

5

Die Gewässergüte der Fließgewässer Berlins

5.1 Die Wasserbeschaffenheit der klärwerksbeeinflussten Fließgewässer II. Ordnung (Wuhle, Panke und Erpe)

5.1.1 Untersuchungsgebiet und Bewertungsmethoden

Die Bewertung der ökologischen und chemischen Beschaffenheit der durch Klärwerksableitungen direkt beeinflussten Gewässer Panke, Wuhle und Erpe erfolgte vertieft in den Jahren 1991 bis 1993 sowie im Rahmen von Nachuntersuchungen in den Jahren 1994/95 (nur Erpe) und 1996 (nur Wuhle und Panke). Das Projekt wurde durch die Fachgruppe Umweltbiotechnologie der DES-CA GmbH in Zusammenarbeit mit dem Institut für Umweltanalytik und Humantoxikologie sowie der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie durchgeführt.

(SCHULTZE ET AL., 1991/1992; SCHULTZE ET AL., 1996 A,B,C; JAHN ET AL., 1997; SCHULTZE ET AL., 1997).

Ziel der Untersuchungen war es u.a., die unmittelbar klärwerksbürtigen Einflüsse auf die Beschaffenheit der Gewässer zu erfassen. Die beiden Untersuchungszeiträume boten eine optimale Grundlage, die Auswirkungen der in den Klärwerken verstärkt seit 1992/93 vorgenommenen Umstellungen der Verfahrenstechniken auf die Gewässerbiologie bewerten zu können. Wie die Tabelle 5.1-1 zeigt, prägen die Einleitungen der Klärwerke in hydraulischer und auch in stofflicher Hinsicht ab Einleitungsstelle weitgehend das Erscheinungsbild der folgenden Gewässerabschnitte. Am deutlichsten wird der Einfluss des Klärwerksableiters auf das gesamte Abflussgeschehen im Wuhleunterlauf. Die Pläne der BWB zur Stilllegung von Falkenberg sind somit nicht mehr eine reine Standortfrage der Kläranlage, sondern werfen enorme wasserwirtschaftliche, stadtplanerische und ökologische Fragen für den gesamten Wuhlelauf auf.

	Panke	Wuhle	Erpe
Einleitende Kläranlage	Schönerlinde	Falkenberg	Münchehofe
Eingeleitete Abwassermenge im Trockenwetterfall (1995) ¹⁾	0,7 m ³ /s	1,28 m ³ /s	0,62 m ³ /s
Durchschnittlicher Zufluss aus dem oberstromigen Gebiet	0,4 m ³ /s	0,10 m ³ /s	0,40 m ³ /s
Abwasseranteil am Gesamtabfluss	64 %	93 %	58 %

¹⁾ angenommene Verteilung am Verteilerbauwerk Arkenberge ca. 50% zu 50%

Tabelle 5.1-1 Anteile der Klärwerksabläufe am Gesamtabfluss von Panke, Wuhle und Erpe in 1995 an der Einleitungsstelle

	Panke	Wuhle	Erpe
Messzeitraum	Juli 1991 – Juni 1992 Juli 1996 – Nov. 1996	Juli 1991 – Juni 1992 Juli 1996 – Nov. 1996	Juni 1992 – Mai 1993 Mai 1994 – Juni 1995
Untersuchungsgebiet	km 20,95 bis Mündung	km 13,6 bis Mündung	km bis Mündung
Anzahl der Messstellen	9	10	8
Untersuchungsabstand	14-tägig bis 4-wöchentlich	14-tägig bis 4-wöchentlich	14-tägig bis 4-wöchentlich
Untersuchungsumfang	chem.-physikal. Parameter Saprobie, Trophie Mikrobiologie	chem.-physikal. Parameter Saprobie, Trophie Mikrobiologie	chem.-physikal. Parameter Saprobie, Trophie Mikrobiologie

Tabelle 5.1-2 Umfang des Untersuchungsprogramms in Panke, Wuhle und Erpe

Die Messstellen sind repräsentativ über den gesamten Verlauf der Fließgewässer verteilt. Da die Gewässer auch über eine Reihe weiterer Einleitungen bereits außerhalb des Planungsraumes belastet werden, wird so eine bessere Interpretation der gesamteinzugsgebietsbezogenen Einflüsse auf die Beschaffenheit möglich. Die letzte Messstelle ist unweit der Mündung in das Hauptfließgewässer.

Der Zeitraum von 1991 bis 1996 ist gekennzeichnet durch zum Teil gravierende Veränderungen der Emissionszustände. Nach 1991 setzte eine drastische Verringerung des generellen Abwasseranfalls

insbesondere im Ostteil der Stadt ein, der bis 1994 in seiner Intensität anhielt und insgesamt einen Rückgang um ca. 65 % bezogen auf das Jahr 1989 ausmachte. Durch verfahrenstechnische Umstellungen konnten zudem in den Klärwerken deutlich bessere Ablaufwerte erzielt werden. Während beim biochemischen Sauerstoffbedarf seit 1991 ein leichter Trend zur Verbesserung zu beobachten war, konnten extrem hohe Ammoniumkonzentrationen im Kläranlagenablauf durch die Einführung von Nitrifikationsstufen in allen Klärwerken signifikant reduziert werden.

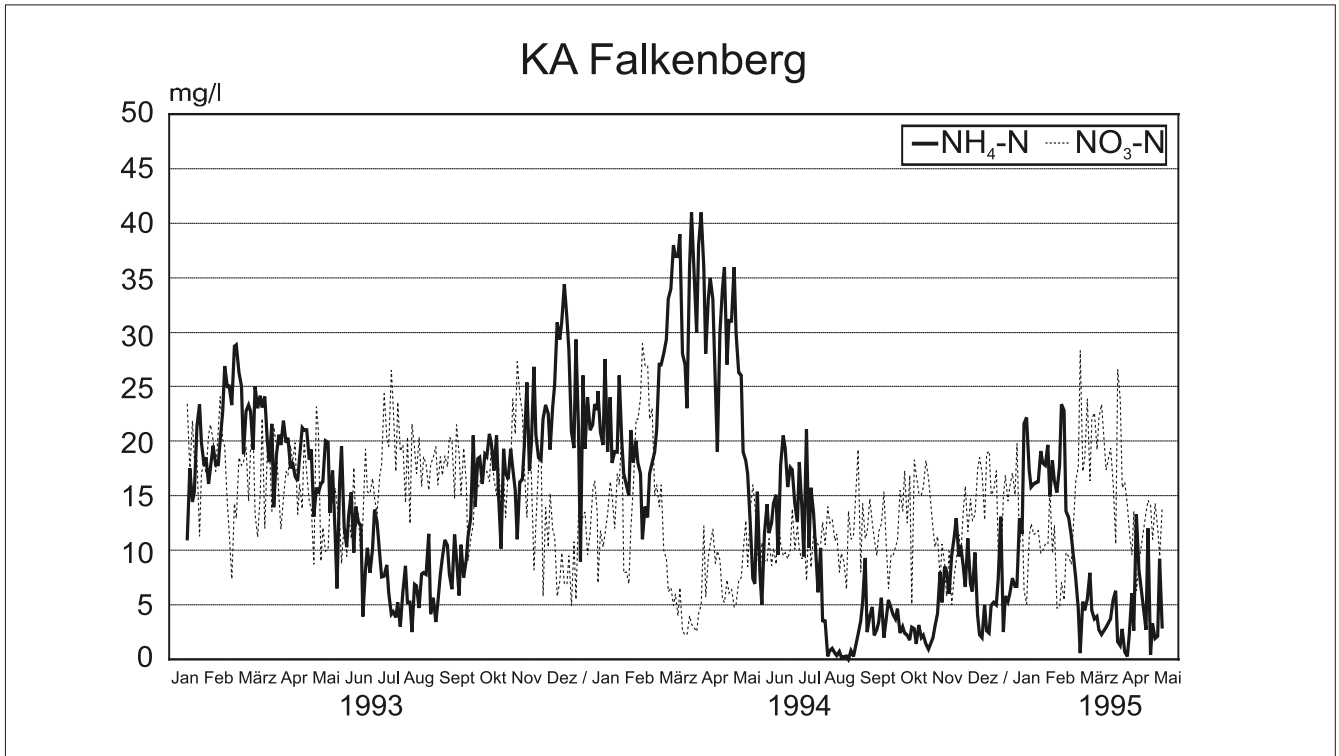


Abbildung 5.1-1 Ammonium- und Nitrat-Ablaufwerte der Kläranlage Falkenberg (BWB, 1996)

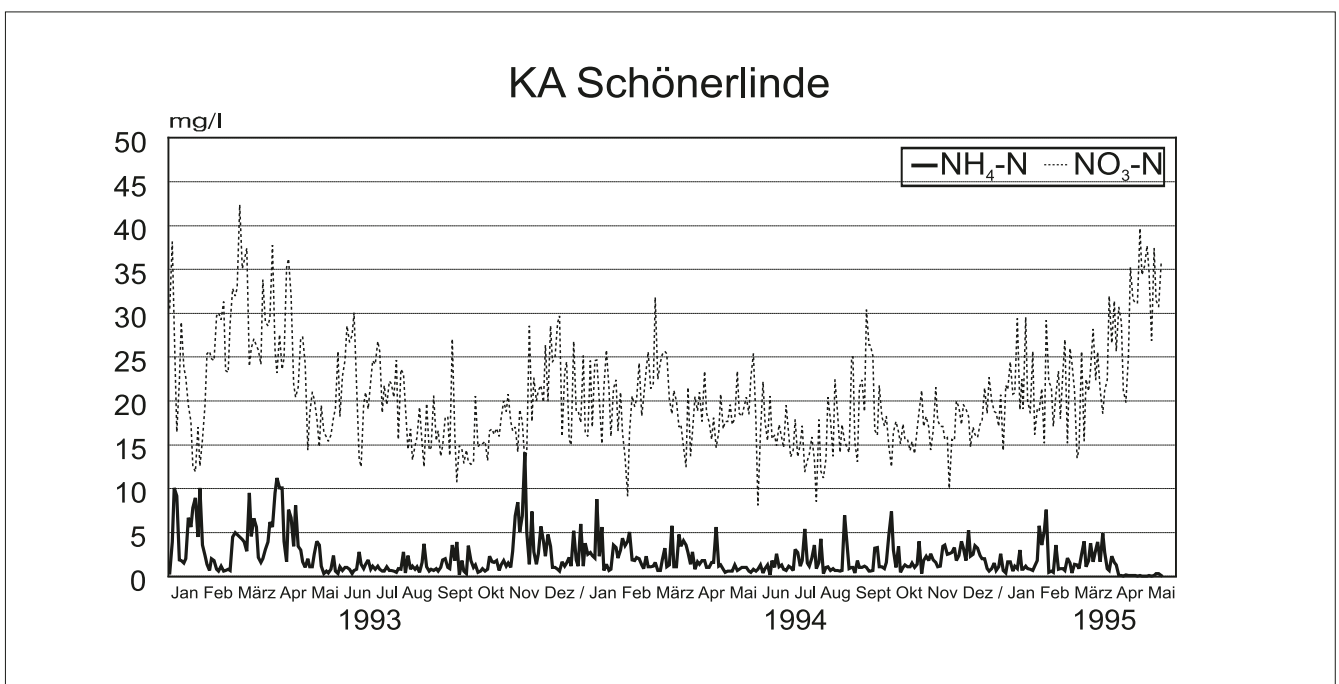


Abbildung 5.1-2 Ammonium- und Nitrat-Ablaufwerte der Kläranlage Schönerlinde (BWB, 1996)

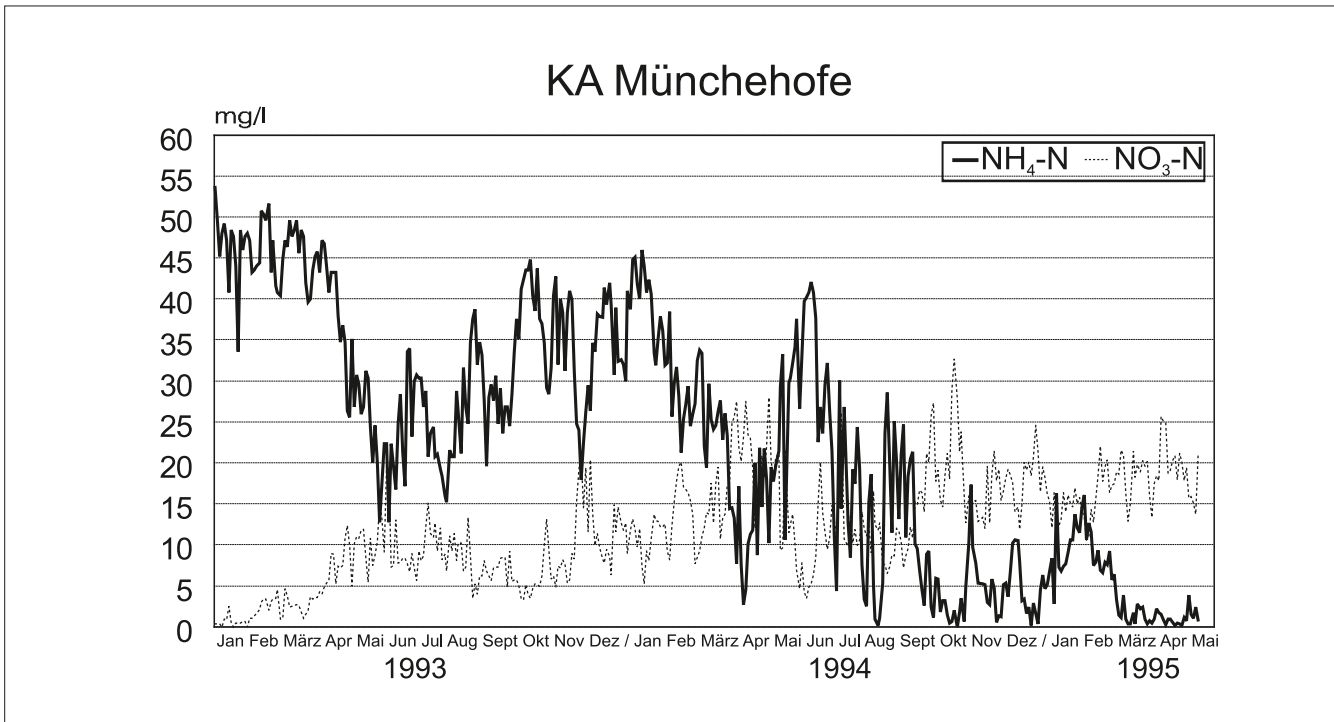


Abbildung 5.1-3 Ammonium- und Nitrat-Ablaufwerte der Kläranlage Münchehofe (BWB, 1996)

Die Abbildungen 5.1-1 bis 5.1-3 zeigen für die drei Klärwerke exemplarisch anhand des Zeitraumes 1993 bis 1995 den Trend zu deutlich geringeren Ammoniumkonzentrationen im Ablauf. Die Umstellung auf eine verstärkte Nitrifikation erfolgte im Klärwerk Schönerlinde bereits im Jahre 1992, sodass die Abbildung den Trend nicht in dieser Deutlichkeit widerspiegelt. Im Jahre 1991 wurden im Klärwerksablauf Schönerlinde noch mittlere Ammoniumkonzentrationen von 24 mg/l ($\text{NH}_4\text{-N}$) gemessen.

Der Monatsgang weist bei allen Kläranlagen nach wie vor erhebliche Schwankungsbreiten auf, bei insgesamt deutlich gedämpften

Maximalwerten. Den geringsten Jahresmittelwert im Auswertungszeitraum 1995/96 erreicht das Klärwerk Schönerlinde mit rund 1,3 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ bei sommerlichen Maximalwerten von > 15 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Die Ablaufwerte der Kläranlagen Falkenberg und Münchehofe zeigen ähnliche Extremwerte. Die Mittelwerte liegen bei Münchehofe mit rund 2,0 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ leicht über den Werten von Schönerlinde. Falkenberg weist mit rund 8,0 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ den höchsten Jahresmittelwert auf, wobei insbesondere die sommerlichen Minimalkonzentrationen in 1996 mit Werten zwischen 5 bis 9 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ vergleichbar hoch sind.

