

THOMAS HÜBENER

Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Lehrstuhl für Allgemeine & Spezielle Botanik,
Wismarsche Str. 8, 18051 Rostock, thomas.huebener@uni-rostock.de

Diatomeen als Indikatororganismen in norddeutschen Seen - Wie weit zurück müssen wir schauen, um sichere seetypspezifische Referenzbedingungen im Sinne der EU- Wasserrahmenrichtlinie zu ermitteln?

Abstract

Using published paleolimnological results from 22 calcareous lakes in northern Germany, this study identifies total phosphorous (TP) reference values for German lake types 10, 11, 13 and 14, respectively European lake type CB1, CB2 and intermediate CB1/2. The initial increase in settlement-associated pollen occurred in the catchments between AD ~750 and ~1820. A departure from diatom-inferred TP reference conditions occurred during periods of increased human activities during Early to Late Medieval Times (AD ~750 – 1325; six lakes), early Modern Times (AD ~1525 – 1600; three lakes), after the Thirty Years' War (~AD 1650; two lakes) and during the Anthropocene (after AD ~1850, six lakes). Three additional lakes continuously have TP reference values until recent days, while TP reference values could not be detected in two cases. Thus, we refrain from setting a fixed point in time for defining reference conditions for lakes of the north German lowlands as well as in the European Central Plains.

Keywords: Paläolimnologie, Norddeutschland, EU-WRRL, Diatomeen

Die Arbeit widme ich meinem akademischen Lehrer Prof. Dr. Helmut Pankow, der mein Interesse und meine Freude an den Algen geweckt hat.

1 Einleitung

Die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; EU 2000) fordert bis zum Jahr 2015 zumindestens die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes für Küstengewässer, Fließgewässer und auch alle Seen >50 ha. Diese Forderung initiierte umfangreiche Arbeiten sowohl zur Klassifikation und Bewertung in den einzelnen Mitgliedsstaaten (z.B. MATHES et al. 2002) als auch zur Abstimmung der europäischen Staaten untereinander (REFCOND 2003).

Schwerpunktaufgaben waren die Festlegung von ökologischen Gewässertypen, z.B. Seetypen, die auf historische und aktuelle anthropogene Einflüsse ähnlich

reagieren. Weiterhin war es wesentlich, für diese Gewässer typspezifische Referenzzustände, d.h. den `sehr guten` ökologischen Zustand als Bezug zu definieren. Als Referenzzustände im Sinne der WRRL sind Gewässerzustände definiert, die keinen oder nur minimalen menschlichen Beeinträchtigungen ausgesetzt sind bzw. waren. Derartige Referenzzustände sind in den meisten europäischen Regionen nur selten direkt mess- oder beobachtbar, so dass diese über die Nutzung verschiedener Hilfsmittel wie die Modellierung, Auswertung historischer Daten oder paläolimnologische Methoden ermittelt werden können.

Die paläolimnologische Analyse von Seesedimenten bzw. der in den Sedimenten nachweisbaren Indikatororganismen ist mittlerweile eine etablierte Methode der retrospektiven Analyse von ökologischen Gewässerzuständen bzw. deren Beeinflussung. Zum Beispiel werden Pollenanalysen genutzt, um menschliche Aktivitäten (Siedlung, Landnutzungsänderungen) im Polleneinzugsgebiet zu rekonstruieren. Als Indikatororganismen für Veränderungen des Gewässerökosystems fungieren Ostracoden, Cladoceren und vorzugsweise Diatomeen.

Die AG Phykologie am Lehrstuhl für Allgemeine & Spezielle Botanik der Universität Rostock befasst sich in Weiterführung der von Prof. Helmut Pankow initiierten Arbeiten zur Indikationsnutzung von Algen seit ca. 15 Jahren mit der Ermittlung von seetypspezifischen Referenzzuständen in Seen Norddeutschlands. Im Folgenden werden Ergebnisse dieser Untersuchungen an insgesamt 22 Seen in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern dargestellt.

2 Material & Methoden

In insgesamt 22 Seen in Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein (Fig. 1) wurden zwischen 1998 und 2011 Sedimentbohrungen mit dem Ziel der Rekonstruktion gewässergüterrelevanter Parameter (Trophie, Gesamtphosphat) vorgenommen. Nach der europäischen Seen-Klassifizierung (CARVALHO et al. 2008, POIKANE et al. 2010) sollten diese kalkreichen Flachlandseen entweder dem Seetyp CB1 (mittlere Tiefe 3-15 m, Verweilzeit >1 Jahr) oder CB2 (Mittlere Tiefe <3 m, Verweilzeit <1 Jahr) entsprechen. Zehn Seen entsprechen jedoch mit einer mittleren Tiefe von >3 m und einer Verweilzeit von <1 Jahr weder dem einen noch dem anderen Typ (Tab. 1), so dass diese als intermediäre CB1/2 Typen charakterisiert werden. Bei Zugrundelegung der deutschen Seen-Klassifizierung (Mathes et al. 2002) schließen die 22 Seen bis auf den Typ 12 (Flusseen;) alle relevanten morphometrischen Seentypen des norddeutschen Flachlandes ein (vgl. Tab. 1).

Die Sedimentbohrungen erfolgten von einer verankerten Plattform über der Seemitte bzw. dem Seetiefsten mithilfe verschiedener Varianten eines Kolbenlots (UWITEC-Pistencorer, Kolbenlot nach Usinger (Mingram et al. 2007) oder mit einem freeze-corer (UWITEC) (vgl. Tab1). Die Aufbereitung der geochemischen Analysen, der Pollen- und Diatomeenaufschlüsse und -präparierungen erfolgte nach Standardmethoden (vgl. HÜBENER et al. 2009, 2015). Zur Pollenanalyse wurde der relative Anteil aller Pollentypen bei Zählung von mindestens 600 - 800 Landpflanzenpollen ermittelt. Ein Wechsel von unbeeinträchtigten zu menschlich beeinflussten Bedingungen im Einzugsgebiet wurde angenommen, wenn

Getreidepollen und die Summe sonstiger synanthroper Pollenanteile ausgehend von einer Basislinie von ~0-2% (Getreidepollen) bzw. 3-5% (Pollen sonstiger synanthroper Pflanzen) auf >5% (Getreidepollen) bzw. >8% (Pollen sonstiger synanthroper Pflanzen) anstieg. Die Diatomeenanalyse erfolgte auf Basis relativer Anteile aus mindestens 400-500 bis zur Art bestimmter Schalenhälften (Valven). Die Datierung der jüngeren Sedimente (seit ca. 1850 AD) erfolgte mittels einer $^{210}\text{Pb}/^{137}\text{Cs}$ -Datierung nach dem 'Constant Initial Concentration Model' (ROBBINS & EDGINGTON 1975); darunterliegende Sedimente wurden mit der ^{14}C -AMS Technik an Makroresten sicherer terrestrischer Herkunft datiert (NADEAU et al. 1998).

