

3.1.2 Bewertung umgesetzter urbaner Maßnahmen zur Nährstoffreduktion

Mathias Riechel, Andreas Matzinger, Marcus Weinkauff, Katharina Lutscher und Pascale Rouault (KWB)

Hintergrund und Ziel

Die Einträge von Stickstoff und Phosphor in Oberflächengewässer wurden in Deutschland in den letzten drei Jahrzehnten erheblich verringert (Fuchs et al. 2010), wozu insbesondere Modernisierungen der Kläranlagen beigetragen haben. Trotz dieser Verbesserungen sind noch immer 21 % der Stickstoff- und 45 % der gesamten Phosphoreinträge auf Klärwerks-, Regenwasser- und Mischwasser-einleitungen zurückzuführen (Fuchs et al. 2010). Dass es für alle drei urbanen Eintragspfade wirksame Nährstoffreduktionsmaßnahmen gibt, wurde in NITROLIMIT I umfassend gezeigt (Mutz et al. 2013). Die Untersuchungen beschränkten sich jedoch auf die Quantifizierung der möglichen Stoffeinträge bzw. deren Reduktion. Die Erfolgskontrolle im Gewässer blieb vorerst aus.

Ziel der hier vorgestellten Arbeiten ist es nun, anhand langjähriger Messreihen zu zeigen, ob und inwieweit sich umgesetzte Nährstoffreduktionsmaßnahmen auf Nährstofffrachten, -konzentrationen und die Trophie ausgewählter Gewässer auswirken. In Absprache mit den Berliner Wasserbetrieben (BWB) und der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (SenStadtUm) wurden dafür zwei Untersuchungsschwerpunkte festgelegt.

1. Untersuchung des Effektes der Klärwerksstilllegung Berlin-Falkenberg im Jahr 2003 auf die beiden Fließgewässer Wuhle (II. Ordnung) und Stadtspre (I. Ordnung).
2. Untersuchung des Effektes von Retentionsbodenfiltern (RBF) auf urbane Kleinseen II. Ordnung am Beispiel des Biesdorfer Baggersees und des Halensees.

Material und Methoden

Für beide Untersuchungsschwerpunkte wurden zunächst mit Hilfe einer Massenbilanz die Ein- und Austragspfade für Stickstoff und Phosphor quantifiziert. Die Massenbilanz für den Schwerpunkt „Klärwerk Falkenberg / Wuhle, Stadtspre“ basiert auf i) den Überwachungswerten und Ablaufmengen des Klärwerks Falkenberg, ii) den monatlichen Stichprobenmessungen zur Gewässergüte von Wuhle und Spree sowie iii) gemessenen und simulierten Abflussdaten beider Gewässer. Es wurden die Zeiträume 2000-2002 (vor Klärwerksstilllegung) und 2004-2006 (nach Klärwerksstilllegung) unterschieden und miteinander verglichen. Abbildung 3.7 zeigt eine Karte der Wuhle mit der Lage des Klärwerks Falkenberg, der Stadtspre, der Dahme sowie den Abfluss- und Gütemessstellen.

Die Massenbilanz für den Schwerpunkt „Retentionsbodenfilter / urbane Kleinseen“ basiert auf (i) den Zu- und Ablaufwerten der RBF (Halensee: eigene Messungen aus dem Projekt KURAS, www.kuras-projekt.de; Biesdorfer Baggersee: Grotehusmann et al. (2011)), (ii) den Stichprobenmessungen und Tiefenprofilen zur Gewässergüte der beiden Seen durch SenStadtUm, (iii) Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes (Halensee: Stations-ID 433, Biesdorfer Baggersee: Stations-ID 420) sowie (iv) Daten zur Topographie und den Einzugsgebieten aus Wassmann (2002), Grotehusmann et al. (2011) und dem FIS-Broker der SenStadtUm. Es wurden die Zeiträume „vor RBF“ (Biesdorfer Baggersee: 1993-2004, Halensee: 1996-2006) und „nach RBF“ (Biesdorfer Baggersee: 2005-2015, Halensee: 2007-2015) unterschieden und miteinander verglichen.

Im zweiten Schritt wurde der Einfluss der Maßnahmen auf die Nährstoffkonzentrationen in den betroffenen Gewässern untersucht. Dafür wurden die Messdaten erneut in zwei Stichprobengruppen vor und nach Umsetzung der Maßnahme aufgeteilt. Mithilfe von Signifikanztests wurden unter Berücksichtigung von Stichprobenumfang und Standardabweichung die Mittelwerte beider Gruppen miteinander verglichen. Von einer signifikanten Verbesserung der Wasserqualität wird ausgegangen, wenn sich die Mittelwerte beider Gruppen mit einem Signifikanzniveau $p < 0,05$ unterscheiden. Für Wuhle und Stadtspreewasser wurden im Unterschied zur Massenbilanz, für die bezüglich der Gewässerabflüsse nur kürzere Datenreihen zur Verfügung standen, die Zeiträume 1992 bis 2002 („vorher“) und 2004 bis 2011 („nachher“) verglichen.