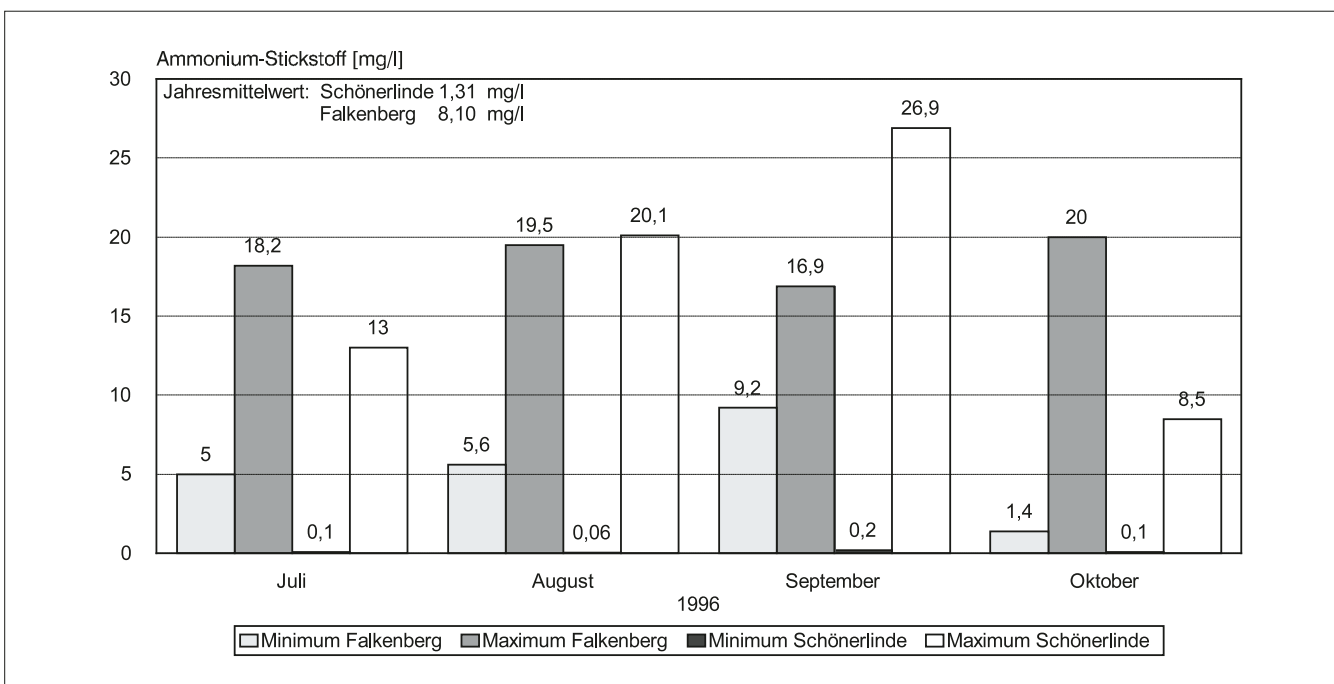


Abbildung 5.1-4 Sommerliche Extremwerte für Ammonium im Klärwerksablauf von Falkenberg und Schönerlinde 1996

Die Bewertung der erhobenen Gewässergütedaten erfolgt nach den Kriterien der Gewässergütebewertung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für Fließgewässer. Primäre Grundlage der Bewertung ist der Saprobiegrad. Während Biomasse und Umsatz der autotrophen Organismen die Trophie kennzeichnen, wird die Saprobie durch Biomasse und Abbauvorgänge heterotropher Organismen bestimmt. Durch die Zufuhr verstärkter Primärbelastungen u.a. aus Klärwerken (Zufuhr organischer abbaubarer Stoffe) nimmt die Abbauleistung der heterotrophen Organismen und somit der Saprobiegrad zu. Das Gleichgewicht zwischen stoffaufbauenden und -abbauenden Prozessen ist gestört. Zum Teil beeinflussen auch die trophischen Bedingungen durch die Bildung von autochthonen Sekundärbelastungen (angezeigt durch hohe Phaeophytinhalte als Chlorophyll-Abbauprodukt) oder durch biogene Belüftung (Tag-Nacht-Gang) den Saprobiegrad. Unter Saprobiezunahme wird somit vereinfacht die verstärkte mikrobielle Abbauleistung/Mineralisierung in Gewässern durch die allochthone Zufuhr und autochthone Bildung organischer abbaubarer Stoffe verstanden. Der Sauerstoffhaushalt eines Gewässers wird durch diese vorrangig aeroben Abbauvorgänge je nach Intensität der Belastung und der Sauerstoffzufuhr (Reaeration oder Sauerstoffproduktion) geprägt.

Da zwischen Gewässerverunreinigung und Besiedlung ein unmittelbarer Zusammenhang besteht, kann mit Hilfe so genannter Indikatororganismen die summarische Wirkung von Abwasserbelastungen beschrieben werden. Diesem System (Toleranzsystem) liegt der Gedanke zu Grunde, dass jeder Organismus nur da leben kann, wo die Lebensbedingungen - wie Sauerstoffangebot - seine Ansprüche decken.

Das Makrozoobenthos steht im Mittelpunkt der Gewässergütebewertung nach DIN 38410, Teil 2 (s. auch FRIEDRICH, 1990) und den Empfehlungen der LAWA (1995). Auf der Grundlage eines 7-stufigen Saprobienindex wird der Saprobienindex dem entsprechenden Saprobiebereich zugeordnet. Die Berechnung des Saprobienindex S wird unter Verwendung der als Indikatorarten festgelegten Makrozoen durchgeführt. Die Berechnung von S erfolgt unter Berücksichtigung des Saprobiewertes s als Ausdruck der ökologischen Valenz und der Abundanz als geschätzte Siedlungs- und Individuendichte.

Güteklasse	Grad der organischen Belastung	Saprobienstufe	Saprobienindex S
I	unbelastet bis sehr gering belastet	oligosaprob (o)	1,0 - < 1,5
I-II	gering belastet	oligosaprob bis beta-mesosaprob (o-bm)	1,5 - < 1,8
II	mäßig belastet	beta-mesosaprob (bm)	1,8 - < 2,3
II-III	kritisch belastet	beta- bis alpha-mesosaprob (bm-am)	2,3 - < 2,7
III	stark verschmutzt	alpha-mesosaprob (am)	2,7 - < 3,2
III-IV	sehr stark verschmutzt	alpha-mesosaprob bis polysaprob (am-p)	3,2 - < 3,5
IV	übermäßig verschmutzt	polysaprob (p)	3,5 - < 4,0

Tabelle 5.1-3 Güteklassen von Fließgewässern (LAWA, 1995)

Da das Bewertungssystem ein reines Wirkindikationssystem darstellt, werden die einzelnen Gewässergüteklassen (Saprobienstufen) auf der Grundlage empirischer Betrachtungen durch die Einbeziehung orientierender Ursachenparameter ergänzt. Insbesondere Ammonium und Biochemischer Sauerstoffbedarf beeinflussen maßgeblich die Saprobie. Als weitere Hilfsgröße werden den Güteklassen Sauerstoffgehalte und Sauerstoffsättigungen zugeordnet.

Da die LAWA in ihrer neuesten Richtlinie von 1995 beim BSB_5 für die Güteklassen II- III bis IV und beim NH_4-N die Güteklassen III bis IV nicht eindeutig voneinander abgrenzt, wurden die von KLEE (1990) angegebenen Stufenwerte als Vergleichsgrößen herangezogen:

Güteklasse	$[mgO_2/l]$	$NH_4-N [mg/l]$
II-III	bis 7,8	-
III	-	bis 2,9
III-IV	bis 12,3	bis 5,5
IV	>12,3	>5,5

Tabelle 5.1-4 Einführung zusätzlicher güteklassenbezogener Parameter für BSB_5 und NH_4-N (nach KLEE, 1990)

5.1.2 Ergebnisse

5.1.2.1 Wuhle

Die Einordnung in die Güteklassen (GK) erfolgte auf der Grundlage der in den Jahren 1991/92 erhobenen chemischen Kenngrößen (BSB_5 , NH_4-N , O_2) im Vergleich mit der Einschätzung des Vorkommens von Indikatorarten mit entsprechender Saprobienstufe und charakteristischen Organismenkombinationen. Die Einschätzung der Gewässergüte für die Sommer- und Herbstmonate 1996 erfolgte auf der Basis der berechneten Saprobienindizes. Neben den biologischen Befunden zeigen die Vergleiche der chemischen Beschaffenheit von 1991/92 zu 1996 zum Teil deutliche Veränderungen an.

Die biologischen Befunde von 1992 belegten für den Großteil des Wuhlelaufes ein stark verschmutztes Gewässer (GK III). Die Zwischenergebnisse von 1996 lassen demgegenüber eine leichte Verbesserung des biologischen Zustandes erkennen, die durch die weiteren Untersuchungen in 1997 bestätigt wurden. Die Saprobienindizes von 1996 charakterisieren die Wuhle über ihren gesamten Verlauf als beta- bis alpha-mesosaprobies Gewässer (kritisch-belastet, GK II-III) und dokumentieren somit eine Verbesserung um eine Gewässergüteklasse.

5.1.2.2 Panke

In den Jahren 1991/92 wurde der Oberlauf bis zur Einmündung des Buchholzer Grabens meist als mäßig bis kritisch belastet eingestuft (GK II bis II-III), nach Klärwerkszulauf als stark verschmutzt (GK III). In 1996 ist die Panke oberhalb Klärwerkseinleitung mit S-Werten von 2,2 bis 2,3 als mäßig belastetes, beta- mesosaprobies Gewässer und somit in die GK II einzustufen. Erst nach Klärwerkszufluss zeigen die Indizes mit Werten > 2,3 bis 2,5 eine kritische Belastung an (GK II-III).

5.1.2.3 Erpe

Für den Fließbereich oberhalb des Zulaufes des Klärwerkableiters zeigen die Werte in 1992/93 durch die biologische Gewässeranalyse die Güteklasse II-III an. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ Werte weisen auch auf die Güteklasse II-III hin, ebenso die ermittelten O_2 -Konzentrationen, wobei in diesem Bereich O_2 -Schwankungen auftreten, die typisch für kritische Belastungen sind. Für den klärwerksbeeinflussten Abschnitt ergaben die saprobiologischen Ergebnisse die Güteklasse III, die durch relativ hohe BSB_5 -Werte gekennzeichnet sind.

Die 1994/95 ermittelten biologisch-ökologischen Untersuchungsergebnisse decken trotz des relativ kurzen Messabstandes zwischen beiden Messkampagnen bereits eine deutliche Qualitätsverbesserung in der Erpe auf. Dieses Resultat wird durch die chemischen Gewässeranalysen bestätigt. Im Bereich oberhalb Klärwerkeinfluss weisen die biologischen Ergebnisse eine Verbesserung der Güteklasse von II-III (1992/93) auf die Gewässergüteklasse II (1994/95) aus. Der klärwerksbeeinflusste Abschnitt zeigt ebenfalls eine Gewässergüteverbesserung von einer Klasse an: Gewässergüteklasse III (1992/93) auf Güteklasse II-III (1994/95).

5.1.3 Diskussion der Ergebnisse

Die auf der Basis des Saprobienindex ermittelte Gewässergüte ist vorrangig Ausdruck der biologischen Auswirkungen der Abwasserbelastungen auf die Qualität und Quantität der aquatischen Lebensgemeinschaften. Durch die gewählte Methodik der Bewertung und der Auswahl der Messpunkte konnte eindeutig ein Trend zu einer Verbesserung der Wasserqualität in allen drei Gewässern erbracht werden, der maßgeblich auf veränderte Emissionen der Klärwerke in Menge und Beschaffenheit zurückzuführen ist. Für die urbanen klärwerksgeprägten Abschnitte wurde im Wesentlichen eine Verbesserung von Güteklasse III auf Güteklasse II-III festgestellt.

Der Vergleich der saprobiologischen Befunde mit den chemischen Untersuchungsergebnissen zeigt ein differenziertes Bild. Neben recht guten Übereinstimmungen bei einigen Parametern wurden auch zum Teil erhebliche Abweichungen um mehrere Güteklassen festgestellt. Naturgemäß ist davon auszugehen, dass die biologische Indikation den chemisch-physikalischen Bedingungen im Wasser „hinterherhinkt“. Es ist jedoch zu beachten, dass mit Hilfe des Saprobienindex der durchschnittliche Gütezustand infolge der relativ langsamen Änderung der Artenzusammensetzung viel besser erfasst wird, als dies die Analyse der schnell wechselnden chemischen Parameter erreichen kann (SCHÖNBORN, 1992).

Weiterhin muss untersucht werden, durch welche Maßnahmen die endgültige Verbesserung in die Gewässergüteklasse II in den stark mit Abwasser beaufschlagten Gewässerabschnitten am ehesten erreicht werden kann. Aus chemischer Sicht bieten die oberstromigen Gewässer ein gutes Leitbild für anzustrebende Immissionszustände. Für die Wuhle und zum Teil für die Panke scheint vordergründig eine

weitere Reduzierung der zum Teil nach wie vor hohen Ammonium-einträge der Klärwerke, insbesondere der Konzentrationsspitzen, erforderlich. Das durchschnittliche Konzentrationsniveau in der Wuhle und die Spitzenwerte in der Panke sind ab Einleitungspunkt nach wie vor deutlich zu hoch.

Auch müssen der ökomorphologische Zustand der stark anthropogen geprägten Fließgewässer sowie die sporadischen Belastungen aus den Trennentwässerungssystemen (Panke, Wuhle) als Störgröße mitbetrachtet werden. Fließbegradigungen, Schotterung der Flusssohle, Strukturarmut, hydraulischer Stress im Regenwetterfall sowie Betonverbau sind ebenfalls begrenzende Faktoren für weitere Gewässergüteverbesserungen bzw. stehen einer natürlichen Selbstreinigungskraft der Gewässer entgegen.

5.2 Die Gewässergüte der Hauptfließgewässer

5.2.1 Die Eutrophierung als zentrales Gewässergüteproblem

5.2.1.1 Geogen und anthropogen bedingte Nährstoffkonzentrationen in Brandenburger und Berliner Gewässern

Im Gegensatz zu den vorwiegend saprobiologischen Bedingungen in den Nebenfließgewässern Panke, Wuhle und Erpe auf Grund des äußeren Eintrages organischer Last aus den Kläranlagen wird die Gewässerqualität im rückgestauten Hauptfließgewässersystem vorrangig durch die Prozesse der Eutrophierung geprägt.

Die Eutrophierung im klassischen Sinne ist die Steigerung der pflanzlichen Primärproduktion infolge der Zunahme der Nährstoffkonzentration im Gewässer und ist grundsätzlich ein natürlicher Prozess. Verstärkt wurden jedoch natürliche Nährstoffeinträge in die Gewässer durch anthropogene Einflüsse bereits vor langer Zeit. So zeigt die Rekonstruktion der Entwicklungsverhältnisse im Tegeler See mit Hilfe diatomeen-analytischer, zoologischer und chemischer Analysen im Rahmen paläolimnologischer Untersuchungen, dass erste Anstiege der Primärproduktion auf Grund erhöhter Nährstoffeinträge bereits in der Jungsteinzeit (5500 - 4100 BP) einsetzten. Zu dieser Zeit begann auch der menschliche Einfluss mit Einträgen aus dem Einzugsgebiet infolge erster Rodungen der Wälder und Ackerlandnutzung, wodurch vermutlich vermehrt Phosphor und Stickstoff in die Gewässer eingetragen wurden (WOLTER, 1992). Diese Einflüsse verstärkten sich entsprechend der zunehmenden Siedlungsdichte im gesamten Einzugsgebiet von Spree und Havel.

Wurden Mitte des 19. Jahrhunderts im Tegeler See noch sommerliche Sichttiefen von 8 m bis 10 m und im Sommer 1945 noch mittlere Sichttiefen von 4 m gemessen (SCHMIDT, 1974), sanken diese in den Sechziger- und Siebzigerjahren infolge des hohen Algenwachstums bereits auf Werte unter 50cm.

Ähnliche Entwicklungsabfolgen konnten in den übrigen rückgestauten Fließgewässern von Spree und Havel beobachtet werden.

Jüngste Untersuchungen zur Rekonstruktion der Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoffkonzentration im Spree-Havel-Raum anhand diatomeenanalytischer Verfahren ergaben, dass die untere Havel, die durch ein Gebiet mit phosphorreicherem Geschiebemergel fließt, schon vor der menschlichen Beeinflussung vor 4000 Jahren ein mäßig eutropher Fluss mit einer mittleren Gesamtphosphorkonzentration um $60\mu\text{g l}^{-1}$ war (heute: $>120\mu\text{g l}^{-1}$). Einen ersten Phosphoranstieg gab es zwischen 950 und 1400, ausgelöst durch die Rodungstätigkeit der deutschen Siedler in Brandenburg. Drastische

Nährstoffschübe folgten ab 1718 im Zuge der unter Friedrich Wilhelm I. eingeleiteten Trockenlegung des Havelländischen Luchs, dem unmittelbaren hydrologischen Einzugsgebiet der unteren Havel. Zum Ausgang des 18. Jahrhunderts war die Havel bereits ein hoch-eutrophes Gewässer. Schrittweise weitere Zunahmen der Nährstoffkonzentration sind nach 1900, mit beginnender mineralischer Düngung in der Landwirtschaft, und nach 1960 belegbar, als die Komplexentwässerung und die Intensivierung in der Landwirtschaft im Haveinzugsgebiet ihren Höhepunkt erreichte und die Phosphorverfügbarkeit der Unteren Havel in Richtung Hypertrophie überschritten wurde.