Die paläolimnologische Rekonstruktion von Gesamtphosphat erfolgte durch Anwendung eines regionalen Eichdatensatzes aus Norddeutschland (<http://www.biologie.uni-rostock.de/abt/botanik/AG-Phykologie/eichdatensatz-ua-n.htm>), eines europaweiten Eichdatensatzes (EDDI - European Diatom Database Initiative; Battarbee et al. 2000) sowie der moving-window Methode nach HÜBENER et al. (2008a) bzw. dem R-modul paltran (ADLER 2008).

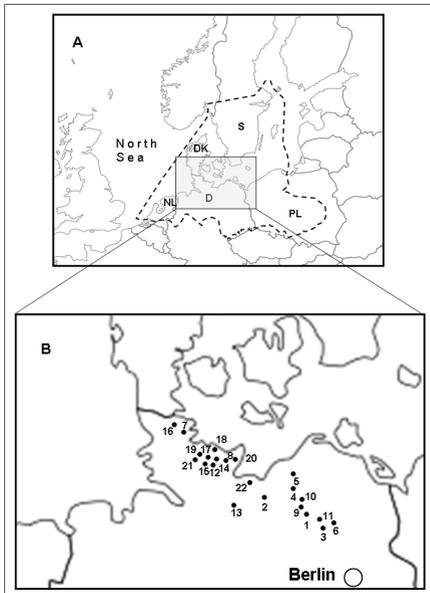


Abb. 1 Lage der 22 Seen im norddeutschen Tiefland (Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein) sowie Begrenzung der betreffenden Ökoregion des Zentraleuropäischen Tieflandes gemäß EU-WRRL. (Seenamen bzw. -nummern gemäß Tab. 1).

3 Ergebnisse

Der Fokus dieser zusammenfassenden Darstellung liegt auf der Gegenüberstellung der vornehmlich siedlungsbeeinflussten Pollenentwicklung und der trophischen Entwicklung im Gewässer, dargestellt als diatomeenbasierte Gesamtposphorkonzentration (DI-TP). Für weitere Informationen zum detaillierten Verlauf einzelner geochemischer, palynologischer und diatomologischer Parameter wird auf die in Tab. 1 erwähnten Publikationen verwiesen.

3.1 Siedlungsaktivitäten im Gewässer-Umfeld

Der Siedlungseinfluss im Gewässer-Umfeld wurde auf Basis von Pollenanalysen aus den jeweiligen See-Sedimenten ermittelt. Die Tab. 1 listet den Beginn nachhaltigen Siedlungseinflusses im Polleneinzugsgebiet eines jeden Sees auf. Die Abb. 2 stellt charakteristische Verläufe des Siedlungseinflusses dar.

An einem See (GUD) erfolgte ein signifikanter Anstieg der synanthropen Pollen erst in der ersten Hälfte des 19. Jh., an drei weiteren Seen (TRE, LAN, PAS) zu Beginn der Neuzeit. An der Mehrzahl der Seen (13 von 22) erfolgten die ersten auffälligen siedlungsbedingten Vegetationsveränderungen während des Hochmittelalters, an zwei dieser 13 Seen (GÜL, KRU) wiederum finden sich durch Nutzungsauffassung und Wiederaufforstungen in den letzten Jahrzehnten bzw. Jahrhunderten wieder beinahe vollständig geschlossene Wälder, d.h. naturnahe Waldbedingungen (Abb. 3). An drei der 22 Seen sind signifikante Siedlungseinflüsse bereits während der slawischen Besiedlung im Frühmittelalter nachweisbar (STE, VIE, SCH). Für die in dieser Studie verbleibenden zwei Seen (STO, KPS) sind bezüglich des Beginns signifikanter Siedlungseinflüsse im Polleneinzugsgebiet keine Aussagen möglich; die basalen Kernabschnitte zeigen bereits Anteile siedlungsassoziierter Pollen, die deutlich über dem Niveau liegen, welches allgemein als naturnah eingestuft wird. Aussagen zum Referenzzustand wären nur möglich, wenn an beiden Seen weiter vertiefende Sedimentanalysen durchgeführt würden.

Somit erfolgten an allen hier betrachteten 22 norddeutschen Seen signifikante Siedlungseinflüsse im Polleneinzugsbereich der Seen zwischen dem Frühmittelalter bis zum Beginn des 19. Jahrhunderts, überwiegend bereits während des Hochmittelalters.

3.2 trophische Reaktionen in den Seen

Als TP Referenz-Konzentrationen wurden die DI-TP Werte während fehlender oder nur mäßiger anthropogener Einflüsse im Einzugsgebiet, d.h. DI-TP Konzentrationen vor einer signifikanten Erhöhung der siedlungsassozierten Pollen angenommen. Die Zuordnung dieser Referenztrophie (trophische Einstufung `sehr gut`) erfolgte zu den trophischen Klassen nach VOLLENWEIDER & KERÉKES (1982). Der Wechsel in die nächsthöhere, nur noch `gute` Trophieklasse charakterisiert den Verlust der Referenzbedingungen. Vielfach erfolgten die signifikanten DI-TP Veränderungen im See deutlich später als die nachgewiesenen Nutzungsänderungen im Einzugsgebiet der Seen (Tab. 1, Abb. 2).

