

Zur Phosphatrücklösung aus Augewässersedimenten unter veränderter Hochwasserdynamik

R. Knösche

1. Einleitung

In einer Flussaue gibt es ständig durchströmte (lotische) bis stehende (lenitische) Gewässer mit allen Übergangsformen. Diese sind, abhängig von der Geländehöhe, entweder stets wasserführend (permanent) oder zeitweise trocken fallend (temporär). Die Havel ist dabei nicht nur durch die typischen Augewässer, wie Altarme, Altwässer, Qualmgewässer und Totarme charakterisiert, sondern weist eine Reihe größerer Seen innerhalb ihrer Aue auf. Sie liegen entweder direkt im Flusslauf (Berlin-Potsdam-Brandenburger Seenkette) oder seitlich des Stromes im Einflussbereich des Hochwassers (Gülper See, Schollener See). Diese hydrologische Vielfalt führt nicht nur zu einer beträchtlichen Mannigfaltigkeit der Biozöosen, sondern auch zu differenzierter Dynamik der Nährstoffe.

Eine grundlegende Erkenntnis der Flussökologie ist, dass der Strom selbst, als typisch offenes System mit vergleichsweise geringer Stoffakkumulation, sehr schnell auf Änderungen des Nährstoff-Imports reagiert (Allan 1997, S. 283-303). Die mehr oder weniger lenitischen Auengewässer zeichnen sich dagegen durch Stoffakkumulation in Form von Sedimenten, vor allem organischen, aus (Amoros & Roux 1988). Aus diesen Reservoiren heraus werden diese Gewässer unter bestimmten Bedingungen zusätzlich mit pflanzenverfügbaren Nährstoffen versorgt und sie reagieren dann nur wenig auf Verminderung der Nährstoffkonzentrationen im Flusslauf (Maue 1989). Das kann in der Folge zu einer fortdauernden gesteigerten Primärproduktion (Eutrophierung) führen, die weit über der des Flusslaufes liegt, mit all den bekannten Nachteilen für den Gewässerzustand, wie starke Wassertrübungen durch Phytoplankton, Verschwinden der Unterwasserpflanzen, vereinfachte Nahrungsnetze sowie starke hydrochemische Belastungen, z.B. extreme Wechsel der Sauerstoffkonzentrationen, hohe pH-Werte und subtoxische bis toxische Ammoniakkonzentrationen. Da ein großer Teil der Flussfauna in den artspezifischen Lebenszyklen in irgend einer Weise von den lenitischen Auengewässern abhängig ist, indem diese Tiere einen Teil ihres Lebens dort verbringen (Reproduktion, Schutz, Überwinterung) und/oder die dortigen spezifischen Nahrungsquellen nutzen (z.B. Zooplankton), ist die Beschaffenheit der Auengewässer für das Gesamtsystem von zentraler Bedeutung (Amoros & Roux 1988, Junk et al. 1989, Van den Brink & Van der Velde 1991, Ward & Stanford 1995).

Um die Schiffbarkeit der Havel zu verbessern, wurde sie vor allem nach 1900 noch einmal stark ausgebaut (Wasser- und Schiffsamt Brandenburg 1995). Die Erweiterung, Vertiefung und weitgehende Begradigung des Flussbettes erforderte gleichzeitig eine Stauregulierung, weil die Erhöhung der Durchlässigkeit bei den geringen Abflussmengen im Sommer zu extrem niedrigen Wasserständen geführt hätte. Im Ergebnis dieses Ausbaues konzentrierte sich selbst bei Hochwasser die Strömung immer mehr auf den gut durchlässigen Hauptstrom, die Altarme und Altwässer entwickelten sich umso mehr zu lenitischen Gewässern mit einer verstärkten Akkumulation organischer Sedimente. So findet man in Altarmmündungen an der unteren Havel in der Regel bereits 20 bis 30 m vom Fluss entfernt Faulschlamm. Durch den besseren Abfluss tritt außerdem das Ende der Hochwasserphase jährlich früher ein. Jedoch haben sich in der natürlichen Flussaue auf Dauer nur die Biozöosen etablieren können, die eine weitgehende Synchronisation zwischen ihrer Entwicklung mit der bis in die warme Jahreszeit reichenden Hochwasserphase aufwiesen, beispielsweise das Zooplankton und die

Jungfische der Fischarten, die sich vornehmlich auf überflutetem Grünland entwickeln (Cattaneo et al. 2001). Diese Synchronisation zwischen dem Hochwasserpuls und den Entwicklungszyklen der Biozönosen wurde durch Junk et al. (1989) und Junk (1999) unter der Bezeichnung „flood pulse concept“ verallgemeinert. Die Verlagerung des Hochwasserabflusses in die kältere Jahreszeit muss dann zu einer Desynchronisation führen und entsprechende Veränderungen in den Biozönosen hervorrufen.

In diesem Beitrag soll auf der Grundlage bereits publizierter und neuerer Gewässeranalysen in der unteren Havel der Frage nachgegangen werden, ob die veränderte Hochwasserdynamik sich auch auf die Nährstoffremobilisierung aus den Augewässersedimenten auswirken kann und auf diese Weise den Zustand der Augewässer entscheidend beeinflusst. Dabei ist zu beachten, dass sich dieser Zusammenhang weitgehend einer direkten Analyse entzieht, weil heute kein natürlicher oder wenigstens naturnaher Referenzzustand mehr existiert und dieser auch nicht experimentell hergestellt werden kann. Wir sind also darauf angewiesen, anhand einzelner Befunde und der Kenntnis früherer Hochwasserdynamik Wirkungen auf die Nährstoffremobilisierung unter den gegenwärtigen Bedingungen indirekt zu erschließen.

2. Das Untersuchungsgebiet

Die bereits publizierten Untersuchungen zur Phosphordynamik wurden im Gülper See und in verschiedenen Augewässern eines Havelabschnittes bei Gülpe in den Jahren 1993 bis 1995 durchgeführt (Abb. 1).