Obwohl sich die Diatomeenflora der Havel mindestens ab Mitte des Holozäns an das natürlich eutrophe Milieu angepasst hatte, zeigte sie die Phasen der mittelalterlichen Rodung (ab 13. Jahrhundert), der tiefen und großflächigen Moorentwässerungen im 18. Jahrhundert und der großflächigen Mineraldüngung im 20. Jahrhundert durch jeweils markante Artenwechsel der litoralen (im Uferbereich lebenden) Taxa im torfigen Sediment deutlich an.

Die paläolimnologischen Befunde für die Sedimentkerne der Spree bezeugen, dass die Krumme Spree im Spätglazial hinsichtlich der Konzentrationen an Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor ebenfalls bereits als meso- bis eutroph einzuschätzen war (mittlere Gesamtphosphorkonzentration: $34 \mu\text{g l}^{-1}$). Die Spree, deren Mittellauf ein nährstoffarmes Altmoränengebiet durchfließt, besitzt im Vergleich zur Unteren Havel einen niedrigeren natürlichen Nährstoffgehalt. In den untersuchten Spreeabschnitten konnte erst nach 1900 ein deutliches Eutrophierungssignal festgestellt werden. Für beide Flüsse konnte gezeigt werden, dass neben der Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen insbesondere die Veränderung im Massenverhältnis von Stickstoff zu Phosphor entscheidend die Struktur der aquatischen Lebensgemeinschaften veränderte (SCHÖNFELDER, I. 1997, SCHÖNFELDER, I. 2000).

5.2.1.2 Ökologische Folgen der Eutrophierung

In vielfältiger Weise beeinträchtigt die starke Zunahme der Primärproduktion die ökologischen Verhältnisse in den eutrophierten Gewässern. Es sind auch direkte, indirekte oder potenzielle Beeinträchtigungen anderer Nutzungsebenen verbunden. Die nachfolgenden Punkte stellen nur eine Auswahl wichtiger ökologischer Faktoren als Folge der Eutrophierung dar.

- Die starke Zunahme der Primärproduktion (Algenwachstum) in der euphotischen (durchleuchteten) Schicht bewirkt eine deutliche Verringerung der Transparenz des Wassers. Durch Zunahme der Absorption des einfallenden Lichtes (Extinktion) verändert sich in den tieferen Schichten der Gewässer das gesamte Lichtklima. Eine wesentliche Folge dieser veränderten Bedingungen ist das nahezu vollständige Absterben der Unterwasserpflanzenwelt auf Grund von Lichtlimitation, was wiederum das ökologische Gefüge der Gewässer stark beeinträchtigt (u.a. Fehlen von Laichplätzen). Für natürliche Pufferungsprozesse gehen dem See somit große Aufwuchsoberflächen für Nährstoffretentionen im Biofilm verloren (siehe auch PERCHTHOLD, 1993). Im Spree-Havel-Raum setzte der Zeitpunkt für das völlige Verschwinden der Unterwasserpflanzenwelt ca. in den fünfziger bis siebziger Jahren dieses Jahrhunderts ein (BARTHELMES, 1978; SUKOPP & BRANDE, 1984/85).
- Die hohe Algenproduktion bewirkt in den Gewässern stark räumlich und zeitlich schwankende Sauerstoffverhältnisse. Als Neben-

produkt der Fotosynthese wird in der euphotischen Schicht während der Lichtreaktion Sauerstoff produziert und führt je nach Bedingung tagsüber zu extremen Sauerstoffübersättigungen. Während der Dunkelheit setzen verstärkt sauerstoffzehrende Prozesse ein, und es kommt häufig zu Sauerstoffuntersättigungen. Deutlicher Ausdruck derartiger Zusammenhänge sind ausgeprägte Tag-Nacht-Schwankungen der Sauerstoffkonzentration. Weisen die oberen Schichten der Gewässer durch die biogene Belüftung und andere Eintragsmechanismen noch relativ stabile Sauerstoffverhältnisse auf, zeigen die tieferen Seeregionen (z.B. des Unterhavelbeckens) infolge des mikrobiellen Abbaus der absinkenden Algenbiomassen extrem instabile Verhältnisse. Während der sommerlichen Stagnationsphase kann der hohe Sauerstoffbedarf vielfach nicht gedeckt werden, und es kommt zu Totalauszehrungen der Tiefenwasserbereiche (Hypolimnion) im See.

- Die durch die hohe Algensedimentation verstärkten biogenen Redoxprozesse bewirken im Sediment-Freiwasser-Kontaktbereich vielfältige Lösungs- und Austauschprozesse, die mit negativen Rückkopplungen auf das Freiwasser verbunden sind. Die in den oberen Sedimentschichten akkumulierten Phosphorgehalte zeigen je nach Bindungsform, Turbulenz und Reduktionsbedingungen hohe Rücklösungs- und Freisetzungsraten an, die den Eutrophierungsprozess zusätzlich mit Nährstoffen versorgen (interne Düngung). Bei der mikrobiellen Mineralisierung der organischen Stoffe im anaeroben (sauerstofffreien) Bereich entstehen neben anderen Gasen Schwefelwasserstoff. Der anaerob sehr beständige und extrem toxische Schwefelwasserstoff ist in den Tiefenwasserbereichen zum Teil in hohen Konzentrationen präsent.
- Neben der hygienischen und optischen Beeinträchtigung der Badegewässerqualität auf Grund der Algenmassenentwicklungen rückt auch zunehmend das Problem der Bildung toxischer Algenabbauprodukte in das Blickfeld der Bewertung von hoch eutrophen Oberflächengewässern mit Blaualgendominanz (siehe anlage 5). Weltweit mehren sich in den letzten Jahren Hinweise, dass nahezu alle Blaualgenarten Toxine bilden können, die bis dato vorrangig nur als Auslöser hautallergischer Reaktionen bei empfindlichen Badegästen diskutiert wurden. Neue Ergebnisse des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene zeigen (übereinstimmend mit Ergebnissen aus den Niederlanden), dass die Blaualgenpopulationen in Gewässern des Berliner Raumes Lebertoxine enthalten. Bei Messungen, u.a. im Unterhavelbecken, wurden Microcystin-Gehalte im mittleren $\mu\text{g/l}$ -Bereich bis in den mg/l -Bereich gemessen. Eine umfassende humantoxikologische Bewertung derartiger Befunde für die Badegewässernutzung sowie für die Uferfiltratgewinnung und insbesondere auch in öko-toxikologischer Hinsicht (u.a. Fischlaichtoxizität) wird derzeit noch durch einige Kenntnislücken erschwert und ist Gegenstand umfangreicher Forschungen (Chorus, pers. Mitteilung).

5.2.2 Nährstoffeinträge und -frachten

5.2.2.1 Entwicklung der Phosphoreinträge und -frachten seit den Sechzigerjahren dieses Jahrhunderts bis zum Bilanzzeitraum 1992 bis 1994

Im Rahmen einer Gesamtanalyse wurde im Jahre 1995 von BEHRENDT & OPITZ (1995, 1996) im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie eine Bilanz für die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff für den Zeitraum 1992-1994 erstellt,

in der die Nährstoffbelastung des Berliner Gewässersystems sowohl durch die Zuflüsse als auch durch Klärwerks- und Kanalisations-einleitung im Stadtgebiet berücksichtigt wurden. Die daraus resultierende Belastung für einzelne Gewässerabschnitte in Berlin als auch für die unterhalb Berlins liegenden Gewässer und die möglichen Auswirkungen auf die Gewässerqualität wurden abgeschätzt.

Für die Berechnung der Nährstofffrachten des Zeitraumes 1992 bis 1994 wurden Durchflussdaten des Berliner Gewässersystems und die gemessenen Nährstoffkonzentrationen aus den Untersuchungsprogrammen der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, dem Institut für Umweltanalytik und Toxikologie, dem Landesumweltamt Brandenburg und dem Umweltbundesamt verwendet. Die Bilanzen stützen sich zudem auf die berechneten Zuflussfrachten nach Berlin für die großen Zuflüsse und auf die innerstädtische Bilanzen für die einzelnen Emissionspfade (siehe Kapitel 4). So wurden neben den gut dokumentierten P-Einträgen der Kläranlagen für den innerstädtischen Spreebereich Abschätzungen zu den Einleitungen aus Mischkanalisationsüberläufen von 15 t P/a und aus der Trennkanalisation von insgesamt 23 tP/a berücksichtigt. Zur Berechnung der Phosphorfrachten in Berlin wurde das Gewässersystem in insgesamt 12 Kompartimente unterteilt, und für jeden dieser Gewässerabschnitte wurden die P-Frachten aller Zuflüsse und aller Abflüsse unter Einbeziehung der Wasserbilanz für die drei Jahre berechnet. Die P-Bilanz repräsentiert den Zustand der Jahre 1992 bis 1994, wobei zu beachten ist, dass innerhalb des berücksichtigten Zeitraums die Jahre 1992 und 1993 sehr abflussarm waren. Die nachfolgenden Ausführungen geben einen Überblick über die mittleren Transporte von Gesamtphosphor nach Berlin und innerhalb des Berliner Gewässersystems für den Bilanzzeitraum 1992 bis 1994:

Vergleicht man die Ergebnisse der Bilanzierung (siehe Abbildung 5.2-2 und Tabelle 5.2-2) mit den Messwerten für die Gesamtphosphorfrachten unterhalb von Berlin, so zeigt sich bezogen auf das Mittel der drei betrachteten Jahre eine Differenz von 5 t P/a, die jedoch in den einzelnen Jahren deutlich größer sein kann (BEHRENDT & OPITZ, 1996). Diese Differenz ist entweder durch Freisetzung von Phosphor aus den Sedimenten der unteren Havel oder durch Nichtberücksichtigung weiterer kleinerer Einträge innerhalb der innerstädtischen Gewässer erklärbar. Dass man für das Jahr 1992 teilweise von erheblichen Freisetzungen in den Gewässerabschnitten ausgehen muss, zeigen die Analysen von KOZERSKI ET AL. (1999), wonach man allein im Großen Müggelsee im Jahr 1992 eine P-Freisetzung von 5 t P/a ansetzen kann. In den Jahren 1993 und 1994 war die Bilanz des Müggelsees näherungsweise ausgeglichen. Im Ergebnis der Bilanzuntersuchungen kann festgestellt werden, dass die gesamte äußere P-Belastung des Berliner Gewässersystems (Zufuhr über Spree, Dahme und Havel und kleinere Zuflüsse) im Zeitraum 1992 bis 1994 bei 265 t P/a lag. Davon entfielen ca. 43 t P/a auf die kleineren Zuflüsse, wie Notte, Erpe, Flakenfließ, Wuhle, Fredersdorfer Fließ und Panke (ohne Klärwerkseinleitungen). Über die Havel und die Spree gelangten dagegen 222 t P/a in das Berliner Gewässersystem. Im Vergleich zur Größe des Einzugsgebietes von Havel und Spree oberhalb von Berlin (12.900 km²) haben die kleineren Zuflüsse mit 1.526 km² einen Anteil von 12 %. Bezogen auf die Phosphorfracht ließ sich jedoch ein Anteil von 17 % ermitteln. Die spezifische P-Belastung dieser Einzugsgebiete lag somit deutlich höher als im Mittel des gesamten Einzugsgebietes. Von den kleineren Zuflüssen stellten der Nottekanal und die Erpe mit 30 t P/a fast 70 % der Gesamtfracht.

Über Kläranlagenzuflüsse gelangten zusätzlich ca. 132 t P/a in das Gewässersystem. Durch Mischkanalisationsüberläufe und Einleitungen aus der Trennkanalisation wurden weitere 38 t P/a den Gewässern zugeführt. Die gesamten Importe lagen für den hier betrachteten Zeitraum von 1992 bis 1994 bei 435 t P/a. Aus der Abbildung 5.2-2 ist ersichtlich, dass die Einleitungen der Berliner Kläranlagen und aus der Misch- und Trennkanalisation im betrachteten Zeitraum deutlich unter den P-Zufuhren nach Berlin auf dem Weg über die äußeren Zuflüsse lagen. Mehr als 60 % der P-Fracht der Havel unterhalb Berlins gelangten bereits über Havel, Spree, Dahme in das Berliner Gewässersystem.

Die Abbildung 5.2-1 gibt einen Überblick über die Veränderungen in den Phosphorzufuhren zum Berliner Gewässersystem über Havel, Spree und Dahme einerseits und die Abwasserbehandlungssysteme Berlins andererseits seit dem Ende der Sechzigerjahre. Basis für die Berechnung der P-Frachten in den Zuflüssen in den verschiedenen zurückliegenden Zeiträumen waren Angaben von BEHRENDT & MOHAUPT (1983); BEHRENDT (1988), BEHRENDT (1991), BÖTTCHER ET AL. (1991), RIPL (1991), ROHDE (1991), RUMMEL (1991) UND SCHELLENBERGER (1991).

Die Abschätzungen zur Entwicklung der P-Einleitungen aus den Abwasserbehandlungssystemen Berlins (Rieselfelder, Kläranlagen) in den letzten Jahrzehnten, stützen sich auf Arbeiten von WICHMANN (1972), TESSENDORF ET AL. (1978), BEHRENDT & MOHAUPT (1983), SARFERT (1987), BEHRENDT (1988), OSTERMANN (1991), RIPL (1991), SAFERT & PETER (1991), HEINZMANN ET AL. (1991) UND BEHRENDT (1994). Das aus diesen Angaben ableitbare Bild der Veränderungen der P-Einträge in die Berliner

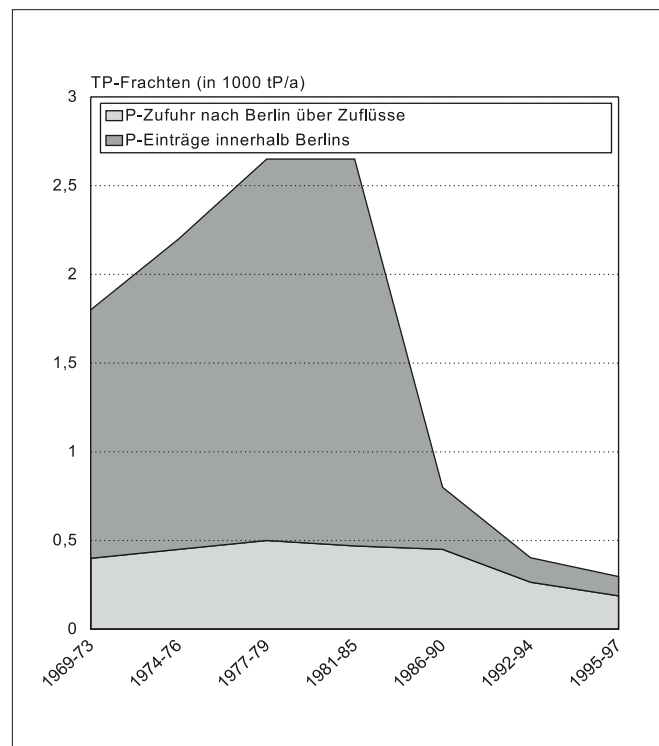


Abbildung 5.2-1 Entwicklung der Phosphorfrachten von Spree, Havel und Dahme nach Berlin und innerhalb Berlins (aus BEHRENDT & OPITZ, 1996; modif. und erweitert)

Gewässer zeigt einen kontinuierlichen Anstieg von 1.400 t P/a vom Ende der Sechzigerjahre auf fast 2.100 t P/a Ende der Siebzigerjahre. Ursache dieser Entwicklung waren der Neubau und Ausbau von biologischen Kläranlagen sowie die ansteigenden P-Belastungen durch häusliches Abwasser infolge der verstärkten Nutzung P-haltiger Waschmittel. Von Beginn bis Mitte der Achtzigerjahre war der Anstieg der P-Emissionen aus den Abwasserbehandlungssystemen vergleichsweise gering, was vorwiegend auf die einsetzende Reduzierung des P-Gehaltes bei den in Berlin/West eingesetzten Waschmitteln bei gleichzeitiger Steigerung des Anschlussgrades der Bevölkerung an die vorhandenen biologischen Kläranlagen zurückzuführen sein dürfte. Die Trendwende wurde mit der Einführung von Verfahren zur weiter gehenden P-Eliminierung in allen Berliner Kläranlagen sowie der Phosphoreliminierungsanlage am Tegeler See seit 1986 erreicht. Durch diese Maßnahmen konnte die P-Belastung der Gewässer Berlins von 2.100 t P/a auf 420 t P/a in der zweiten Hälfte der Achtzigerjahre gesenkt werden. Durch die Umstellung auf die biologische P-Eliminierung und deren weitere Optimierung sowie die Einführung der P-Eliminierung in weiteren Kläranlagen (Waßmannsdorf, Stahnsdorf) wurde es möglich, die P-Einleitungen im Zeitraum 1992 bis 1994 im Vergleich zu der zweiten Hälfte der Achtzigerjahre nochmals um 70 % auf 132 t P/a zu senken. Während in den Siebziger- und Achtzigerjahren die Einleitungen aus der Misch- und Trennkanalisation im Vergleich zu den Emissionen aus Kläranlagen vernachlässigt werden konnten, stellen diese zum gegenwärtigen Zeitpunkt bereits mehr als 20 % der gesamten durch die Abwasser-systeme verursachten Einträge.