Mit Hilfe der von Dolman et al. (2016) entwickelten statistischen Modelle wurde zudem untersucht, inwieweit das Phytoplanktonwachstum vor und nach Umsetzung der Maßnahmen durch Nährstoffe limitiert ist. Aufgrund der unterschiedlichen Datenlage wurden für beide Untersuchungsschwerpunkte unterschiedliche Bedingungen geprüft (siehe Tab. 3.3).

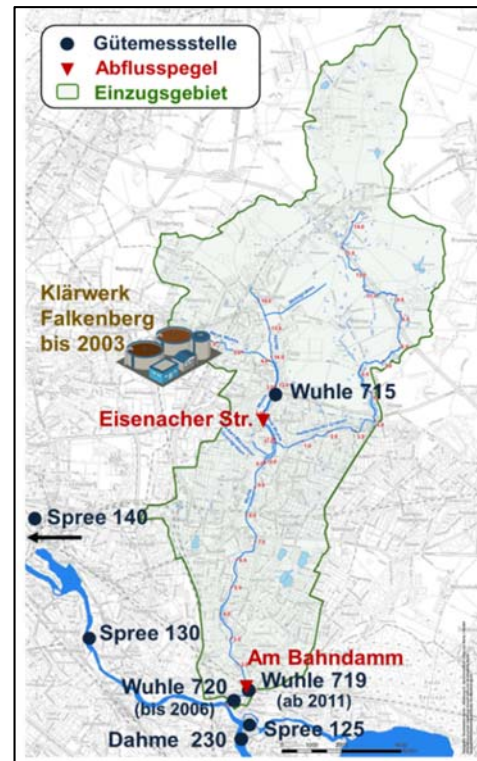


Abbildung 3.7. Karte des Untersuchungsgebietes

Tabelle 3.3. Für die Untersuchungsschwerpunkte geprüfte Bedingungen zur Nährstofflimitation nach Dolman et al. (2016).

	N-Limitation	P-Limitation	Keine N-/P-Limitation
Für Wuhle und Stadtspreewasser	DIN < 100 µg L ⁻¹ und DIN/DIP < 8,4	DIP < 10 µg L ⁻¹ und DIN/DIP ≥ 8,4	DIN ≥ 100 µg L ⁻¹ und DIP ≥ 10 µg L ⁻¹
Für Halensee und Biesdorfer Baggersee	DIN < 100 µg L ⁻¹ und DIN/TP < 1,6	DIP < 10 µg L ⁻¹ und DIN/TP ≥ 1,6	DIN ≥ 100 µg L ⁻¹ und DIP ≥ 10 µg L ⁻¹

Die Bewertung der biologischen Gewässergüte erfolgte für die Wuhle anhand von Literaturdaten zur Abundanz und Diversität des Makrozoobenthos (Schultze et al. 1997, Müller und Hendrich 2006, Müller et al. 2009, Müller et al. 2013). Für die Stadtspreewasser und die Kleinseen wurden Messdaten zur Chl-a-Konzentration als Maß für die Trophie herangezogen.

Über die Bewertung von Nährstoffen, Trophie und Saprobie hinaus, wurden für die Wuhle das Auftreten von fischtoxischen Ammoniakkonzentrationen (NH₃) vor und nach Klärwerksstilllegung untersucht. Dazu wurden die von Lammersen (1997) für Karpfengewässer definierten NH₃-Dauerkonzentrationsgrenzwerte nach Matzinger et al (2011) in kritische NH_{4,tot}-Konzentrationen (abhängig von pH-Wert und Wassertemperatur) umgerechnet und mit den Messwerten verglichen. Für die Kleinseen wurden die Keimbelastung und die Sichttiefe des Sees bewertet - zwei wichtige Aspekte, die zum Bau des RBF geführt haben.

Ergebnisse und Diskussion

Untersuchungsschwerpunkt „Klärwerk Falkenberg / Wuhle, Stadtspre“

Das Klärwerk Berlin-Falkenberg wurde 1968 in Betrieb genommen und im Jahr 2003 aufgrund der schlechten Ablaufwerte und des abnehmenden Abwasseraufkommens stillgelegt. Das Abwasser wird seitdem auf die Klärwerke Waßmannsdorf und Schönerlinde verteilt. Mit der Emission von über 800 t Stickstoff und ca. 20 t Phosphor pro Jahr hat das Klärwerk Falkenberg bis zu seiner Stilllegung die Wuhle stofflich vollständig überprägt. Durch die Klärwerksstilllegung im Jahr 2003 haben die aus der Wuhle in die Stadtspre eingetragenen Stickstofffrachten um 98 % (etwa 750 t a⁻¹) abgenommen. In der Folge und durch die leicht zurückgegangenen Stickstofffrachten aus Müggelspre und Dahme nahm die Stickstofffracht der Stadtspre (Messstelle 130, siehe Abb. 3.7) um 39 % ab (830 t a⁻¹). Die Reduktion der aus der Wuhle in die Stadtspre eingetragenen Phosphorfracht fällt mit 90 % (15 t a⁻¹) zwar etwas geringer aus. Dennoch konnte bei zusätzlicher leichter Frachtreduktion aus Müggelspre und Dahme die Phosphorfracht der Stadtspre (Messstelle 130, siehe Abb. 3.7) um insgesamt 19 % (26 t a⁻¹) reduziert werden. In Tabelle 3.4 sind die Ergebnisse der Massenbilanz zusammengefasst.

