechselte die Biocönose des Federsees schließlich in kurzer Zeit von der Algen- zur Makrophytendominanz. Im Jahr 2007 waren die Cyanobakterien und Kieselalgen nur in geringer Dichte vorhanden. Dagegen verursachte die bisher im Federsee noch nicht nachgewiesene Goldalge *Mallomonas pseudocoronata* im Juni eine starke Wassertrübung und blieb bis zum Herbst die häufigste Algenart. Im darauf folgenden Sommer (der Spitzenwert des P_G lag nun unter $100\mu\text{g/l}$, LUBW 2009) war dann das Wasser klar, und es hatte sich bereits eine artenreiche, typische Tausendblatt-Teichrosen-Gesellschaft (*Myriophyllo-Nupharetum luteae*) etabliert.

Im Gegensatz zum algendominierten Zustand spielt seither das Plankton in der Biozönose des Sees nur noch eine sehr geringe Rolle. Es bleibt deshalb in der vorliegenden Arbeit unberücksichtigt. Die seit dem Wandel das Leben im Federsee beherrschenden Schwimm- und Tauchblattpflanzen stehen im Vordergrund. Die Untersuchungen basieren auf jährlich mehreren Befahrungen des Federsees, wobei im Rahmen von 12 Befahrungen im Jahr 2012 versucht wurde, die aktuelle Verbreitung der Arten möglichst genau zu erfassen (Abb. 2). Die Abschätzung der Artenhäufigkeiten erfolgte nach dem Augenschein.

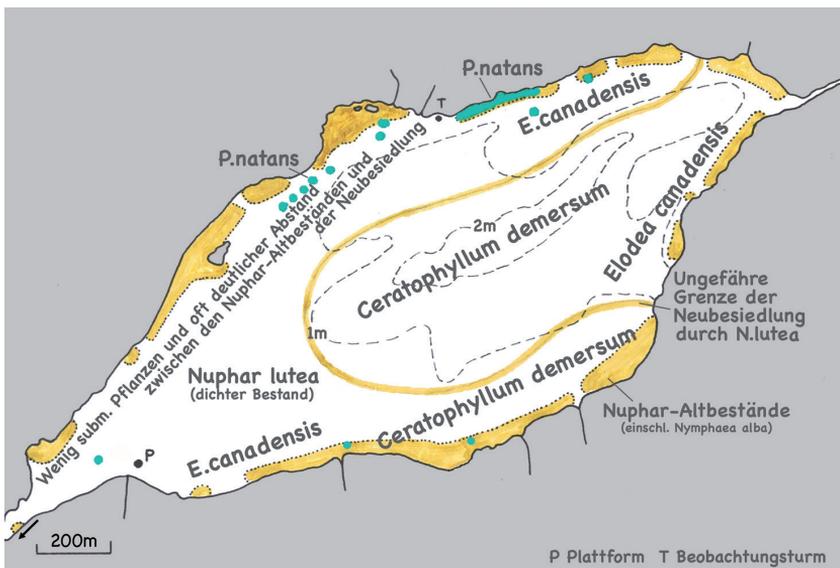


Abb. 2. Die Verbreitung der häufigen Schwimmblatt- und Tauchblattpflanzen im Federsee im Jahr 2012. Nicht eingetragen sind *Hydrocharis morsus-runae* und *Spirodela polyrhiza*, die in allen Seebuchten große Flächen einnahmen (*Nuphar*-Altbestände nach GRÜTTNER und WARNKE-GRÜTTNER 1996).

2. DIE ENTWICKLUNG DER VEGETATION BIS 2012

Ihre größte Diversität erreichten die Makrophyten im Jahr 2009 (Tabelle 1). Ein interessanter Neuling war im Federsee *Najas marina*, denn diese Art war bisher nur durch Samenfunde aus der Bronzezeit im südlichen Federseeried bekannt (RÖSCH 1984). Heute kommt sie nur in einigen bodenseenahen Seen und Weihern vor¹. Aber bereits in den folgenden Jahren zeigten sich Veränderungen in Zahl und Häufigkeit der Arten. Während sich die Bestände von fünf Arten (*C. demersum*, *E. canadensis*, *H. morsus-ranae*, *N. lutea*) bis 2012 weiter stark vergrößerten, schrumpften *P. crispus*, *R. circinatus* und *N. alba* bis auf kleine Restbestände, und drei Arten (*M. verticillatum*, *N. marina* und *U. australis*) verschwanden wieder vollständig aus dem See.

E. canadensis begann sich hauptsächlich in den ufernahen seichteren Randbereichen des Sees auszubreiten, während *C. demersum* vorwiegend in den tieferen Seeteilen Dominanzbestände entwickelte (Abb. 2 und 3). Beide Arten drangen auch in den dichten Bestand von *N. lutea* vor; allerdings in geringerer Dichte



Abb. 3. Im tiefsten Bereich des Sees bildet *Ceratophyllum demersum* einen dichten Dschungel, in dem die Sprosse mehr als 2 m tief bis zum Seegrund reichen (Sept. 2012).

¹ Die Daten zur Verbreitung der Makrophyten in oberschwäbischen Seen und Weihern wurden mir von Herrn Trautmann, Pro Regio Oberschwaben GmbH zur Verfügung gestellt.