Die Veränderungen in den P-Frachten der Zuflüsse zeigen generell eine ähnliche Tendenz bis zur Mitte der Achtzigerjahre. Das ist in erster Linie die Folge der verstärkten Nutzung von P-haltigen Waschmitteln in der ehemaligen DDR. Der in der Abbildung 5.2-1 aufgezeigte Rückgang in den P-Frachten ist durch den Rückgang der Rieselfeldnutzung außerhalb von Berlin und die Erhöhung des Anschlusses von Einwohnern aus dem Umland an Berliner Kläranlagen erklärbar. Im Vergleich zu den P-Frachten in der zweiten Hälfte der Achtzigerjahre sind die P-Belastungen aus den Zuflüssen nach Berlin um mehr als 30 % auf Werte von 265 t P/a zurückgegangen. Diese Verbesserung ist vorwiegend die Folge der Verwendung P-freier Waschmittel seit der Währungsunion im Jahr 1990 sowie verringerter diffuser P-Einträge insbesondere in den abflussschwachen Jahren 1992 und 1993 (WERNER & WODSAK, 1994).

5.2.2.2 Phosphorfrachten und -konzentrationen im Zeitraum 1995 bis 1997 im Vergleich zu 1992 bis 1994

Um die Auswirkungen klärtechnischer Maßnahmen in Berlin und Brandenburg (u.a. Inbetriebnahme der Kläranlage Cottbus) sowie des Strukturwandels in der Landwirtschaft Brandenburgs der letzten Jahre auf die Nährstoffbelastung von Spree und Havel zu dokumentieren, wurde in 1998 durch BEHRENDT & OPITZ im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie eine aktuelle Bilanz der Phosphor- und Stickstoffeinträge und -frachten erarbeitet. Der Auswertungszeitraum umfasst die Jahre 1995 bis 1997.

Die Tabelle 5.2-1 zeigt, dass die äußere P-Belastung des Berliner Gewässersystems (Zufuhr über Spree, Dahme und Havel und kleine Zuflüsse) im Zeitraum 1995 bis 1997 bei 188 t P/a lag. Davon entfallen rd. 33 t P/a auf die kleinen Zuflüsse, wie Notte, Erpe, Flakenfließ, Wuhle, Fredersdorfer Fließ und Panke (ohne Klärwerkseinleitungen).

Die spezifische P-Belastung der kleinen Einzugsgebiete ist mit einem Anteil von 17 % an der gesamten äußeren Belastung weiterhin deutlich größer als ihr Flächenanteil (12 %) am gesamten Einzugsgebiet.

Die Berliner Kläranlagen belasteten die Gewässer durchschnittlich mit rd. 109 t P/a. Die gesamte Phosphormenge, die in die Berliner Gewässer gelangte, lag im betrachteten Zeitraum von 1995 bis 1997 im Mittel bei 336 t P/a. Es wird ersichtlich, dass die Einleitungen aus den Berliner Kläranlagen und aus der Misch- und Trennkanalisation im betrachteten Zeitraum weiterhin unter der Summe der P-Zufuhren nach Berlin auf dem Weg über die natürlichen Zuflüsse lagen. 55 % der P-Fracht der Havel unterhalb Berlins gelangten bereits über Havel, Spree und Dahme in das Berliner Gewässersystem. Im Vergleichszeitraum 1992-1994 waren es rd. 60 %.

Die Tabellen 5.2-1 und 5.2-2 zeigen, dass sich die Belastung der Berliner Gewässer mit Phosphor vom Zeitraum 1992 - 1994 zum Zeitraum 1995 - 1997 deutlich verringert hat. Dabei sind sowohl der Zustrom über die großen und kleinen Zuflüsse als auch die Einleitungen aus Kläranlagen zurückgegangen. Das bezieht sich auf die Fracht, aber auch auf die mittleren Konzentrationen. Der Rückgang der Fracht in den großen Zuflüssen liegt zwischen 18 % (Dahme bei Neue Mühle) und 43 % (Havel bei Hennigsdorf). Für die besonders hohe Reduzierung in der Havel bei Hennigsdorf ist neben der Verringerung der Phosphorkonzentration auch der stark verminderte Abfluss verantwortlich. Der Rückgang der Konzentrationen liegt in fast allen Zuflüssen zwischen 18 % und 22 %. Die Phosphorkonzentration im Nottekanal hat sich im Mittel sogar um 46 % verringert. Die Summe der geschätzten Einleitungen aus Misch- und Trennkanalisation wurde als unverändert angenommen. Für die bilanzierte Gesamtbelastung, das heißt die Summe aller Einträge, ergibt sich eine Verminderung um 23 %.

Die aus den Messwerten an den Pegeln Potsdam-Humboldtbrücke und Sacrow-Paretzer-Kanal bei Nedlitz abgeschätzten Frachten ergeben sogar eine Verminderung um 36 % vom Zeitraum 1992 - 1994 zu 1995 - 1997. Das liegt daran, dass die unterhalb

Pegel	Fracht- änderung in %	Konzentrations- änderung in %
Dahme Neue Mühle	- 17,6	-17,9
Nottekanal	- 7,3	-45,6
Oder-Spree-Kanal	-25,1	-21,6
Spree Neu Zittau	-29,4	-18,3
Havel Hennigsdorf	-42,8	-18,7
KA Falkenberg	-23,3	-17,0
KA Münchehofe	6,7	0,5
KA Schönerlinde	-26,7	-9,5
KA Ruhleben	-21,5	-15,8
KA Waßmannsdorf	35,2	20,8
KA Marienfelde	-18,6	1,0
KA Stahnsdorf	21,6	22,3
Große Zuflüsse	-25	/
Kläranlagen	-18	/
Gesamtzufuhr	-23	/

Tabelle 5.2-1: Verminderung der TP-Frachten und Konzentrationen von 1992 bis 1994 zu 1995 bis 1997 (BEHRENDT & OPITZ, 1998)

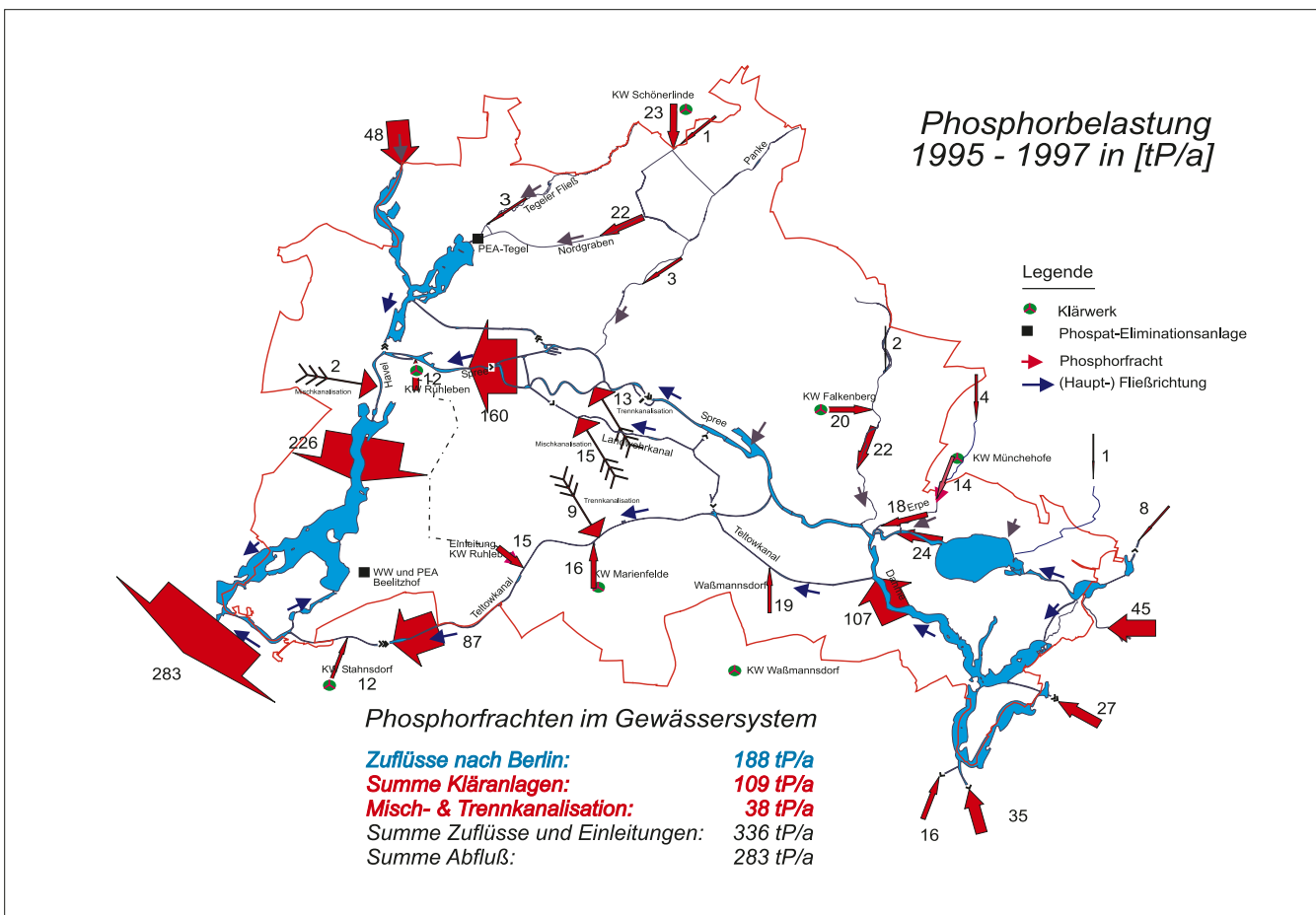
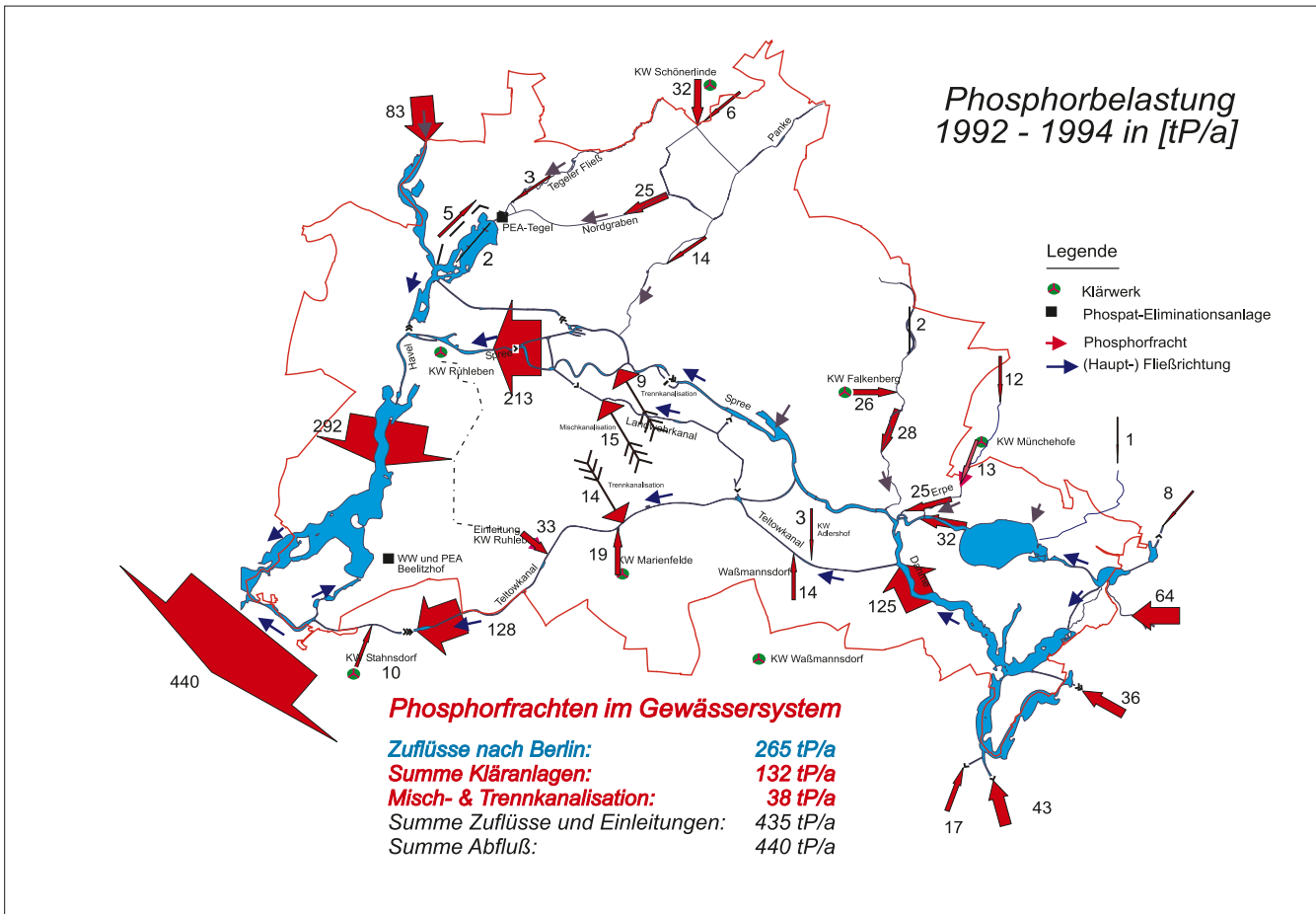


Abbildung 5.2-2 P-Frachten 1992 bis 1994 und 1995 bis 1997 in Tonnen Phosphor pro Jahr (BEHRENDT & OPITZ, 1998)

Gewässerabschnitt	Gewässer/Messstelle	1992-94 P-Fracht [tP/a]	1995-97 P-Fracht [tP/a]	1992-94 P-Konz. [mg/l]	1995-97 P-Konz. [mg/l]
Dahme von Neue Mühle bis Köpenick	Dahme Neue Mühle	42,9	35,4	0,159	0,123
	Nottekanal	17,2	15,7	0,356	0,193
	Oder-Spree-Kanal	36,5	27,3	0,126	0,099
	vom Gosener Kanal	37,3	27,9		
	Dahme bei Schmöckwitz	133,9	106,5	0,153	0,121
	zum Teltowkanal	8,9	6,4		
Müggelspree von Neu Zittau bis Köpenick	Dahme Lange Brücke	125,0	100,5	0,155	0,131
	Neu Zittau	63,8	45,0	0,147	0,117
	Flakenfließ	7,5	8,0	0,161	0,127
	Abfluss Dämeritzsee	71,3	53,1		
	zum Gosener Kanal	37,3	27,9		
	Müggelspree Rahnsdorf	34,0	25,2	0,150	0,129
	Fredersdorfer Fließ	1,2	0,5		
	Zufluss Müggelsee	35,2	25,7		
	Abfluss Müggelsee	32,1	23,9	0,158	0,144
	KA Münchehofe	12,8	13,7		
	EZG Erpe	12,4	4,4		
	Neuenhagener Mühlenfließ	25,3	18,0	0,676	0,499
Müggelspree Damnbrücke	57,3	42,3	0,238	0,206	
Spree zwischen Köpenick und Baumschulenweg	Spree unterhalb Dahmemündung	182,3	142,8	0,174	0,148
	KA Falkenberg	25,8	19,8		
	EZG Wuhle	2,5	2,2		
	Wuhle	28,3	22,0		0,496
	Spree unterhalb Wuhlemündung	210,6	165,7	0,192	0,164
Panke und Nordgraben	KA Schönerlinde	31,9	23,4		
	Nordgraben von KA Schönerlinde	19,1	21,5		
	EZG Nordgraben; Tegler Fließ & Teile d. Panke	5,7	3,8		
	zur PEA	24,8	24,6		0,571
	Panke von KA Schönerlinde	12,8	1,5		
	EZG Panke oberh. Abzweig Nordgraben	1,6	1,1		
Spree zwischen Baumschulenweg und Sophienwerder	Panke	14,4	2,6		0,552
	Baumschulenweg	210,6	165,7	0,192	0,164
	zum Britzer Zweigkanal	38,9	31,6		
	vom Neuköllner Schifffahrtskanal	2,1	8,7		
	Panke	14,4	2,6		
	Mischkanalisation	15,0	15,0		
	Trennkanalisation	9,0	8,1		
	Hohenzollernkanal	1,0	0,8		
	KA Ruhleben	1,7	12,4		
Spree Sophienwerder	214,9	182,0	0,210	0,197	
Teltowkanal	Zufluss TK Grünau	8,9	6,4	0,153	0,120
	KA Waßmannsdorf	13,7	18,4		
	KA Adlershof	2,7	0,5		
	Zufluss vom Britzer Zweigkanal	38,9	31,6		
	zum Neuköllner Schifffahrtskanal	2,1	8,7		
	nach Britzer Kreuz	62,1	50,4	0,219	0,233
	KA Ruhleben	33,0	14,8		
	KA Marienfelde	19,0	15,5		
	Trennkanalisation	14,0	6,3		
	Schleuse Kleinmachnow	128,1	87,1	0,409	0,290
	KA Stahnsdorf	9,5	11,6		
	Teltowkanal oh. Griebnitzsee-Kanal	137,6	98,7		
Glienicker Lake	108,7	84,7	0,419	0,311	