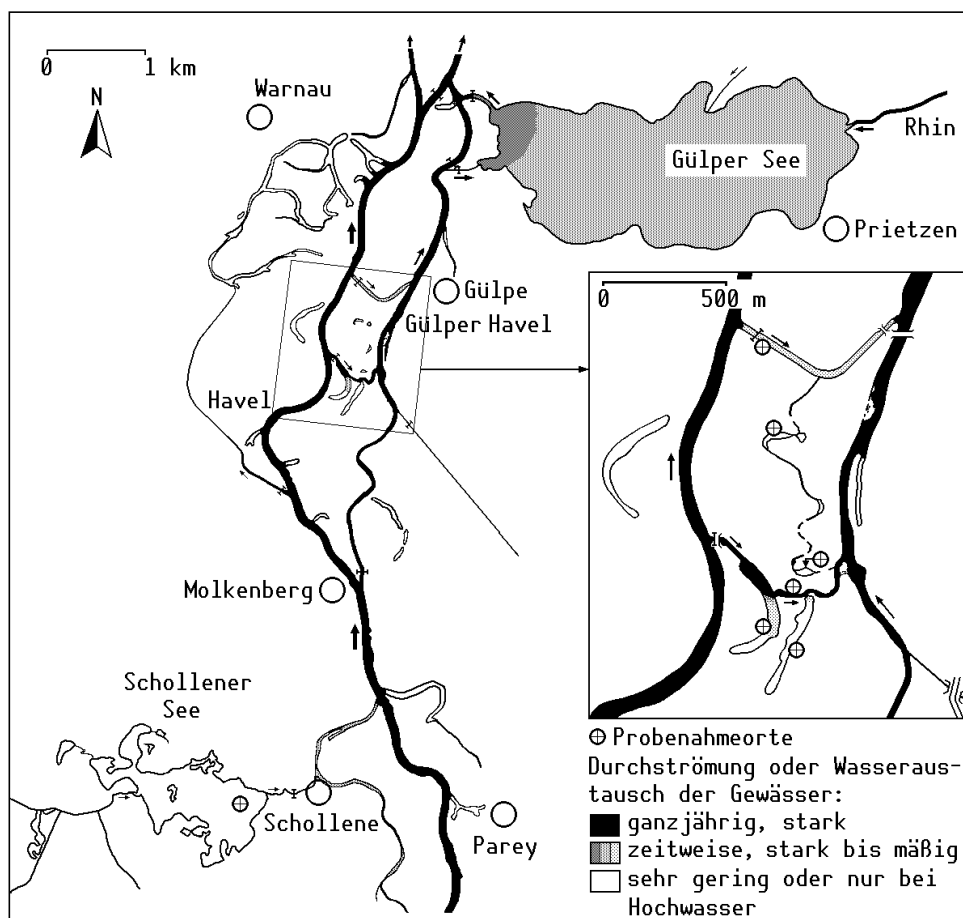


Abb.1: Das Untersuchungsgebiet an der unteren Havel.

Eine nähere Beschreibung der bearbeiteten Gewässer findet sich in Knösche (1998/99). Die Untersuchungen zur Sauerstoffzehrung und zum Sauerstoffeintragungspotentials im Schollener Sees erfolgten im Jahr 1995 (Knösche 1996). Ein Teil der Daten stammt aus einem Gewässermonitoring am Schollener See, das seit 1993 in Zusammenarbeit mit der Naturschutzstation „Untere Havel“ in Ferchels (Sachsen-Anhalt) durchgeführt wird.

Der Schollener See mit einer freien Wasserfläche von 83 ha liegt linksseitig der Havel etwa 20 Fluss-Kilometer nordwestlich von Rathenow (Abb. 1). Er wird zwar nicht von der Havel durchströmt, hat aber eine etwa 1,5 km lange Grabenverbindung zum Fluss und liegt einschließlich der Niederungen westlich des Sees im Überflutungsbereich der Havel. Die Grabenverbindung, der Seestrang, ist im Winter frei durchgängig und im Sommer durch ein einfaches Bohlenwehr zwischen dem See und dem Ort Schollene unterbrochen, so dass im Sommer der Seewasserspiegel künstlich auf höherem Niveau gehalten wird. Das Grabensystem westlich des Sees entwässert lediglich das dort gelegene Niedermoorgebiet.

Geologisch wird der See als Ergebnis eines übersandeten Toteisblockes in einem Sandergebiet, das sich südlich einer glazialen Zwischenstaffel auf der Linie Molkenberg Kamern ausgebildet hatte, betrachtet. Die maximale Tiefe des Sees bis zum pleistozänen Untergrund liegt bei 12 m. Im Postglazial hat sich der See bis auf eine sommerliche freie Wassertiefe von ca. 1 m mit Havelschlick und später einer Gytja-Schicht, die in den obersten Dezimetern eher den Charakter eines Faulschlammes (Sapropel) annimmt, angefüllt (Potonie 1937, Krüger 1995). Gegenwärtig ist bis auf unbedeutende Restflächen der gesamte Seegrund durch diese organischen Sedimente bedeckt.

3. Material und Methoden

Die Methoden der Wasserprobenahme und die wasserchemischen Analysen sind in Knösche (1998/99) ausführlich beschrieben. Im Schollener See wurden für das Monitoring die Wasserproben mit Rücksicht auf Naturschutzbelange im östlichen Teil des Hauptbeckens (siehe Abb. 1) entnommen. Die Probenahme erfolgte monatlich. Die Bestimmung der Sauerstoffzehrung des Sedimentes und Wassers sowie des Sauerstoffeintragungspotentials des Planktons ist in Knösche (1996) dargestellt.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Die Hochwasserdynamik der unteren Havel im 19. und in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts

Im 19. Jahrhundert gab es nur in Rathenow und Havelberg Wehranlagen (Königl. Elbstromverw. 1898). Da sich das betrachtete Gebiet im Rückstau der Havelberger Staustufe befindet, wird diese zur Erörterung der Hochwasserdynamik herangezogen. Wie ein Vergleich der Pegelganglinien der einzelnen Wehre zeigte, kann man dabei mit gutem Gewissen davon ausgehen, dass heute die Dynamik innerhalb der zusätzlichen Staustufen zwischen Rathenow und Havelberg den Verhältnissen am Pegel Havelberg sehr ähnlich ist. Auf eine ausführliche Darstellung der Ganglinien wird hier allerdings verzichtet. Die dargestellten Ergebnisse zur Hochwasserdynamik wurden aus täglichen Pegeldaten ermittelt, die uns das Schifffahrtsamt Brandenburg freundlicherweise zur Verfügung gestellt hat. Ausgewertet wurden 50-Jahreszeiträume von 1811 (älteste Pegeldaten) bis 1871 und von 1950 bis 2000.

Die Ausbaumaßnahmen nach 1900, die 1913 mit der Fertigstellung der zusätzlichen Staustufen Grütz und Garz, zwischen Rathenow und Havelberg, endeten sowie die Verlegung der Havelmündung elbabwärts von Havelberg nach Gnevsdorf (Gefällegewinn von 1,5 m) führten am Pegel Havelberg zu folgenden Veränderungen (Abb. 2):

1. Die mittleren Jahreshöchststände waren von 25,91 m ü. NN auf 24,66 m gesunken.
2. Die mittleren Jahresniedrigstände liegen bei 22,67 m ü. NN und haben sich nicht verändert, jedoch ist die Spannweite der Variabilität der Jahresniedrigstände von 1,25 m auf 0,51 m zurückgegangen. Der absolute Niedrigwasserstand zwischen 1950 und 2000 lag bei 22,43 m und

dieser wurde im betrachteten Zeitraum des 19. Jhd. 11 mal unterschritten mit einem Niedrigststand von 22,15 m im Jahre 1822.

