Selbstreinigungsleistung des Gewässersystems in der Brüglinger Ebene (Basel, Schweiz) : Potenziale für die Inwertsetzung urbaner Flusslandschaften

Autor(en): **Geissbühler, Urs / Stucki, Oliver / Wüthrich, Christoph**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaften beider Basel**

Band (Jahr): **8 (2005)**

PDF erstellt am: **04.05.2024**

Persistenter Link: https://doi.org/10.5169/seals-676794

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

http://www.e-periodica.ch

Selbstreinigungsleistung des Gewässersystems in der Brüglinger Ebene (Basel, Schweiz). Potenziale für die Inwertsetzung urbaner Flusslandschaften.

Urs Geissbühler, Oliver Stucki und Christoph Wüthrich

Zusammenfassung: Urbane Räume sind durch eine enorme anthropogene Nutzungsdichte geprägt. Flüsse und Flusslandschaften, die solche Räume queren, wurden konsequent den menschlichen Aktivitäten unterworfen und entsprechend angepasst. Die wichtigsten Naherholungsgebiete der Stadt Basel (Landschaftspark Wiese, Brüglinger Ebene) entsprechen solchen urbanen Flusslandschaften. Seit einiger Zeit werden vermehrt Projekte umgesetzt, die diese Räume natürlicher gestalten (z. B. BirsVital). Solche Revitalisierungsprojekte stossen jedoch oft auf verschiedene Zielkonflikte, z. B. zwischen den Bedürfnissen des Naturschutzes und der Erholungsnutzung oder zwischen dem Streben nach verbesserter horizontaler und vertikaler Durchlässigkeit (Konnektivität) und den Ansprüchen des Grundwasserschutzes. In einem interdisziplinären Angebot der Universität Basel, «Mensch – Gesellschaft – Umwelt» (Projekt F1.03), werden konkrete Lösungen gesucht, die eine Wiederbelebung der natürlichen Auenlandschaft erlauben, ohne aktuelle Nutzungen wie die Trinkwassergewinnung aus Grundwasserströmen oder die Erholungsnutzung zu beeinträchtigen. Im Rahmen eines modernen Flusslandschaftsmanagements könnten Überflutungsbereiche auch in urbanen Räumen eingesetzt werden, um das natürliche Selbstreinigungspotenzial optimal zu nutzen. Die ersten Resultate der physikalisch-chemischen Untersuchungen im künstlichen Gewässersystem der Brüglinger Ebene zeigen, dass die Kombination einer amphibischen Überflutungsfläche zusammen mit einem anschliessenden Flachsee eine effiziente Senke für verschiedene Problemstoffe darstellt, insbesondere für die Fäkalbakterien *E.coli* und für die Gewässer belastenden Nährstoffe Nitrat und Phosphat. Das Wasser könnte anschliessend für die Revitalisierung weiterer Auengebiete eingesetzt werden, da die Wasserqualität deutlich verbessert und somit die potenzielle Gefährdung des Grundwassers reduziert ist. Zudem erfüllt dieses System eine ganze Reihe von positiven Funktionen (Nischen- und Ökotopvielfalt) für die Erhaltung einer arten- und strukturreichen Erholungslandschaft im städtischen Raum.

Abstract: Urban areas are characterized by an enormous human use density. Passing rivers and their landscapes were subjected and adapted to the human activities. The most important local recreation areas of the city Basel (Landschaftspark Wiese, Brüglinger Ebene) correspond to such urban river landscapes. Recently an increased number of projects try to arrange these areas in a more natural way (e.g. BirsVital). Such restoration projects often encounter different conflicting aims, e.g. between nature conservation and recreation use or between the striving after improved horizontal and vertical permeability (connectivity) and the requirements of groundwater protection. Concrete solutions for an increased use of surficial water to revival natural wetlands without impairing current uses like drinking water treatment from groundwater-streams or the recreation use are looked for in the MGU project F1.03. Within a modern river landscape management the natural potential of self-purification of wetlands could also be used in urban areas. The first results of the physicochemical investigations in the artificial water system of the Brüglinger Ebene show that the combination of an amphibious wetland followed by a shallow lake represents an efficient sink in particular for the *E.coli*-Bacteria and nutrients as nitrate and phosphate. The leaving water could be used for the restoration of further wetlands, since the water quality clearly has improved and thus the risk of groundwater pollution is

reduced. In addition this system fulfills a whole set of positive functions (e.g. variety of niches and ecotopes) for the preservation of a landscape rich in species and structures in the urban area.

Einleitung

Menschen haben seit den Ursprüngen städtischer Siedlungstätigkeit die Nähe der Flüsse gesucht, sei es aus militärischen (Flüsse als begrenzendes Element) oder aus handelstechnischen Gründen (Flüsse als billige Transportwege). Flüsse und ihre Überschwemmungsebenen (Auen) boten einen leichten Zugang zu Trinkwasser und zur Abwasserentsorgung oder sie waren in ihrer Funktion als Energielieferanten selber Ausgangspunkt für industrielle Aktivitäten und eine nachfolgende Ansiedlung einer grösseren Arbeiterschaft (z. B. Gerber 1967).

Es gehört mit zu den Höchstleistungen menschlicher Baukunst, wie im Zuge der Industrialisierung ganze Flusslandschaften umgestaltet wurden. Flüsse wurden begradigt, eingedämmt, in Kanäle ausgeleitet, in den Untergrund verbannt und in ihrem Abflussgeschehen festge-

Abb. 1: Das Satellitenbild zeigt, dass durch Flüsse gebildete Talebenen wichtige Planungsachsen einer Stadt bilden. In Basel sind es der Rhein, die Birs, die Wiese und der Birsig, welche die Stadt raumwirksam prägen (Quelle: E. Parlow, Institut für Meteorologie, Klimatologie und Fernerkundung, Universität Basel).

legt. In den Städten wurden Entwässerungsnetze und Kläranlagen gebaut und ganze Flussläufe verschwanden unter Beton und Asphalt, um Siedlungs-, Industrie- und Erholungsflächen (z. B. Sportplätze) zu schaffen, wo früher noch Weidengehölze standen und Biber lebten (Friedrich 1991, Wüthrich und Siegrist 1999).

Der Blick auf ein Satellitenbild der Region Basel zeigt, dass auch heute noch Flüsse mit ihren Talebenen die wichtigsten Planungsachsen der Stadt bilden (Abb. 1). Ähnliche Satellitenbilder, in denen ebenfalls Flüsse die zentralen Organisationsräume definieren, liessen sich für die meisten grossen Städte Europas zeigen, z. B. für Paris (Seine), London (Themse), Berlin (Spree) oder Moskau (Moskwa) (vgl. Beckel 2002). In Basel sind es vor allem der Rhein, die Birs, die Wiese und der Birsig, welche die Stadt raumwirksam prägen. Die Flüsse und ihre eng eingegrenzten Uferbereiche bilden auch heute noch Korridore für den Artenaustausch zwischen Norden und Süden sowie zwischen Osten und Westen der Stadt. Fahrradfahrer und Fussgänger verfügen damit theoretisch über ein natürlich angelegtes Verkehrsnetz inmitten der dicht besiedelten Stadt, welches zum jetzigen Zeitpunkt planerisch allerdings zu wenig in Wert gesetzt wurde beziehungsweise im Falle des unterirdisch verlaufenden Birsig gar nicht bewusst wird.

In der Fachwelt wurde seit den frühen 1980er Jahren eine Abkehr vom «harten» Umgang mit der Flusslandschaft gefordert. Für die Region Basel leitend war zudem der Brandfall von Schweizerhalle (1986), welcher durch das nachfolgende Fischsterben im Rhein internationales Aufsehen erregte und eine Sensibilisierung der Bevölkerung für Flüsse und deren Bewohner zur Folge hatte. Die im Zuge von Schweizerhalle ausgelösten Untersuchungen haben den Wissensstand über die Flussökosysteme bei Basel entscheidend verbessert (Weidmann und Meder 1994, Küry et al. 2000). Die 1990er Jahre sind geprägt durch zahlreiche Revitalisierungsprojekte in der Region (vgl. Wüthrich und Siegrist 1999), durch ein verschärftes Gewässerschutzgesetz (GschG vom 24. Januar 1991) und durch die Arbeit an verbesserten Entwässerungssystemen (GEP), welche die Flüsse letztlich weniger belasten und auf eine Verzögerung beziehungsweise Verminderung von Abflussspitzen bei gleichzeitig verbesserten Habitatfunktionen hinzielen (Amt für Umwelt und Energie 2002, Reinauer et al. 2004).