Insgesamt erfolgte der Verlust der Referenztrophie in 11 der 22 Seen vor dem vielfach diskutierten Referenzzeitraum um 1850 AD, d.h. in 50% der hier untersuchten Seen. In zwei dieser Seen (GÜL, KOS) werden heute wieder sehr gute, d.h. TP-Referenzkonzentrationen ermittelt. In sechs Seen wechselten die DI-TP

Werte nach 1850 bzw. 1950 AD in den guten Status. In drei Seen gab es im betrachteten Zeitraum seit ca. 500 AD keine Veränderungen der sehr guten trophischen Ausgangsbedingungen (KRU, SAN, PAS). Für die verbleibenden Seen (KPS und STO) konnte die Referenztrophie, d.h. der sehr gute Ausgangszustand, nicht ermittelt werden. Insofern sind auch keine weiteren Bewertungen möglich. Es konnten insgesamt vier Typen des DI-TP Verlaufes mit permanentem oder zwischenzeitlichem Verlust der Referenztrophie sowie zweier Typen mehr oder weniger konstanter TP-Werte unterschieden werden.

3.2.1 permanenter Verlust des Referenzzustandes

13 der 22 Seen verloren die Referenzbedingungen dauerhaft während fünf charakteristischer Perioden und sind seither durch ein permanent höheres trophisches Niveau charakterisiert. Die Abb. 2 zeigt jeweils charakteristische typische Vertreter dieser konkreten Entwicklungen. Im TIE und GUD (Abb. 2a) erfolgte dieser Trophiewechsel ab den 1950`er Jahren, im DUD und EIS (Abb. 2b) während des wirtschaftlichen Aufschwungs zu Ende des 19. bzw. zu Beginn des 20. Jahrhunderts. Der nächst typische Zeitraum war die Zeit wirtschaftlicher, hauptsächlich landwirtschaftlicher Konsolidierung nach den Pestwüstungen und dem 30-jährigen Krieg. Dies betraf fünf der 22 Seen (DRE, BIS, TRE, KES, BOS; Abb. 2c). Vier weitere Seen wurden durch Siedlungsaktivitäten während des Hochmittelalters (RUG, SCH, VIE; Abb. 2d) oder gar des Frühmittelalters (STE; Abb. 2e) nachhaltig trophisch beeinträchtigt.

3.2.2 zwischenzeitlicher Verlust des Referenzzustandes

In vier der 22 Seen (GÜL, KOS, MÜR, LAN; Tab. 1, Abb. 2f) konnte ein zwischenzeitlicher Verlust der Referenzbedingungen nachgewiesen werden, d.h. die DI-TP Werte und Diatomeen-Assoziationen änderten sich nach zwischenzeitlichem Verlust wieder derart, dass in diesen Seen heute Referenzbedingungen vorhanden sind. In drei dieser Seen (GÜL, MÜR, KOS) erfolgte der zwischenzeitliche Verlust der Referenzzustandes bereits während des Hochmittelalters, im Lanker See (LAN) erst in den 1950`er Jahren. In der Müritz, dem Gülzsee und dem Lanker See lagen die zwischenzeitlichen TP-Erhöhungen um eine Stufe über dem Referenzniveau, d.h. bei guten trophischen Bedingungen. Im Krakower Obersee stiegen die DI-TP Werte von oligo - mesotrophen Referenzwerten (12-28 mg/l) als Folge der Seespiegelanhebungen nach 1296 AD auf zunächst eutrophe Werte (HÜBENER & DÖRFLER 2004), bis nach 1970 auch polytrophe DI-TP Werte erreicht wurden. Diese TP-Rekonstruktion wird durch Monitoringdaten aus diesen Jahren bestätigt, hingegen spiegeln sich die aktuell wieder gemessenen mesotrophen TP Konzentrationen noch nicht in den Diatomeen-Assoziationen der oberen Sedimentschichten wieder.

Tab. 1 Morphometrische, limnologische Parameter sowie paläolimnologische Ergebnisse zu DI-TP Referenzwerten der 22 untersuchten Seen in MV und SH. VQ = Volumen-Quotient, TN = Gesamtstickstoff, TP = Gesamtphosphor. Trophische Stufen o = oligotroph, Im = schwach mesotroph, m = mesotroph, le = schwach eutrophic, e = eutrophic, ve = hoch eutrophic. ¹ Tiefengradient F (LAWA 1999) = maximale Tiefe [m]/4.785(effektive Länge [km] + effektive Breite [km])^{2,26}, Maß für das Schichtungsverhalten: F=1.5 trennt polymiktische von dimiktischen Seen (MIETZ & VIETINGHOFF 1994). ²nach CARVALHO et al. (2008) ³ nach MATHES et al. (2002), ⁴Ergebnisse dieser Studie.