3. Der Mittelwert der jährlichen maximalen Wasserstandsamplituden war von 3,24 m auf 1,99 m gesunken.
4. Das Ende der Auenüberflutung hat sich um einen Monat vom Juni (Median: 9. Juni) zum Mai (Median: 8. Mai) verlagert. Als Ende der Überflutungsphase wurde für Havelberg im Rahmen dieser Auswertung die Unterschreitung der 23,4-Meter-Marke festgelegt. Das ist entsprechend der kartographischen Höhenlinien etwa die Höhe, bei der das Wasser überwiegend hinter die Gewässeruferlinien zurückfällt.
5. Die Zahl der Sommerhochwässer scheint rückläufig zu sein. Zumindes ist ihre durchschnittliche Höhe von 25,09 m ü. NN auf 24,63 m gefallen.

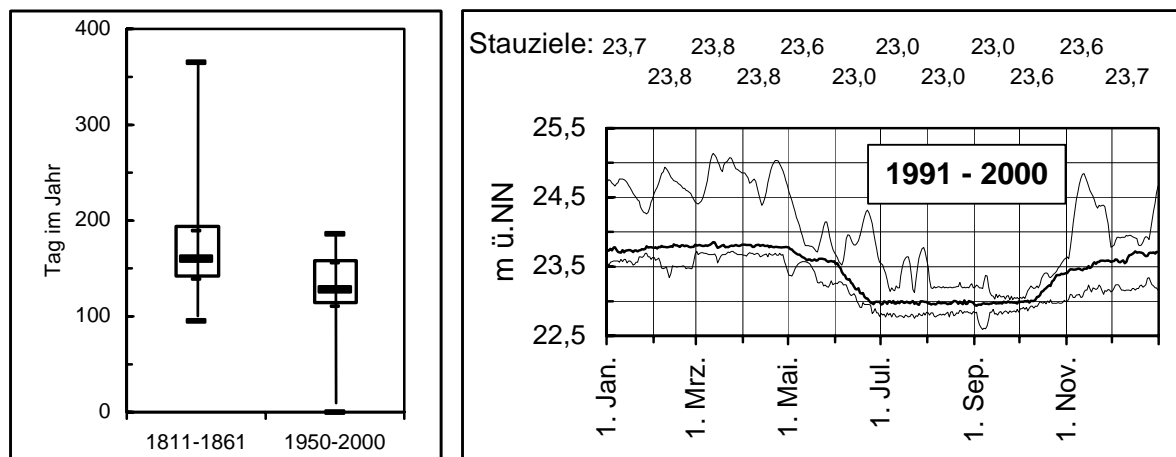


Abb. 2: Veränderung der Hochwasserdynamik vom 19. zum 20. Jhd. oberhalb des Wehres Havelberg. Linke Grafik: Jährliches Ende der Auenüberflutung – Mediane sowie 50%- und 100%-Quantile (Kriterium: Unterschreitung des Pegelstandes von 23,4 m ü. NN - vgl. Text). Rechte Grafik: Jahresverlauf der Wasserstände von 1991 bis 2000 (mittlere Kurve: Median der täglichen Pegelstände im betrachteten Zeitraum, obere und untere Kurve: höchste und niedrigste Pegelstände). Rechts unten: Durch den Staubeirat festgelegte Stauziele in Metern ü. NN für das Wehr Havelberg.

Vor allem der Punkt 4 wird eine zentrale Rolle in diesem Beitrag spielen. Ein bemerkenswerter Aspekt ist außerdem die große Variabilität des Hochwasserabflusses. Das Ende der Überflutung variierte im 19. Jhd. von Ende April/Anfang Mai bis Ende Juli, in Extremfällen sogar bis Anfang September. Das vollzog sich nicht völlig stochastisch, es gab mehrfach zusammenhängende Jahre, in denen das Hochwasserende etwa zum gleichen Zeitpunkt eintrat. Diese Dynamik muss immer wieder Sukzessionen in den Auenbiozönosen ausgelöst haben, noch dadurch verstärkt, dass die Biozönosen vielfach eine mehrjährige gerichtete Entwicklung durchlaufen konnten ehe diese durch völlig andere Hochwasserverhältnisse abgebrochen und in andere Richtung gelenkt wurde. Dass sich in diesem ständigen Sukzessionswechsel für besonders viele Arten Chancen eröffnen, liegt auf der Hand.

Im 20. Jhd. hatte sich ungefähr ein Drittel dieser Variabilität des Hochwasserabflusses in die kalte Jahreszeit hinein verlagert und wahrscheinlich aufgrund der allgemeinen Winterruhe geringere Wirkung auf die Biozönosen. In den 90er Jahren wurde offensichtlich aufgrund der verstärkten Einflussnahme des Naturschutzes eine neue Stauregulierung verwirklicht. Das Ende der Auenüberflutung trat nun fast perfekt in der ersten Juniwoche ein. Diese hohe Gleichförmigkeit konnte durch eine konsequente Stauhaltung unter den Bedingungen einer hohen Durchlässigkeit des Flusssystemes erreicht werden. In Abbildung 2 ist der durchschnittliche Jahresverlauf der Pegelstände von Havelberg während der 90er Jahre dargestellt. Der Median der Pegelstände entspricht nahezu perfekt den festgelegten Stauzielen für das Wehr (Wasser- und Schiffsamt Brandenburg 1995).

Die Medianlinie liegt recht dicht an der Minimumlinie der Wasserstände, was bedeutet, dass meistens die gewünschten Wasserstände gehalten wurden. Das erreichte man natürlich in wasserarmen Jahren nur auf Kosten der Fließgeschwindigkeit, besonders im Sommer wird die untere Havel oft zu einem langgestreckten Standgewässer. Die Verzögerung des Hochwasserabflusses bis zum Juni, wurde nur durch das Schließen der Wehre erzielt (im 19. Jhd. Abfluss tendenziell Anfang Mai - siehe auch Maximallinie in Abb. 2). Der auf diese Weise künstlich hoch gehaltene Wasserstand am Beginn der Vegetationsperiode musste dann zwangsläufig mit einer sehr niedrigen Variabilität erkaufte werden.