Aktuelle Umfragen und Akzeptanzuntersuchungen zeigen, dass in der Bevölkerung ein neues Bewusstsein entstanden ist, welches weit über die bisherige Wertschätzung von Feuchtgebieten oder Flusslandschaften hinausgeht (Kohl 2001, Wüthrich et al. 2003, Freiberger 2004). Es fällt auf, dass die wichtigsten Naherholungsgebiete der Stadt Basel (Landschaftspark Wiese, Brüglinger Ebene) typische urbane Flusslandschaften sind. Dabei zählen die Autoren sowohl die heutigen (aktuellen) wie auch die ehemaligen (historischen) Überflutungsbereiche der Flüsse einschliesslich der alten Industriekanäle und sonstigen Ausleitungen innerhalb der städtischen Agglomerationen zu den urbanen Flusslandschaften.

Revitalisierungsprojekte stossen in urbanen Räumen oft auf verschiedene Zielkonflikte, z. B. zwischen den Bedürfnissen des Naturschutzes und einer allzu intensiven Erholungsnutzung, zwischen dem Streben nach verbesserter horizontaler und vertikaler Durchlässigkeit (Konnektivität) der Landschaft und den Ansprüchen des Grundwasserschutzes oder zwischen den Bedürfnissen einer mobilen Gesellschaft (Verkehr) und der berechtigten Forderung nach der Sicherung vorhandener Restflächen von Auen (z. B. Zollfreie Strasse bei Riehen). Zunehmend werden auch in dicht besiedelten Gebieten Anstrengungen unternommen, die Flussufer naturnah zu gestalten und eine kontrollierte Dynamik zuzulassen (vgl. Baudepartement und Bau- und Umweltschutzdirektion 2002). Hinter der ebenfalls berechtigten Aussage «Städte werden in erster Linie für Menschen gebaut» verbirgt sich der leise Vorwurf, dass niemand heute erwarten kann, dass ausgerechnet im städtischen Raum Flussebenen in funktionierende Naturlandschaften zurückverwandelt werden. Flussrevitalisierungen sind deswegen bisher eher in dünn besiedelten Räumen von Agglomerationen durchgeführt worden, da dort eher entsprechende Freiheitsgrade ausgemacht und wahrgenommen werden können als mitten in verdichteten Stadt-

zentren. Die aktuelle Revitalisierung des Birsunterlaufs (BirsVital) ist eines der seltenen Beispiele, wo mitten im städtischen Wohngebiet eine Flussrevitalisierung in grösserem Massstab durchgeführt wurde (vgl. Freiberger 2004).

Im Zuge der Beschlüsse von Rio (United Nations Conference on Environment and Development UNCED, Rio de Janeiro 3.–14.6. 1992) wird nun immer konsequenter versucht, bestehende Funktionen von urbanen Fliessgewässern unter Berücksichtigung aller Daseinsgrundfunktionen (in Gemeinschaft leben, wohnen, arbeiten, sich versorgen, sich bilden und sich in der Freizeit erholen) des Menschen mit neuen – den heutigen Nachhaltigkeitsforderungen besser angepassten – Funktionen zu kombinieren. Dazu gehört beispielsweise die vermehrte Nutzung urbaner Flussebenen für die Erholung einer städtischen Bevölkerung (auch um motorisierten Ausflugsverkehr zu vermeiden), die Förderung der Durchgängigkeit gleichermassen für die Pflanzen- und Tierwelt wie auch für Stadtbewohner, die sich z. B. mit einem Kinderwagen in die Stadt hinein oder hinaus begeben wollen, ohne dabei der Hektik des städtischen Verkehrs ausgesetzt zu sein.

Auch für den Gewässerschutz ergeben sich durch revitalisierte Uferbereiche und grosszügig bemessene Überflutungszonen deutliche Verbesserungen: Da die Natur über sehr effiziente Selbstreinigungsmechanismen verfügt, können revitalisierte Flüsse und funktionierende Über-

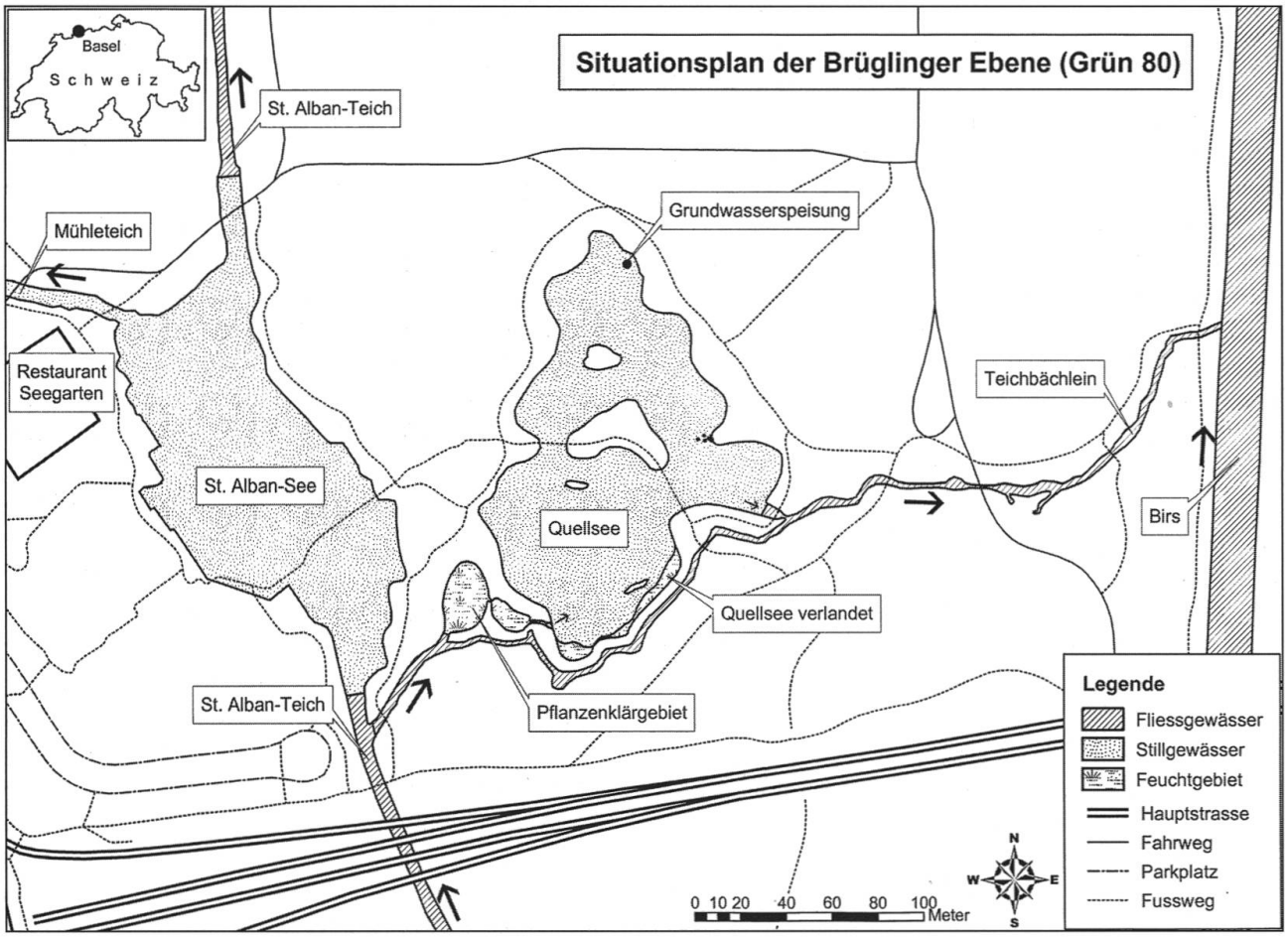

Abb. 2: Die ursprüngliche Flussebene der Birs in der Brüglinger Ebene befindet sich am südöstlichen Stadtrand von Basel auf dem Bann der Gemeinde Münchenstein (BL). Der Situationsplan zeigt die untersuchten Gewässer im Südteil der ehemaligen Grün 80. Mit Ausnahme der Birs hat das gesamte Gewässersystem einen anthropogenen Ursprung. Der St. Alban-See, der Quellsee, das Pflanzenklärgebiet und das Teichbächlein wurden 1978/79 erstellt, der St. Alban-Teich und der Mühleteich fliessen hingegen schon seit Jahrhunderten durch die Brüglinger Ebene (vgl. Golder 1986).

flutungsbereiche die Wasserqualität der Gewässer zumindest theoretisch verbessern. Im Sinne einer nachhaltigen Landschaftsentwicklung, aber auch im Sinne des aktuellen Gewässerschutzgesetzes sollte die Selbstreinigungsleistung z. B. durch die Schaffung breiterer Abflusskorridore Flusskilometer für Flusskilometer optimiert werden. Dies sollte gerade auch in den Agglomerationen geschehen, wo die Belastungen für das Gewässersystem – trotz verbesserter Abwasserreinigungs- und -vermeidungstechniken – am höchsten sind (vgl. Boschi et al. 2003).