Gewässerabschnitt	Gewässer/Messstelle	1992-94 P-Fracht [tP/a]	1995-97 P-Fracht [tP/a]	1992-94 P-Konz. [mg/l]	1995-97 P-Konz. [mg/l]
Obere Havel	Havel Hennigsdorf	83,2	47,5	0,154	0,126
	Abfluss von Hohenzollernkanal von Havel zur PEA	1,0	0,8		
	von PEA zum Tegeler See	5,4	0,0		
	vom Tegeler See in Havel	2,0	1,1		
	Havel Spandau	0,6	-3,6		
		77,5	43,9	0,153	0,127
Untere Havel	Havel unterhalb Spreemündung	292,4	225,9	0,191	0,178
	Kl.Wannsee	28,9	25,3	0,420	0,319
	Havel Krughorn	321,2	252,3	0,215	0,191
	Havel Jungfernsee	430,0	259,3	0,236	0,212
große natürliche Zuflüsse (Spree, Dahme, Havel)		221,8	155,3		
kleine natürliche Zuflüsse (Flakenfließ, Fredersdorfer Fließ, Erpe, Notte, Wuhle, Nordgraben)		43,0	32,4		
Summe Abwassereinleitung aus Kläranlagen		132,3	109,1		
Summe Abwassereinleitung aus Kanalisation		38,0	38,5		
Summe aller Zuflüsse und Einleitungen		435,1	335,5		

Tabelle 5.2-2 Phosphorfrachten und -konzentrationen im Gewässersystem 1995 bis 1997 im Vergleich zu 1992 bis 1994 (BEHRENDT & OPITZ, 1998)

Berlins gemessene Fracht für den Zeitraum 1995 – 1997 im Mittel um ca. 43 t P/a bzw. 13 % geringer ist als die bilanzierte. In den einzelnen Jahren schwankt dieser Wert zwischen 9 % und 20 %. Das heißt, dass die Berliner Gewässer in ihrer Gesamtheit und im Jahresmittel wieder als Phosphorsenke gewirkt haben.

Die neuste Bilanz für den Zeitraum 1998 bis 2000 zeigt, dass gegenüber 1995 bis 1997 keine signifikanten Rückgänge der Nährstofffrachten nach Berlin und Einträge innerhalb Berlins mehr zu verzeichnen sind. Die Phosphorfrachten von Spree und Havel beider Bilanzzeiträume liegen größenordnungsmäßig auf einem Niveau.

5.2.2.3 Stickstofffrachten 1995 bis 1997 im Vergleich zu 1992 bis 1994

Die Stickstoffbilanzierung des Berliner Gewässersystems stützt sich auf die durch die Berliner Wasserbetriebe angegebenen Ablauffrachten von Gesamtstickstoff für die einzelnen Kläranlagen und auf die aus den gemessenen Gesamtstickstoffkonzentrationen berechneten N Frachten in den Zuflüssen nach Berlin. Der Zustand für den Zeitraum 1995 bis 1997 ist in der Abbildung 5.2-3 dargestellt. Die summarische Betrachtung aller Stickstoffeinträge in das Berliner Gewässersystem zeigt ein völlig anderes Bild als beim Phosphor. Die N-Belastung über die Zuflüsse liegt in einer Größenordnung von 2.630 t N/a und repräsentiert damit lediglich 36 % der gesamten Stickstoffeinträge in das Gewässersystem von Berlin. Der überwiegende Anteil der Stickstoffeinträge entstammt mit 4.810 t N/a bzw. 63 % den Berliner Kläranlagen. Die Einträge aus der Misch- und der Trennkanalisation stellen mit ca. 200 t N/a zur Zeit nur 3 % der gesamten N Einträge dar.

Vergleicht man die Summe der N-Einträge aus den Kläranlagen, aus dem Kanalisationssystem und aus den Zuflüssen mit der N-Fracht in der Havel unterhalb von Berlin, so liegt die Fracht um fast 3.000 t N/a unter der Summe der Einträge. Das heißt, rd. 36 % der Stickstoffeinträge gehen bereits innerhalb des Berliner Gewässersystems vor allem infolge Denitrifikation verloren. Die gewässerinternen Rückhalte- und Verlustprozesse haben folglich beim Stickstoff eine viel größere Bedeutung als beim Phosphor.

Die ermittelten Stickstoffverluste sind nahezu konstant geblieben. Das ergibt sich daraus, dass die als Summe der Abflüsse der Havel in Potsdam und des Sacrow-Paretzer Kanals bei Nedlitz gemessene Stickstofffracht um 43 % zurückgegangen ist, während die Summe aus Zuflüssen und Einleitungen sich um nur 34 % verminderte. Die besondere Bedeutung der gewässerinternen Verlustprozesse im Einzugsgebiet der Havel kommt auch darin zum Ausdruck, dass das Haveleinzugsgebiet mit seinen ca. 20 % des Elbeeinzugsgebietes und 20 % der Bevölkerung oberhalb von Schnakenburg nur mit 6 % zur N-Fracht der Elbe beiträgt.

Vergleicht man die Belastungssituation für Stickstoff mit dem vorhergehenden Zeitraum 1992 bis 1994, so zeigen sich auch hier die Verringerungen sowohl in den Frachten der Zuflüsse als auch bei den Einträgen durch Kläranlagen.

In Tabelle 5.2-3 ist die Änderung der Belastungssituation vom Zeitraum 1992 bis 1994 zum Zeitraum 1995 bis 1997 zusammengefasst. Die N-Belastung über die Zuläufe verringerte sich demnach um 37 % und die Einträge der Berliner Kläranlagen gingen um 33 % zurück.

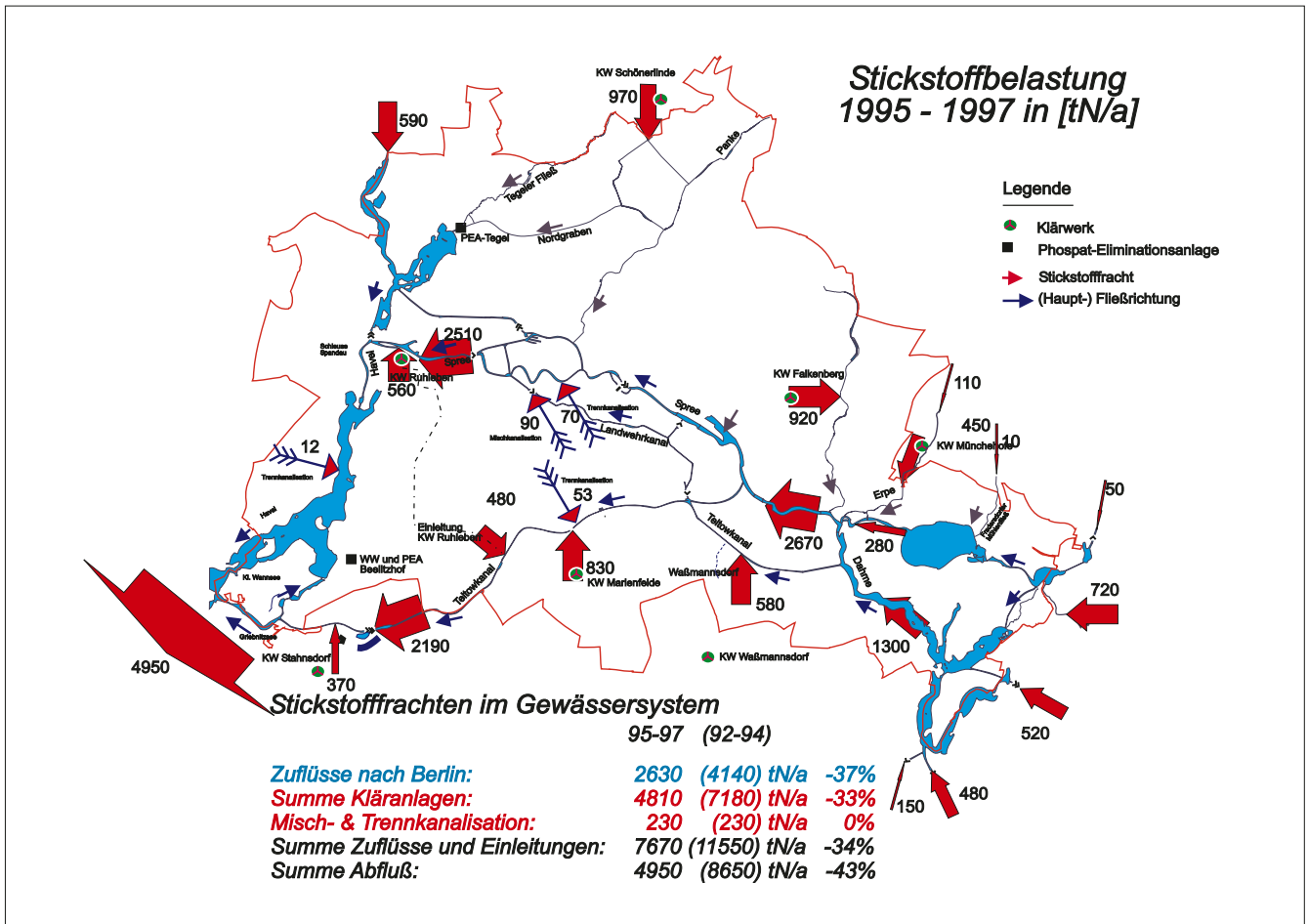


Abbildung 5.2-3 N-Frachten 1995 bis 1997 in Tonnen Stickstoff pro Jahr (BEHRENDT & OPITZ, 1998).
(Werte in den Klammern beziehen sich auf die Jahre 1992 bis 1994)

Pegel	Frachtänderung in tN/a	Frachtänderung in %
Dahme Neue Mühle	-210	-31,0
Nottekanal	0	0,2
Oder-Spree-Kanal	-325	-39,0
Spree/Neu Zittau	-460	-39,0
Havel/Hennigsdorf	-495	-45,0
KA Falkenberg	-630	-49,0
KA Münchehofe	-330	-42,0
KA Schönnerlinde	-108	-10,0
KA Ruhleben	-135	-11,0
KA Waßmannsdorf	-580	-50,0
KA Marienfelde	-503	-38,0
KA Stahnsdorf	-21	-5,4

Tabelle 5.2-3 Veränderungen der Stickstofffrachten von 1992 bis 1994 zu 1995 bis 1997 (BEHRENDT & OPITZ, 1998)

5.2.2.4 Herkunft der Nährstoffbelastung in den Zuflüssen

Die Anwendung verschiedener Methoden zur Abschätzung der diffusen und punktförmigen Nährstoffbelastung ergab, dass mehr als 60 % der Phosphorfrachten in den großen Zuflüssen ihren Ursprung in diffusen Quellen haben. SCHMOLL (1998) gibt den Anteil diffuser Einträge für den Zeitraum 1993 bis 1997 in das Spree- und Dahmegebiet mit 66 % an, für das Havelgebiet oberhalb Hennigsdorf mit 78 %. Der punktuelle P-Eintrag entstammt zu einem überwiegendem Anteil kommunalen Kläranlagen.

Ausgehend von der Annahme, dass die diffus eingetragene Fracht wesentlich durch den Abfluss bestimmt wird, kann aus der Abhängigkeit der Phosphorfracht vom Abfluss die Konzentration der aus diffusen Quellen stammenden Anteile abgeschätzt werden. Die dabei gefundenen Werte liegen für die Spree oberhalb Berlins bei ca. 70 µg P/l und für die Havel bei Hennigsdorf bei ca. 80 µg P/l. Diese Werte zeigen, dass sich die Konzentration der diffusen Einträge im Untersuchungszeitraum 1995 bis 1997 zu 1992 bis 1994 nicht wesentlich geändert hat. Mit den angegebenen Konzentrationswerten und dem mittleren Durchfluss lässt sich bestimmen, dass ca. 62 % des Phosphors in den großen Zuflüssen aus diffusen Quellen stammen. Aus der Abflussverringering im Zeitraum 1995 bis 1997 gegenüber dem Zeitraum 1992 bis 1994 von im Mittel ca. 6,6 m³/s ergibt sich, dass die aus diffusen Quellen stammende Fracht sich um ca. 4,7 t P/a verringert hat. Daraus folgt, dass ca. 63 t P/a aus der Verringerung punktueller Einleitungen resultieren müssen. Das heißt, dass sich die punktuellen Einleitungen im Einzugsgebiet um 30 %

verringert haben. In Berlin betrug die Verringerung der Klärwerkeinleitungen dazu im Vergleich ca. 20 %. Wesentliche Veränderungen haben dabei schon in den Jahren 1992 bis 1994 begonnen, sind aber erst im Zeitraum 1995 bis 1997 voll wirksam geworden. Aus diesen Betrachtungen ergibt sich, dass die Bedeutung der diffusen Einträge für die weitere Verbesserung der Gewässerqualität zukünftig weiter steigen wird (BEHRENDT & OPITZ, 1998). Den größten Anteil mit ca. 50 % am diffusen P-Eintrag hat der Grundwasserpfad. Von Bedeutung ist weiterhin der Eintrag durch Erosion mit 10 bis 20 % und durch urbane Flächen mit ca. 15 %.

Bei der Entwicklung entsprechender Bewertungsverfahren für Trophiezustände und von Sanierungszielen für Nährstoffe muss berücksichtigt werden, dass mit dem Zustrom von Grundwasser auch ohne anthropogene Einflüsse Nährstoffe auf diffusen Wegen in den Fluss gelangen. Dieser geogen bedingte Nährstoffeintrag bildet die Basislinie für die Feststellung des anthropogenen Beitrags zur Eutrophierung und ist Ausgangspunkt für die Entwicklung von Leitbildern und Entwicklungspotentiale. Für sandige Böden gibt Gräsboll et al. (1994) in wenig oder nicht landwirtschaftlich genutzten Gebieten natürliche anzusetzende Gesamtposphorkonzentrationen mit ca. 40 µg P/l an. BEHRENDT ET AL. (1999) versuchten aus der Abhängigkeit der Konzentration vom Anteil der unterschiedlichen Bodenarten bzw. Bodennutzung und anderer Einflussfaktoren den natürlichen Grundwert für verschiedene Elemente zu bestimmen und in den Einzugsgebieten der Spree und der Schwarzen Elster abzuschätzen. Für Phosphor konnten allerdings aus den Gewässerdaten selbst keine geogenen Hintergrundkonzentrationen abgeleitet werden, da insbesondere in der Spree und der Schwarzen Elster mögliche Zusammenhänge zur Landnutzung oder den Bodentypen fast vollständig von den Prozessen der Wechselwirkung zwischen dem Phosphor- und dem Eisenhaushalt überdeckt werden. Auf der Basis weiter gehender Untersuchungen wird ein Wert von ca. 50 µg P/l für Böden mit einer Phosphorsättigung von weniger als 30 % angegeben. Bei einströmendem tiefen Grundwasser kann dieser Wert aber auch überschritten werden (BEHRENDT ET AL., 1999).

Derartige Untersuchungsergebnisse verglichen mit realisierten paläolimnologischen Untersuchungen zur Rekonstruktion der Entwicklung der Trophie und Nährstoffkonzentrationen im Spree-Havel-Raum (vergleiche Kapitel 5.2.1.1) zeigen ein relativ gut übereinstimmendes Bild. Die ermittelten Konzentrationen an Phosphor für den quasi anthropogen unbeeinflussten Zustand liegen demnach im Bereich von 50 – 60 µg P/l und somit in der Größenordnung der o.g. Werte.