Tabelle 1. Tauchblattpflanzen

	Vorkommen im Jahr		HCO ₃ ⁻ -Nutzer	
	2009	2012		
Raues Hornblatt <i>Ceratophyllum demersum</i> L.	++	+++	*	2012 sehr häufig vor allem in den tiefen Bereichen des Sees (Abb. 3)
Kanadische Wasserpest <i>Elodea canadensis</i> Michx.	++	+++	*	2012 sehr häufig vor allem an den Ufern.
Dreifurchige Wasserlinse <i>Lemna trisulca</i> L.	+	+	*	Am Ufer und zwischen <i>N. lutea</i> .
Quirlblütiges Tausendblatt <i>Myriophyllum verticillatum</i> L.	+	-	-*	Seit 2010 im See nicht mehr nachweisbar.
Großes Nixenkraut <i>Najas marina</i> L.	+	-	-**	Seit 2010 im See nicht mehr nachweisbar.
Krauses Laichkraut <i>Potamogeton crispus</i> L.	++	(+)	*	2010 noch blühende Teppiche, 2012 sehr vereinzelt nur sterile Pflanzen.
Südlicher Wasserschlauch <i>Utricularia australis</i> R. Br.	++	-	-*	2009 waren die neuen <i>Nuphar</i> -Bestände dicht besiedelt. (Abb. 14). Ab 2010 nicht mehr nachweisbar.
Spreizender Hahnenfuß <i>Ranunculus circinatus</i> Sibth.	++	+	*	2012 nur vereinzelt Pflanzen in den dichteren <i>Nuphar</i> -Beständen.
Sumpf-Teichfaden <i>Zannichellia palustris</i> L.	-	(+)	*	Nur ein kleines Vorkommen nahe der Plattform.

- nicht nachweisbar (+) selten + in wenigen, kleinen Beständen ++ häufig +++ massenhaft

* nach Angaben von MABERLY and MADSEN (2002) ** Nachweis für *N. fragilis* von HOUGH and FORNWALL (1988)

und ohne sich gegenseitig zu verdrängen. *P. crispus* besiedelte vor 2008 vor allem die Seeteile außerhalb der 1m-Tiefenlinie (GÜNZL 1993a). Nach der Wende wurden diese Bereiche von *E. canadensis* okkupiert, und *P. crispus* verlagerte seinen

Tabelle 2. Schwimmblattpflanzen

	Vorkommen im Jahr		
	2009	2012	
Froschbiss <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	++	+++	Die Art hat nicht nur alle Buchten besiedelt, sondern breitet sich auch in den <i>Nuphar</i> -Beständen aus (Abb. 6).
Gelbe Teichrose <i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.	++	+++	Seit 2008 Ausbreitung über fast alle flachen Teile des Sees (Abb. 4).
Weißer Seerose <i>Nymphaea alba</i> L.	+	(+)	Bis 2011 fast vollständig verschwunden. Nur ganz vereinzelt Neuansiedlungen.
Schwimmendes Laichkraut <i>Potamogeton natans</i> L.	+	++	Vor allem an den nördlichen Ufern mehrere Bestände >30 qm (Abb. 5).
Teichlinse <i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	+	++	Zahlreich in den ruhigen Seebuchten, aber auch oft zwischen den Schwimmblättern von <i>Nuphar</i> .

(+) selten + in wenigen, kleinen Beständen ++ häufig +++ massenhaft

Verbreitungsschwerpunkt in tiefere Seeteile. Dort wurde diese Art aber durch *C. demersum* verdrängt, so dass *P. crispus* 2012 nur noch selten und steril an schwach bewachsenen Stellen vorkam.

Unter den Schwimmblattpflanzen (Tabelle 2) hat sich *N. lutea* seit 2008 am weitesten ausgebreitet (Abb. 2 und 4). Die Neubesiedlung muss durch Samen erfolgt sein, die im Sediment in großer Menge deponiert waren, sonst wäre das außerordentlich rasche Vordringen in den See nicht erklärbar. Die Rhizome von *N. lutea* wachsen nur sehr langsam, so dass die Altbestände des Federsees oft noch deutlich erkennbar sind (Abb. 2). In Zukunft wird sich aber wohl die Ausbreitung von *N. lutea* verlangsamen, weil der durch *E. canadensis* und *C. demersum* weitgehend besetzte Seeboden die Samenkeimung sehr erschweren dürfte. *P. natans* hat in den seichten Seeteilen im Norden einige größere Bestände entwickelt (Abb. 2 und 5). Recht häufig waren aber auch kleinere Ansiedlungen dieser Schwimmblattpflanze selbst zwischen *N. lutea* anzutreffen. Sie weisen darauf hin, dass sich *P. natans* in den kommenden Jahren noch weiter ausbreiten wird. Eine ebenfalls sehr erfolgreiche Schwimmblattpflanze ist im Federsee *H. morsus-ranae*. Diese wurzellose Pflanze, die – wie oben schon angemerkt – bereits vor 2008 in den See vorgedrungen war, breitete sich danach rasant aus und besiedelte nicht nur die Seebuchten, sondern drang auch zwischen die Schwimmblätter



Abb. 4. Neuansiedlung von *Nuphar lutea* im südwestlichen Teil des Federsees. Im Hintergrund Bad Buchau (Juni 2012).

von *N. lutea* vor. Im Kanzachkanal überwucherte *H. morsus-ranae* ihre Bestände bereits vollständig (Abb. 6), und damit hat sie wahrscheinlich begonnen, *N. lutea* aus dem Abfluss des Federsees zu verdrängen.