Die Reinigungsleistung und der Stoffumsatz in Feuchtgebieten basiert auf den Wechselwirkungen zwischen Mikroorganismen und Pflanzen (Wissing und Hofmann 2002). Die Pflanzen liefern das Substrat für den so genannten «Biofilm» (ein lebender Überzug auf Pflanzenstängeln und Wurzeln), der für die Selbstreinigungsprozesse äusserst wichtig ist. Optimal erfüllen dies vorwiegend Helophyten (Sumpfpflanzen), die über speziell grossvolumige Hohlräume (Aërenchym) die submersen Organe und wurzelnahen Regionen mit Sauerstoff versorgen. In Röhrichtgesellschaften entsteht so innerhalb eines anaerob konstituierten hydromorphen Bodenkörpers eine mosaikhafte Struktur aus sauerstoffreichen «Kleinbezirken» in einer sauerstoffarmen Grundmatrix. In diesen Bereichen finden jene Prozesse statt, die auf dem Ineinandergreifen von anaeroben und aeroben Mikroorganismen beruhen, z. B. eine wirksame Denitrifikation und die Freisetzung von elementarem Stickstoff (Kickuth 1984, Geller und Höner 2003).

Im Projekt F1.03 von Mensch – Gesellschaft – Umwelt (MGU) der Universität Basel werden in der Region konkrete Lösungen für ein modernes Flusslandschaftsmanagement gesucht, welches das Selbstreinigungspotenzial der Landschaft optimal in Wert setzt. Unter «modernem Flusslandschaftsmanagement» verstehen die Autoren den nachhaltigen Umgang mit der Landschaft bezüglich deren ökologischen (vor allem Strukturvielfalt, Gewässerqualität, Dynamik), ökonomischen (vor allem Kosten, Reversibilität, Flexibilität) und gesellschaftlichen Anforderungen (vor allem Erholungsraum, Trinkwassernachlieferung).

Konkret wird das Selbstreinigungspotenzial eines Überflutungsbereiches in Kombination mit einem stehenden Gewässer untersucht, welche gleichzeitig Rückzugsgebiet für gefährdete Auenarten und Erholungsraum für eine städtische Bevölkerung darstellen.

Untersuchungsgebiet

Vor der ersten Begradigung (1675) wurde der gesamte Talboden der Birs unterhalb des Wuhrs Neuewelt durch eine eng verzahnte, von Auenwäldern und Röhrichten durchzogene Mosaiklandschaft geprägt (Salathé 2000). Eine solche Landschaft liefert im Rahmen eines modernen Flusslandschaftsmanagements ein Modell für den Zielzustand und erfüllt gleichzeitig die Zielvorstellungen des Konnektivitätskonzeptes (Amoros und Roux 1988).

Anlässlich der zweiten Schweizerischen Landesausstellung für Garten- und Landschaftsbau im Jahre 1980 (Grün 80) wurde in dieser ehemaligen Auenlandschaft am südöstlichen Stadtrand von Basel (Brüglinger Ebene) ein künstliches Gewässersystem geschaffen (Abb. 2), welches den Besuchern das Thema Ökologie näher bringen sollte. Bei der Gestaltung der Ufer wurde auf eine lange und abwechslungsreiche Kontaktzone zwischen Land und Wasser geachtet (Badeja 1980).

Im Projekt wurde das in ingenieurbiologischer Weise gebaute Teichbächlein (Rückleitung vom St. Alban-Teich zur Birs), ein Pflanzenklärgebiet und der Quellsee untersucht. Da sich das Gebiet in einer Grundwasserschutzzone befindet, war eine Verunreinigung des Grundwassers in der Schotterebene zu vermeiden. Das Pflanzenklärgebiet wie der Quellsee (nicht aber das Teichbächlein) wurden deswegen mit einer 7 cm mächtigen Bitumenschicht abgedichtet (Thomann und Jaeggi 1980).

Das Pflanzenklärgebiet

Das Pflanzenklärgebiet besteht aus zwei Becken (zusammen 620 m^2), welche nacheinander auf einem Weg von gesamthaft 60 m durchflossen werden. Es wird über das Teichbächlein mit

Birswasser beschickt, wobei das Wasser nach der Passage des Pflanzenklärgebietes heute den Quellsee speist. Das Gebiet ist mit Schilf, Seggen, Sumpfschwertlilien und Rohrkolben mosaikartig bewachsen und liegt abseits der von den Besuchermassen frequentierten Wege. Somit bildet es ein ideales Rückzugsgebiet für verschiedene Tier- und Pflanzenarten (z. B. für den Teichrohrsänger).

Die Anlage wurde ursprünglich nach dem Prinzip des Wurzelraumverfahrens nach Kickuth (1984) konzipiert: Das Wasser wird horizontal durch den physikalisch, chemisch und biologisch aktiven Bodenkörper geführt. Das gereinigte Wasser floss damals wieder in das Teichbächlein zurück.

In den vergangenen 25 Jahren hat die Funktionsweise der Anlage Veränderungen erfahren. So findet die direkte Zufuhr des Wassers in den Wurzelbereich nicht mehr statt, da die ursprünglich dazu dienenden Injektionsrohre verstopft oder abgebaut wurden und sich zusätzlich durch die Sedimentation eine Kolmation des Substrates vollzog. Mit einem Tracerexperiment konnte Vögtli (2003) zeigen, dass ein Grossteil des Birswassers die Anlage nur oberflächlich und in etwa 30 Minuten passiert.

Die fehlende vertikale Wasserbewegung erzeugt einen starken Sauerstoffgradienten: eine gute Durchlüftung im überstauten Bereich (8.3–8.9 mg/L O_2) und stark sauerstoffverarmte Schichten (0.9–3.6 mg/L O_2) in der Tiefe des Substrates. Deswegen ist beispielsweise Nitrat in den oberen Substratschichten zu finden, während es in den sauerstoffarmen tieferen Schichten gänzlich verschwindet (vgl. dazu Vögtli 2003, Geissbühler et al. 2004). Für die Reinigungsleistung des gesamten Systems spielen diese Prozesse in der Tiefe des Substrates damit nur eine untergeordnete Rolle.

Momentan wird das Pflanzenklärgebiet mit 170 bis 260 m^3/d Birswasser aus dem Teichbächlein bewässert, was einer Mengen-Flächen-Last von 300 $L \cdot m^{-2} d^{-1}$ entspricht. Der heutige Durchlauf durch das Röhrichtareal liefert somit ein gutes Modell für die Selbstreinigungsleistung, die bei einer langsamen Überflutung einer Auenlandschaft – z. B. bei leichtem Hochwasser oder im Zuge einer Revitalisierung – zu erwarten ist. Gleichzeitig können auch Vergleiche zum Überflutungsgebiet der «Hinteren Stellimatten» in den Langen Erlen gezogen werden, wo im Vorgängerprojekt während 2½ Jahren eine fast identische Wassermenge pro Fläche in eine naturnahe Auenlandschaft eingeleitet worden war (Wüthrich et al. 2003).

Der Quellsee

Der Quellsee ist ein kleiner Flachsee, der eine Wasserfläche von 10'880 m^2 und eine maximale Tiefe von 1.9 m aufweist. Das Wasservolumen beträgt 12'070 m^3. Bei einem mittleren Zufluss von 200 m^3/d hält sich das Wasser theoretisch rund zwei Monate im Quellsee auf.

Der Name weist darauf hin, dass der See ursprünglich mittels einer Pumpe mit Grundwasser versorgt wurde. Etwa seit 1992 fliesst auch Birswasser vom Teichbächlein via Pflanzenklärgebiet in den See. Dabei beträgt das durchschnittliche Verhältnis Grundwasser zu Birswasser heute rund 1:6.