4.2 Die Besonderheiten der Phosphatrücklösung aus Sedimenten in den Havel-Auengewässern

Die großen Havelseen (Größenordnung: einige hundert Hektar Fläche, maximale Tiefe 5 – 8 m) sind dadurch gekennzeichnet, dass in deren Wasser die Gesamt-P-Konzentrationen (TP) mit Beginn des Hochsommers (Juli) allmählich zunehmen und in der Regel Ende August oder im September ihr Maximum erreichen. Das geht aus dem langjährigen Monitoring des Landesumweltamtes im mittleren Havelabschnitt zwischen Potsdam und Brandenburg (Klose 1995) und z.T. aus unseren Untersuchungen am Gülper See hervor (Knösche 1998/99). Der Gülper See, der mit einer offenen Wasserfläche von ca. 440 ha nur maximal 2 – 3 m tief ist, fällt hinsichtlich seiner morphologischen Merkmale etwas aus dem Rahmen. Rohde (1995) zeigte am Beispiel des Schwielowsees bei Potsdam durch Phosphorbilanzierung für den Zeitraum 1985 bis 1992, dass im Juni der See meist noch als schwache P-Senke fungiert, im Juli die P-Freisetzung aus dem Sediment beginnt und bis zum August stark ansteigt. Das ist sicher darauf zurückzuführen, dass in diesen großflächigen, stark windbeeinflussten Seen temporäre Wasserstagnationsphasen mit Sauerstoffarmut über den Sedimenten erst während der hochsommerlichen Ruhigwetterlagen eintreten. Der beschriebene Jahresverlauf der TP-Konzentrationen ist auch gut in der unteren Havel zu beobachten, sie bezieht ihr Wasser direkt aus der Potsdam-Brandenburger Seenkette und repräsentiert daher im Wesentlichen die durchschnittlichen Nährstoffkonzentrationen dieser großen Flachseen (Abb. 3 oben). In den kleinen, flachen und wenig vom Fluss beeinflussten Augewässern (< 2 ha, maximal ca. 2 m tief) wurde stets im Mai ein bis zu 10-facher Anstieg der TP-Konzentrationen im Wasser beobachtet, die dann spätestens ab August bis zum Winter rückläufig waren (Abb. 3).

Als Quelle dieses Phosphors kommen nur die eigenen Sedimente in Frage, denn weder im Fluss noch im Grundwasser waren solch hohe P-Konzentrationen zu beobachten. Nach Messungen von Schimmelmann (1993) lagen die Phosphatkonzentrationen des oberflächennahen Grundwassers in der Gülper Havelaue zwischen 0 und 110 $\mu\text{g P l}^{-1}$. Das heißt, in den Augewässern kommt es einmal im Mai zu einer starken Netto-remobilisierung von Phosphat aus dem Sediment. In der folgenden Vegetationsperiode wird dann eine mögliche weitere P-Rücklösung tendenziell durch P-Refixierungs- und Sedimentationsprozesse überkompensiert.

Der Phosphatanstieg im Mai führt zu einer kräftigen Phytoplanktonentwicklung (Knösche 1989/99), allerdings nicht proportional, weil so hohe Phosphatkonzentrationen nicht mehr vollständig durch das Plankton nutzbar sind. Wenn also die P-Remobilisierung im Frühjahr ausbliebe oder stark vermindert werden könnte, würden die Altwässer im Sommer wahrscheinlich nährstoffärmeres und weniger planktongetrübtes Wasser haben, was positive Folgen für den Gesamtzustand der Gewässer hätte. Diese Hypothese wurde anhand der 1992 bis 95 erhobenen Daten getestet. Es zeigte sich, dass zwischen dem TP-Anstieg im Frühjahr und dem TP-Gehalt des Wassers im Sommer (Mai bis Oktober) eine signifikante Korrelation besteht, nicht jedoch zwischen TP-Anstieg und mittlerem sommerlichen Chlorophyllgehalt (Abb. 4). Diese Korrelation bedeutet unter der gegebenen Voraussetzung, dass im Sommer keine nennenswerten P-Importe in die Gewässer stattfinden, folgendes: Die im Wasserkörper in der Vegetationsperiode zirkulierende TP-Menge wird hauptsächlich bereits in einer kurzen Frühjahrsphase, meist im Mai, aus dem Sediment in das Wasser eingetragen. Das schließt natürlich nicht aus, dass auch in der Vegetationsperiode kleinere Mengen Phosphor aus dem Sediment remobilisiert und wieder zurückgeführt werden, bestimmend bleibt aber die Frühjahrsphase. Die fehlende Korrelation mit dem Chlorophyllgehalt überrascht nicht. In den Altwässern wird die Phytoplanktondichte noch sehr stark durch andere Faktoren, wie Sedimentation oder Entwicklung von Unterwasserpflanzen, beeinflusst. So hatte sich z.B. in einem Altwasser 1993 ein dichter Bestand

von *Ceratophyllum demersum* ausgebildet und solange dieser den Wasserkörper ausfüllte, war das Wasser klar.

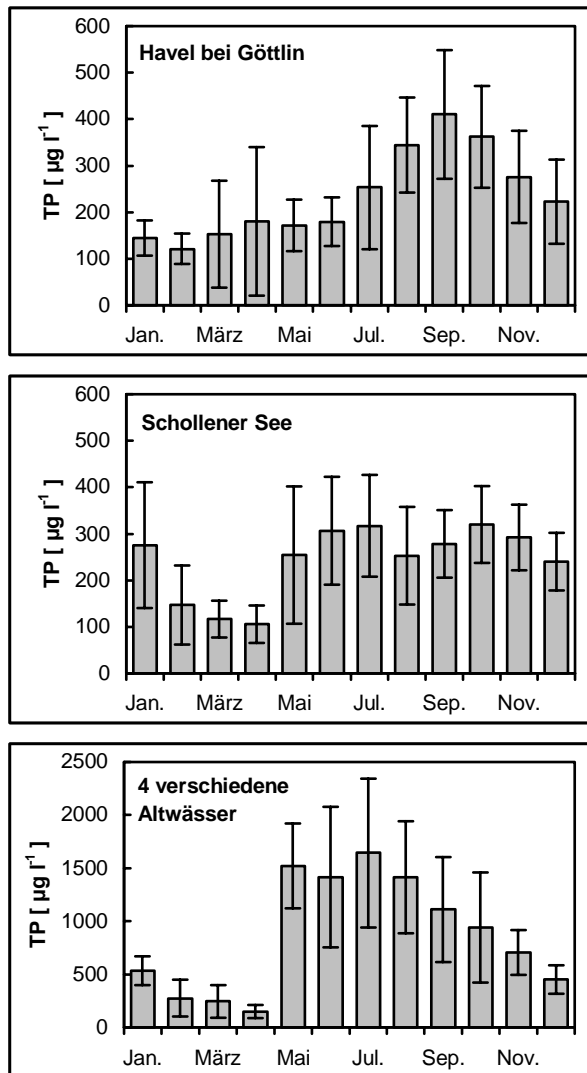


Abb. 3: Gesamt-P-Konzentrationen (TP) im Wasser verschiedener Gewässer im Jahresverlauf. Die Haveldaten stammen von der Messstation Göttlin des Landesumweltamtes Brandenburg, nördlich von Rathenow, im Zeitraum 1993 bis 1999. Die Daten vom Schollener See wurden im gleichen Zeitraum und die der 4 Altwässer 1992, 93 und 95 erhoben (Zusammenfassung von Messdaten aus Knösche (1998/99)).