Da sowohl die Zahl der Brutpaare als auch die Zahl der nach der Brutzeit auf dem Federsee weilenden Höckerschwäne (*Cygnus olor*) seit 2008 stark zugenommen hat (EINSTEIN 2012), wurde deren möglicher Einfluss auf die Biomasseentwicklung der Makrophyten durch die Untersuchung von Kotproben² abzuschätzen versucht (Tabelle 3). Es ergab sich, dass im größten Teil der Proben *E. canadensis* ausschließlich oder wenigstens dominant vorkam, und zwar hauptsächlich die Blätter und nur selten Bruchstücke von Stengeln. Die Spuren der Fraßtätigkeit des Höckerschwans konnten auch an den Pflanzen im See beobachtet werden: Die *Elodea*-Stengel wurden regelrecht entblättert (Abb. 7). *C. demersum* wurde während des Sommers kaum genutzt, gewann aber im Herbst wohl wegen der stärkereichen Überwinterungstriebe (Turionen) an Bedeutung.

Von den Cyanobakterien sind zwei Arten, die in größerer Dichte auftraten, zu erwähnen (Tabelle 4): *Oscillatoria limosa* und *Gloeotrichia natans*. *O. limosa* breitete sich auf unbewachsenen Schlammflächen aus. An warmen, windstillen Tagen

² Proben von frischem Kot wurden mittels eines 300 µm-Siebes von Feinpartikeln gereinigt und bei schwacher und starker Vergrößerung untersucht.



Abb. 5. Große Bestände von *Potamogeton natans* am nordwestlichen Ufer des Federsees (siehe Abb. 2) (September 2012).



Abb. 6. *Hydrocharis morsus-runae* im Kanzachkanal. Die *Nuphar lutea*-Bestände wurden von dieser Schwimmpflanze vollständig überwuchert (August 2012).

Tabelle 3. Kotproben 2012

11. 07.	1	<i>Elodea</i>
31. 07.	1	<i>Cladophora</i>
07. 08	1	<i>Elodea, Chara</i>
	2	<i>Elodea</i>
	3	<i>Elodea</i>
	4	<i>Elodea</i>
	5	<i>Elodea</i>
27. 08.	1	<i>Cladophora, Ceratophyllum</i>
	2	<i>Elodea</i>
07. 09.	1	<i>Elodea</i>
	2	<i>Cladophora</i>
	3	<i>Elodea</i>
	4	<i>Elodea</i>
06.10.	1	<i>Elodea, Cladophora</i> (wenig)
20. 11.	1	<i>Ceratophyllum, Elodea</i> (wenig)
	2	<i>Chara</i>
	3	<i>Ceratophyllum</i>

Tabelle 4. Cyanobakterien und Makroalgen im Jahr 2012

<i>Gloeotrichia natans</i> Rabenh.	Ab August hauptsächlich auf <i>Elodea</i> und <i>Ceratophyllum</i> in den Bereichen außerhalb der 1m-Tiefenlinie.
<i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh.	Auf unbewachsener Mudde im flachen Wasser.
<i>Cladophora fracta</i> Kützing	Seit 2010 im Spätsommer große Schwimmdecken (Abb.10).
<i>Spirogyra</i> spp.	
<i>Chara globularis</i> Thuill.	Wächst vorwiegend in den <i>Elodea</i> -Rasen.

lösten sich kleine Teile des Fadengeflechts zusammen mit anderen Organismen und Schlammflocken vom Boden ab und schwammen an der Wasseroberfläche. *G. natans* – ein auffälliges Stickstoff fixierendes Cyanobakterium – wurde von SCHLENKER (1923) zwar in einigen Gräben und Tümpeln des Federseerieds nachgewiesen, später aber weder im Ried noch im See wieder gefunden (LIEDE 1958). *G. natans* bildet kugelige, bis 1 cm große Gallertkolonien, die ab Juli vor allem an den *E. canadensis*-Stängeln hängen (Abb. 8), sich im Spätsommer aber ablösen und dann in dichten Ansammlungen an der Oberfläche treiben (Abb. 9). Un-



Abb. 7. Durch den Höckerschwan entblätterte Stengel von *Elodea canadensis*.



Abb. 8. Die kugeligen Gallertkolonien von *Gloeotrichia natans* überziehen in dichter Folge die Sprosse von *Elodea canadensis* (August 2012).



Abb. 9. An der Wasseroberfläche schwimmende Gallertkolonien von *Gloeotrichia natans* (August 2012). Das Einsatzbild zeigt Zellketten dieser Art (A Akinet, H Heterocyste).

ter den trichalen Algen fielen *Cladophora fracta* und Vertreter der Zygnemales (hauptsächlich *Spirogyra*-Arten) auf (Tabelle 4). Die Fadengeflechte dieser Arten breiteten sich zunächst auf und zwischen den Tauchblattpflanzen aus. Im Spätsommer stiegen sie dann an die Oberfläche, wo sie ausgedehnte Schwimmdecken bildeten (Abb. 10). Schwimmdecken dieser Algen wurden schon in den 50er Jahren im Federsee beobachtet (ZIMMERMANN 1960). Noch nie wurde dagegen bisher im Federsee ein Vertreter der Characeae gefunden. Als erste Art dieser Gruppe besiedelte nach 2008 *Chara globularis*³ den See. Sie ist jetzt im See weit verbreitet, erreicht ihre größte Dichte aber in den *E. canadensis*-Rasen (Abb. 11).