An den Ufern des Quellsees überwiegt in weiten Abschnitten Schilf. Auch Seggen, Binsen und Schwertlilien kommen als Riedpflanzen vor. Daneben gibt es Uferbereiche, die durch Bäume und Sträucher gekennzeichnet sind, während andere Bereiche über Wiesen und Wege direkt zugänglich sind. Im Flachwasserbereich im Südteil wachsen (gepflanzte) Seerosen und kleinräumig treten Wasserlinsen auf. Submerse Makrophyten kommen im Quellsee nicht vor. Neben Fischen (hauptsächlich Karpfen) leben im Quellsee auch (ausgesetzte) Wasserschildkröten und Krebse. Angaben über die verschiedenen Arten und deren Häufigkeiten liegen jedoch nicht vor.

Der Quellsee bildet zusammen mit dem Pflanzenklärgebiet eine Art «amphibischer Erholungsraum» in der ehemaligen Auenebene.

Methoden

Seit dem Jahr 2003 wird die Wasserqualität der Gewässer (Teichbächlein, Pflanzenklärgebiet, Quellsee; vgl. Abb. 2) analysiert. Es werden dabei sowohl direkte Feldmessungen wie auch

Laboranalysen nach standardisierten Methoden durchgeführt (Wüthrich und Leser 2003):

- Seit Januar 2003 werden monatlich im gesamten Gebiet Schöpfproben zur Ermittlung der Oberflächenwasserqualität entnommen (morgens zwischen 8 und 9 Uhr). Mit Handmessgeräten werden dabei O_2-Gehalt und -Sättigung, Temperatur, spezifische Leitfähigkeit, pH-Wert und Trübung direkt im Gelände bestimmt. Eine Reihe weiterer Wasserqualitätsparameter (DOC, SAK 254, NH_4^+, NO_3^-, PO_4^{3}, SO_4^{2-}, Cl^-; bakteriologische Keimzahlen seit Dezember 2003) werden anschliessend im Wasserlabor des Geographischen Instituts analysiert. Quartalsweise werden diese Schöpfproben seit Oktober 2003 im Quellsee mit Tiefen-Schöpfproben ergänzt, d.h. es werden zusätzlich Wasserproben über Grund des Stillgewässers genommen.
- Seit Februar 2003 werden monatlich Profilmessungen im Quellsee durchgeführt, die tägliche wie auch jahreszeitliche Änderun-

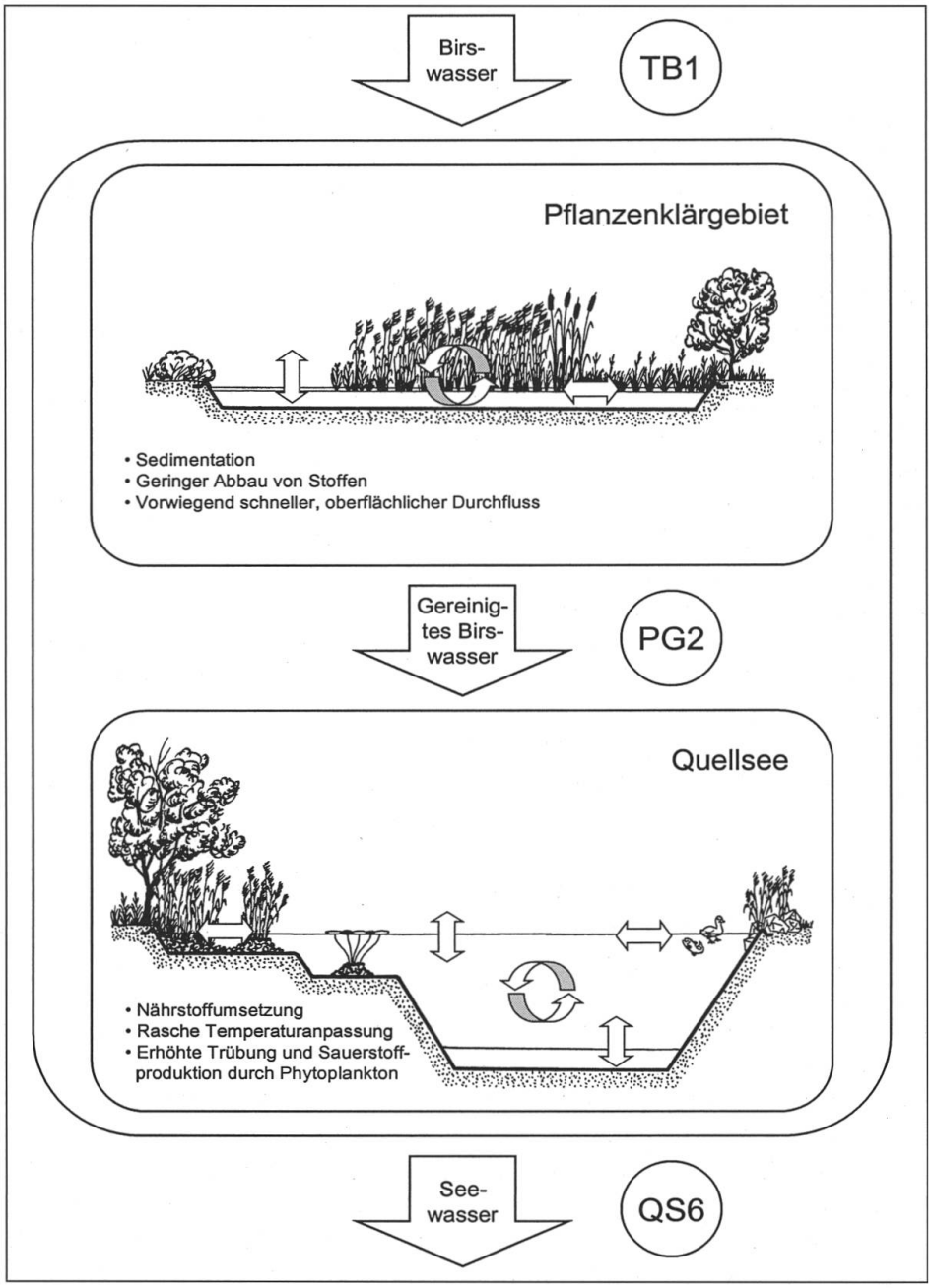

Abb. 3: Das Gewässersystem in der Brüglinger Ebene kann vereinfacht als Black box (Input: Birswasser, Output: Seewasser) oder als Grey box mit den beiden Stufen Pflanzenklärgebiet (Input: Birswasser, Output: gereinigtes Birswasser) und Quellsee (Input: gereinigtes Birswasser, Output: Seewasser) betrachtet werden. Spezifische Untersuchungen im Pflanzenklärgebiet und im Quellsee vertiefen die Erkenntnisse über ablaufende Prozesse in den jeweiligen Reinigungsstufen (Messpunkte: TB1 = Einlauf ins Pflanzenklärgebiet, PG2 = Einlauf in Quellsee, QS6 = Auslauf aus Quellsee).

gen der Parameter in der Wassersäule erfassen. Mit einer Multiparametersonde (YSI-Sonde) werden dabei pro 10 cm Tiefe, Sauerstoff, Temperatur, spezifische Leitfähigkeit, pH-Wert und Trübung gemessen.