Der diffuse Anteil an den Stickstoffeinträgen im Spreeinzugsgebiet oberhalb Berlins liegt bei ca. 80 %. Als dominanter diffuser Eintragspfad konnten die Einträge über das Grundwasser (54 %) identifiziert werden.

5.2.3 Zielstellung und Bewertungsmethoden

Die unterschiedlichen morphologischen Bedingungen und Belastungsbilder in den Berliner Nebenfließgewässern und rückgestauten Hauptfließgewässern erfordern differenzierte Bewertungsmethoden zur Erfassung der Gewässergüte. Die bisher praktizierte Gewässergütebewertung der Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland beruht einheitlich auf der Bewertung nach den Saprobienindizes, einer Methodik, die für rückgestaute Fließbereiche nicht praktikabel ist.

Die Stoffumsetzungen in den rückgestauten Gewässern werden nicht vorrangig durch den allochthonen Eintrag an zehrenden Substanzen gesteuert, sondern vielmehr indirekt durch das Maß des Algenwachstums infolge der hohen Nährstoffpräsenz. Zwar besteht zwischen der Trophie in der eufotischen Schicht und der Saprobie im Tiefenwasser in hocheutrophen Flusseen ein enger Zusammenhang, jedoch müssen Bewertungsmethoden die primärkausalen Zusammenhänge in den einzelnen Gewässertypen mit den spezifischen Belastungsmerkmalen berücksichtigen. Es war somit die Einführung einer den besonderen Bedingungen in Flusseen entsprechenden Bewertungsmethode erforderlich.

Güteklasse	Tropiestufe	CHL _{Mittel} [mg/m ³]
I	oligotroph	1 - 4
I-II	mesotroph	3 - 8
II	eutroph	7 - 30
II-III	eu-polytroph	25 - 50
III	polytroph	50 - 100
III-IV	poly-hypertroph	> 100
IV	hypertroph	für Mittelwert nicht definiert

Tabelle 5.2-4 Vorschlag für eine Güteklassifikation von planktondominierter Fließgewässer auf Basis des Chlorophyll-a-Gehaltes (LAWA, 1996); Bewertungszeitraum März bis Oktober über drei Jahre

Dieser Tatsache Rechnung tragend hat die LAWA in ihrer neuesten Gewässergütekarte von 1995 bereits die bundesdeutschen Fließgewässerbereiche gekennzeichnet, die künftig nach einem, der Besonderheit des jeweiligen Flussgebiets Rechnung tragenden Bewertungsverfahrens einzustufen sind. Für den rückgestauten Teil des Spree-Havel-Raumes wird die Besonderheit der Algenmassenentwicklungen als spezifisches Kriterium hervorgehoben.

Durch den LAWA-Arbeitskreis „Gütebewertung planktondominierter Fließgewässer“ wurde ein neuer Güteklassifizierungsvorschlag erarbeitet, der nunmehr eine Einstufung dieses besonderen Gewässertyps auf der Grundlage der Bewertung der Algenwachstumsintensitäten (Trophiestufen) ermöglicht (LAWA, 1996).

Der Klassifizierungsvorschlag beinhaltet ausschließlich die Bewertung der Güteklassen anhand eines trophischen Wirkparameters. Im Rahmen eines Monitorings für unterschiedliche Trophiestufen hat sich das Biomassenäquivalent Chlorophyll-a bewährt und auch im Rahmen der vorgeschlagenen Klassifikation durchgesetzt.

Für eine Kopplung von Emissions- und Immissionsplanung reicht eine alleinige Klassifizierung des Biomassenäquivalents jedoch nicht aus. Um die Zusammenhänge in der Wirkungskette zwischen Belastungsfaktoren und dem Gewässerzustand ableiten zu können, ist in Ergänzung zur Wirkungsklassifizierung eine Analyse der jeweiligen Ursachen notwendig.

Aufgrund der zum Teil sehr unterschiedlichen Wirkungszusammenhänge zwischen Nährstoffangebot und Biomassenausbeute in den einzelnen Gewässern ist eine bundesweite pauschale Zuordnung von anzustrebenden Nährstoffgehalten nicht sinnvoll. Die anzustre-

benden Nährstoffkonzentrationsbereiche müssen den einzelnen Güteklassen entsprechend der örtlichen Situation angepasst werden.

Von Bedeutung dabei ist u.a., welcher Ursachenparameter bei der Entwicklung von Sanierungsstrategien regional entscheidend ist. Das Maß des Algenwachstums wird neben klimatischen oder anderen Einflussfaktoren vorrangig durch das Nährstoffangebot gesteuert. Das derzeitige Belastungsbild im Einzugsgebiet von Spree und Havel zeigt, dass sich für eine Begrenzung der Algenwachstumsintensitäten vorrangig Phosphor als limitierender Faktor eignet. Folgende fachliche Aspekte sprechen für diese These:

- Die derzeitigen N : P-Verhältnisse im Planungsgebiet liegen nahezu ausschließlich oberhalb von 16 : 1. Das hohe Maß der Nährstoffbelastung lässt kaum Limitationsbedingungen erkennen.
- Der diffuse Stickstofffrachtanteil mit 80 bis 85 % im Spreebereich oberhalb Berlins ist gegenüber dem diffusen Phosphorfrachtanteil annähernd doppelt so hoch. Eine deutliche Senkung der Stickstofffracht und eine Steuerung der Algenproduktion durch Stickstofflimitation ist für die betreffenden Gewässerabschnitte nur durch eine komplexe und kaum zu realisierende Sanierung der diffusen Eintragspfade zu erreichen. Hohe Stickstoffeinträge der Berliner Kläranlagen mit verhältnismäßig guten biologischen P-Eliminationsleistungen erhöhen das Verhältnis von N : P im weiteren Havelverlauf. An die Berliner Kläranlagen wäre im Falle einer anzustrebenden Stickstofflimitation im Unterhavelbecken die Forderung nach einer nahezu vollständigen Stickstoffentfernung (Denitrifikation) zu stellen. Eine weitergehende Reduzierung der punktuellen Phosphoreinträge ist demgegenüber kostengünstiger zu realisieren, als eine weiter gehende Stickstoffelimination in den Kläranlagen.
- Stickstofffixierende Blaualgen können N-Limitationen besser kompensieren und haben somit Konkurrenzvorteile.
- Höhere Stickstoffeinträge (Nitrat) werden im Flusssystem der Havel bis zur Elbe/Nordsee viel effektiver und kostengünstiger durch die Gewässer selbst abgebaut. Die im Gewässer ablaufende Denitrifikation bewirkt zudem eine Reihe positiver limnologischer Effekte.

Es existieren bereits vielfältige Ansätze (CLAASEN, 1980; RYDING, 1980; FRICKER, 1980; VOLLENWEIDER & KEREKES, 1992) den Zusammenhang zwischen dem Chlorophyll-a Gehalt und dem tolerablen Phosphorgehalt zu beschreiben. Ein Vergleich der bisher abgeleiteten Beziehungen mit Daten aus dem Planungsraum zeigt zum Teil erhebliche Abweichungen mit den Bedingungen im Spree/Havel-Gebiet. Untersuchungen von BEHRENDT & OPITZ (1995) belegen, dass die bisher zugrundegelegten kausalen Abhängigkeiten die besonderen Verhältnisse in den rückgestauten planktondominierten Fließgewässern im ostdeutschen Raum nicht ausreichend repräsentieren. Für die Berlin-Brandenburger Gewässer wurde im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie vom Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei eine Beziehung zwischen der Gesamtposphorkonzentration und dem Chlorophyll-a Gehalt anhand von Daten aus dem Planungsraum abgeleitet (Abbildung 5.2-4). Dieser Zusammenhang lässt sich nach BEHRENDT & OPITZ (1996) wie folgt beschreiben:

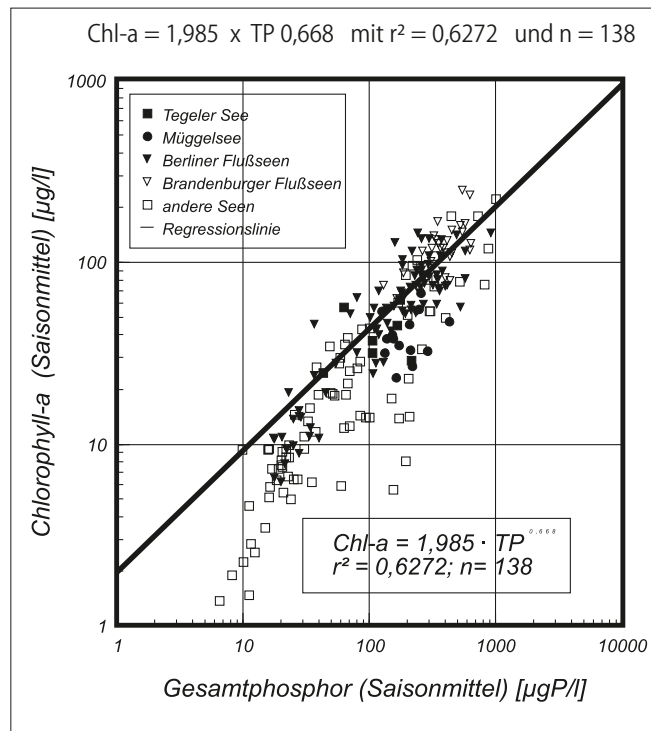


Abbildung 5.2-4 Zusammenhang zwischen Gesamtposphorgehalt und Chlorophyll-a für den Zeitraum Mai bis September (BEHRENDT & OPITZ, 1996)

Legt man diesen Zusammenhang für die Berechnungen von Ursache und Wirkungsbeziehungen zu Grunde, so ergeben sich die in der Tabelle 5.2-5 angegebenen mittleren Gesamtposphorkonzentrationen. Berücksichtigt man zudem den Zusammenhang zwischen den Chlorophyll-a Gehalten und Sichttiefen, ergeben sich zusätzlich die in der Tabelle 5.2-5 enthaltenen Abhängigkeiten.

Güteklasse	CHL-a _{Mittel} µg/l	TP _{Mittel} µg/l	Sichttiefe _{Mittel} m
I	1 – 4	2 – 8	4,6 – 6,0
I-II	3 – 8	6 – 18	3,5 – 5,0
II	7 – 30	16 – 82	1,5 – 3,7
II-III	25 – 50	67 – 150	1,0 – 1,7
III	50 – 100	150 – 320	0,5 – 1,0
III-IV	> 100	> 320	< 0,5
IV		nicht.def.	

Tabelle 5.2-5 Güteklassen für mittlere Chlorophyll-a-Gehalte nach LAWA (1996) und zugehörige mittlere TP-Konzentrationen und mittlere Sichttiefen nach BEHRENDT & OPITZ (1995)

Zu berücksichtigen ist, dass die in der Tabelle angegebenen Abhängigkeiten nur das mittlere Verhalten der untersuchten Gewässer beschreiben. Je nach Gewässertyp, Belastungsbild und anderen Faktoren können durchaus zwischen der Güteklassifikation für Phosphor und Chlorophyll-a Gehalt Abweichungen bestehen. Die TP-Gehalte

geben Auskunft über das mögliche Potenzial der Phytoplanktonentwicklung unter der Voraussetzung, dass keine weiteren Faktoren (u.a. Licht, Temperatur, Toxizitäten) das Algenwachstum begrenzen.

Es können zwar insgesamt gute Übereinstimmungen zwischen Chlorophyll-a-Gehalt und Sichttiefen erwartet werden, was jedoch nicht ausschließt, dass auch hier Abweichungen in Abhängigkeit der Gewässerspezifität auftreten können. Neben dem Chlorophyll-a-Gehalt beeinflussen zum Teil auch andere Stoffe wie Huminstoffe oder mineralische Bestandteile die Trübung im Gewässer. Auch können unterschiedliche Algenarten unterschiedliche Transparenzen bewirken. So lassen u.a. Dinoflagellaten trotz noch anhaltend hoher Biomassen bereits verbesserte Sichttiefenverhältnisse zu, da die individuelle Zellgröße dieser Art im Verhältnis zu anderen Arten hoch ist (Köhler, pers. Mitteilung).

Die anzustrebende Gewässergüteklasse II entspricht der Zielstellung eines schwach eutrophen Status für die rückgestauten Fließgewässerabschnitte von Spree und Havel.

5.2.4 Diskussion des LAWA-Trophieklassifizierungsverfahrens vor dem Hintergrund der erlassenen Europäischen Wasserrahmenrichtlinie

Mit der Veröffentlichung am 22.12.2000 im Europäischen Amtsblatt ist die „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zu Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“-kurz: Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRRL)- in Kraft getreten.

Eine zentrale Zielstellung der WRRRL ist die Erreichung eines „Guten ökologischen Zustandes“ in den Oberflächengewässern der Europäischen Union für die Merkmalskomplexe Mikrophytobenthos, Makrophyten, Phytoplankton, Makrozoobenthos und Fische. Die Entwicklung der entsprechenden Bewertungsverfahren ist Gegenstand der Arbeitsphase der Richtlinie bis Ende 2004. Da eine einheitliche Festlegung eines guten Zustandes für Oberflächengewässer europaweit aus naturwissenschaftlicher und objektiver Sicht nicht möglich ist, schreibt die WRRRL ein einheitliches Verfahren vor, wie die Zustandsbeschreibung durch die Mitgliedstaaten zu erfolgen hat. Zunächst sind ökologisch, biozönotisch und morphologisch-hydrologisch begründete Fließgewässertypen und Seentypen zu ermitteln und zusammenzufassen. Für diese sind im Rahmen von Erhebungsverfahren typspezifische Referenzbedingungen zu ermitteln. Das heißt, es ist eine Beschreibung der Gewässereigenschaften für den vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Zustand vorzunehmen. Dieser Zustand ist Ausgangspunkt für die Entwicklung eines fünfstufigen Bewertungsverfahrens und stellt zudem ein wesentliches Element für die Leitbilddiskussion dar.

Gütestufe 1:	Sehr guter Zustand (Referenzzustand)
Gütestufe 2:	Guter Zustand (Zielstellung)
Gütestufe 3:	Mäßiger Zustand
Gütestufe 4:	Unbefriedigender Zustand
Gütestufe 5:	Schlechter Zustand

Tabelle 5.2-6: Gütestufen nach Wasserrahmenrichtlinie

Der vorliegende Klassifizierungsvorschlag der LAWA berücksichtigt im Gegensatz zum Ansatz der WRRRL nicht die geogen bedingten P-Konzentrationen in planktondominierten Gewässern der norddeutschen Tiefebene. Die Gütestufe I nach WRRRL beschreibt den natürlichen Referenzzustand. Die Güteklasse I nach LAWA-Vorschlag beschreibt den oligotrophen Zustand; ein Zustand, der für die Leitbildentwicklung im Spree-Havel-Raum und als Ausgangspunkt für die Festlegung der Degradationsstufen -somit auch für die Beschreibung des „Guten ökologischen Zustandes“- nicht zugrundegelegt werden kann. Die natürlich bedingte Eutrophierung im Spree-Havel-Raum für den quantitativen Merkmalskomplex Phytoplankton hat nach WRRRL der Gütestufe I zu entsprechen. Für den Bereich von Spree und Havel ist dies der schwach eutrophe Status mit Konzentrationen um 40 bis 60 µg/l TP und Chlorophyll-a Konzentrationen um 7 bis 15 µg/l. Die Gütestufe II („Guter ökologischer Zustand“) als zentrale Zielstellung beschreibt den Zustand einer geringen Abweichung vom Referenzzustand. Hier stellt der obere Konzentrationsbereich der Güteklasse II des LAWA-Vorschlags (eutropher Status mit Konzentrationen um 60 bis 80 µg/l TP und Chlorophyll-a Konzentrationen um 15 bis 25 µg/l) einen tragfähigen Ausgangspunkt der Diskussion realistischer Entwicklungsmöglichkeiten (Gütestufe II) in weiten Bereichen des Spree-Havel-Raumes im Rahmen der Umsetzung der WRRRL dar. Die Sanierungsberechnungen zielen auf diese Konzentrationsbereiche ab (siehe Kapitel 6.1). Aufgrund der räumlich geogenen Heterogenitäten im Spree-Havel-Raum bedarf diese Einschätzung noch einer Validierung durch weitergehende paläolimnologische Untersuchungen (in Vorbereitung).

5.2.5 Die Gewässergüteklassen der Hauptfließgewässer

Eine Bewertung der Güteklassen auf der Grundlage des LAWA-Vorschlags (siehe Tabelle 5.2-5) wurde anhand der mittleren Chlorophyll-a-Gehalte für die Untersuchungszeiträume März bis Oktober der Jahre 1993 bis 1995, 1995 bis 1997 und 1997 bis 1999 vorgenommen. Aus der Bewertung wurden die Kanäle nördlich und südlich der Spree ausgeklammert.