Tabelle 3.4. Stickstoff- und Phosphorfrachten in Wuhle (Messstelle 720), Müggelspre und Dahme (Messstellen 125 und 230) sowie Stadtspre (Messstelle 130) für die Bilanzzeiträume 2000-2002 (vor Klärwerksstilllegung) und 2004-2006 (nach Klärwerksstilllegung)

	vor Klärwerks- stilllegung (2000-2002)	nach Klärwerks- stilllegung (2004-2006)	Veränderung
Gesamtstickstoff			
Wuhle	769 t a ⁻¹	15 t a ⁻¹	-754 t a ⁻¹ (-98 %)
Müggelspre + Dahme (oh. Wuhle)	1398 t a ⁻¹	1165 t a ⁻¹	-233 t a ⁻¹ (-17 %)
Stadtspre (uh. Wuhle)	2139 t a ⁻¹	1306 t a ⁻¹	-833 t a ⁻¹ (-39 %)
Gesamtphosphor			
Wuhle	17 t a ⁻¹	2 t a ⁻¹	-15 t a ⁻¹ (-90 %)
Müggelspre + Dahme (oh. Wuhle)	112 t a ⁻¹	104 t a ⁻¹	-8 t a ⁻¹ (-7 %)
Stadtspre (uh. Wuhle)	135 t a ⁻¹	109 t a ⁻¹	-26 t a ⁻¹ (-19 %)

Bezüglich der chemischen Gewässergüteparameter konnte weiterhin gezeigt werden, dass nach der Klärwerksstilllegung sowohl die Stickstoff- als auch die Phosphorkonzentrationen im Unterlauf der Wuhle (Messstelle 720, siehe Abb. 3.7) signifikant abgenommen haben ($p = 2,8 \cdot 10^{-42}$ für TN und $3,4 \cdot 10^{-34}$ für TP). Während dieser stark klärwerksbeeinflusste Gewässerabschnitt in den Jahren 1992 bis 2002 mit 20,3 mg TN L⁻¹ und 0,42 mg TP L⁻¹ noch in einem sehr schlechten Zustand war, lagen die mittleren Konzentrationen in den Jahren 2004-2014 nur noch bei 1,4 mg TN L⁻¹ und 0,18 mg TP L⁻¹. Damit werden die Orientierungswerte für den guten ökologischen Zustand (LAWA 2015) für Phosphor nur knapp verfehlt. Abbildung 3.8 zeigt die erhebliche Verbesserung der Wasserqualität in der Wuhle seit der Klärwerksstilllegung am Beispiel der TN-Konzentration. In der Folge dieser Verbesserung nahmen auch die Konzentrationen in der Stadtspre (Messstelle 130, s. Abb. 3.7) von 3,0 mg TN L⁻¹ bzw. 0,17 mg TP L⁻¹ auf 1,8 mg TN L⁻¹ bzw. 0,14 mg TP L⁻¹ ab.

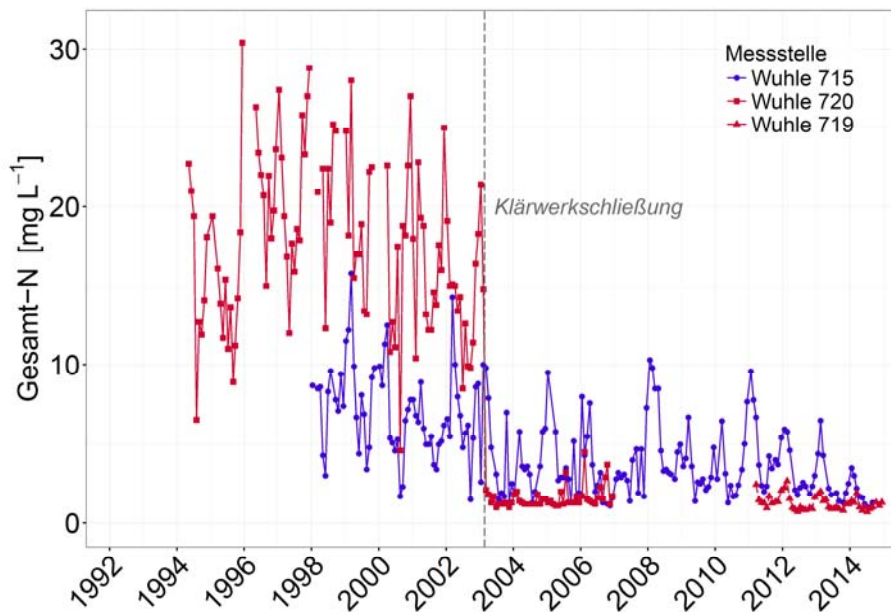


Abbildung 3.8. TN-Konzentration im Zeitraum 1992 bis 2014 im Oberlauf (Messstelle 715, blaue Linie) und im klärwerksbeeinflussten Unterlauf der Wuhle (Messstellen 720 und 719, rote Linie).