- Um Informationen über die Selbstreinigungs leistung während der Passage des Pflanzenklärgebietes zu gewinnen, wurden mehrmals Beprobungen in hoher zeitlicher Auflösung von Anfang und Ende der Fliessstrecke durchgeführt («Start-Ende-Beprobungen»), wovon zwei bewusst auf eine Schlechtwetterphase gelegt wurden. Dabei wurde Birswasser mit hohen Trübungswerten eingeleitet («Trübungswelle-Experiment»). Die Datenerhebung erfolgte dabei analog zu den Schöpfproben. Zur statistischen Auswertung wurde der t-Test für abhängige Stichproben (Paarvergleichstest) sowie unter der Annahme unterschiedlicher Varianzen angewendet.
- Seit März 2003 wird die Secchi-Sichttiefe in einem morgendlichen Zeitfenster immer am selben Standort und mindestens einmal wöchentlich gemessen. Die Sichttiefe ist im Falle des Quellsees mit geringer mineralischer Trübung ein guter Indikator für die biologische Aktivität des Phytoplanktons (vgl. Preisendorfer 1986, Siegenthaler 2003).
- Für eine Bilanzierung des Wasserhaushaltes des Quellsees wird dessen Zufluss und Abfluss mittels manueller Pegelmessung erfasst.
- Seit Juli 2003 wird die Wassertemperatur des Quellsees in 10 und 130 cm Tiefe mit einem Datenlogger stündlich aufgezeichnet.
- Im Teichbächlein wurde zur Dauerüberwachung des Birswassers Ende Juli 2003 eine Trübungs-, Leitfähigkeits- und Temperatursonde installiert. Bei Überschreiten eines Trübungsschwellenwertes wird ein Probensammler zur Gewinnung von Schwebstoffen eingeschaltet. Gleichzeitig wird an dieser Station die Ganglinie der Lufttemperatur aufgezeichnet.
- Seit Oktober 2003 erfolgt im Quellsee quartalsweise die Aufzeichnung von Tagesgangli-

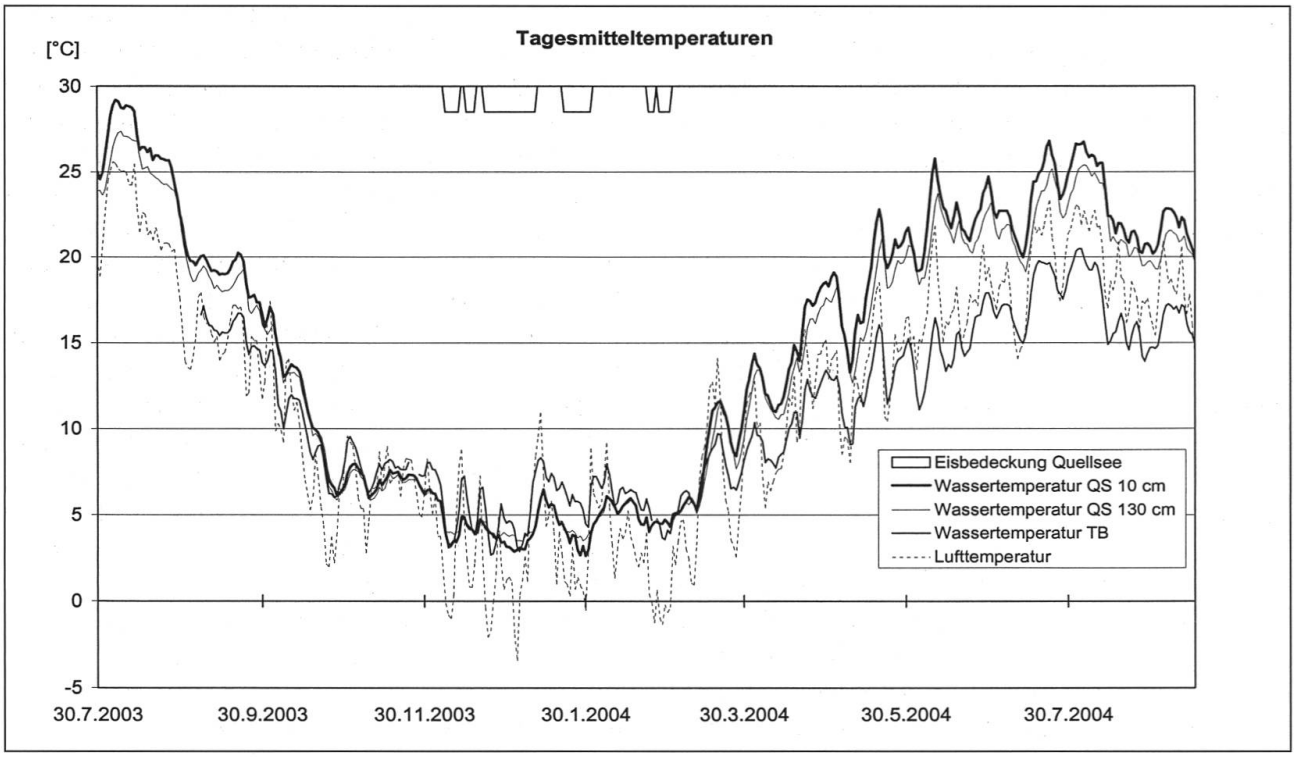

Abb. 4: Tagesmittel der Temperaturen in 10 und 130 cm Tiefe im Quellsee (QS), im Teichbächlein (TB) und in der Luft (im Schatten der Ufervegetation des Teichbächleins) vom 30. Juli 2003 bis 16. September 2004. Ebenfalls eingetragen sind die Tage, an denen der Quellsee eine zeitweilige oder permanente Eisbedeckung aufwies.

Temperatur in °C		Luft	Teichbächlein	Quellsee 10 cm	Quellsee 130 cm
Stunden-werte	Max. Sommer 2003	32.2	k.A.	31.6	27.7
	Min. Winter 2003/04	-6.7	2.3	1.6*	3.1*
	Max. Sommer 2004	27.8	21.7	28.6	25.6
Tages-mittel	Max. Sommer 2003	25.6	k.A.	29.2	27.4
	Min. Winter 2003/04	-3.4	2.7	2.6*	3.5*
	Max. Sommer 2004	23.3	20.5	26.8	25.4

Tab. 1: Gemessene Luft- und Wassertemperaturen in der Brüglinger Ebene. Angegeben sind jeweils Maximum und Minimum der Stundenwerte und der Tagesmittel. Die Werte mit * sind unter einer Eisbedeckung gemessen (k.A. = keine Angabe).

nien während 5 bis 10 Tagen mit zwei Multiparametersonden (YSI-Sonde: Sauerstoff, Temperatur, spezifische Leitfähigkeit, pH-Wert und Trübung). Dabei sind die beiden Sonden an einer verankerten Boje in 5 und 170 cm Tiefe befestigt und liefern halbstündliche Werte.

Resultate

Gemäss Abb. 3 wird das Gewässersystem in der Brüglinger Ebene als ein aus zwei Stufen (Pflanzenklärgebiet und Quellsee) bestehendes Reinigungssystem aufgefasst. Einerseits werden In- und Output des gesamten Systems (System als Black box) untersucht, andererseits können aufgrund des Beprobungskonzeptes auch beide Reinigungsstufen (Pflanzenklärgebiet und Quellsee) einzeln betrachtet werden (System als Grey box). In diesem Sinne erfolgt in diesem Kapitel zuerst die Sicht auf das Gesamtsystem (Temperaturüberwachung und Schöpfproben), bevor spezifische Resultate separat für das Pflanzenklärgebiet und den Quellsee vorgestellt werden.

Temperaturüberwachung

Die Lufttemperatur im Bestandesklima am Teichbächlein zeigt im Sommer ausgeprägte Tagesgänge von bis zu 12 K, im Winter bis zu 16 K. Dagegen werden im Teichbächlein sommerliche Tagesamplituden von 2 K erreicht, während im Frühjahr und Herbst die Amplituden kleiner werden und im Winter vollständig verschwinden beziehungsweise sich die Ganglinie der Wassertemperatur dem Witterungsverlauf anpasst. Der Quellsee zeigt bei sommerlichen Strahlungswetterlagen in 10 cm Tiefe ausgeprägte Tagesgänge von bis zu 4 K. Diese betragen im Winter noch bis zu 1.5 K. In 130 cm Tiefe betragen die Amplituden in der Regel weniger als 0.5 K.

Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die bisher gemessenen Höchst- und Tiefsttemperaturen in der Luft, im Teichbächlein und im Quellsee (in 10 und 130 cm Tiefe).

Da die Lufttemperatur im Schatten der Ufervegetation des Teichbächleins gemessen wird, erstaunt es wenig, dass der Quellsee durchwegs eine höhere Temperatur aufweist als die Luft (vgl. Abb. 4). Die bisher höchsten Tagesmitteltemperaturen wurden im August 2003 erreicht (Hitze-Sommer): in der Luft 25.6 °C am 5. 8., im Quellsee an der Oberfläche 29.2 °C am 6. 8. (während 10 Tagen mehr als 28 °C!) und über dem Grund 27.4 °C am 8. 8. (während 6 Tagen mehr als 27 °C!). Zu beachten ist dabei die relativ rasche Änderung der Wassertemperatur bis zum Grund in Abhängigkeit von der Lufttemperatur und Sonneneinstrahlung. Damit konnte sich z. B. auch mit dem Wintereinbruch Anfang Dezember 2003 bereits eine Eisschicht über mehrere Tage aufbauen. Hingegen war Ende Februar und Anfang März 2004 ein Wechsel von vollständigem Zufrieren in der Nacht und Auftauen am Nachmittag zu beobachten. Eine Übersicht über die höchsten und tiefsten Tagesmitteltemperaturen gibt wiederum Tab. 1.