Abkürzung	DRE	RUG	SCH	TIE	Düdinghau- ner-See	Kammer-See	Bistensee	Kellersee	Gülzsee	Kakower Obensee	Müritzer
					DUD	KRU	BIS	KES	GÜL	KOS	MÜR
Lfd. Nr. gemäß Abb. 1	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Seefläche [km ²]	6,918	0,354	0,48	0,16	0,18	0,53	1,456	5,51	0,39	7,99	104,6
Maximale Tiefe [m]	31,3	27,5	21,7	30,6	15,2	15	14,7	25,8	14,3	28,3	29
Mittlere Tiefe [m]	9,7	11	7,3	10,7	6,9	5,2	7,5	11,7	5	7,5	6,4
F (Tiefengradient) ¹	4,58	4,61	3,91	6,01	3,6	2,45	2,14	3,13	2,44	3,35	2,62
Volumenquotient [km ³ /10 ⁶ m ³]	0,36	0,51	0,43	0,72	0,98	1,48	2,1	2,3	2,52	2,78	0,99
Verweilzeit [yrs]	>10	12,89	>5	>10	>10	8,82	1,51	1,37	>10	0,98	10,1
Europäischer Seen-Typ ²	CBI	CBI	CBI	CBI	CBI	CBI	CBI	CBI	CBI	CBI	CBI
LAWA Seen-Typ ³	13	13	13	13	13	13	10	10	10	10	14
Untersuchung	2005 / 1998	2000 / 2010	1999 / 2000	1998 / 2000	1998 / 2001	2007 / 2008	2005 / 2005	2005 / 2002	2008 / 2003	2003 / 1999	2006 / 2010
(Bohrung / letzte chemische Analysen)											
Chla Sommer-MW [µg/l]	4,12	4,3	4-15,2	1,18-10,73	4,3	3,9	22,96	13,81	2,7-4,3	5,26	4,1
Seechl-Tiere MW (min. - max)	5,5	3,1 (2,5-4)	2,5-4	0,8-2,2	1-2	4,3(2,7-6,4)		1,33	2,25-4	2(1,2-2,6)	3,1
TN MW [mg/l]	0,83	1,034	9,99	0,81	1,49	0,987	1,73	1,44	1,84	1,44	0,78
TP MW [µg/l]	30,7	59	14-78	33-97	20-70	8	47	63,5	20-40	26	2,4
Bohr-Position [N]	53° 32' 07,80"	53° 43' 33,95"	53° 14' 49,45"	53° 47' 29,56"	53° 54' 24,37"	53° 19' 40,68"	54° 23' 64,43"	54° 10' 42,49"	53° 35' 21,80"	53° 36' 39,24"	53° 25' 46,78"
Bohr-Position [E]	12° 21' 49,76"	11° 22' 51,39"	12° 50' 51,60"	12° 17' 25,69"	12° 12' 49,47"	12° 56' 14,87"	9° 41' 55,85"	10° 35' 41,09"	12° 18' 58,32"	12° 16' 37,94"	12° 35' 47,11"
bei n [m] Wassertiefe	910	1328	1650	992	1064	831	150	140	149	1984	1491
Kern-Länge [cm]	31,0	23,5	20,5	30,0	15,0	14,8	11,2	16,0	14,0	24,7	6,3
Alter an Kernbasis [cal.yrs BC/AD]	11900 BC	7650 BC	1200 BC	12550 BC	2800 BC	4270 BC	950 AD	390 AD	1150 AD	3900 BC	11600 BC
sign. Anstieg synanthr. Ph. [yrs AD] ⁴	1280	1180	1000	1320	1400	1330	1375	1150	1250	1280	1210
TP-Variabilität während TP-Vorbereitung während Referenzbedingungen [µg TP/l] ⁴	5-25	15-65	8-30	10-30	10-25	12-25	30-45	15-35	8-22	10-25	23-45
sign. DI-TP Anstieg seit [yrs AD] ⁴	11600	1210	1110	1955	1890	ohne	1750	1575	1250	1325	1985
Publiziert in	Hübener et al. 2008	Hübener et al. 2008 Dreßler et al. 2011	Schwarz 2006	Schwarz 2006 Dreßler et al. 2011	Dreßler et al. 2006	Küster et al. 2012	Hübener et al. 2009	Hübener et al. 2009	unpublished	Hübener & Dörlter 2004	Lampe et al. 2009

Tab. 1 Fortsetzung

Abkürzung	KPS	GUID	Tressdorfer See	Stolper See	Sanckelmark See	Lanker See	Passauer See	Bondsholmer See	Stendorfer See	Einfeldler See	Vielbecker See
			TRE	STO	SAN	LAN	PAS	BOB	STE	BIS	VIE
Lfd. Nr gemäß Abb. 1	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Seefläche [km ²]	2,641	0,707	1,111	1,33	0,568	3,7	2,73	0,71	0,55	1,78	0,272
Maximale Tiefe [m]	31,4	9,7	14,7	14,6	11,2	20,5	10,7	8,0	7,9	8,4	4,1
Mittlere Tiefe [m]	9	4,9	7,6	6,9	6,5	3,6	4,9	3,3	3,9	3,4	2,2
F (Tiefengradient) ¹	4,43	1,64	2,26	2,18	1,9	1,75	1,41	1,32	1,03	1,05	0,82
Volumenquotient [km ³ /10 ⁶ m ³]	18,6	17,6	7,3	6,1	5,2	32,3	9,2	6	8,9	1,4	7,4
Verweilzeit [yrs]	0,17	0,18	0,43	0,52	0,61	0,1	0,34	0,53	0,36	2,27	0,88
Europäischer Seen-Typ ²	CBI/2	CBI/2	CBI/2	CBI/2	CBI/2	CBI/2	CBI/2	CBI/2	CBI/2	CBI/2	CBI/2
LAWA-Seen-Typ ³	10	11	10	10	10	11	11	11	11	14	11
Untersuchung	2005/2002	2005/2003	2005/2005	2005/2001	2005/2001	2007/2002	2007/2004	2007/2006	2007/2002	2007/2007	2002/2002
(Bohrung/letzte chemische Analysen)											
Chl a Sommer-MW [µg/l]	13,14	49,53	18,44	16,85	41,15	41,3	43,3	48,9	60,5	44,9	73
Secchi-Tiefe MW (min - max)	0,84	3,43	2,99	1	3,15	1,1	1,1(0,7 - 2,1)	1(0,75 - 2)	1(0,6 - 1,5)	1(0,6 - 1,7)	0,7
TP MW [µg/l]	85,2	91,2	44	58,2	83,5	96	79	116	130	1,44	140
Bohr-Position [°N]	54°09'59,41"	53°32'99,75"	54°13'59,81"	54°07'78,49"	54°42'51,60"	54°11'59,14"	54°20'52,52"	54°09'52,72"	54°08'41,15"	54°08'41,15"	53°52'21,37"
Bohr-Position [°E]	10°23'18,44"	10°46'02,04"	10°28'21,04"	10°13'96,03"	9°25'55,07"	10°18'08,43"	10°18'59,54"	10°01'11,06"	10°42'18,90"	10°00'04,50"	11°10'18,57"
bei in [m] Wassertiefe	17,8	9,2	14,0	11,1	9	6,2	9,2	7,2	7,0	6,5	2,0
Kern-Lage [cm]	197	191	202	167	178	142	285	662	280	612	1330
Alter an Kernbasis [cal yrs BC/AD]	1720 AD	1410 AD	1450 AD	1630 AD	830 AD	500 AD	480 AD	1735 BC	370 AD	3650 BC	4000 BC
sign. Anstieg synanthr. PL [yrs AD] ⁴	< 1720	1820	1780	< 1630	1200	1550	1380	1280	720	1440	1080
TP-Veränderlichkeit während Referenzbedingungen [µg TP/d] ⁴	?	55 - 85	5 - 25	?	60 - 110	55 - 105	50 - 125	37 - 44	20 - 47	25 - 75	20 - 65
sign.-DI-TP Anstieg seit [yrs AD] ⁴	?	1950	1780	?	ohne	1950	ohne	1600	750	1890	1100
Publiziert in	Hübener et al. 2009	Hübener et al. 2008b	Dreibler & Hübener 2006 Dreibler et al. 2011								

3.2.3 TP Werte ohne auffällige Tendenz

In fünf der 22 Seen konnten TP Referenzkonzentrationen durchgängig bis heute nachgewiesen werden (KRU, SAN, PAS; Abb. 2g) oder konnten im betrachteten Sedimentabschnitt nicht definiert werden, da aus dem Pollendiagramm bereits mehr als nur geringe menschliche Beeinflussungen anzunehmen waren (KPS, STO; Abb. 2h).