Die Tabelle 5.2-7 zeigt die Ergebnisse für die drei Bewertungszeiträume (siehe auch Anlage 5):

Bemerkenswert ist, dass sich durch den Rückgang der Phosphoreinträge und -konzentrationen von 1992 bis 1994 zu 1997 bis 1999 insgesamt geringere Biomassenausbeuten einstellten, aber sich der Sprung in eine bessere Gewässergüteklasse noch in keinem Abschnitt nachweisen lässt - mit Ausnahme des Zeuthener Sees. Einen Vergleich der Einstufung der P-Immissionswerte der Berliner Hauptfließgewässer mit den Chlorophyll-a Güteklassen zeigen die Grafiksegmente der Anlage 5. Für den Großteil der Gewässer wird erwartungsgemäß eine gute kausale Übereinstimmung beider Kriterien erreicht. Abweichungen treten lediglich bei der Bewertung des Zeuthener Sees und des Teltowkanals auf. Die Gründe für die Abweichungen sind vielschichtig.

Der Zeuthener See weist im Vergleich mit anderen Gewässern wie Seddinsee und Großer Müggelsee eine insgesamt erhöhte P-Belastung auf, die vorrangig durch die Einträge über den Nottekanal (Einträge über ehemalige Rieselfeldabläufe) und durch hohe P-Rücklösungsraten in den Untersuchungszeiträumen erklärbar ist. Die gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen mit Sichttiefen um 0,5 m sind maßgeblich auf besondere algenphysiologische und morphologische Bedingungen zurückzuführen. Die vorrangig im Zeuthener See dominante Algenart Planktothrix agardhii vermag

	1993 bis 1995				1995 bis 1997				1997 bis 1999			
	Chl-a (µg/l)	TP (mg/l)	ST (m)	GKL	Chl-a (µg/l)	TP (mg/l)	ST (m)	GKL	Chl-a (µg/l)	TP (mg/l)	ST (m)	GKL
Seddinsee	37,8	0,12	1,09	II-III	34,55	0,09	1,23	II-III	32,8	0,107	1,21	II-III
Dämeritzsee	35,34	0,14	1,04	II-III	32,91	0,109	1,06	II-III	38,25	0,103	1,11	II-III
Zeuthener See	110,72	0,25	0,53	III-IV	101,02	0,18	0,54	III-IV	89,50	0,215	0,55	III
Langer See	70,95	0,18	0,63	III	65,83	0,14	0,66	III	60,14	0,146	0,71	III
Großer Müggelsee	31,64	0,11	1,38	II-III	39,09	0,127	1,36	II-III	38,22	0,149	1,51	II-III
Spree Baumschulenweg	56,32	0,23	0,75	III	55,04	0,163	0,75	III	53,89	0,149	0,81	III
Stadtspre, Mündung	60,56	0,18	0,61	III	48,52	0,178	0,55	III	43,9	0,167	0,64	III
Oberhavel	63,57	0,16	0,62	III	57,20	0,139	0,65	III	50,96	0,134	0,72	III
Tegeler See	20,21	0,05	1,72	II	14,91	0,041	1,99	II	19,01	0,045	1,73	II
Teltowkanal, Nathanbrücke	38,0	0,34	0,47	II-III	32,68	0,248	0,55	II-III	35,02	0,226	0,69	II-III
Großer Wannsee	49,14	0,21	0,77	III	48,98	0,212	0,82	III	54,79	0,223	0,88	III
Havel Krughorn	58,44	0,30	0,68	III	52,6	0,234	0,73	III	59,17	0,231	0,8	III

Tabelle 5.2-7 Trophische Parameter (Chlorophyll-a, Gesamtphosphor-TP, Sichttiefe-ST) für drei Vergleichszeiträume und Gewässergüteklassen-GKL für die Berliner Spree und Havel-Abschnitte (Mittelwerte Mai bis Oktober über jeweils drei Jahre)

die Nährstoffangebote trotz des ungünstigen Lichtklimas überdurchschnittlich gut umzusetzen (Köhler, pers. Mitteilung). Dieser See ist im Vergleich mit den sonstigen Berliner Gewässerabschnitten hinsichtlich seiner Trophie der am stärksten belastete Flussee.

Auch die Tatsache, dass der Teltowkanal nach diesem Klassifikationsvorschlag ausschließlich auf Basis des Chlorophyll-a-Gehaltes in der Güteklasse II-III einzustufen ist, zeigt, dass in Abhängigkeit der örtlichen Bedingungen zum Teil ergänzende Gewässergütebeschreibungen erforderlich sind. Der Teltowkanal nimmt innerhalb des Gewässersystems eine Sonderstellung ein, da er den Einleitungen aus den Klärwerken (Waßmannsdorf, Ruhleben im Sommer, Marienfelde bis 1998, Stahnsdorf) mit einem Anteil von 30% am mittleren Abfluss am stärksten ausgesetzt ist. Die für den Teltowkanal ermittelten hohen P-Konzentrationen (Güteklasse III) lassen im Verhältnis zu den eher moderaten Chlorophyll-a-Konzentrationen (Güteklasse II-III) erkennen, dass im Teltowkanal das Eutrophierungspotenzial nicht annähernd so gut ausgenutzt wird wie in den anderen Teilen des Berliner Gewässersystems. Untersuchungen im Teltowkanal zeigen wegen der hohen Wärme- und Abwasserbelastung einen erhöhten heterotrophen Abbauprozess an, sodass saprobiologische Prozesse verstärkt in den Vordergrund treten. Der Sauerstoffgang an der Messstelle Teltowkanal/Teltowwerft zeigt gegenüber der Messstelle Spree/Sophienwerder im Trockenwetterfall deutlich geringere Werte an. Das über das Jahr ausgewogene Temperaturregime im Teltowkanal, verursacht durch die hohe spezifische Wärmelast der Kraftwerke, beeinflusst die Algenzusammensetzung (Köhler, pers. Mitteilung). Darüber hinaus können phytotoxische Einflüsse der Kläranlagenabläufe auf das Algenwachstum hemmend wirken. Nähere Ausführungen zur chemischen Beschaffenheit des Teltowkanals enthält das Kapitel 6.

Als einziges Gewässer im Untersuchungszeitraum weist der Tegeler See die Gewässergüteklasse II auf. Der Zufluss des Tegeler Sees aus dem Nordosten (Nordgraben, Tegeler Fließ) wird seit 1985 über die Oberflächenwasseraufbereitungsanlage Tegel (Entphosphatungsanlage) geleitet und so von hohen P-Einträgen entlastet.

5.2.6 Zusammenhang zwischen Badegewässerqualität, Eutrophierung und Gewässergüteklasse II

Die EG-Badegewässerrichtlinie enthält eine Reihe von Forderungs- und Richtwerten, die einzuhalten sind, wenn betreffende Gewässerbereiche als Badestellen ausgewiesen sind. Das Hauptaugenmerk gilt dabei der Einhaltung von mikrobiologisch-hygienisch relevanten Parametern (siehe Kapitel 5.3).

Weitere Qualitätsanforderungen der EG-Badegewässerrichtlinie beziehen sich auf physikalisch-chemische Eigenschaften, wobei für die Verhältnisse im Spree-Havel-Raum der Parameter Transparenz (Sichttiefe) wegen der Verflechtung zum Eutrophierungsproblem eine besondere Rolle spielt. Die Badegewässerrichtlinie weist als Forderungswert für die Sichttiefe 1 m aus, wobei aufgrund besonderer lokaler Verhältnisse ein Abweichen von dieser Qualitätsanforderung zulässig ist. Nahezu sämtliche rückgestaute, hoch eutrophe Gewässer in Berlin und Brandenburg weisen in der Badesaison Sichttiefen kleiner 1 m auf, sodass im gesamten Spree-Havel-Raum eine Kollision mit den Qualitätsanforderungen der Richtlinie besteht.

Die langfristige Einhaltung dieses Parameters ist somit eng geknüpft an die Umsetzung der ökologischen Forderung, im Spree-Havel-Raum die Gewässergüteklasse II zu erreichen. Zum „LAWA-Güteklassifizierungsvorschlag für rückgestaute planktondominierte Fließgewässer“ (1996) ist ein hohes Maß an Kompatibilität vorhanden, da dieser die Gewässergüteklasse II - eutropher Status - als Zielstellung festsetzt. Die Erreichung dieser Trophieklasse ist mit durchschnittlichen Sichttiefen von größer 1,0 m verbunden (vergleiche Tabelle 5.2-5). Darüber hinaus sind mit der Verringerung des Algenmassenwachstums weitere badegewässerrelevante - bisher nicht fachlich und formal geregelte - Verbesserungen der Wasserqualität verknüpft. Neben einer allgemeinen, zum Teil starken ästhetischen Beeinträchtigung der Badegewässerqualität durch Algenschlieren wird zunehmend die Bedeutung von Blaualgen in Badegewässern in humantoxikologischer und ökotoxikologischer Hinsicht aufgrund des Toxinbildungspotenzials diskutiert. Im Zusammenhang mit Blaualgen sind Berichte über Magen-Darm-Beschwerden sowie

Reizungen der Atemwege, der Haut und Schleimhäute bekannt geworden. Wegen des hohen Aufkommens von Blaualgenkolonien in den Badegewässern von Spree und Havel werden in Berlin den Badegästen bereits präventive Hinweise über mögliche Gefahren bei Kontakt mit Blaualgen und Empfehlungen zum Umgang durch Hinweistafeln gegeben. Wegen fehlender Kenntnisse über die Präsenz und Verteilungsmuster von Blaualgentoxinen werden die Berliner Badegewässer seit drei Jahren auf ausgewählte Blaualgen und deren Abbauprodukte untersucht. Eine endgültige praktikable Einschätzung der gesundheitlichen Relevanz der Befunde, aber auch des ökotoxikologischen Schädigungspotenzials, wird erst nach Abschluss des laufenden BMBF-Forschungsthemas „Toxische Cyanobakterien in deutschen Gewässern: Verbreitung, Kontrollfaktoren und ökologische Bedeutung“ möglich sein.

Umfangreiche Untersuchungen an sanierten Gewässern (u.a. Tegeler See) lassen erwarten, dass mit dem Zurückdrängen der Nährstoffpräsenz in den Oberflächengewässern die Dominanz von Blaualgen stetig abnehmen wird, da andere unproblematische Algenarten einen Konkurrenzvorteil gewinnen. Insofern sind beide Zielstellun-

gen, nämlich die Verbesserung der Badegewässerhygiene und das Erreichen der Gewässergüteklasse II, in ihrem Ursachen- und Wirkungsgeflecht eng miteinander verbunden.

5.3 Mikrobiologisch-hygienische Bewertung der Fließgewässer Berlins

Vorschläge zur mikrobiologisch begründeten Hygienekategorisierung ausgewählter Gewässerabschnitte basieren auf der transformatorischen Bearbeitung von Gewässergüteuntersuchungen (Messstellen, die entfernt von Badestellen liegen), auf Badestellendaten und auf der Auswertung von Badestellendaten über semiquantitative Ergebnisse zu bakteriell-hygienischen Indikatorkeimen wie fäkalcoliforme Bakterien (*E. coli*) und gesamtcoliforme Bakterien (coliforme Bakterien). Die Auswertung erfolgte unter Berücksichtigung dieser Parameter und den prozentualen Bewertungsgrenzen der EG-Badegewässerrichtlinie 76/160 EWG für den Auswertungszeitraum 1991 bis 1994 nach Motz (1997).

Mikrobiologische Parameter	G Warnwert	I Forderungswert	Mindesthäufigkeit der Probenahme
Gesamtcoliforme Bakterien/100 ml	500 (Konformität, wenn 80% der Proben unterhalb G-Wert)	10.000 (Konformität wenn 95% der Proben unter I-Wert)	14 täglich
Fäkalcoliforme Bakterien/100 ml	100 (Konformität, wenn 80% der Proben unterhalb G-Wert)	2.000 (Konformität wenn 95% der Proben unter I-Wert)	14 täglich

Tabelle 5.3-1 Auszug aus EG-Badegewässerrichtlinie 76/160 EWG

Es ist grundsätzlich die Überwachung während der Badesaison in 14-tägigen Abständen gefordert. Bezüglich dieser Messabstände ist anzumerken, daß aufgrund der Eintragsdynamik (kurzzeitig, intensiv und unregelmäßig) davon auszugehen ist, daß bei einer Objektivierung der Meßtätigkeit die Häufigkeit höherer mikrobiologisch-hygienischer Befunde zunehmen würde. Der derzeit in Diskussion befindliche Entwurf für eine neue Fassung der EG-Badegewässerrichtlinie sieht vom Grundsatz her eine Objektivierung und Dynamisierung der Meßtätigkeit in Abhängigkeit der Emissionscharakteristik vor. Messungen sollen demnach verstärkt der Erfassung kritischer Zustände, also im Falle Berlins den Zuständen nach Regenereignissen, dienen. Zudem setzt der Entwurf neben der Bewertung der Messergebnisse verstärkt auf die Umsetzung technisch machbarer Entlastungsmöglichkeiten als Konformitätskriterium. Die Novelle der EG-Richtlinie befindet sich derzeit in der ersten Abstimmungsphase.

Aufgrund der Auswertung der Ergebnisse von 1991 bis 1994 wurde bisher folgende allgemeine Einschätzung der Belastungssituation vorgenommen (die Bewertung der Badegewässer für den Zeitraum 1991 bis 1994 ist der Anlage 6 im Überblick zu entnehmen):

Als Badegewässer geeignet werden solche Gewässer bzw.-abschnitte bezeichnet, bei denen neben den Badestellenuntersuchungen auch

die transformierten bakteriell-hygienischen Gewässerdaten den Anforderungen der EG-Badegewässerrichtlinie entsprechen. Dazu gehören:

- Vorstadtspreewald und Großer Müggelsee außer Badestelle Spreetunnel
- Dahme und Seen bis Lange Brücke
- Tegeler See ab Höhe Reiherwerder
- Untere Oberhavel ab Höhe Tegeler See bis Höhe Schäferstraße
- Unterhavel ab Höhe Schwanenwerder bis hinter Pfaueninsel
- Großer Wannensee außer Südwestufer

Als Badegewässer noch geeignet werden Abschnitte bezeichnet, bei denen die Badestellenwerte keine Überschreitung des zwingenden Wertes (I) ausweisen, aber erheblich von der Prozentvorgabe (bis 20% der Proben) vom Warnwert (G) abweichen, jedoch einmalige Überschreitungen des zwingenden Wertes (I) bei den transformierten Gewässerdaten auftreten, oder einmalige Überschreitungen des zwingenden Wertes (I-Wertes) bei guter Übereinstimmung mit den transformierten Gewässerdaten registriert werden.

Zu dieser Kategorie gehören:

- Großer Müggelsee/Badestelle Spreetunnel
- Großer Müggelsee/Südufer
- obere Oberhavel bis Höhe Tegelort
- obere Unterhavel Grunewaldturm bis Höhe Schwanenwerder
- Großer Wannsee/Südwestufer.

Die Badestelle Großer Müggelsee/Südufer konnte durch die Beseitigung einer lokalen Emissionsquelle entlastet werden, sodass die Werte der Jahre 1995 bis 1997 keine Grenzwertüberschreitungen mehr aufwiesen.

Aus Vorsorgegründen sollte in den anderen als in den oben genannten Gewässerabschnitten der Berliner Fließgewässer und deren seenartigen Erweiterungen das Baden nicht empfohlen werden, bzw. müssen als zum Baden nicht geeignet eingestuft werden.

Zur dieser Kategorie gehören:

- Oberes Unterhavelbecken bis Schildhorn
- Müggelspree ab km 1,6
- Vorstadtsprees und Stadtsprees
- Kanäle nördlich und südlich der Spree
- Teltowkanal
- Kleine Wannseekette
- Havel ab Schleuse Spandau bis Beginn Unterhavelbecken (Pichelsdorfer Gemünd)

Die kanalisierten Abschnitte von Spree und Havel, die Kanäle nördlich und südlich der Spree und der Teltowkanal sind keine Badegewässer gemäß Verordnung über das Baden in den Berliner Gewässern -Badeverordnung. Die Bewertungsergebnisse für diese Gewässer dienen nur der Orientierung der bakteriell-hygienischen Belastung.

Die oben beschriebene Hygienekategorisierung ist für die Ermittlung immissionsgleicher Gebiete und für eine allgemeine Einschätzung der Konformitätskriterien über einen längeren Auswertungszeitraum aufschlussreich. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass zwar die Hygienekategorie „Als Badengewässer noch geeignet“ eine Konformität mit den Anforderungen der EG-Richtlinie über einen mehrjährigen Bewertungszeitraum bedeutet, jedoch u. U. nicht innerhalb eines Berichtsjahres. Überschreitungen des Grenzwertes (I-Wert) um mehr als 5% bezogen auf die während einer Badesaison erhobenen Daten als striktes Konformitätskriterium gemäß Badewasserqualitätsverordnung wurden an den in der Tabelle 5.3-2 genannten Badestellen im Zeitraum 1991 bis 2001 registriert.