Der Schollener See, der hinsichtlich seiner Fläche zwischen den Havelseen und Altwässern rangiert, jedoch sehr flach ist, nimmt auch mit seinem durchschnittlichen Jahresverlauf der TP-Konzentrationen eine Mittelstellung ein (Abb. 3). In diesem See korrelierte sogar neben der Sommer-TP-Konzentration auch der sommerliche Chlorophyllgehalt signifikant positiv mit dem jeweiligen TP-Anstieg im Frühjahr (Abb. 4). Die Phosphorremobilisierung am Beginn der Vegetationsperiode scheint also in den Auengewässern eine wichtige determinierende Größe für die sommerliche Phytoplanktonentwicklung zu sein.

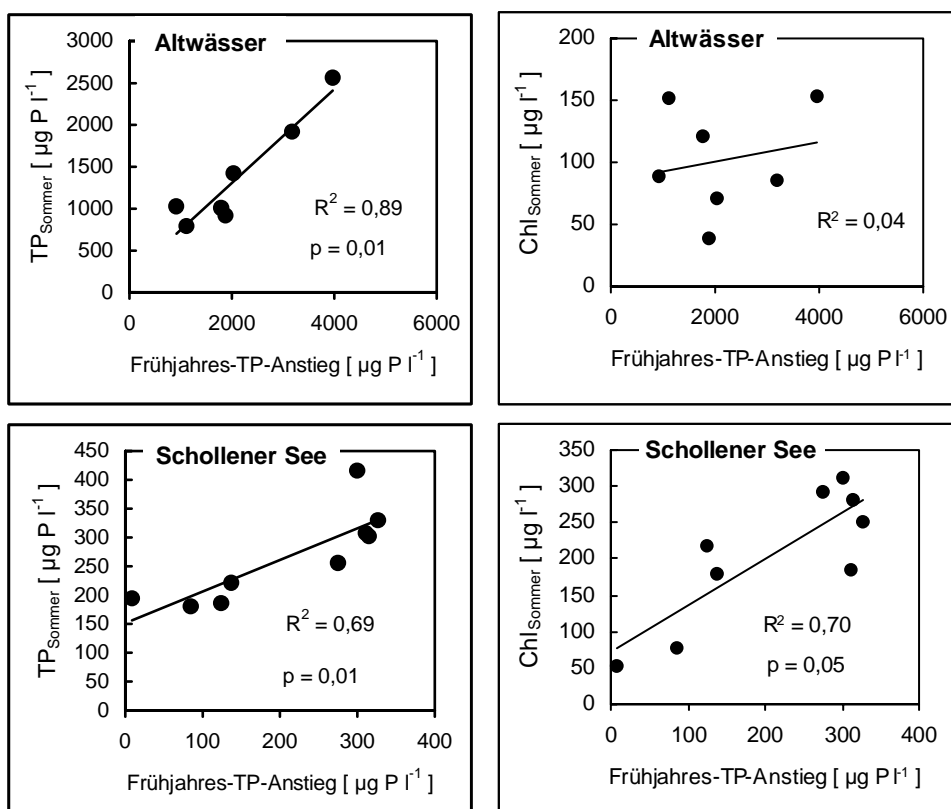


Abb. 4: Zusammenhang zwischen dem TP-Anstieg im Frühjahr und dem mittleren sommerlichen TP- bzw. Chlorophyllgehalt des Wassers (p: Signifikanzniveau).

4.3 Die Bedeutung des Sauerstoffs im Wasser für die P-Rücklösung im Frühjahr

Die Hydroxide und Huminstoffkomplexe des oxidierten Eisens (Fe^{III}) sind schwer löslich und können Phosphat spezifisch adsorptiv binden. Nach Reduktion des Eisens (Fe^{II}) unter Sauerstoffmangel gehen dessen Verbindungen und damit auch das Phosphat zu einem erheblichen Teil wieder in Lösung. Sofern nun ein großer Anteil des Sedimentphosphates an Eisenhydroxide oder an Huminstoff-Eisen-Komplexe gebunden ist, spielt der Sauerstoffzutritt zur obersten Sedimentschicht bei der P-Rücklösung eine bedeutende Rolle. Dabei ist das atomare Verhältnis von Fe:P, neben anderem, ein wesentlicher Faktor, der die Stärke der sauerstoffabhängigen P-Remobilisierung mitbestimmt. Jensen et al. (1992) zeigten an Sedimenten von 15 dänischen Flachseen, dass bei atomaren Fe:P-Verhältnissen über 8:1 die Bindungskapazität für Phosphat hoch und die P-Rücklösung in Gegenwart von Sauerstoff im Wasser niedrig ist. Bei Relationen unter 5,5:1 ist umgekehrt die Bindungskapazität gering und die Rücklösung kann, muss jedoch nicht zwangsläufig erheblich ansteigen (vgl. auch Hupfer 1995, Kleeberg 1995, Harris 1999).

In den Sedimenten der untersuchten Gülper Augewässer lag das Fe:P-Verhältnis bei 11:1, d.h. sie können in Sauerstoffgegenwart noch gut zusätzliches Phosphat binden, jedoch bei Sauerstoffabwesenheit wieder erhebliche Phosphatmengen freisetzen. Vom Sediment des Schollener Sees mit einer Fe:P-Relation von 4,7:1 ist demnach eine nicht so stark sauerstoffabhängige P-Remobilisierung zu erwarten (Abb. 3).

Die P-Remobilisierung aus den Augewässersedimenten im Frühjahr ist in erster Linie die Folge von Sauerstoffmangel über dem Sediment, der regelmäßig zu dieser Zeit auftritt. Folgende Beobachtungen stützen diese Aussage: In einer Untersuchungsreihe in einem Altwasser fand die Remobilisierung zeitgleich mit dem Absinken der Sauerstoffkonzentration unter 1 mg l^{-1} über der Sedimentoberfläche, die als kritische Grenze angesehen wird, statt. Außerdem gab es in allen Altwässern stets genau zum Zeitpunkt der P-Rücklösung einen Peak der Eisenkonzentration im Wasserkörper, der die reduktive Herauslösung des Eisens aus dem Sediment indiziert (Knösche 1998/99). Weiterhin haben Messungen

der Sauerstoffzehrung von Sedimentproben und Wasserproben sowie des photosynthetischen Sauerstoffeintragspotentials des Phytoplanktons im Schollener See gezeigt, dass die ungünstigste Sauerstoffbilanz der warmen Jahreszeit (oft eine Netto-Zehrung) und die P-Remobilisierung im Gewässer zeitgleich auftreten (Knösche 1996). Auf den Zusammenhang zwischen der P-Remobilisierung aus Aueböden und Augewässersedimenten und erhöhter Biozönose-Respiration wurde bereits durch Brinson et al. (1983), Yarbrow (1983) und Brunet & Astin (2000) hingewiesen. Brinson et al. (1983) beobachteten auch an Aueböden des nordamerikanischen Tar River eine verstärkte Phosphatremobilisierung im Mai.