Schöpfproben im Gesamtsystem

a) Sauerstoff

Die Sauerstoffsättigung (Abb. 5) des Teichbächleins zeigt einen recht ausgeglichenen Verlauf

und liegt durchwegs im optimalen, gesättigten Bereich (Mittelwert von 99.4 %, entspricht 10.6 mg/L). Das Minimum wurde am 23. Juli 2003 mit 8.1 mg/L (94.0 % bei 21.3 °C Wassertemperatur), das Maximum am Nachmittag des 26. August 2003 mit einer Übersättigung von 119.9 % (10.0 mg/L bei 22.9 °C) gemessen.

Während der Passage durch das Pflanzenklärgebiet nimmt die Sauerstoffsättigung im Mittel um rund 15 % auf 85 % ab (tiefster bisher gemessener Wert: 6.4 mg/L (73.3 % bei 21.1 °C) am 23. Juli 2003), dabei kühlt auch die Wassertemperatur um etwas mehr als ein Kelvin ab.

Am auffälligsten sind die Sauerstoffschwankungen im daran anschliessenden Quellsee: Dieser weist von März bis November sowohl tagsüber wie auch nachts eine Sauerstoffübersättigung auf. Die täglichen Schwankungen betragen dabei im Sommer 40 bis 80 %, während dem restlichen Jahr 5 bis 15 %. So erreichte die Sauerstoffsättigung z. B. am Morgen des 26. August 2003 192 % (15.9 mg/L bei 23.2 °C) und am Nachmittag 270 % (20.4 mg/L bei 28.0 °C), am 16. Juli 2003 hingegen bereits morgens 242 % (18.9 mg/L bei 26.1 °C)! Auch im gemässigteren Sommer 2004 konnten ähnlich hohe Werte gemessen werden. Den bisher höchsten Wert wurde mit 285 % (23.0 mg/L bei 26.3 °C) am Abend des 30. Juli 2004 erreicht, während im Winter der Sauerstoffgehalt bis auf 9.5 mg/L (75 % bei 4.2 °C) zurückgeht.

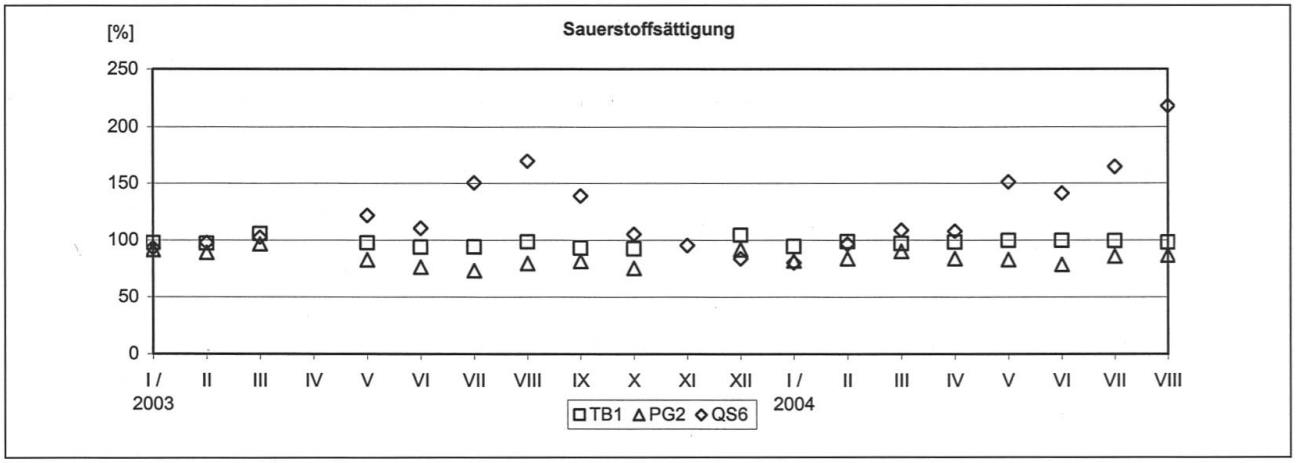

Abb. 5: Übersicht Sauerstoffsättigung vom Januar 2003 bis August 2004. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf in das Pflanzenklärgebiet (TB1), vom Auslauf aus dem Pflanzenklärgebiet (PG2) und vom Auslauf aus dem Quellsee (QS6).

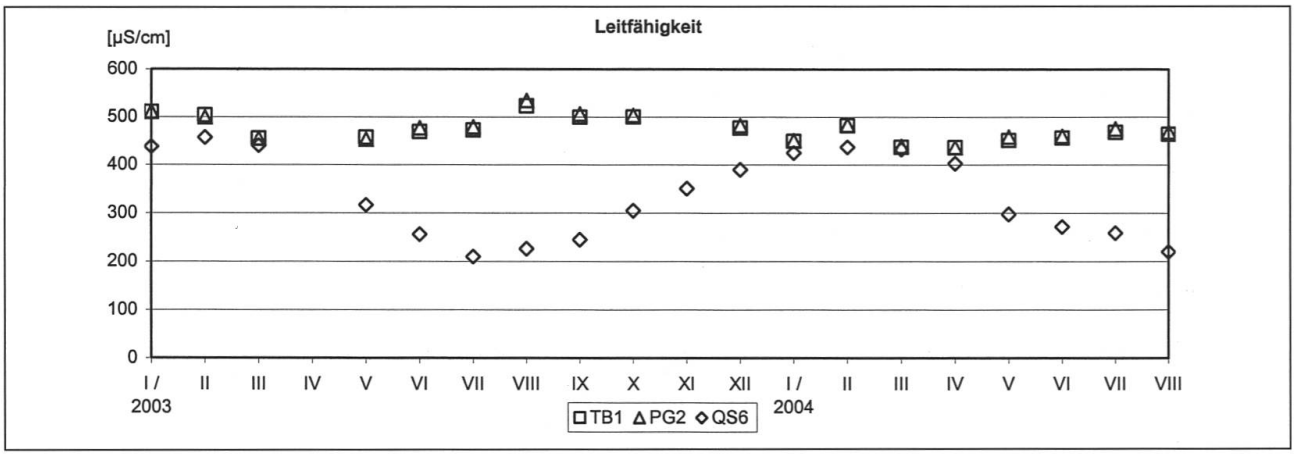

Abb. 6: Übersicht Leitfähigkeit vom Januar 2003 bis August 2004. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf in das Pflanzenklärgebiet (TB1), vom Auslauf aus dem Pflanzenklärgebiet (PG2) und vom Auslauf aus dem Quellsee (QS6).

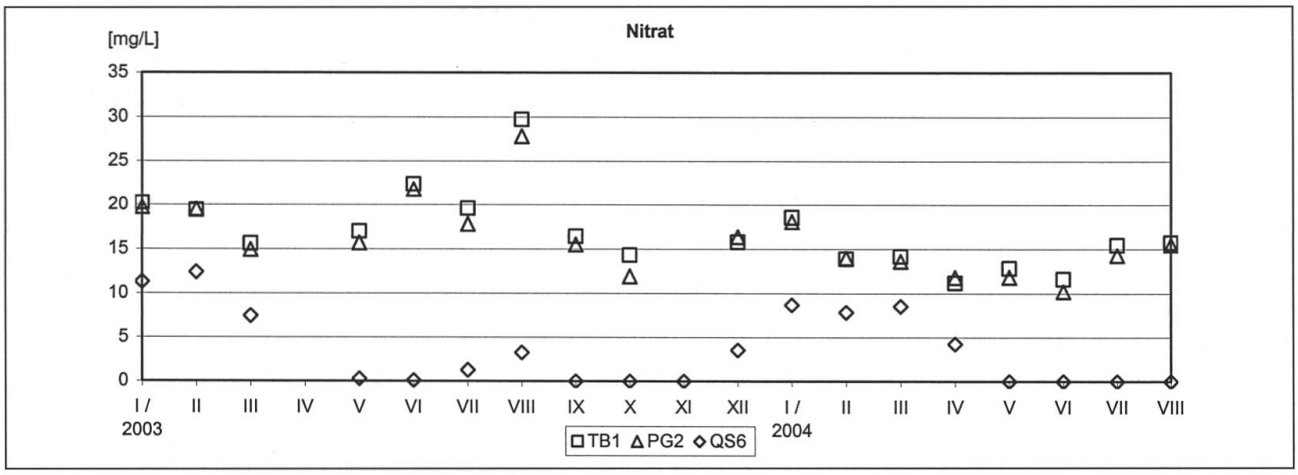

Abb. 7: Übersicht Nitrat vom Januar 2003 bis August 2004. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf in das Pflanzenklärgebiet (TB1), vom Auslauf aus dem Pflanzenklärgebiet (PG2) und vom Auslauf aus dem Quellsee (QS6).