3. DISKUSSION

Die Tatsache, dass sich der Wechsel von der makrophyten- zur algendominierten Biozönose und wieder zurück zwar bereits mehrere Jahre vorher in Veränderungen der Vegetation ankündigte, dann aber doch innerhalb kürzester Zeit erfolgte, bestätigt eindrucksvoll die Hypothese von den alternativen Gleichgewichten in eutrophen Flachseen (SCHEFFER 1989). Sie besagt, dass in einem mittleren Bereich der Eutrophie sowohl die pflanzen- als auch die algendominierte Biozönose eine gewisse Stabilität aufweist, d. h. die Schwellenwerte für das Umkippen von dem einen in den anderen Zustand liegen bei unterschiedlichen

³ Die Bestimmung der Art übernahm Frau A. Radkowitzsch, Arbeitskreis Characeen, Pforzheim.



Abb. 10. *Cladophora fracta*-Watten in einer Bucht im Nordwesten des Federsees (August 2012).



Abb. 11. *Chara globularis* in einem *Elodea canadensis*-Rasen (August 2012).

Nährstoffkonzentrationen (Hysterese). Störfaktoren können das Umkippen umso leichter auslösen, je näher die Nährstoffkonzentrationen des Gewässers (insbesondere des Phosphors) am jeweiligen Schwellenwert liegen. Als Auslöser kommen wohl meistens extreme Witterungsbedingungen in Frage, wie oben für den Wechsel des Federsees zur Algendominanz beschrieben wurde. Oft jedoch – vor allem wenn sich der See schon dicht am Schwellenwert befindet – dürfte es schwierig sein, den auslösenden Faktor zu bestimmen. So konnte auch für den plötzlichen Wechsel zur Makrophytendominanz im Federsee keine Ursache gefunden werden.

Wie Untersuchungen an anderen Flachseen gezeigt haben, verläuft der Wechsel der Biozönose allerdings nicht immer so rasch (JEPPESEN et al. 2005). Interessant sind im Vergleich zum Federsee die Ergebnisse einer Fallstudie vom Veluwemeer, einem Flachsee in den Niederlanden (IBELINGS et al. 2005). Diese Untersuchung erstreckte sich ebenfalls über mehrere Jahrzehnte. Wegen der hohen Erneuerungsrate des Seewassers besonders nach Beginn der Restauration (Spülung mit phosphorarmem Wasser) kam es im Veluwemeer zu keiner P-Speicherung im Sediment, so dass die Phytoplanktondichte (*Planktothrix agardhii*) schnell sank. Die Wiederbesiedlung durch Makrophyten (hier *Chara aspera*) war jedoch stark verzögert, da erst allmählich eine ausreichend große Oosporendichte im Sediment entstehen musste (VAN DEN BERG et al. 2001). Außerdem erstreckte sich die Besiedlung zunächst nur auf die flacheren Seeteile. Verantwortlich dafür war die vom vorwiegend benthivoren Brachsen (*Abramis brama*) verursachte Wassertrübung durch Sedimentpartikel. Erst nach einer drastischen Reduktion dieser Fischart begann *Ch. aspera* in den tieferen Bereich des Sees vorzudringen. Nach vollständiger Besiedlung des Sees stabilisierte sich dann der Klarwasserzustand. Auch im Federsee hatte resuspendiertes Sediment einen erheblichen Anteil an der Trübung. Der Einfluss der Verringerung des Brachsen-Bestands auf die Klärung des Wassers ließ sich hier jedoch nur schwer abschätzen, da die Sedimenteinschmischung wohl hauptsächlich durch den Wind erfolgte (TESSENOW 1989). Der größte Unterschied gegenüber dem Veluwemeer bestand aber im viel reichhaltigeren Diasporenangebot im Federsee, das aus den pflanzenreichen, in den See mündenden Gräben gespeist wurde. Da sich wesentlich mehr Arten an der Besiedlung des Sees beteiligten, erfolgte die Ausbreitung der Makrophyten rascher, und der Klarwasserzustand wurde schnell erreicht.

Selbst die Schwimmblattpflanze *N. lutea* profitierte rasch vom klaren Wasser. Ihre Tauchblätter können seither noch in größeren Tiefen einen ausreichend hohen Beitrag zur Photosynthese leisten. Dieser Beitrag wird besonders bei einem starken Befall der Schwimmblätter durch *Galerucella nymphaeae* erforderlich, wie er im Federsee schon seit vielen Jahren beobachtet wird (Abb. 12) (GÜNZL 2007). Der photosynthetische Wirkungsgrad der Tauchblätter ist zwar wesentlich geringer, als jener der Schwimmblätter (SNIR et al. 2006), aber die Pflanze kann den Verlust der Schwimmblätter durch die vermehrte Bildung von Tauchblättern wenigstens teilweise kompensieren (ΚΟΥΚΙ 1993). Auch im Federsee fielen die oft sehr großen Tauchblattrosetten bei nur wenigen, kleinen



Abb. 12. Starke Fraßschäden durch *Galerucella nymphaeae* an den Schwimmblättern von *Nuphar lutea*. Das Einsatzbild zeigt Larven, Puppen und einen Käfer.