4.4 Ursache und Zeitpunkt der verschlechterten Sauerstoffbilanz im Frühjahr

Die ungünstige Sauerstoffbilanz zur Zeit der P-Rücklösungsphase im Frühjahr wird durch eine starke Phytoplanktondepression, verbunden mit einer Abnahme des photosynthetischen Sauerstoffeintrages, und durch eine Zunahme der sauerstoffzehrenden Prozesse (Abbau des Frühjahrsphytoplanktons, Entwicklung des Zooplanktons bei rapide steigenden Wassertemperaturen) verursacht. In der Regel erfolgt im Mai eine totale Umschichtung im Phytoplankton. Bis zum April dominieren Bacillariophyceen (Kieselalgen), vom April zum Mai verschwinden diese und es beginnen neue Phytoplanktonpopulationen der Grünalgenordnung Chlorococcales oder/und von Cyanobakterien („Blualgen“) das Pelagial zu besiedeln (Knösche 1998/99). Dieser Wechsel ist stets mit einem Minimum der Phytoplanktondichte im Wasser verbunden, dem dann eine P-Rücklösung aus dem Sediment folgt (Abb. 5).

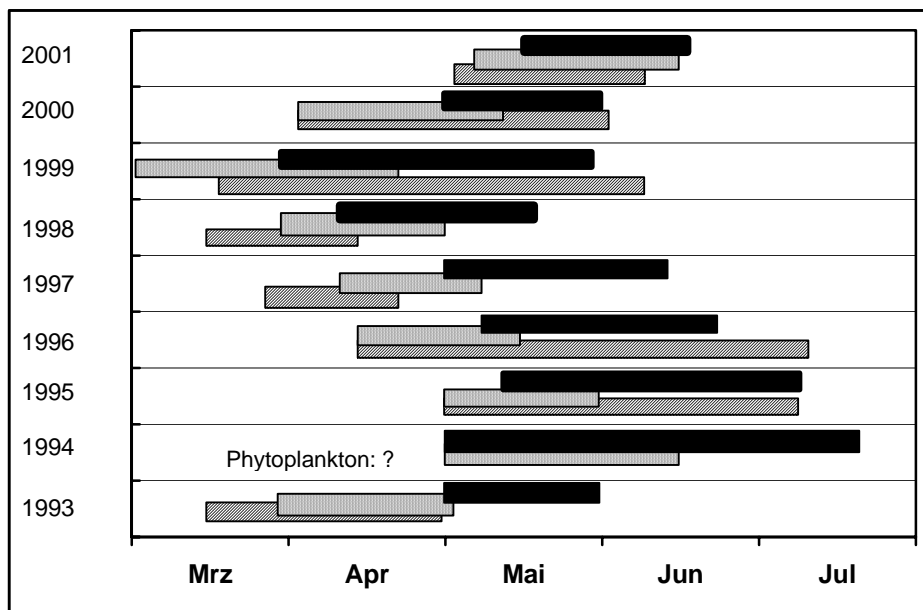


Abb. 5: Zeiträume des Dominanzwechsels der Phytoplanktonarten (schraffiert), des Chlorophyllminimums (grau) und der P-Remobilisierung (schwarz) im Frühjahr im Schollener See.

Es wurde bisher in den Gülper Augewässern nicht untersucht, wodurch dieser Planktonwechsel ausgelöst wird. Nach dem PEG-Modell (plankton ecology group) der Planktonsuccession (Sommer et al. 1986) kämen dafür die Aufzehrung der gelösten Kieselsäure, als essentieller Nährstoff der Kieselalgen, und/oder ein massives Grazing durch Zooplankton in Frage. Letzteres scheint eher eine geringere Rolle zu spielen, da nach rein visueller Beurteilung in den Altwässern seltener sehr hohe Zooplanktondichten auftraten (vgl. auch Knösche 1998/99). Quantitative Untersuchungen liegen hierzu aus diesen Gewässern allerdings noch nicht vor. Der Verbrauch der Kieselsäure hängt, neben Planktongrazing und Sinkverlusten, von der Wachstumsrate der Kieselalgen und somit von der Witterung im Frühjahr ab. Der Zeitpunkt der Phytoplanktondepression könnte also durch die Witterung im Frühjahr bestimmt sein.

Aus unseren Monitoringdaten vom Schollener See von 1993 bis 2001 ließ sich der jährliche Zeitpunkt des Frühjahresminimums im Chlorophyllgehalt entnehmen. Dieser Zeitpunkt und die jährlichen Witterungsdaten der Monate Februar bis April der nächstgelegenen Wetterstation Brandenburg-Görden (Monatl. Witterungsberichte des DWD) wurden einer multiplen Regressionsanalyse unterzogen. Diese Analyse lieferte ein Regressionsmodell, das es erlaubt, das Chlorophyllminimum im Frühjahr aus der Lufttemperatur- und Lichtsumme abzuschätzen. Dabei dienten für den Lichtfaktor die Sonnenscheinstunden, die Anzahl heiterer Tage und trüber Tage als Ersatzparameter, weil die Globalstrahlungsdaten vom DWD nicht vollständig zur Verfügung standen.

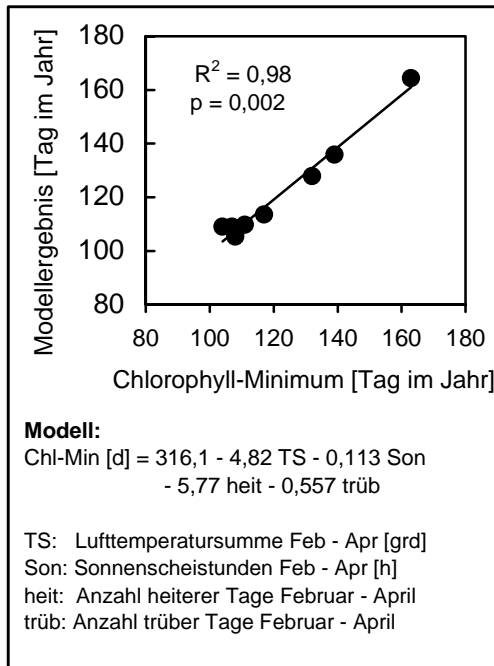


Abb. 6: Abhängigkeit der zeitlichen Lage des Frühjahres-Chlorophyllminimums des Schollener Sees von der Witterung im Frühjahr (Temperatur und Licht) – Vergleich eines multiplen Regressionsmodells mit den Beobachtungen im See.

In der Abbildung 6 wird gezeigt, dass das Regressionsmodell den Zeitpunkt des Frühjahres-Chlorophyll-Minimums sehr gut beschreibt. Das bedeutet, Temperatur und Licht im Frühjahr entscheiden in diesem See, wann die Phytoplanktonumschichtung und infolge dessen das Planktonbiomasseminimum einsetzt.

4.5 Zusätzliche Belastung der Sauerstoffbilanz im Frühjahr durch intensiverte Abbauprozesse im Sediment

Im Untersuchungs-jahr 1995 wurde an Sedimentproben aus dem Schollener See (ruhesendes Sediment mit Wasser überschichtet) in einer temperierten Küvette das Sauerstoffzehrungspotential pro Sedimentflächeneinheit gemessen (Abb. 7).