Im KRU, SAN und PAS konnten die DI-TP Referenzwerte während der letzten ca. 1500 Jahre bis auf nur kurzzeitige Ausschläge von ca. 1500 - 1525 AD im KRU (Abb. 2g) durchgängig nachgewiesen werden. Im Sankelmarker (SAN) und Passader See (PAS) sind die TP Werte im Referenzzeitraum während nur minimaler menschlicher Beeinflussung sehr variabel und erreichen im SAN bereits Maxima von 110 $\mu\text{g TP/I}$; im PAS sogar 125 $\mu\text{g TP/I}$ (Tab. 1). Diese hoch eutrophen Phosphatwerte werden sowohl im SAN als auch PAS auch aktuell ermittelt (Tab. 1).

4 Diskussion

Paläolimnologische Studien an 22 kalkreichen Seen im norddeutschen Tiefland zeigen eine große Variabilität des Beginns nachhaltiger menschlicher Einflüsse. Basierend auf palynologischen Analysen liegt der auffällige Beginn menschlicher Siedlungseinflüsse im Einzugsgebiet der Seen zwischen ca. 750 (STE) und ca. 1820 AD (GUD) und damit durchgängig vor Beginn des Anthropozäns. Auffällige Siedlungspollenentwicklungen waren während slawischer Siedlungsphasen im Frühmittelalter (AD 750 - 1000), während deutscher Siedlungen im Hochmittelalter (AD 1150 - 1450) oder Phasen ökonomischer Erholung nach den Pestwüstungen und dem 30-jährigen Krieg nachweisbar. Diese Nutzungsänderungen im Polleneinzugsgebiet der Seen werden vielfach von synchronen Veränderungen gewässerinterner Güteparameter begleitet (RUG, GÜL, KOS, TRE; vgl. auch BRADSHAW et al. 2005). In anderen Fällen erfolgen diese seeinternen Veränderungen mit mehr oder weniger großer Verzögerung (DRE, SCH, TIE, DUD, BIS, KES; vgl. auch HÜBENER et al. 2009).

Vielfach erklärt sich dieser zeitliche Unterschied aus Differenzen in der Lage und Dimensionierung zwischen dem Pollen- und dem hydrologischen Einzugsgebiet des betreffenden Sees (DREBLER & HÜBENER 2011). Limnologische Prozesse können ebenfalls die Beziehungen zwischen dem Siedlungseinfluss und der seeinternen trophischen Reaktion beeinflussen. Im Dudinghausener See (DUD) erklärt sich die zeitliche Verzögerung des DI-TP Anstieges im Vergleich zu den im Pollendiagramm seit ca. 1400 AD (Tab. 1) nachgewiesenen verstärkten Siedlungsaktivitäten aus der Phosphatfällung durch Zustrom Fe-reichen Grundwassers (DREBLER et al. 2006). Ein anderes Beispiel ist der Kleine Plöner See, bei welchem die in der Schwentiner Seenkette oberhalb gelegenen Seen als Nährstoffalle fungieren, so dass der TP Input deutlich geringer ausfällt, als die über das Einzugsgebiet kalkulierte Menge (HÜBENER et al. 2009).

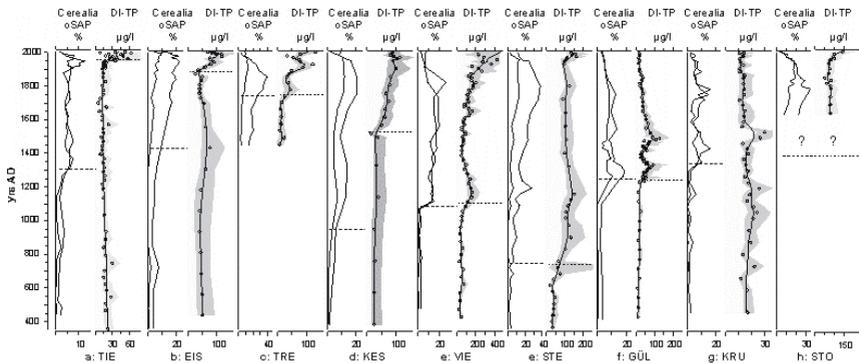


Abb. 2 Repräsentative Beispiele für Pollen- und DI-TP Entwicklungen aus Untersuchungen an 22 Seen in Norddeutschland. Getreidepollen (Cerealia, fette Linien) und sonstige synanthrope Pflanzen (oSAP, dünne Linien; jeweils als % Landpflanzen) als Indikatoren eines potentiellen Siedlungseinflusses im Einzugsgebiet. Der trophische Status des Gewässers wird durch den Diatomeen-basierten Gesamtphosphorgehalt (DI-TP; Einzelwerte, Trend und 95% Konfidenzintervall) dargestellt. Für mehr Details siehe Text, See-Abkürzungen nach Tab. 1.