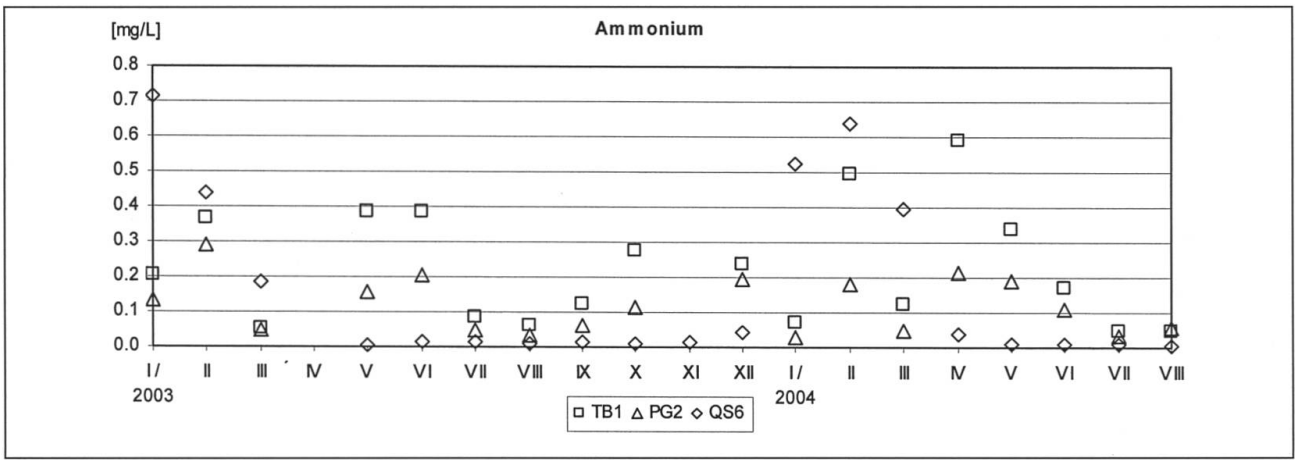

Abb. 8: Übersicht Ammonium vom Januar 2003 bis August 2004. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf in das Pflanzenklärgebiet (TB1), vom Auslauf aus dem Pflanzenklärgebiet (PG2) und vom Auslauf aus dem Quellsee (QS6).

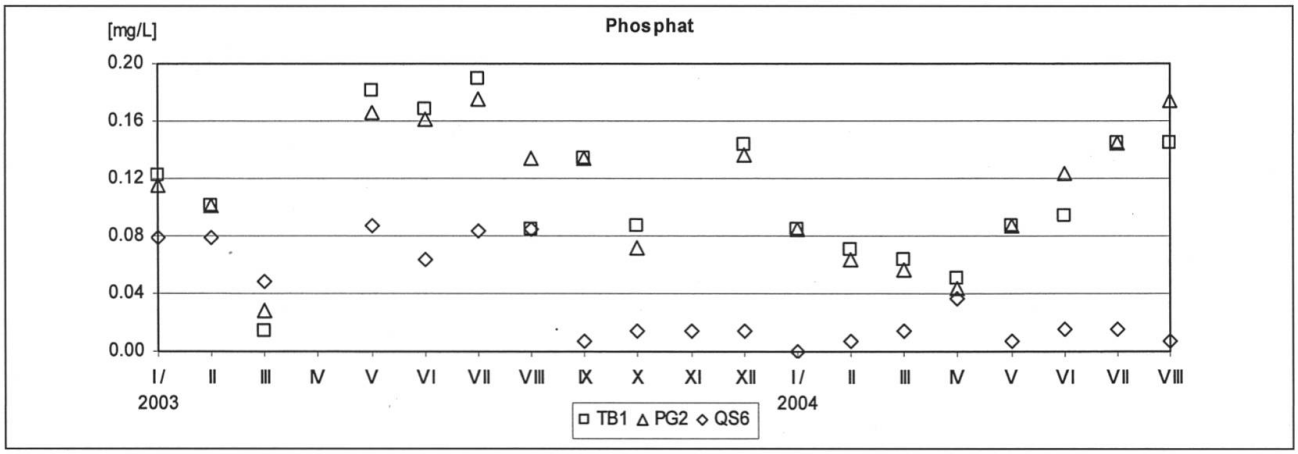

Abb. 9: Übersicht Phosphat vom Januar 2003 bis August 2004. Dargestellt sind jeweils die Werte der monatlichen Einzelmessungen vom Einlauf in das Pflanzenklärgebiet (TB1), vom Auslauf aus dem Pflanzenklärgebiet (PG2) und vom Auslauf aus dem Quellsee (QS6).

b) Leitfähigkeit
Die spezifische Leitfähigkeit (Abb. 6) des Seewassers zeigt eine klare Jahresperiodik. Sie liegt in den Sommermonaten um 200 µS/cm und in den Wintermonaten bis maximal 450 µS/cm, zudem gibt es aufgrund des sich ändernden Hydrogenkarbonatgehaltes Tagesschwankungen von etwa 15 µS/cm. Die durchschnittliche Leitfähigkeit im Teichbächlein beträgt 475 ± 20 µS/cm (mit einem leichten Jahresgang reziprok zum Seewasser) mit Tagesschwankungen von ebenfalls 10 bis 20 µS/cm. Nach der Passage des Pflanzenklärgebietes sind keine Veränderungen gegenüber dem eingeleiteten Birswasser feststellbar, die Werte sind nahezu identisch.

c) Nitrat und Ammonium
Die höchsten Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen (Abb. 7 und 8) im untersuchten Gewässersystem finden sich im Teichbächlein. Im Mittel bringt das Teichbächlein eine Nitratkonzentration von knapp 17 mg/L ins System, die mittlere Belastung mit Ammonium liegt bei 0.23 mg/L.

Während der oberflächlichen Passage durch das Pflanzenklärgebiet findet eine erste Reduktion bei den untersuchten Stickstoffverbindungen statt. Die NH_4^+-Konzentration reduziert sich im Mittel deutlich um 0.11 mg/L (rund 50 %), kann aber – vor allem bei den jahreszeitlich bedingt höheren Grundlasten – um bis zu 0.31 mg/L (63 %) zurückgehen (am 18. Februar 2004 sank die Konzentration von 0.49 auf 0.18 mg/L).

Die Reduktion von Nitrat (NO_3^-) findet nicht so deutlich statt. Sie ist mit durchschnittlich 0.65 mg/L (bei einer mittleren Belastung von 16.88 mg/L) zwar erkennbar und (meistens) signifikant nachweisbar, aber mit < 5 % eher unbedeutend. Während den «Start-Ende-Beprobungen» erhöhte sich die Reduktion auf immerhin 10 %.