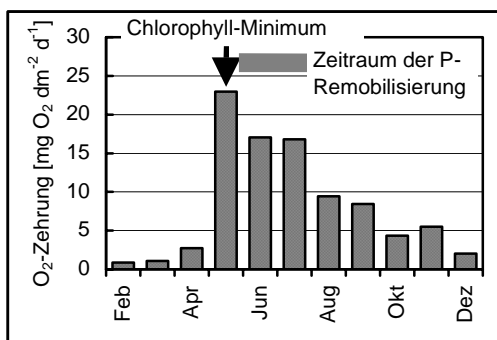


Abb. 7: Sauerstoffzehrungspotential pro Flächeneinheit von Sedimentproben aus dem Schollener See im Jahre 1995.

Dabei ist zu beachten, dass wahrscheinlich mit dieser Methode die flächenbezogene Zehrung des Sedimentes systematisch etwas überschätzt wird, weil im Unterschied zu den Freilandverhältnissen der sich ausbildende Sauerstoffgradient über der Sedimentoberfläche kontinuierlich zerstört wird, jedoch dürften die Relationen von Monat zu Monat die Realität gut repräsentieren. Mit der Erwärmung des Wassers (Temperaturanstieg von März bis Mai von 4 auf 14°C) nahm der Sauerstoffverbrauch des Sedimentes sprunghaft zu und erreichte im Mai, genau zum Zeitpunkt des Phytoplankton-Minimums, den Höchstwert des Jahres. Dieser gesteigerte Sauerstoffverbrauch ist nicht allein direkt auf die Temperaturerhöhung zurückführbar, das ergab eine Umrechnung auf Standardbedingungen (20°C) mit Hilfe einer experimentell ermittelten funktionalen Beziehung zwischen Temperatur und Zehrungsrate. Da sich über den Winter frisches, gut abbaubares organisches Material auf der Sedimentoberfläche abgelagert und durch Wasserbewegungen teilweise in die oberste Schlammschicht eingemischt wird, entwickeln sich dort mit steigender Temperatur im Frühjahr hohe Destruentenkeimzahlen.

4.6 Mögliche Wirkungen der veränderten Hochwasserdynamik auf Phosphat-Remobilisierung im Frühjahr

Im Abschnitt 4.1 wurde herausgestellt, dass der Zeitraum des Hochwasserabflusses in der unteren Havel durch die Flussregulierung um einen reichlichen Monat vorverlegt wurde. Im 19. Jahrhundert waren statistisch gesehen die Altarme und Altwässer Anfang Juni noch in jedem zweiten Jahr durch Hochwasser überflutet. Das heißt, das natürliche Sauerstoffdefizit, welches, abhängig von der Frühjahreswitterung, in der Regel im April/Mai auftritt und eine P-Remobilisierung aus den Sedimenten zur Folge hat, war vor der Regulierung häufig durch Hochwasser überlagert. Da die meisten Augewässer bei den höheren Wasserständen längs oder quer überströmt wurden und das Flusswasser im Frühjahr aufgrund der Verdünnung verhältnismäßig nährstoffarm war, konnten remobilisierte Nährstoffe weitgehend herausgespült werden. Außerdem musste das zu einer Abschwächung oder sogar Verhinderung von Sauerstoffmangelsituationen führen. Es gibt also gute Gründe, davon auszugehen, dass die weit in den Sommer reichenden Hochwässer zwangsläufig die Frühjahres-P-Remobilisierung selbst und ihre Folgen verminderten. Dieser Effekt ist natürlich in den kleineren, nahe am Fluss gelegenen Altwässern stärker ausgeprägt als in größeren Auenseen (Pithart & Pechar 1995).

Unter den gegenwärtigen hydrologischen Bedingungen ist das Hochwasser zum Zeitpunkt der Nährstoffremobilisierungsphase bereits abgefließen oder gerade im Abfluss begriffen, so dass die aus dem Sediment stammenden Nährstoffe teilweise oder sogar nahezu vollständig im Gewässer verbleiben. Die verringerten Hochwasseramplituden und verfrühten Abflüsse verstärken also zwangsläufig die Eutrophierung der Auengewässer.

Über den verfrühten und verminderten Spüleffekt des Hochwassers hinaus sind theoretisch noch weitere negative Wirkungen möglich. Fällt der Wasserspiegel ausgerechnet während der für den Sauerstoffhaushalt kritischen Plankton sukzessionsphase unter die Uferkante der Auengewässer, führt die damit verbundene Verminderung der windbedingten Wasserzirkulation und erhöhte Erwärmbarkeit in den kleinen, schmalen und vegetationsumsäumten Altwässern zu einer zusätzlichen Begünstigung der Ausbildung temporärer Stagnationsphasen mit Sauerstoffmangel über dem Sediment und erhöhter P-Remobilisierung als Folge. Weiterhin fördert die durch den fallenden Wasserspiegel verursachte hydrostatische Druckentlastung die Ausdehnung der Methangasblasen im Sediment und deren Entweichen. Dieser Effekt war bei der Beprobung der Gewässer gut beobachtbar. Bei der Ausgasung wird ständig Sediment aufgewirbelt und dessen nährstoffreiches Porenwasser in den Wasserkörper eingemischt (Boström et al. 1982). Die meist unter einem größeren Flächenanteil flachen Altwässer (< 0,5 m Tiefe) sind offenbar nach der phytoplanktonarmen Phase des Frühjahres weniger durch die Wasserstagnation sauerstoffmangelgefährdet, da Photosynthese bis zum Grund möglich ist. Die tendenzielle Netto-P-Refixierung während des Sommers (Abb. 3) ist ein Hinweis darauf.

Abschließend ist festzuhalten, dass die Synchronisation zwischen den Auenbiozönosen und der Hydrodynamik des Flusses, die sich aufgrund der jeweils gegebenen Bedingungen spontan heraus-

gebildet hat und die gesamte biotische Struktur der Aue wesentlich mitbestimmt (flood pulse concept: Junk et al. 1989, Ward & Stanford 1995, Junk 1999) offensichtlich auch ein bedeutender Faktor für die Nährstoffdynamik ist.

5. Zusammenfassung

Der Ausbau der Havel für die Schifffahrt und zur Hochwasserregulierung hat zur weitgehenden Abkoppelung der Altarme und Altwässer von der Flussströmung geführt. Dadurch haben sich verstärkt nährstoffreiche Sedimentablagerungen in diesen Gewässern ausgebildet. Weiterhin wurde die Hochwasseramplitude erheblich verringert und der Hochwasserabfluss durchschnittlich um einen reichlichen Monat vorverlegt.