In Folge der erheblichen Stickstoff- und Phosphorreduktion im Einzugsgebiet der Wuhle hat sich die Trophie der Stadtspree seit der Klärwerksstilllegung deutlich verbessert. Während die Chl-a-Konzentration in der Dahme, dem Hauptzustrom der Stadtspree (Messstelle 230), im Vergleich der Zeiträume vor und nach Klärwerksstilllegung nur leicht abgenommen hat (von 50 auf 43 $\mu\text{g Chl a L}^{-1}$ im Jahresmittel), wurde am innerstädtischen Spreeabschnitt Mühlendammschleuse (Messstelle 140) beinahe eine Halbierung der Messwerte festgestellt (von 54 auf 31 $\mu\text{g Chl a L}^{-1}$). Die niedrigsten Konzentrationen mit Jahresmittelwerten $< 25 \mu\text{g Chl a L}^{-1}$ wurden in den letzten fünf Jahren des Untersuchungszeitraumes gemessen. Abbildung 3.9 zeigt die Jahresmittelwerte der Chl-a-Konzentration an beiden Messstellen.

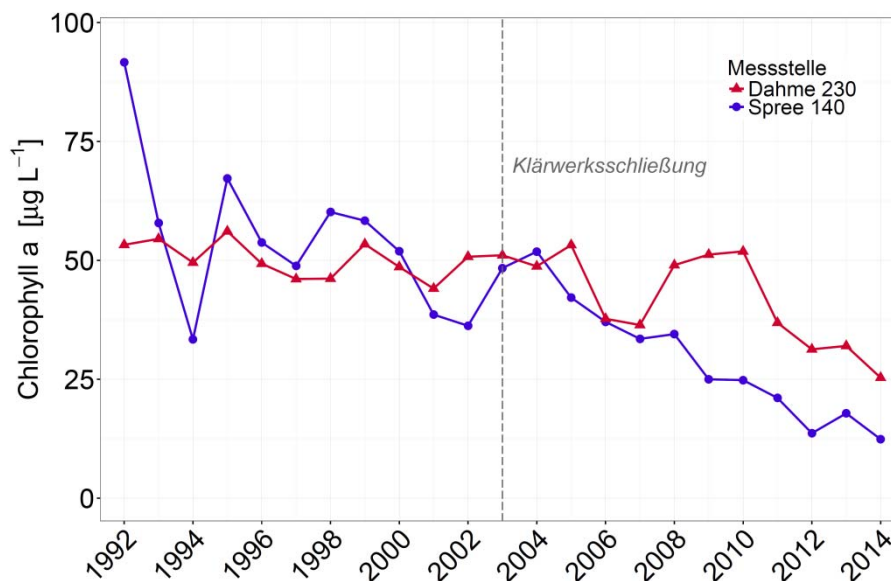


Abbildung 3.9. mittlere Chl-a-Konzentration in der Dahme ca. 2 km oberhalb der Wuhlemündung (Messstelle „Dahme 230“, Abb. 3.7) sowie der Stadtspree ca. 14 km unterhalb der Wuhlemündung (Messstelle „Spree 140“, Abb. 3.7)

Untersuchungen zur Nährstofflimitation deuten darauf hin, dass die Stadtspreewasser vor der Klärwerksstilllegung (Zeitraum: 1992 bis 2002) bis auf gelegentliche P-Limitation im Frühjahr größtenteils nicht nährstofflimitiert war (betrifft 80 % aller Messwerte, $n = 142$, Abb. 3.10a). Auch nach der Klärwerksstilllegung (2004-2011) ist die Stadtspreewasser größtenteils nicht nährstofflimitiert (betrifft 79 % aller Messwerte, $n = 96$, Abb. 3.10b). Dennoch kam neben der P-Limitation im Frühjahr gelegentlich N-Limitation im Spätsommer vor. Trotz der erheblichen Unsicherheiten bei der Übertragung eines für Seen entwickelten statistischen Limitationsmodells auf Fließgewässer zeigen die Ergebnisse, dass insbesondere die Stickstoffkonzentration soweit abgesunken ist, dass ein Effekt auf das Phytoplankton möglich ist.

a) vor Klärwerksstilllegung (1992 – 2002)

b) nach Klärwerksstilllegung (2004 – 2011)