Schwimmblättern auf (Abb. 13). Die Tauchblätter von *N. lutea* können jedoch nur Kohlenstoffdioxid verwerten (SMITS et al. 1988, SNIR et al. 2006), und so stellt sich die Frage nach einer ausreichenden CO₂-Versorgung unter den Bedingungen des Federsees, in dem infolge hoher Produktivität während der Vegetationsperiode das CO₂ weitgehend aufgebraucht wird (s. unten). Die kaum gestielten, großflächigen und dünnwandigen Tauchblätter sind sicher gut geeignet, das über dem Boden durch die Abbauvorgänge im Sediment etwas höhere CO₂-Dargebot gut zu nutzen. DRACEY & KLUG (1982) fanden aber, dass bei *N. lutea* das Durchlüftungssystem nicht nur Sauerstoff über die Stiele der jungen Schwimmblätter in das Rhizom pumpt, sondern im Rückstrom Kohlenstoffdioxid in die Blattstiele der alten Schwimmblätter transportiert, wo es assimiliert wird. Deshalb wäre zu klären, ob nicht auch die Tauchblätter in diesen Gasaustausch einbezogen sind. Sie sind ebenfalls durch das Aerenchym an das Rhizom angeschlossen, und der Weg zwischen den Tauchblättern und dem Rhizom ist viel kürzer als über die Schwimmblätter, so dass der Gasaustausch allein durch Diffusion ausreichen könnte, um sowohl das Rhizom mit Sauerstoff als auch die Blätter mit zusätzlichem CO₂ zu versorgen. Über diese Kompensationsfähigkeit durch Heterophylie verfügt *N. alba* nicht, denn diese Art entwickelt Tauchblätter nur während der Keimung und zu Beginn der Vegetationsperiode. Der bei *N. alba* ebenfalls starke



Abb. 13. *Nuphar lutea* mit krätig entwickelter Tauchblattrosette, aber nur wenigen, kleinen Schwimmblättern.

Befall der Schwimmblätter durch *G. nymphaeae* führte vermutlich deshalb zum Absterben der Rhizome. Es bleibt abzuwarten, wie rasch und an welchen Stellen sich *N. alba* erneut etablieren wird. Einzelne Jungpflanzen waren jedenfalls bereits zu beobachten.

Im Gegensatz zu den Schwimmblattpflanzen sind Tauchblattpflanzen allein auf den im Wasser gelösten anorganischen Kohlenstoff angewiesen. VESTERGAARD & SAND-JENSEN (2000) konnten in einer ausführlichen Studie zeigen, dass die Alkalinität des Gewässers (also sein Gehalt an Hydrogenkarbonat) ein wichtiger Faktor für die Verbreitung der Tauchblattpflanzen ist. Ihr Erfolg hängt von der Fähigkeit ab, außer CO_2 auch HCO_3^- für die Photosynthese zu nutzen. Im Federsee signalisiert der im Sommer hoch ansteigende pH-Wert – im Bereich der dichten Bestände von *E. canadensis* und *C. demersum* wurden Werte > 9 gemessen – das weitgehende Fehlen von CO_2 , und so haben in diesem Gewässer schlechte HCO_3^- -Nutzer nur geringe Chancen. Tatsächlich sind die beiden aus dem See nach 2009 wieder verschwundenen Arten *M. verticillatum* und *U. australis* schlechte HCO_3^- -Nutzer (Tabelle 1). In einer aufschlussreichen Studie konnten HOUGH & FORNWALL (1988) feststellen, dass *Najas flexilis* bei pH-Werten > 8 dem HCO_3^- -Nutzer *Potamogeton pectinatus* unterlegen ist. Ein zumindest ähnliches Verhalten kann für *N. marina* in der Konkurrenz mit den guten HCO_3^- -

Nutzern im Federsee angenommen und für das Verschwinden dieser Pflanze aus dem See verantwortlich gemacht werden (s. auch HOUGH et al. 1991).

Untersuchungen von CHENEY & HOUGH (1983) an *Cladophora fracta* im Shoe Lake (Michigan) legen nahe, dass auch diese Alge Hydrogenkarbonat nutzen kann. *C. fracta* zeigte im Shoe Lake den gleichen Wachstumsrhythmus wie im Federsee, der mit einer benthischen Phase beginnt und mit schwimmenden Matten endet. Allerdings war im Shoe Lake neben dem Frühjahrsmaximum ein zweites Maximum der Produktivität im Herbst zu beobachten. Der sommerliche Abfall der Produktivität wies auf C-Limitierung hin.

Nicht nur Kohlenstoffdioxid, sondern auch Stickstoff wird während der Vegetationszeit im an Makrophyten reichen See zum limitierenden Faktor (OZIMEK et al. 1990, VAN DONK et al. 1993, SØNDERGAARD & MOSS 1998). Einerseits führt das kräftige Wachstum der Tauchblattpflanzen zum Absinken der Konzentration des anorganischen Stickstoffs im Wasser, andererseits aber ermöglicht der steile Gradient der O₂-Abnahme in den engen Zwischenräumen der Pflanzenrasen, insbesondere bei *Elodea*-Arten, eine sehr hohe Denitrifikationsrate. Im Federsee zeigt sich das Eintreten des N-Mangels im Juli durch das Erscheinen von *Gloeotrichia natans* an den Wasserpflanzen. Die bevorzugte Besiedlung der *E. canadensis*-Rasen durch *G. natans* im Federsee lässt sich durch die sehr hohe Denitrifikationsrate in diesen Beständen erklären. HUDON et al. (2009) fanden im räumlichen Gradienten eine signifikante Abhängigkeit zwischen dem Erscheinen von *G. pisum* und der Abnahme des Stickstoffs (DIN < 40 µg/l N) und Phosphors (TDP < 20 µg/l P).