In der Regel Ende April, Anfang Mai tritt in den Augewässern natürlicherweise eine angespannte Situation für den Sauerstoffhaushalt infolge des Abbruchs der Phytoplanktonentwicklung des Frühjahres und des gleichzeitigen Anstieges des Abbaus organischer Substanz im Wasser und Sediment ein. Es konnte am Beispiel eines Auensees gezeigt werden, dass der Zeitpunkt des Abbruchs im Wesentlichen vom Witterungsverlauf (Licht und Temperatur) im Spätwinter und Frühjahr abhängt. Die ungünstige Sauerstoffbilanz führt nachweislich zu einer massiven P-Freisetzung aus den Sedimenten, die in den kleinen Augewässern für die Höhe der Primärproduktion des Sommers bestimmend ist. Unter den ursprünglichen hydrologischen Bedingungen des Flusses beherrschte meist das Hochwasser diese kritische Phase, Sauerstoffmangel wurde durch den Wasseraustausch gemildert oder sogar verhindert und eventuell freigesetzte Nährstoffe konnten mit dem Hochwasser ausgespült werden. Die gegenwärtigen hydrologischen Verhältnisse führen meist dazu, dass sich die reduktive P-Remobilisierung wegen früh eintretender temporärer Wasserstagnation voll ausprägen kann und freigesetzte Nährstoffe weitgehend im Gewässer verbleiben. Auf diese Weise verstärkt sich die durch die zunehmende Verschlammung ohnehin gesteigerte Eutrophierung der Augewässer.

Literatur

- Allan, J.D. (1997): Stream ecology - structure and function of running waters. Chapman & Hall, 383p.
- Amoros, C., Roux, A.L. (1988): Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: Function and development of connectivity. In: Schreiber, K.F. (Ed.), Connectivity in landscape ecology. Münstersche Geogr. Arbeiten 29: 125 – 130
- Boström, B.; Jansson, M.; Forsberg, C. (1982): Phosphorus release from lake sediments. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnologie 18: 5-59
- Brinson, M.M., Bradshaw, H.D., Holmes, R.N. (1983): Significance of floodplain sediments in nutrient exchange between a stream and its floodplain. In: Fontaine, T.D., Bartell, S.M. (eds.), Dynamics of lotic ecosystems Ann. Arbor. Science, Ann. Arbor., MI, pp. 199-221
- Brunet, R.-C., Astin, K.B. (2000): A 12-month sediment and nutrient budget in a floodplain reach of the River Adour, southwest France. Regulated Rivers: Research & Management 16: 267-277
- Cattaneo, F., Carrel, G., Lamouroux, N., Breil, P. (2001). Relationship between hydrology and cyprinid reproductive success in the Lower Rhone at Montelimar, France. Arch. Hydrobiol. 151: 427-450
- Harris, G.P. (1999): Comparison of the biogeochemistry of lakes and estuaries: ecosystem processes, functional groups, hysteresis effects and interactions between macro- and microbiology. Mar. Freshwater Res. 50: 791-811
- Hupfer, M. (1995): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: Steinberg, C.; Bernhardt, H.; Klapper, H. (eds.), Handbuch Angewandte Limnologie, S. IV-3.2
- Jensen, H.S., Kristensen, P., Jeppesen, E., Skytthe, A. (1992): Ion: phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphat release from aerobic sediments in shallow lakes. Hydrobiologia 235/236: 731-743
- Junk, W.J. (1999): The flood pulse concept of large rivers: learning from the tropics. Large Rivers 11(3), Arch. Hydrobiol. Suppl. 115/3: 261-280

- Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E. (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, D.P. (ed.), Can. Special Publications of Fisheries and Aquatic Sci., pp. 110-121, Proceed. of the Internat. Large River Symp.
- Kleeberg, A. (1995): Die Sanierung/Restaurierung des Großen Müggelsees - mit oder ohne Baggerung der phosphatreichen Sedimentschichten? *Limnologie aktuell*, Bd. 8, Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer: 281 - 293
- Klose, H. (1995): Die Eutrophierung der Havel und ihr bestimmender Einfluß auf Ökosystem und Nutzungen. *Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes Brandenburg*, Bd. 8 (Die Havel): 16-32
- Knösche, R. (1996): Der Sauerstoffhaushalt in extrem flachen Gewässern, untersucht am Beispiel des Schollener Sees. *Untere Havel – Naturkundliche Berichte H. 5*: 14-21
- Knösche, R. (1998/99): Untersuchungen zur Phosphatrücklösung aus den Sedimenten in hydrologisch unterschiedlich beeinflussten Auegewässern eines stauregulierten Tieflandflusses (untere Havel, Brandenburg). *Z. Ökologie u. Naturschutz* 7: 207-218
- Königl. Elbstromverwaltung zu Magdeburg (1898): *Der Elbstrom, sein Stromgebiet und seine wichtigsten Nebenflüsse*, Bd. III: Strom und Flussbeschreibung der Elbe und ihrer wichtigsten Nebenflüsse, 2. Abtl.: Die wichtigsten Nebenflüsse der Elbe. Berlin
- Krüger, H. (1995): *Geologische Streifzüge vom Havelland bis Arendsee*. NABU, Kreisverband Havelland e.V., Böhne
- Maue, G. (1989): Literaturstudie zur Freisetzung von Nährstoffen aus Sedimenten in Fließgewässern. *DVWK Schriftenreihe* 88: 273 - 330
- Pithart, D. & Pechar, L. (1995): The stratification of pools in the alluvium of the river Luznice. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 80: 61 - 75
- Potonie, R. (1937): Über die Heilschlamm-(Gyttja-)Lagerstätte des Schollener Sees bei Rathenow, nebst allgemeinen Bemerkungen über Saprolithe und Erdölentstehung. *Jahrbuch d. Preußischen Geol. Landesanstalt zu Berlin*, Bd. 58: 362 - 392
- Rohde, E. (1995): Zur Problematik der Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten der Potsdamer Havelseen. *Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes Brandenburg*, Bd. 8 (Die Havel): 57-60
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 13. Aufl., Stuttgart
- Schimmelmann, M. (1993): *Das oberflächennahe Grundwasser in der Unteren Havelniederung im Raum Gülpe*. Diss. Univ. Potsdam
- Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W., Duncan, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106: 433-471
- Van den Brink, F.W.B.; Van der Velde, G. (1991): Macrozoobenthos of floodplain waters of the rivers Rhine and Meuse in the Netherlands: A structural and functional analysis in relation to hydrology. *Regulated Rivers: Research & Management* 6: 265 – 277
- Ward, J.V., Stanford, J.A. (1995): Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management* 11: 105 – 119
- Wasser- und Schiffsamt Brandenburg (1995): *Havelstauregulativ*. unveröff.
- Yarbro, L.A. (1983): The influence of hydrologic variations on phosphorus cycling and retention in a swamp stream ecosystem. In: Fontaine, T.D., Bartell, S.M. (eds.), *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann. Arbor. Science, Ann. Arbor, MI, pp. 223-245

Anschrift des Autors:

Dr. Rüdiger Knösche
 Universität Potsdam
 Institut für Biochemie und Biologie
 Maulbeerallee 2
 14469 Potsdam
 e-mail: rknoe@rz.uni-potsdam.de