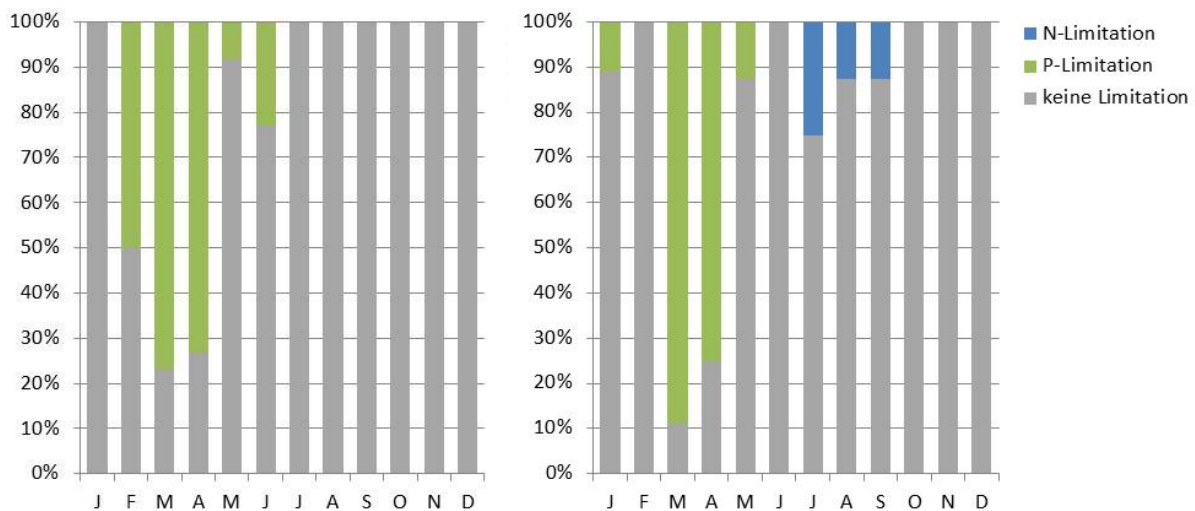


Abbildung 3.10. relative Häufigkeit von Limitationsverhältnissen im innerstädtischen Spreeseabschnitt Mühlendammerschleuse (Messstelle 140) vor (a) und nach Klärwerksstilllegung (b), berechnet nach Dolman et al. (2016).

In der Wuhle wurde die biologische Qualitätskomponente anhand des auf Abundanz und Diversität des Makrozoobenthos beruhenden Saprobienindex (Skala: 1-4) bewertet. An den meisten Fließabschnitten entspricht die Saprobie vor und nach der Klärwerksstilllegung dem mäßigen Zustand (Wertebereich: 2,3 bis 2,6). Nur vereinzelt hat sich der Saprobienindex seit der Klärwerksstilllegung soweit verringert, dass der gute Zustand erreicht werden konnte (Fließ-km 4, Jahr 2013). Eine mögliche Ursache der trotz besserer Wasserqualität nicht wesentlich verbesserten Saprobie könnte in der Veränderung der hydraulischen Verhältnisse der Wuhle liegen. Nach der Klärwerksstilllegung hat der mittlere Abfluss MQ von durchschnittlich $1,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (2000-2002) auf $0,27 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (2004-2006) abgenommen (Messpegel „Am Bahndamm“, Abb. 3.7). Es ist zu erwarten, dass mit der einhergehenden Abnahme der Fließgeschwindigkeit auf Werte $< 0,1 \text{ m s}^{-1}$ Umsatzprozesse stromaufwärts verlagert werden und sich durch die begünstigte Sedimentation die Substratbeschaffenheit verändert. Zudem ist es wahrscheinlich, dass das Sediment im Unterlauf der Wuhle auch Jahre nach der Klärwerksschließung noch belastet ist und benthische Organismen dadurch beeinträchtigt werden.

Die Untersuchungen zur Ammoniaktoxizität im Unterlauf der Wuhle (Messstelle 719/720, Abbildung 3.7) haben gezeigt, dass vor der Klärwerksstilllegung mindestens 41 der 159 Messwerte (26 %) im fischkritischen Bereich lagen (Überschreitung des 10-Minuten-Grenzwerts nach Lammersen (1997)). Die Spitzenkonzentrationen lagen bei $> 30 \text{ mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$. Damit sind akute Schädigungen der Biozönose, insbesondere der empfindlichsten vorkommenden Arten wie Rotauge, Elritze und

Flussbarsch, zu erwarten. Nach der Klärwerkstilllegung wurden in keinem Fall fischkritische Konzentrationen erreicht.

Untersuchungsschwerpunkt „Retentionsbodenfilter/urbane Kleinseen“

Die beiden urbanen Kleinseen Halensee (HAL, Oberfläche 5,6 ha; mittlere Tiefe 3,2 m; maximale Tiefe 7,8 m) und Biesdorfer Baggersee (BBS, Oberfläche 7,6 ha; mittlere Tiefe 3,2 m; maximale Tiefe 5,3 m) erhalten den Regenwasserabfluss von erheblich versiegelten Flächen (HAL: 30 ha, BBS: 141 ha). Um die Belastung der beiden Seen, insbesondere durch den Abfluss von Straßenflächen, zu reduzieren wird seit 2005 (BBS) respektive 2007 (HAL) ein Großteil des zufließenden Regenwasserabflusses (BBS: ~100 %, HAL ~80 %) in Retentionsbodenfiltern (RBF) mit einem Absetzbecken als Vorstufe gereinigt.

Tabelle 3.5 zeigt die Wirksamkeit der RBF über ein (Biesdorfer Baggersee) respektive zwei (Halensee) Untersuchungsjahre. Es zeigt sich, dass beide Filter eine vergleichbare Rückhalteleistung aufweisen und insbesondere für P einen sehr hohen Wirkungsgrad > 90 % haben. Im Vergleich zur literaturbasierten Maßnahmenwirksamkeit, die im Nitrolimit-I-Diskussionspapier ausgewiesen wurde (Mutz et al. 2013), schneiden die hier betrachteten RBF für P deutlich besser und für N ähnlich gut ab.