Es stellt sich die Frage, ob der Mangel an anorg. Stickstoff auch die Besiedlung des Federsees durch Makrophyten beeinflusst hat. HOUGH et al. (1991) beobachteten unter N-Mangel einen Rückgang des Wachstum bei den wurzellosen Arten *Ceratophyllum demersum* und *Utricularia vulgaris*. ADAMEC (2010) vermutet, dass *U. australis* unter Stress gerät, wenn weder aus dem Wasser noch durch Beutefang der N-Bedarf gedeckt werden kann. Wegen des sommerlichen Stickstoffmangels und des zu dieser Jahreszeit nur spärlich entwickelten Zooplanktons könnte auch im Federsee das Verschwinden dieser Art, die sich 2009 im Schutz der Teichrosen-Schwimblätter weit ausgebreitet hatte (Abb. 14), durch N-Mangel (mit-)verursacht worden sein. Auch der Rückgang der ebenfalls wurzellosen Art *Ranunculus circinatus* könnte auf N-Mangel zurückführbar sein.

Besonders auffällig war der starke Rückgang von *P. crispus* im Bearbeitungszeitraum. LAURIDSEN et al. (1994) führten die Verdrängung von *P. crispus* durch *E. canadensis* im Vængsø (Dänemark) auf die unterschiedliche Überwinterungsstrategie der beiden Arten zurück. Die Beurteilung eines frühen Austriebs der überwinternden *E. canadensis*-Triebe als Konkurrenzvorteil wird allerdings dadurch erschwert, dass *P. crispus* schon im Frühsommer Turionen ausbildet, die noch im Herbst des gleichen Jahres austreiben (GÜNZL 1993a,b, BOLDUAN et al. 1994), so dass im Frühjahr Jungpflanzen mit dem Wachstum beginnen. LAURIDSEN et al. (1994) konnten aber außerdem feststellen, dass die Abnahme von *P. crispus* mit einer starken Zunahme von Blässhuhn (*Fulica atra*) und Höckerschwan



Abb. 14. 2009: Üppiges Wachstum der wurzellosen *Utricularia australis* im Schutz der Schwimmblätter von *Nuphar lutea*.

(*Cygnus olor*) zusammenfiel. Im Federsee stieg bereits in den 90er Jahren mit der zunehmenden Ausbreitung von *P. crispus* die Zahl der brütenden und rastenden Höckerschwäne stark an. Besonders groß war die zunehmende Anziehungskraft des Sees jeweils im Sommer und Herbst. Die Untersuchung von Kotproben im Jahr 1992 ergab, dass sich die Schwäne während dieser Zeit fast ausschließlich von den stärkereichen Turionen von *P. crispus* ernährten (GÜNZL 1993a). Nach 2008 stieg auch die Zahl der auf dem Federsee brütenden und rastenden Blässhühner (*Fulica atra*) (EINSTEIN 2012). Der Einfluss dieser sich hauptsächlich von Pflanzen ernährenden Art auf die Entwicklung der Wasservegetation dürfte deshalb ebenfalls erheblich sein. Noch bis 2010 war *P. crispus* die Hauptnahrung für Höckerschwan und Blässhuhn (EINSTEIN 2011). Der starke Rückgang von *P. crispus* im Untersuchungszeitraum dürfte also auch im Federsee seine Ursache in der besonderen Attraktivität dieser Pflanze als Nahrung für Wasservogel gehabt haben (s. auch SØNDERGAARD et al. 1996). Nachdem *P. crispus* zu selten geworden war, gewann – wie oben erwähnt – *E. canadensis* als Nahrungspflanze besondere Bedeutung. Mit einem Einfluss von Wasservögeln auf die weitere Entwicklung der Tauchblattpflanzen muss deshalb auch im Federsee gerechnet werden.

4. AUSBLICK

Die vorliegende Fallstudie hat gezeigt, dass das Ökosystem Federsee seit der Wende 2007/2008 eine außerordentlich hohe Dynamik aufweist. Durch den sehr

raschen Wechsel vom Algen- zum Makrophyten-Gewässer begann eine große Zahl von Wasserpflanzen gleichzeitig den noch fast leeren Lebensraum zu besiedeln. Die sich verschärfende Konkurrenz führte aber schon nach wenigen Jahren zur Verdrängung einiger Arten. Andere Arten konnten sich stark ausbreiten, werden nun aber durch unterschiedlich hohen Fraßdruck von Wasservögeln in ihrem Wachstum gehemmt. Im Federsee läuft also eine äußerst spannende rasche Sukzession ab, in die natürlich auch die Tiere einbezogen sind. Leider werden zur Zeit nur die Vögel durch das NABU-Naturschutzzentrum Federsee regelmäßig beobachtet. Untersuchungen zur Veränderung der Wasserfauna insbesondere der Fische wären wünschenswert, gibt es doch Hinweise darauf, dass herbivore Fischarten durchaus Einfluss auf die Struktur der Wasservegetation nehmen können (VAN DONK et al. 1993, VAN DONK & OTTE 1996). Die Geschwindigkeit der Entwicklung wird sich allerdings allmählich verringern, um schließlich in das wesentlich langsamer ablaufende Geschehen der Verlandungssukzession überzugehen. Als Litoralsee, in dem Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften einander durchdringen und so für eine große Artenvielfalt, für ein engmaschiges Netz der Stoffkreisläufe und für hohe Produktivität sorgen (WETZEL 1999), wird dann der Federsee nicht nur für den Artenschutz im NSG Federsee wieder große Bedeutung haben, sondern er wird auch weiterhin der limnologischen Forschung ein interessantes Arbeitsfeld bieten. „This area of limnology is not only important but also is among the most challenging and exciting – certainly some of the greatest advances in our understanding and management needs will emerge from the littoral zone“ (WETZEL 1990).