Auch der Zeitpunkt des erstmalig deutlichen DI-TP Anstieges in den 22 Seen ist sehr variabel. 11 der 22 untersuchten Seen verloren die TP-Referenzbedingungen vor dem Beginn des Anthropozäns Mitte des 19. Jh., konkret zwischen ca. 750 AD (STE) und 1780 AD (TRE). Für zwei weitere Seen, den Kleinen Plöner und den Stolper See ließen sich die Referenzbedingungen nicht ermitteln, da im untersuchten Sedimentabschnitt kein Zeitraum fehlenden oder nur minimalen Siedlungseinflusses nachweisbar war. Da jedoch in beiden Seen die basalen DI-TP Werte oberhalb der für diesen Seetyp empfohlenen TP-Grenzwerte für den sehr guten Zustand liegen (MATHES et al. 2002, CARVALHO et al. 2008), wird angenommen, dass diese an der Sedimentbasis, d.h. ~1720 bzw. ~1630 AD ebenfalls keine Referenzzustände mehr aufwiesen. Damit erhöht sich der Anteil der Seen, die bereits vor 1850 AD keine Referenzzustände aufwiesen auf 13 von 22 (59 %). Jeweils drei Seen verloren den Referenzzustand nach 1850 oder nach 1950; in ebenfalls drei Seen gab es im betrachteten Zeitraum seit AD 500 keine Veränderung der trophischen Einstufung auf Basis der Diatomeen-Kernassoziationen.

BATTARBEE et al. (2011) erstellten einen Datensatz über paläolimnologische Studien in vielen Teilen Europas. In der Einschätzung des Einflusses der Intensivierung der Landwirtschaft in der 2. Hälfte des 20. Jh. besteht weitgehend Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen des Datensatzes von BATTARBEE et al. (2011) und dieser Studie: die größten trophischen Veränderungen der Gewässer vollzogen sich europaweit während der zweiten Hälfte des 20. Jh. Viele Seen waren jedoch bereits mehr oder weniger stark beeinträchtigt, so dass sich hier eine Veränderung, ausgehend von nur guten oder bereits schlechteren trophischen Bedingungen vollzog.

Nach BATTARBEE et al. (2011) ist die zweite Hälfte des 19. Jh. der zweitwichtigste Zeitraum für Veränderungen der Gewässerqualität in vielen Regionen Europas. Dies geht einher mit Diskussionen, wonach der Zeitraum vor 1850 AD als

Zeitpunkt empfohlen wird, vor welchem (i) generell Referenzzustände anzunehmen seien (BATTARBEE 1999, FOZZARD et al. 1999, BENNION et al. 2004, BJERRING et al. 2008) oder (ii) zumindest als Referenz für die aktuelle Etablierung eines `good ecological status` gemäß EU-WFD (EU 2000) empfohlen wird (BATTARBEE et al. 2011, BENNION et al. 2011). Dies wird mit in großen Teilen Europas nachweislichen Landnutzungsänderungen infolge der industriellen Revolution ab Mitte des 19. Jh. begründet.

Hier ergibt sich ein wichtiger Unterschied zu den Ergebnissen an 22 norddeutschen Seen, wonach das Hochmittelalter für große Gebiete des norddeutschen und zentraleuropäischen Flachlandes der nächstwichtigste Zeitraum für Veränderungen in der Landnutzung, verbunden mit negativen Einflüssen auf Seen und Fließgewässer, darstellt. In dem Gebiet nördlich und östlich der Elbe wurden ein Großteil der Städte, Kirchen und Klöster zwischen 1150 und 1450 AD erbaut. Dies war verbunden mit massiven und großflächigen Rodungsereignissen sowie Eingriffen in das hydrologische System (Anlage von Mühlenwehren, Fischzuchtanlagen etc.), was für das norddeutsche Flachland vielfach dokumentiert wurde. Ohle (1973, 1979) weist nach, dass Veränderungen des Seespiegelniveaus des Großen Plöner Sees um ca. 2 m im Jahr 1256 AD massive, bis in die Gegenwart andauernde Eutrophierungen zur Folge hatten. Vergleichbare Eutrophierungsursachen ergeben sich z.B. für Seespiegelerhöhungen am Krakower Obersee (HÜBENER & DÖRFLER 2004), die Müritz (LAMPE et al. 2009) und den Großen Eutiner See (WIECKOSKA et al. 2012).



Abb. 3 Entwicklung des Wald-Bestandes im Umfeld des Gülzsee (GÜL) basierend auf historischen und aktuellen Karten. links: Wiebeking'sche Karte (1786), mitte: preußische Karte (1888), rechts: aktuelle topographische Karte (Amt für Geoinformation, Vermessungs- und Katasterwesen, Mecklenburg-Vorpommern; Maßstab = 500 m).

Die großflächigen Rodungen ab dem 13. Jh. sowie die bis ins 18. Jh. praktizierte Ackernutzung ohne Humusersatz führte zu einer großflächigen Versteppung ehemaliger geschlossener Waldgebiete (SCHMIDT 2006). Weiterhin unterlagen die verbliebenen Waldbestände des norddeutschen Raumes auch nach den massiven Rodungen des Hochmittelalters einer vielfältigen Nutzung (Schiffs-, Hafen- und Deichbau, Waldweide, Holzkohlegewinnung, Glasverhüttung), so dass weite Landstriche bis zum Ende des 18. Jh. fast waldfrei waren (HASE 1983). Erst nach regionalen Wiederaufforstungserlassen ab 1720 AD in Mecklenburg (SCHMIDT 2006) und 1784 in Schleswig-Holstein kam es zu umfangreichen Aufforstungen (vgl. Abb. 3). Die stabilen mesotrophen Referenzzustände des Krummen Sees bzw. die wiederhergestellten Referenzzustände im Gülzsee sind ein positiver Effekt der Wiederbewaldung um diese Seen (dokumentiert durch historische und aktuelle

Karten: WIEBEKING & ENGEL 1786, PREUßISCHE LANDESAUFNAHME 1888, UMWELT-MINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003 und Studien: KÜSTER et al. 2012).

BRADSHAW et al. (2005) weisen ähnliche Einflüsse für den Dallund See auf der Insel Fyn (Dänemark) nach und zeigen, dass diese Einflüsse nicht auf das norddeutsche Flachland beschränkt waren. Nach ROSEN et al. (2011) vollzog sich im südlichen Schweden der während des Holozäns umfangreichste Einfluss auf die natürlichen Vegetation zwischen 1000 und 1750 AD, welches wiederum zu einem massiven mineralischen Eintrag in die Gewässer führte. In Südschweden wurde das Maximum der Entwaldung zur Mitte des 19. Jh. erreicht, erst anschließend griffen Wiederaufforstungsprogramme (RENBERG et al. 1993).