Tabelle 3.5. Vergleich der Reduktionsleistung der beiden Retentionsbodenfilter

	Halensee	Biesdorfer Baggersee
Gesamt-Phosphor	93,8 %	91,3 %
Gesamt-Stickstoff	49 %	-
Ammoniumstickstoff	78,3 %	70,6 %
Abfiltrierbare Stoffe	99,5 %	> 90 %

Die Reduktion der Nährstoffeinträge in die Seen fällt in beiden Fällen geringer aus als der Wirkungsgrad der RBF, da auch andere bedeutende Eintragsquellen vorliegen. Im Falle des Halensees wird topographisch bedingt nur ein Teil des Regenwasserabflusses aus dem Einzugsgebiet durch den RBF gereinigt. Die gesamten Stoffeinträge in den Halensee nehmen um 75 % für P und 35 % für N ab. Beim Biesdorfer Baggersee wird zwar der gesamte zugeleitete Regenwasserabfluss im RBF gereinigt, allerdings wird die Wasserbilanz des Sees durch den Zustrom von Grundwasser dominiert (> 80 %). Selbst unter der Annahme einer niedrigen (unbekannten) Nährstoffkonzentration im Grundwasser dominiert diese Quelle auch die Nährstoffeinträge. Dazu kommt, dass die Nährstoffe im Grundwasser in gelöster Form vorliegen und damit in der Regel leichter pflanzenverfügbar sind als im Regenwasserabfluss, in dem ein erheblicher Teil partikulär vorliegt.

Die oberflächennahen Messdaten aus den Gewässern (Abb. 3.11 und Abb. 3.12) zeigen im Falle des Halensees eine deutliche Verringerung der Gesamt-N- und Gesamt-P-Konzentrationen mit dem Bau des RBF (von 1,4 auf 1,0 mg N L⁻¹ und von 0,84 auf 0,48 mg P L⁻¹). Im Biesdorfer Baggersee hingegen ist lediglich für N eine leichte Verringerung (von 0,8 auf 0,6 mg N L⁻¹) zu erkennen.

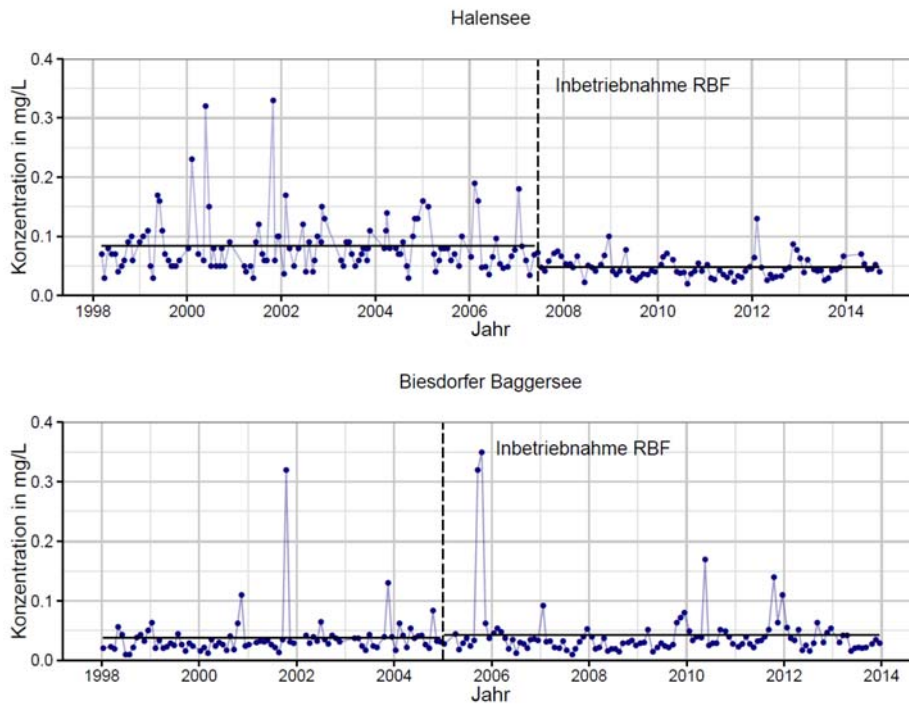


Abbildung 3.11. Verlauf der Gesamtphosphor-Konzentration in 0,5 m Tiefe der beiden Seen. Die gestrichelte vertikale Linie zeigt den Zeitpunkt der Inbetriebnahme des RBF. Die horizontalen Linien zeigen die Konzentrationsmittelwerte vor und nach Inbetriebnahme des RBF.