LITERATUR

- ADAMEC, L., SIROVA, D., VRBA, J. (2010): Contrasting growth effects of prey capture in two aquatic carnivorous plant species. – *Fundam. Appl. Limnol., Arch. Hydrobiol.* 176/2: 153–160.
- BERG, S., JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M. (1997): Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomaniipulation tool. 1. Effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark. – *Hydrobiologia* 342/343: 311–318.
- BOLDUAN, B. R., VAN ECKHOUT, C., QUADE, H. W., GANNON, J. E. (1994): *Potamogeton crispus* – The other invader. – *Lake and Reserv. Management* 10: 113–125.
- CHENEY, C., HOUGH, A. (1983): Factors controlling photosynthetic productivity in a population of *Cladophora fracta* (Chlorophyta). – *Ecology* 64: 68–77.
- DACEY, J. W. H., KLUG, M. L. (1982): Tracer studies of gas circulation in *Nuphar*. – *Physiologica Plantarum* 56: 361–366.
- EINSTEIN, J. (2011): Jahresbericht 2010. – NABU-Naturschutzzentrum Federsee.
- EINSTEIN, J. (2012): Jahresbericht 2011. – NABU-Naturschutzzentrum Federsee.
- GRÜTTNER, A., WARNKE-GRÜTTNER, R. (1996): Flora und Vegetation des Naturschutzgebietes Federsee (Oberschwaben). – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 86: 1–314.
- GÜNZL, H. (1993a): The growth and senescence of *Potamogeton crispus* in Lake Federsee after the opening of a sewage pipeline. – *Limnologie aktuell* 5: 33–39.

- GÜNZL, H. (1993b): Die Überwinterungsknospen des Krausen Laichkrauts (*Potamogeton crispus*) als Nahrung für den Höckerschwan (*Cygnus olor*) auf dem Federsee. – J. Orn. 134: 145–147.
- GÜNZL, H. (1997a): Federsee und Lindenweiher – ein hydrochemischer Vergleich. – Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 71/72: 411–415.
- GÜNZL, H. (1997b): Das Algenjahr im Federsee. – Jh. Ges. Naturkde. Württemberg 153: 131–139.
- GÜNZL, H. (2002): Beobachtungen zum Erfolg der Sanierung des Federsees (Baden-Württemberg). – Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 74: 161–165.
- GÜNZL, H. (2007): Das Naturschutzgebiet Federsee. Ein Führer durch Landschaftsgeschichte und Ökologie. Tübingen (Silberburg-Verlag GmbH).
- HOUGH, R. A., FORNWALL, M. D. (1988): Interactions of inorganic carbon and light availability as controlling factors in aquatic macrophyte distribution and productivity. – Limnol. Oceanogr. 33: 1202–1208.
- HOUGH, R. A., ALLENSON, T. E., DION, D. D. (1991): The response of macrophyte communities to drought-induced reduction of nutrient loading in a chain of lakes. – Aquatic Botany 41: 299–308.
- HUDON, CH., CATTANEO, A., GAGNON, P. (2009): Epiphytic cyanobacterium *Gloeotrichia pisum* as an indicator of nitrogen depletion. – Aquat. Microb. Ecol. 57: 191–202.
- HURKA, H. (1974): Populationsdynamik des Blaualgenplanktons im Federsee. – Beih. Veröff. Landesstelle Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 3: 47–59.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J. P., SØNDERGAARD, M., LAURIDSEN, T., PEDERSEN, L. J., JENSEN, L. (1997): Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. – Hydrobiologia 342/343: 151–164.
- JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., JENSEN, J. P., HAVENS, K. E. et al. (2005): Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. – Freshwater Biology 50: 1747–1771.
- KUHN, L. (1960): Die Verlandungsgesellschaften des Federseerieds. – In: ZIMMERMANN, W. (Hrsg.): Der Federsee: 1–69. Stuttgart (Verlag des Schwäbischen Albvereins E. V.).
- KOUKI, J. (1993): Herbivory modifies the production of different leaf types in the yellow water-lily, *Nuphar lutea* (Nymphaeaceae). – Functional Ecology 7: 21–26.
- LAURIDSEN, T. L., JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M. (1994): Colonization and succession of submerged macrophytes in shallow Lake Vaeng during the first years following fish-manipulation. – Hydrobiologia 275/276: 233–242.
- LIEDE, M. (1958): Algenbiozönosen im Federseegebiet. – Dissertation, Tübingen.
- LÖFFLER, K. (1923): Die Pflanzenwelt. – In: Württ. Stat. Landesamt (Hrsg.): Beschreibung des Oberamts Riedlingen. Stuttgart Bd. 1.
- LUBW (2009): Ökologischer Zustand des Federsees 2004–2008. – Bericht des Instituts für Seenforschung. (Download unter www.lubw.baden-wuerttemberg.de).
- MABERLY, C., MADSEN, V. (2002): Freshwater angiosperm concentrating mechanisms: processes and patterns. – Funct. Plant Biol. 29: 393–405.
- MARCEL, S., VAN DEN BERG, M. S., COOPS, H., SIMONS, J. (2001): Propagule bank buildup of *Chara aspera* and its significance for colonization of a shallow lake. – Hydrobiologia 462: 9–17.