Der hohe Anteil von Seen bei denen sich im Gegensatz zu der Studie von BATTARBEE et al. (2011) teilweise deutlich vor 1850 AD massive Veränderungen nachweisen lassen, liegt an der Fokussierung auf ein Untersuchungsgebiet welches eine bereits jahrhundertelange Nutzungsgeschichte mit teilweise massiven Einflüssen auf die Gewässer des Gebietes aufweist. Weiterhin illustriert diese Studie, dass jeder See einmalig ist. Es ist einerseits notwendig, die Referenzzustände seetypspezifisch zu bestimmen, andererseits wird deutlich dass jeder See auch ganz spezifisch reagieren kann. Die hohe Variabilität des Verlustes von Referenzzuständen begründet die Annahme, dass es keinen einheitlich geltenden Zeitpunkt gibt, vor welchem generell Referenzzustände angenommen werden können.

Danksagung

An den paläolimnologischen Analysen, vornehmlich den Diatomeen-Analysen dieser Arbeit waren viele Absolventen, Projektmitarbeiter und Kollegen der AG Phykologie am Lehrstuhl für Allgemeine & Spezielle Botanik beteiligt. Das sind im Einzelnen Petra Werner, Anja Schwarz, Kirsten Langner, Anna-Marie Klammt, Mirko Dreßler und Sven Adler. Die sedimentchemischen Analysen stammen von Uwe Selig (Universität Rostock) und Hinrich Meyer (Universität Greifswald), die Pollenanalysen von Walter Dörfler (Universität Kiel) und Manuela Schult (Universität Greifswald). Die Datierung erfolgte durch Helmut Erlenkeuser, Pieter M. Grootes und Matthias Huels (Universität Kiel). Bei der Bohrung wurden wir über die Jahre unterstützt durch Burkhardt Scharf (Bremen), Walter Dörfler und Oliver Nelle (Universität Kiel) sowie Reinhardt Lampe und Sebastian Lorenz (Universität Greifswald). Regine Paschen und Karin Fink sei für die langjährige technische Assistenz gedankt. Jürgen Mathes (Seenprojekt im Umweltministerium MV) und Mandy Bahnwart (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes SH) danken wir für die Überlassung der Gewässerdaten.

Literatur

- ADLER, S. (2008): New package paltran 1.0: WA, WA-PLS, (POM) and MW for paleolimnology in R 2.6.1. <http://www.r-project.org>
- BATTARBEE, R.W. (1999): The importance of paleolimnology to lake restoration. - *Hydrobiologia*, 395/396: 149–159.
- BATTARBEE, R. W., JUGGINS, S., GASSE, F., ANDERSON, N.J., BENNION, H. & CAMERON, N.G. (2000): European Diatom Database (EDDI). An information system for paleoenvironmental reconstruction. European Climate Science Conference, European Commission, Vienna, Austria 1998: 1-10.
- BATTARBEE, R.W., MORLEY, D., BENNION, H., SIMPSON, G.L., HUGHES, M. & BAUERE, V. (2011): A palaeolimnological meta-database for assessing the ecological status of lakes. - *Journal of Paleolimnology*, 45: 405–414.
- BENNION, H., FLUIN, J. & SIMPSON, G.L. (2004): Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. - *Journal Applied Ecology*, 41:124–138.
- BENNION, H., BATTARBEE, R.W., SAYER, C.D., SIMPSON, G.L. & DAVIDSON, T.A. (2011): Defining reference conditions and restoration targets for lake ecosystems using palaeolimnology: a synthesis. - *Journal of Paleolimnology*, 45: 533-544.
- BJERRING, R., BRADSHAW, E.G., AMSINCK, S.L., JOHANSSON, L.S., ODGAARD, B.V., NIELSEN, A.B. & JEPSEN, E. (2008): Inferring recent changes in the ecological state of 21 Danish candidate reference lakes (EU Water Framework Directive) using palaeolimnology. - *Journal of Applied Ecology*, 45: 1566–1575.
- BRADSHAW, E.G., RASMUSSEN, P., & ODGAARD, B.V. (2005): Mid- to late-Holocene land-use change and lake development at Dallund Sø, Denmark: synthesis of multiproxy data, linking land and lake. - *The Holocene*, 15: 1152-1162.
- CARVALHO, L., SOLIMINI, A., PHILLIPS, G., VAN DEN BERG, M., PIETILÄINEN, O.-P., LYCHE SOLHEIM, A., POIKANE, S. & MISCHKE, U. (2008): Chlorophyll reference conditions for European lake types used for intercalibration of ecological status. - *Aquatic Ecology*, 42: 203–211.
- DREßLER, M., SELIG, U., DÖRFLER, W., ADLER, S., SCHUBERT, H. & HÜBENER, Th. (2006): Environmental changes and the migration period in Europe by the example of Lake Dudinghausen (northern Germany). - *Quaternary Research*, 66: 25-37.
- DREßLER, M. & HÜBENER, Th. (2011): Diatomeenuntersuchungen zur Trophieentwicklung des Rugensees nördlich von Schwerin (Mecklenburg-Vorpommern) während des Holozäns. In: Schülke, Almut: Landschaften – Eine archäologische Untersuchung der Region zwischen Schweriner See und Stepenitz. Römisch-Germanische Forschungen, 68: 337-359.
- EDDI (Europaen Diatom Database Initiative). <http://craticula.nc.ac.uk/eddi/jsp>
- EUROPEAN UNION (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23.10.2000 Establishing a framework for Community action in the field of water policy. - *Official Journal of the EC L*, 327: 1-72.
- FOZZARD, I.R., DOUGHTY, C.R., FERRIER, R.C., LEATHERLAND, T.M. & OWEN, R. (1999): A quality classification for management of Scottish standing waters. - *Hydrobiologia*, 395/396: 433–453.