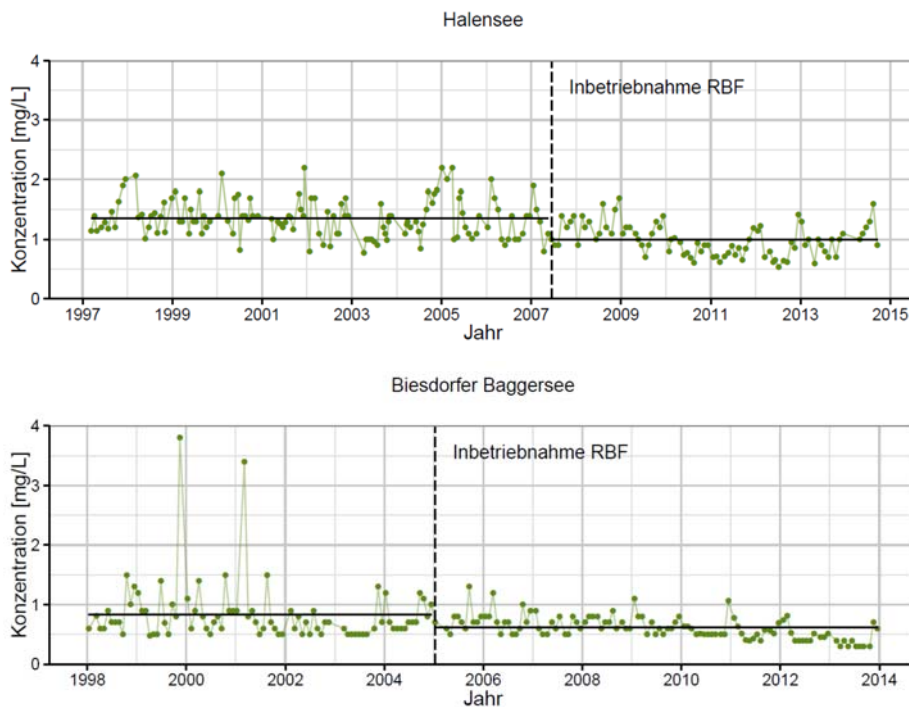


Abbildung 3.12. Verlauf der Gesamtstickstoff-Konzentration in 0,5 m Tiefe der beiden Seen. Die gestrichelte vertikale Linie zeigt den Zeitpunkt der Inbetriebnahme des RBF. Die horizontalen Linien zeigen die Konzentrationsmittelwerte vor und nach Inbetriebnahme des RBF.

Die Untersuchungen zur Trophie haben gezeigt, dass weder im Halensee noch im Biesdorfer Baggersee die Nährstoffreduktion zu einer Minderung der mittleren Chla-Konzentrationen führt. Dennoch haben sich im Halensee aufgrund des Feststoffrückhalts durch den RBF die Sichttiefe und damit die

Lichtverfügbarkeit deutlich erhöht, wodurch die Phosphor-Reduktion zumindest phasenweise kompensiert wird. Vor dem Bau des RBF wurde das Phytoplanktonwachstum nur selten durch P oder N begrenzt, während danach häufig P-Limitation beobachtet wurde (Abbildung 3.13, oben). Daher ist zu erwarten, dass zusätzliche Maßnahmen der Nährstoffreduktion auch eine Verringerung der Chla-Konzentration bewirken würden. Beim Biesdorfer Baggersee liegt vor und nach dem Bau des RBF überwiegend P-Limitation vor (Abbildung 3.13, unten). Da sich die P-Konzentration aufgrund der Grundwasserdominanz aber nicht signifikant verändert hat, ist auch keine Veränderung des ökologischen Zustandes zu erwarten.