- OZIMEK, T., GULATI, R. D., VAN DONK, E.** (1990): Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The Lake Zwemlust example. – *Hydrobiologia* 200/201: 399–407.
- RÖBBELEN, M.** (1989): Beiträge zur Entwicklung der Makrophytenvegetation des Federseegebietes unter besonderer Berücksichtigung der Riedgräben nach Inbetriebnahme der Ringleitung und Kläranlage. Diss. Univ. Hohenheim.
- RÖSCH, M.** (1984): Botanische Großrestanalysen in der „Siedlung Forscher“: Erste Ergebnisse im Spiegel der bisherigen Forschung. – In: BECKER, B., BILLAMBOZ, A., KEEFER, E., LIESE-KLEIBER, H., RÖSCH, M., SCHLICTHERLE, H., SCHMIDT, B., SCHMITT, K.: Berichte zu Ufer- und Moorsiedlungen Südwestdeutschlands 1. Stuttgart (Konrad Theiss Verlag).
- SCHAEFFER, M.** (1989): Alternative stable states in eutrophic freshwater systems. A minimal model. – *Hydrobiological Bulletin* 23: 73–83.
- SCHLENKER, G.** (1923): V. Mikroorganismen (Bakterien, Wasserpilze, Algen, Protozoen, Rädertiere und Gastrotrichen). – In: SCHÖNICHEN, W. (Hrsg.) (1992–1923): Das Naturschutzgebiet Federsee. – Beiträge zur Naturdenkmalpflege 8:164–294.
- SMITS, A. J. M., DE LYON, M. J. H., VAN DER VELDE, G., STEENTJES, P. L. M., ROELOFFS, J. G. M.** (1988): Distribution of three nymphaeid macrophytes (*Nymphaea alba*, L., *Nuphar lutea* (L.) Sm. and *Nymphoides peltata* (Gmel.) O. Kuntze) in relation to alkalinity and uptake of inorganic Carbon. – *Aquatic Botany* 32: 45–62.
- SNIR, A., GUREVITZ, M., MARCUS, Y.** (2006): Alterations in Rubisco activity and in stomatal behaviour induce a daily rhythm in photosynthesis of aerial leaves in the amphibious plant *Nuphar lutea*. – *Photosynth. Res.* 90: 233–242.
- SØNDERGAARD, M., BRUUN, L., LAURIDSEN, T., JEPPESEN, E., MADSEN, T. V.** (1996): The impact of grazing waterfowl on submerged macrophytes: In situ experiments in a shallow eutrophic lake. – *Aquatic Botany* 53: 73–84.
- SØNDERGAARD, M., JEPPESEN, E., BERG, S.** (1995): Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool. 2. Effects on lower trophic levels in Lake Lyng, Denmark. – *Hydrobiologia* 342/343: 315–325.
- SØNDERGAARD, M., MOSS, B.** (1998): Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. – In: JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., CHRISTOFFERSEN, K. (eds.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. – *Ecol. Stud. Ser.* 131: 115–132 New York (Springer Verlag).
- TESSENOW, U.** (1989): Die Rolle der Sedimente im Stoffhaushalt des Federsees nach Inbetriebnahme der Abwasserringleitung. – Unveröff. Abschlussbericht DFG Vorhaben II, C8 Te 93/2–1, 40 S.
- VESTERGAARD, O., SAND-JENSEN, K.** (2000): Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. – *Aquatic Botany* 67: 85–107.
- VAN DONK, E., GULATI, R. D., IEDEMA, A., MEULEMANS, J. T.** (1993): Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake. – *Hydrobiologia* 251: 19–26.
- VAN DONK, E., OTTE, A.** (1996): Effects of grazing by fish and waterfowl on the species composition of submerged macrophytes. – *Hydrobiologia* 340: 285–290.
- VERPOORTEN, K.** (1997): Cypriniden des Federsees: Populationsgrößen, Alterstrukturen, Wachstum und Ernährung. – Diss. Tübingen.

- VERPOORTEN, K. (2006): Unveröff. Abschlussbericht zum Untersuchungsprojekt: „Biomannipulation im Federsee“. – Lehrstuhl Spezielle Zoologie, Univ. Tübingen.
- WETZEL, R. G. (1990): Edgardo Baldi Memorial Lecture. Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. – Verh. Internat. Verein Limnol. 24: 6–24.
- WETZEL, R. G. (1999): Biodiversity and shifting energetic stability within freshwater ecosystems. – Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 54: 19–32.
- WOHNHAS, W. (1987): Zusammensetzung und jahreszeitliche Entwicklung des Phytoplanktons im Federsee, einem eutrophen Flachsee. – Diss. Tübingen.
- ZIMMERMANN, W. (1960): Über die Algen des Federseegebiets. – In: ZIMMERMANN, W. (Hrsg.): Der Federsee: 173–174. Stuttgart (Verlag des Schwäbischen Albvereins E. V.).

Nachtrag August 2013: Wesentlich weniger häufig sind *E. canadensis* und *H. morsus-ranae*. *P. crispus* hat dagegen zugenommen. *N. marina* ist wieder mit größeren Beständen vertreten, und *R. circinatus* bildet zahlreiche polsterartige Bestände auf dem Seeboden. Neu im Federsee ist *Potamogeton trichoides* (Det. unsicher).

Anschrift des Verfassers:

Dr. HANS GÜNZL
Zeughausgarten 18
72074 Tübingen
hans.guenzl@kabelbw.de