- HASE, W. (1983): Abriß der Wald- und Forstgeschichte Schleswig-Holsteins im letzten Jahrtausend. - Schriftenreihe Naturwissenschaftlicher Verein Schleswig-Holstein, 53: 83-124.
- HÜBENER, TH. & DÖRFLER, W. (2004): Reconstruction of the trophic development of the Lake Krakower Obersee (Mecklenburg, Germany) by means of sediment-diatom- and pollen-analysis. - *Studia Quaternaria*, 21: 101-108.
- HÜBENER, TH., DREßLER, M., SCHWARZ, A., LANGNER, K. & ADLER, S. (2008a): Dynamic adjustment of training sets ('moving-window' reconstruction) by using transfer functions in paleolimnology – a new approach. - *Journal of Paleolimnology*, 40: 79-95.
- HÜBENER, TH., ADLER, S., SCHULT, M., BARTHELMES, A., MICHAELIS, D., MEYER, H., GROOTES, P.M., HUELS, M. & ERLLENKEUSER, H. (2008b): Paläolimnologische Untersuchungen zur Rekonstruktion von typspezifischen Referenzzuständen in schleswig-holsteinischen Seen (Seetypen 11, 14). Projektbericht i.A. des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel-Flintbeck.
- HÜBENER, TH., ADLER, S., WERNER, P., SCHULT, M., EERLENKEUSER, H., MEYER, H. & BAHNWART, M. (2009): A multi-proxy paleolimnological reconstruction of trophic state reference conditions for stratified carbonate-rich lakes in Northern Germany. - *Hydrobiologia*, 631: 1, 303-327. (DOI 10.1007/s10750-009-9819-4)
- HÜBENER, TH., ADLER, S., WERNER, P., SCHWARZ, A. & DREßLER, M. (2015): Identifying reference conditions for dimictic north German lowland lakes: implications from paleoecological studies for implementing the EU-Water Framework Directive. - *Hydrobiologia*, 742: 295-312 (DOI 10.1007/s10750-014-1992-4).
- KÜSTER, M., JAHNKE, W., MEYER, H., LORENZ, S., LAMPE, R., HÜBENER, TH. & KLAMMT, A.M. (2012): Zur jungquartären Landschaftsentwicklung der Mecklenburgischen Kleinseenplatte. Geomorphologische, bodenkundliche und limnogeologische Untersuchungen am Krümmen See bei Blankenförde (Mecklenburg). - *Forschung und Monitoring*, 3: 1-79.
- LAMPE, R., LORENZ, S., JAHNKE, W., MEYER, H., KÜSTER, M., HÜBENER, TH. & SCHWARZ, A. (2009): Zur Landschafts- und Gewässergeschichte der Müritz Umweltgeschichtlich orientierte Bohrungen 2004 –2006 zur Rekonstruktion der nacheiszeitlichen Entwicklung. *Forschung und Monitoring* 2: 1-95.
- MATHES, J., PLAMBECK, G. & SCHAUMBURG, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. - Aktuelle Reihe Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 5: 15-23.
- MIETZ, O. & VIETINGHOFF, H. (1994): Zu den funktionellen Abhängigkeiten zwischen morphometrischen topographischen und trophischen Kriterien von Seen. - *Wasserwirtschaft*, 84: 662-667.
- MINGRAM, J., NEGENDANK, J.F.W., BRAUER, A., BERGER, D., HENDRICH, A., KOHLER, M. & USINGER, H. (2007): Long cores from small lakes—recovering up to 100 m-long lake sediment sequences with a high-precision rod-operated piston corer (Usinger-corer). - *Journal of Paleolimnology*, 37: 517–528.
- NADÉAU, M.J., GROOTES, P.M., SCHLEICHER, M., HASSELBERG, P., RIECK, A. & BITTERLING, M. (1998): Sample throughput and data quality at the Leibniz-Labor AMS facility. *Radiocarbon*, 40: 239-245.

- OHLE, W. (1973): Rasante Eutrophierung des Großen Plöner Sees in frühgeschichtlicher Zeit. - *Naturwissenschaften*, 60: 47.
- OHLE, W. (1979): Ontogeny of the Lake Grosser Plöner See. *Paleolimnology of Lake Biwa and the Japanese pleistocene* 3-33. Kyoto University.
- POIKANE, S., ALVES, M.H., ARGILLIER, C., VAN DEN BERG, M., BUZZI, F., HOEHN, E., DE HOYOS, C., KAROTTKI, I., LAPLACE-TREYTURE, C., LYCHE SOLHEIM, A., ORTIZ-CASAS, J., OTT, I., PHILLIPS, G., PILKE, A., PÁDUA, A., REMEC-REKAR, S., RIEDMÜLLER, U., SCHAUMBURG, J., SERRANO, M.S., SOSZKA, H., TIERNEY, D., URBANIC, G. & WOLFRAM, G. (2010): Defining Chlorophyll-a Reference Conditions in European Lakes. - *Environmental Management*, 45: 1286–1298.
- PREUßISCHE LANDESAUFNAHME (1888): Messtischblatt 2439 Karow. <http://www.geoportal-mv.de/>
- REFCOND (2003): Final guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries from inland surface waters. Common Implementation Strategy (CIS) Working Group 2.3, Version 7.0, 5.3.2003
- RENBERG, I., KORSMAN, T., & BIRKS, H.J.B. (1993): Prehistoric increases in the pH of acid-sensitive Swedish lakes caused by land-use changes. - *Nature*, 362: 824–826.
- ROBBINS, A. & EDINGTON, D.N. (1975): Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. - *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 39: 285–304.
- ROSEN, P., BINDLER, R., KORSMAN, T., MIGHALL, T. & BISHOP, K. (2011): The complementary power of pH and lake water organic carbon reconstructions for discerning the influences on surface waters across decadal to millennial time scales. - *Biogeosciences Discussion*, 8: 2439–2466.
- SCHMIDT, G. (2006): Veränderungen der Waldfläche in Mecklenburg-Vorpommern vom Beginn der Ostkolonisation bis zum 20. Jahrhundert – dargestellt an einzelnen Beispielen. In: Schorcht, M.: Beiträge zur Geschichte des Forstwesens in Mecklenburg-Vorpommern. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei: 26-62.
- UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN (2003): Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. Demmler Verlag.
- VOLLENWEIDER, R.A., KEREKES, K. (1982): Eutrophication of waters. Monitoring, assesment and control. Organisation for economic co-operation and development, Paris.
- WIEBEKING, K.F. VON & ENGEL, F. (1786): Historischer Atlas von Mecklenburg. Bölau-Verlag 1962, reprint.
- WIECKOWSKA, M., DÖRFLE, W. (2012): Vegetation and settlement history of the past 9000 years as recorded by lake deposits from Großer Eutiner See (Northern Germany). - *Review of Palaeobotany and Palynology*, 174: 79–90.