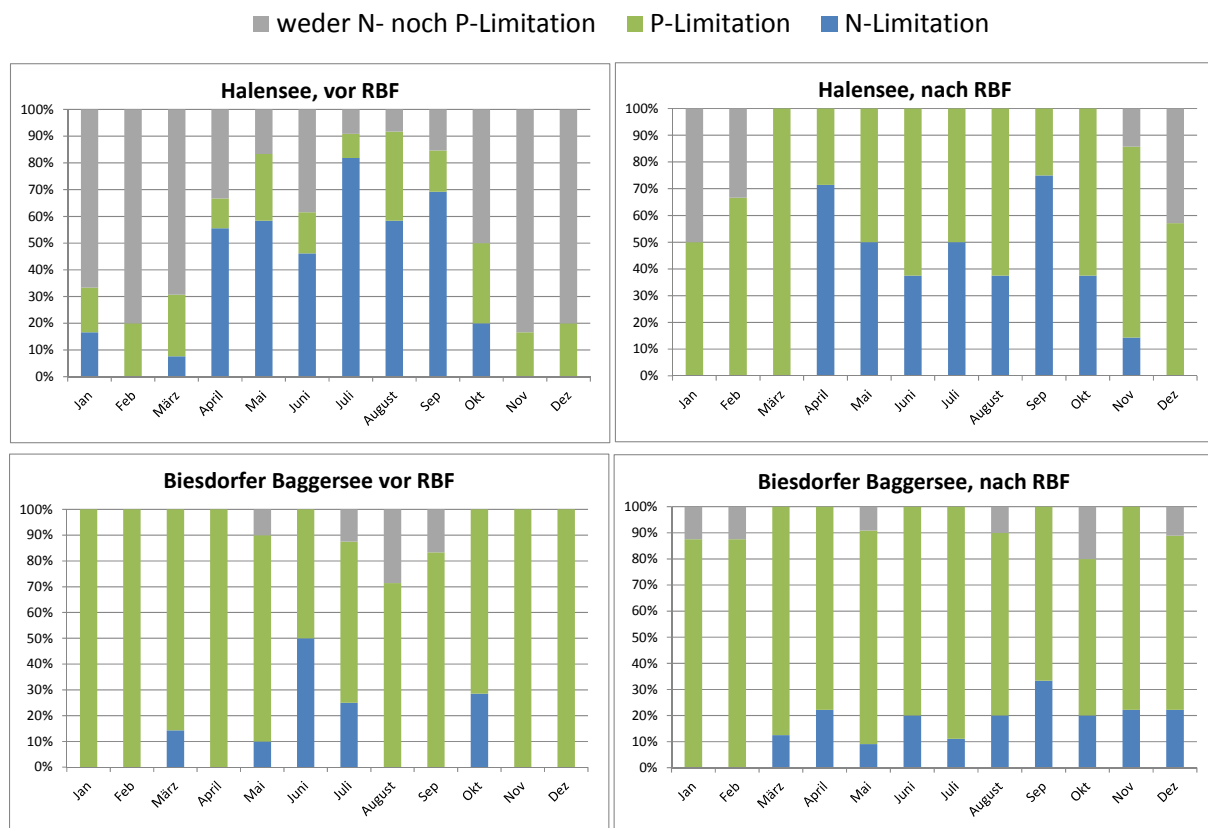


Abbildung 3.13. Art der Nährstoff-Limitation im Halensee (oben) und Biesdorfer Baggersee (unten) für die Zeiträume vor und nach Inbetriebnahme des RBF, mittlerer Jahresverlauf, berechnet nach (4).

Trotz des bisher ausbleibenden Effektes bei der Trophie geht mit dem Bau der RBF in beiden Seen eine deutliche Reduktion der Keimbelastung einher, so dass nun die Anforderungen der EG Badegewässer-Richtlinie ($E. coli < 900 \text{ KBE}/100\text{mL}$) in beiden Fällen erfüllt werden.

Schlussfolgerungen

Die Auswertungen zeigen zunächst, dass Maßnahmen, die eine Reduktion der Nährstofffrachten mit sich bringen, auch zu messbaren positiven Effekten in allen betrachteten urbanen Gewässern führen. Allerdings hat sich die Gewässertrophie (bewertet über die Chla-Konzentration) nur in einem Beispiel - der Stadtspre - signifikant verbessert. In den anderen Fällen wurde die erreichte Nährstoffreduktion durch eine Veränderung der hydraulischen Bedingungen (Wuhle) oder eine Erhöhung der Lichtverfügbarkeit (Halensee) zumindest teilweise kompensiert. Dennoch zeigen Untersuchungen zur Nährstofflimitation, dass die umgesetzten Maßnahmen auch in diesen Fällen einen wichtigen ersten Schritt darstellen und zusätzliche Maßnahmen auch eine Verringerung der Chla-Konzentration erwarten lassen. Das Beispiel des Biesdorfer Baggersees zeigt, dass auch über das Grundwasser

relevante Nährstoffeinträge stattfinden können, die einer Verbesserung der Wasserqualität durch Maßnahmen im Regenwasserpfad im Wege stehen.

Literatur

- Dolman, A. M., Mischke, U. & Wiedner, C. (2016): Lake-type-specific seasonal patterns of nutrient limitation in German lakes, with target nitrogen and phosphorus concentrations for good ecological status. *Freshwater Biology* 61: 444-456.
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Götz, T. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Umweltbundesamt.
- Grotehusmann, D., Rüter, J., Lambert, B., Fuchs, S. (2011): RBF Biesdorf. Untersuchungszeitraum Februar 2005 bis Dezember 2008 Phase 3. Hg. v. BIOPLAN Landeskulturgesellschaft und ifs Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH.
- Lammersen, R. (1997): Die Auswirkungen der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz des Institutes für Wasserwirtschaft der Universität Hannover, Heft 15.
- LAWA (2015): Rahmenkonzeption Monitoring Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch- chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL. (S. 32). Bund/Länder- Arbeitsgemeinschaft Wasser.
- Matzinger, A., Riechel, M. & Caradot, N. (2011): Ammonia toxicity: Impact assessment of combined sewer overflows on the River Spree in Berlin. KWB. http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/MIA-CSO/20111223_ammonia_assessment_MIA_CS0.pdf
- Müller, R. und Hendrich, L. (2006): Untersuchung des Makrozoobenthos on ausgewählten Fließgewässerabschnitten Berlins. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Berlin, Plaungsbüro Hydrobiologie Berlin.
- Müller, R., Hendrich, L., Bößneck, U., Enting, K., und Haybach, A. (2009): Untersuchung des Makrozoobenthos on ausgewählten Fließgewässerabschnitten Berlins. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin, Berlin, Plaungsbüro Hydrobiologie Berlin.
- Müller, R., Frase, T., und Bößneck, U. (2013): Untersuchung des Makrozoobenthos in ausgewählten Fließ- und Standgewässerabschnitten Berlins. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin, Berlin, Plaungsbüro Hydrobiologie Berlin.
- Mutz, D., Matzinger, A., Remy, C. (2013): Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge urbaner Bereiche. NITROLIMIT Diskussionspapier, Band 2. Bad Saarow. pp. 44.
- Schultze, M., Herzog, C., Thomas, U., Täuscher, H., und Juhr, E. (1997): Gewässergüteuntersuchung und -bewertung kleiner Berliner Fließgewässer - Wuhle - im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Berlin, SONEX GmbH.
- Wassmann, H. (2002): Gewässeratlas von Berlin. Von der Gewässervermessung zum Gewässeratlas von Berlin mit hydrographischem Informationssystem.