Die zuvor beschriebene bakteriell-hygienische Gewässerqualität wird unter Emissionsbetrachtungen aufschlussreich. Fließdiagramme zum bakteriell-hygienischen Zustand können vermitteln, warum die in den Berliner Gewässern vorherrschenden Bedingungen, bewirkt durch Eintrag, Hydrodynamik und Biodynamik, in einigen flachen Fließgewässerabschnitten zu wiederholten Störungen hinsichtlich der Konformität mit den Forderungen der EG-Badegewässerrichtlinie 76/160 EWG führen.

Abhängig von Emissionsgröße und -umfang sowie von den die Biozönose steuernden Einflussfaktoren lassen sich für Indikatorbakterien in planktondominierten, flachen Fließgewässern innerhalb eines Jahres drei Zeiträume feststellen, in denen für Indikatorkeime geringe Keimkonzentrationen ermittelt wurden („Tiefs“). Diese „Tiefs“ sind

Jahr	nichtkonforme Meßstellen (nur oberes Unterhavelbecken)
1991	Breitehorn, Stößensee
1992	Stößensee
1993	Breitehorn
1994	Stößensee
1995	Breitehorn
1996	Breitehorn, Stößensee, Grunewaldturm, Schildhorn
1997	Breitehorn, Stößensee, Schildhorn
1998	Stößensee, Schildhorn
1999	Schildhorn, Große Badewiese
2000	Breitehorn
2001	Grunewaldsee

Tabelle 5.3-2 Nichtkonforme Messstellen des oberen Unterhavelbeckens

charakteristisch auf frühes Frühjahr, Sommer und frühen Herbst verteilt. Zwischenzeitlich steigen die Keimzahlen auf höhere Werte an.

Als Ursache für die Überschreitungen der Empfehlungs- und Forderungswerte der EG-Badegewässerrichtlinie sind der Ablauf von Ruhleben im Regenwetterfall sowie die Überläufe der Mischentwässerungssysteme belegt. Eine detaillierte Ursachenwichtung beider Eintragspfade bezogen auf einzelne Überschreitungseignisse ist aus methodischen Gründen nicht leistbar. Tendenziell läßt sich abschätzen, daß dem Eintrag im Regenwetterfall durch das Klärwerk Ruhleben in die Spree eine größere Bedeutung als Ursache für erhöhte Keimwerte im Unterhavelbecken zukommt. Diese Tendenz wird sich in dem Maß verstärken, wie durch Maßnahmen innerhalb des Mischsystems die Ableitungsintensität im Regenwetterfall nach Ruhleben zunimmt, da die Ableitungsmöglichkeit zum Teltowkanal bereits ausgeschöpft ist. Zudem sind die im Verhältnis zum Mischsystem deutlich geringeren Fließzeiten des Ruhlebener Ablaufs bis zum oberen Unterhavelbecken zu berücksichtigen.

Die Überlaufhäufigkeiten der einzelnen Mischsysteme schwanken zum Teil erheblich (siehe auch Kapitel 4). Diese liegen bei 11 bis über 30 mal im Jahr. Die Gesamtüberlaufmenge beträgt ca. 7 Mio. m³ pro Jahr, kann aber in Abhängigkeit der Starkregenhäufigkeiten von Jahr zu Jahr stark variieren. Bei Einzelereignissen können bis zu 100.000 m³ innerhalb weniger Stunden in die Spree und Kanäle eingetragen werden und zu Niedrigwasserzeiten den Spreeabfluß deutlich prägen. Das Mischungsverhältnis von ungereinigtem Abwasser zu Regenwasser bei Überlaufereignis beträgt rund 1:7. Der Gehalt an fäkalcoliformen Bakterien dürfte im Überlaufwasser somit ca. 10⁶ bis 10⁸ KBE/100 ml betragen. Die Fließzeiten von den Überlaufstellen bis zum oberen Unterhavelbecken schwanken enorm. Diese liegen zwischen 2 und 25 Stunden (bei MNQ).

Der Trockenwetterabfluß der KA Ruhleben wird vom 1.4. bis 31.9. über eine Druckleitung zum Teltowkanal geleitet. Im Regenwetterfall leitet das Klärwerk Ruhleben im Sommer in die Spree kurz vor Mündung in die Havel ein. Die monatlichen Einleitungsmengen im Sommer 1998 lagen zwischen 245.000 m³ und 360.000 m³. Im Monat Mai 1998 wurde an insgesamt 16 Tagen im Regenwetterfall geklärtes Abwasser in die Spree eingeleitet. Das größte Einzelereignis im Jahr 1998 wurde am 5.7. mit 125.000 m³ registriert.

Die Eintragsintensität kann über mehrere Stunden bis zu 3 m³/s betragen und somit einen erheblichen Anteil am Spreeabfluss ausmachen. Trotz der Verlustprozesse im Klärwerk durch Adsorption am Schlamm und selbst bei einer Verdünnung von 1:10 von Kläranlagenablaufwasser mit Spreewasser sind unterhalb der Einleitungsstelle noch Keimwerte um 10⁴ bis 10⁶ KBE/100 ml (gesamtkoliforme Bakterien) zu erwarten. Bei derartigen Prognosen ist noch nicht berücksichtigt, dass im Regenwetterfall das Spreewasser durch Überläufe der Mischsysteme bereits deutlich vorbelastet sein kann. Die Fließzeiten vom Einleitungskilometer 1,7 bis zum oberen Unterhavelbecken betragen 1 bis 2 Stunden bei MNQ.

Bis zum Jahre 2005 sind verfahrenstechnische Prüfungen zur Einführung von Maßnahmen zur Keimreduktion in der Kläranlage Ruhleben abzuschließen und die Ergebnisse dem für die Wasserwirtschaft zuständigem Mitglied des Senates vorzulegen.

Der Müggelspreebereich unterhalb des Großen Müggelsees ist partiellen Spree-Rückströmungsphasen zu Niedrigwasserzeiten ausgesetzt, sodass der Kläranlagenablauf von Münchehofe über Erpe und Spree in diesen Untersuchungsraum eindringen kann. Grenzwertüberschreitungen wurden regelmäßig am Spreetunnel, so auch in der Badesaison 2001 registriert. Belastungsschwankungen am Südwestufer des Großen Wannsees sind auf den Einstrom des hochbelasteten Teltowkanals über die Kleine Wannseekette zurückzuführen.

5.4 Schwermetallbelastung von Spree, Havel und Teltowkanal

Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Spree-Havel-Verlaufs ist umfangreich untersucht worden und zeigt den zeitlichen und räumlichen Belastungsverlauf (AHRENS, 1991; PACHUR & AHRENS, 1991; TERYTZE, 1993; HOELZMANN, 1995). Zur Erfassung der Chronologie der Schadstoffeinträge wurden mit Hilfe von Kernbohrgeräten und Tiefgefrierverfahren ungestörte Sedimentkerne dem Spree- und Havel-Verlauf entnommen und auf Schwermetallgehalte untersucht. Messungen zur Erfassung des aktuellen horizontalen Belastungsbildes von Spree und Havel wurden an den jüngsten oberflächennahen Sedimenten (Schlammgreiferproben) durchgeführt.

Als wesentliche potenzielle Stoffsenken im Anstrom auf den Ballungsraum Berlin fungieren im Spreebereich die Becken des Dämeritzsees, des Großen Müggelsees sowie des Langen Sees und im Havelbereich u.a. der Niederneuendorfer See.

Die Aufnahme des Kontaminationsbildes längs der Fließachsen von Spree und Havel weist ein sehr differenziertes Bild aus. Die Schwermetallbelastung zeigt Bereiche mit einer nur geringen Belastung (u.a. Spreewald) und stark belastete Gebiete. Die Metalle Zink, Blei, Cadmium und Kupfer sind im gesamten Untersuchungsgebiet gegenüber Chrom, Nickel und Arsen deutlich auffälliger. Neben lokalen Belastungsschwerpunkten in den oberstromigen Bereichen stellt das Ballungszentrum Berlin den regionalen Belastungsschwerpunkt dar. Wie die Untersuchungen zeigen, ist mit Einfluss der Berliner Emissionen ein signifikanter Sprung der Schwermetallgehalte der Sedimente verbunden. Zeigen die Schwebstoffsenken im Anstrom noch verhältnismäßig geringe Schwermetallkonzentrationen, werden in innerstädtischen Bereichen (u.a. Rummelsburger See) und in der Havel ab Pichelsdorfer Gemünd extreme Anreicherungen gemessen. Am Eintritt in das Unterhavelbecken wurden Anreicherungsfaktoren gegenüber dem geogenen

Background von 55 für Zn (3.290 mg/kg TS), 66 für Pb (1.990 mg/kg TS), 155 für Cd (31 mg/kg TS) und 189 für Cu (3.780 mg/kg TS) festgestellt. Die Auswirkungen dieser Belastungen werden noch über weite Strecken stromab erfasst (AHRENS, 1991; HOELZMANN ET AL. 1997).

Das Längsprofil der oberflächennahen Sedimente von Spree und Havel muss als Hinweis gewertet werden, dass der Ballungsraum Berlin die wesentlichen Schwermetallemissionen verursacht. Im Rahmen der Abwasserbeseitigungsplanung ist von Interesse, ob dieses Belastungsniveau unverändert anhält und in welcher Intensität die Eintragspfade innerhalb des urbanen Raumes an dieser Belastung beteiligt sind.

Die Untersuchung der Sedimentbelastung gibt zur Beantwortung dieser Fragestellung nur ein unzureichendes Bild über die aktuelle Situation der Schwermetalleinträge. Sie widerspiegelt eindrucksvoll die Auswirkungen der Industrialisierung der letzten 150 Jahre und reflektiert grob Zeiten mit höheren oder niedrigeren Eintragsintensitäten. Für die Erfassung der rezenten Emissionssituation ist selbst die Untersuchung der oberflächennahen schwebstoffbürtigen Sedimente aus methodischen Gründen unzureichend und dient maximal als summarischer Indikator der Einträge der letzten 10 bis 20 Jahre.

Ergänzt werden seit 1994 die sedimentologischen Messkampagnen durch die Untersuchung der aktuellen Schwermetallfrachten am Fließquerschnitt Spree/Sophienwerder. Am Pegel Sophienwerder werden über das Jahr verteilt Schwebstoffmischproben mit Hilfe einer Durchflusszentrifuge gewonnen. Bestimmt werden die an den Schwebstoffen adsorbierten Schwermetalle (zusätzlich auch organische Rückstände), die Schwebstofffracht sowie die gelösten Schwermetalle aus der filtrierten Probe.

Die Tabelle 5.4-1 gibt einen Überblick über die an der Messstelle Sophienwerder im hydrologischen Jahr 2000 gemessenen Beladungen der Schwebstoffe mit Schwermetallen einschließlich die schwebstoffgebundene Fracht, die Güteklasse nach LAWA und die Belastung der jüngsten schwebstoffbürtigen Sedimente im oberen Unterhavelbecken.

	Fracht kg/a	Schwermetall- gehalt am Schwebstoff mg/kg TS (Median)	Güteklasse LAWA	Schwermetall- gehalt im Sediment mg/kg TS
Zn	22.281	1.114	III-IV	2.920
Pb	5.309	237	III	940
Cd	94	4,0	III	19
Cu	9.741	501	IV	2.490
Cr	1.553	55,6	I	240
Ni	910	37,3	I-II	12.500

Tabelle 5.4-1: Schwebstoffbürtige Schwermetallfracht und -belastung in Sophienwerder im hydrologischen Jahr 2000, LAWA-Güteklassen und vergleichende Schwermetallgehalte in Sedimenten im oberen Unterhavelbecken (AG-Pachur; 1998, 2001)

Bewertungsmaßstab für Kontaminationen von Schwebstoffen und Sedimenten mit Schwermetallen stellt das Gewässergüteklassifizierungssystem der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser-LAWA (1998) dar. Grundlage des Bewertungssystems sind ökotoxikologisch begründete Zielvorgaben (Güteklasse II, mäßige Belastung) für die Biozönosen und der Schutz der Sedimente als Baggergut. Die Güteklassen nach oben und unten wurden jeweils differenziert abgestuft, wobei die Güteklasse I weitgehend den geogenen Hintergrundwert repräsentieren soll (siehe Tabelle 5.4-2)

Klasse	Cd (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)
I	≤ 0,3	≤ 100	≤ 25	≤ 80	≤ 20	≤ 30
I-II	≤ 0,6	≤ 150	≤ 50	≤ 90	≤ 40	≤ 40
II	≤ 1,2	≤ 200	≤ 100	≤ 100	≤ 60	≤ 50
II-III	≤ 2,4	≤ 400	≤ 200	≤ 200	≤ 120	≤ 100
III	≤ 4,8	≤ 800	≤ 400	≤ 400	≤ 240	≤ 200
III-IV	≤ 9,6	≤ 1.600	≤ 800	≤ 800	≤ 480	≤ 400
IV	> 9,6	≤ 1.600	> 800	> 800	> 480	> 400

Tabelle 5.4-2: Klassifikation von Schwermetallgehalten (Mediane) in Schwebstoffen und Sedimenten (Korngröße <20µm) nach LAWA (1998)

Eine abschließende toxikologische Bewertung von Schwermetallgehalten im Freiwasser wird derzeit noch durch einige Kenntnislücken erschwert. Hinsichtlich der Bioverfügbarkeit ist das Verhältnis von gelöster zu absorbierter Phase von entscheidender Bedeutung.

Der Vergleich der LAWA-Zielvorgaben für Schwebstoffe mit den gemessenen Werten in Sophienwerder zeigt für Zink, Blei, Cadmium und Kupfer zum Teil deutliche Überschreitungen. Dieser qualitative Befund deckt sich auch mit den Messungen in den Sedimenten, wonach diese Metalle als wesentliche Problemstoffe der Region erkannt wurden.

Die Schwermetallgehalte in den jüngsten schwebstoffbürtigen Sedimenten im oberen Unterhavelbecken liegen um das 3- bis 7-fache über den Schwebstoffbelastungen in Sophienwerder. Ein Vergleich zwischen diesen beiden Belastungsgrößen hat jedoch nur relativen Informationscharakter, da die Sedimentbelastung im Unterhavelbecken noch durch eine Reihe weiterer interner Transformationsprozesse beeinflusst wird.

Die Sedimentzuwachsrate und die Charakteristik des Sediments im Unterhavelbecken werden nur zum Teil durch die äußere Schwebstoffzufuhr geprägt. Maßgeblichen Einfluss auf die Sedimentbildung im strömungsberuhigten Seebecken mit großen Aufenthaltszeiten haben die biologischen Prozesse. Einerseits tragen die intern gebildeten und schließlich absterbenden Algenbiomassen zu einer „Verdünnung“ der belasteten Schwebstoffe bei. Andererseits wird der Prozess der Sedimentbildung durch die biotische Einlagerung gelöster Schwermetallanteile in die Algenbiomasse und folglich ins schwebstoffbürtige Sediment überlagert. Eine Quantifizierung dieser Prozesse kann aus methodischen Gründen nicht vorgenommen werden. Wie die Untersuchungen zeigen, liegt die Lösungsfracht in Sophienwerder bei den Problemstoffen deutlich über der an Schwebstoffen absorbierten Fracht (ca. Faktor 4), sodass ein ausreichendes Bioakkumulationspotenzial über die Spree eingetragen wird.

Die Gesamtschwermetallfracht in Sophienwerder betrug im Jahre 2000 rund 40 Tonnen.

Insgesamt sind die bisherigen Befunde Indiz für eine anhaltend hohe Schwermetallbelastung der Berliner Fließgewässer, die keine Entlastungstendenz für die Unterhavel-sedimente erkennen lassen. Zum Gesamtproblem besteht noch erheblicher Untersuchungs- und Forschungsbedarf. Zur besseren Bilanzierung der Kontaminationsfracht werden Messungen an weiteren Punkten im Zu- und Abstrom von Berlin und innerhalb Berlins erforderlich. Erste Abschätzungen zur Emissionsquellenverteilung enthält das Kapitel 4. Danach sind die Berliner Kläranlagen nicht vorrangig die Hauptemittenten, sondern die diffusen urbanen Einträge über die Trenn- und Mischsysteme stellen die maßgebliche Ursache für die hohen Schwermetallfrachten dar. Zur besseren Lokalisierung der Eintragspfade und Eintragsmuster müssen in Ergänzung zu Emissionsmessungen im Regenabfluss verstärkt ereignisorientierte Messungen im Regenwetterfall in den Gewässern durchgeführt werden.