Intensivere Prozesse laufen hingegen im Quellsee ab: Im Sommer ist in der Regel weder Nitrat noch Ammonium darin vorhanden (hohe Phytoplanktonproduktion). Von Mai bis November 2003 wurde beinahe der gesamte mineralische Stickstoff metabolisiert, im Sommer 2004 (von Mai bis August) konnte gar kein Nitrat und Ammonium mehr gemessen werden. Die mittlere Reduktion von Nitrat im Quellsee liegt bei 75 % (entspricht 12.51 mg/L). Beim Ammonium vermindert sich diese mittlere Reduktion auf «nur» 20 %, da jeweils in den Wintermonaten (Januar bis März) die NH_4^+-Konzentration im See (0.3–0.6 mg/L) deutlich über der des zugeführten Wassers liegt (0.1–0.5 mg/L). Während der Winterzeit erhöht sich die Nitratkonzentration im Quellsee ebenfalls, doch diese ist gegenüber dem zugeführten Birswasser auch in dieser relativ unproduktiven Zeit um 30 bis 50 % geringer.

d) Phosphat
Der Phosphatgehalt (Abb. 9) im Teichbächlein unterliegt starken Schwankungen mit Spitzen in den Sommermonaten und liegt zwischen 0.02 und 0.19 mg/L. Undeutlich sind die Reinigungseffekte beim gelösten Phosphat während der Passage im Pflanzenklärgebiet: Mehrheitlich zeigt sich eine Abnahme um 5 bis 20 %, es kann aber auch kein Effekt oder gelegentlich sogar eine Zunahme während der Passage gemessen werden. Im Mittel aller Messungen bleibt jedoch bei der Passage des Pflanzenklärgebietes keine Reduktion feststellbar. Wie bei

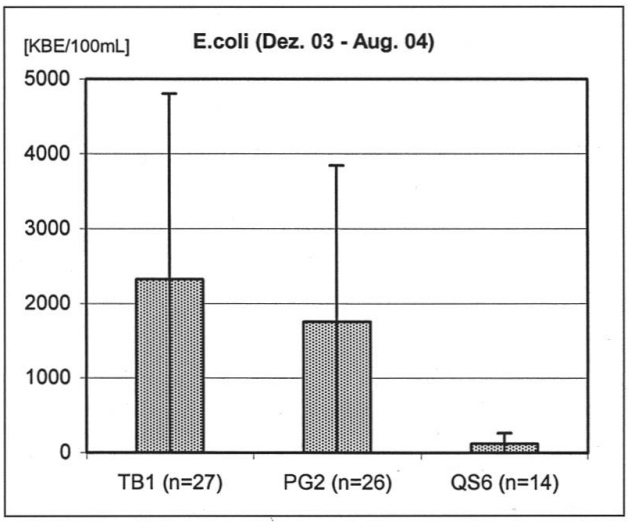

Abb. 10: Darstellung aller bisherigen Messungen bezüglich der Veränderung der Fäkalkeimzahl (*E.coli*) während der Passage durch das Pflanzenklärgebiet und durch den Quellsee (TB1 = Einlauf ins Pflanzenklärgebiet, PG2 = Einlauf in Quellsee, QS6 = Auslauf aus Quellsee). Die Abnahme im Pflanzenklärgebiet beträgt 25 %, im Quellsee ist die Zahl gegenüber dem Birswasser um 93 % zurückgegangen.

den N-Verbindungen wird das Phosphat im Quellsee jedoch effizient entfernt: Im Mittel geht die Konzentration gegenüber dem Teichbächlein um rund 60 % zurück, während im Sommer der stärkste Aufbrauch stattfindet (Reduktion bis 80 %).

e) Bakteriologie
Bezüglich des Effektes des Pflanzenklärgebietes und des Quellsees auf Fäkalbakterien (*E.coli*) lässt sich nach den ersten Untersuchungen trotz grosser Schwankungsbreite eine klare Tendenz in Richtung Verminderung erkennen (Abb. 10): Während im Teichbächlein der Mittelwert bei 2 328 KBE (Kolonie bildende Einheiten) pro 100 mL liegt, ist nach der Passage des Pflanzenklärgebietes der Mittelwert um 25 % niedriger (1 758 KBE). Die Reduktion auf dieser Strecke ist allerdings wegen der breiten Streuung nicht signifikant. Eindrücklich ist die Situation nach der Seepassage: Im Mittel ist die *E.coli*-Keimzahl beim Seeaustritt um 93 % (!) auf 120 KBE zurückgegangen ($p = 0.00012$). Bei der Anzahl der totalen koliformen Keimen sieht das Bild ähnlich aus: Im Pflanzenklärgebiet findet gegenüber dem Teichbächlein eine Reduktion um 3 % statt, im See um 89 %.

f) Übrige Parameter
Einige Parameter zeigen während des Durchlaufs durch das Pflanzenklärgebiet erwartungsgemäss entweder eine leichte Zunahme (DOC, SAK 254 oder UV-Extinktion) oder es werden keine eindeutigen Veränderungen festgestellt

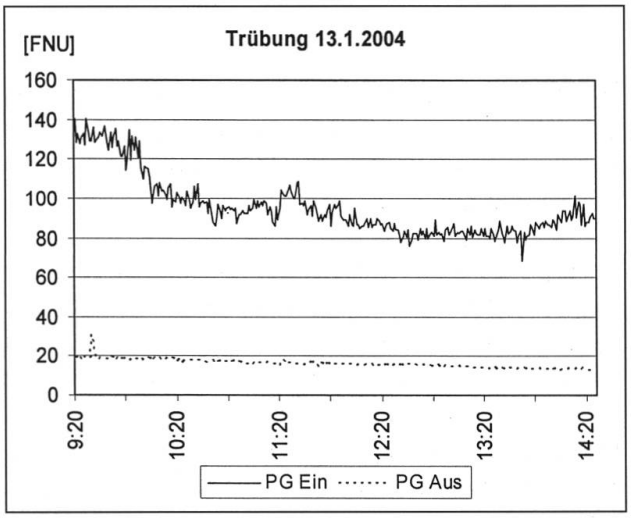

Abb. 11: Während der Einleitung schwebstoffreicher Hochwasser wurde vor (PG Ein) und nach (PG Aus) der Passage durch das Pflanzenklärgebiet die Trübung mittels zweier YSI-Sonden permanent aufgezeichnet. Der Reinigungseffekt bezüglich der mitgeführten Schwebstofffracht ist offensichtlich.

(z. B. pH-Wert, Sulfat und Chlorid). Die Wirkung des Pflanzenklärgebietes auf die Trübung wird im nächsten Abschnitt näher erläutert. Tabelle 2 liefert eine Übersicht über die signifikanten Veränderungen der Wasserqualität während der Passage durch das Pflanzenklärgebiet und den Quellsee.

Schwebstoffe bei Hochwasserereignissen im Pflanzenklärgebiet

Die zeitlich hoch aufgelösten (Intervall von 30 Minuten), oberflächlichen Beprobungen des

		E.coli	Tot. Kolif.	Trüb.	DOC	UV	O_2 %	NO_3	NH_4	PO_3
Pflanzenklärgebiet mit Seepassage (TB1 - QS6)	Jahresmittelwerte 2003	k.A.	k.A.	↑	↑	↑	↔	↓*	↓	↓
	Mittelwerte Jan. 2003 – Aug. 2004	↓	↓	↑	↑	↑	↑	↓*	↓	↓
TB1 = Einlauf ins Pflanzenklärgebiet, QS6 = Auslauf aus Quellsee, k.A. = keine Angabe										

Tab. 2: Jahresmittel 2003 und Mittel aller bisherigen Messungen (Schöpfproben) der wichtigsten Untersuchungsparameter bezüglich ihrer Veränderung während der gesamten Passage durch das Pflanzenklärgebiet und den Quellsee. Pfeile nach unten deuten auf eine signifikante Abnahme hin, Pfeile nach oben auf eine signifikante Zunahme (t-Test für abhängige Stichproben sowie bei unterschiedlichen Varianzen). Horizontale Pfeile deuten auf nicht signifikante Veränderungen hin. Bei * ist die Abnahme zwar deutlich, aber nicht signifikant.

Wassers vor und nach dem Pflanzenklärgebiet ergeben eine statistisch gut abgestützte Datengrundlage über die Wirkung dieses Gebietes bei der Einleitung von stark getrübtem Hochwasser («Trübungswelle-Experiment» am 13.1.2004 und 3.6.2004).

Die deutlichsten Reinigungseffekte zeigten sich bei den Trübungswerten. Diese Effekte sind vor allem bei einer hohen Grundlast an Trübstoffen im Birswasser markant: Am 13. Januar 2004 um 9.20 Uhr wurde Birswasser mit rund 140 FNU (Formazin Nephelometric Unit) auf ca. 20 FNU, nach einigen Stunden solches von rund 80 FNU auf ca. 10 FNU gesäubert (Abb. 11). Auch am 3. Juni 2004 wurde Birswasser mit 120 bis 170 FNU auf 30 bis 40 FNU geklärt. Die Reduktion der Schwebstoffe während der Passage liegt somit jeweils bei 70 bis 80 %.

Mit dieser Verminderung der Schwebstofffracht steht die deutliche Abnahme der Bakterienkeimzahlen während der Passage im Pflanzenklärgebiet in Zusammenhang. Am 13. Januar 2004 sank die Zahl der *E.coli* von durchschnittlich 1231 auf 839 KBE/100mL (um 32 %), am 3. Juni 2004 von 5087 auf 4062 KBE/100mL (um 20 %). Die Hochwasserwelle vom 3. Juni 2004 brachte nicht nur eine höhere Schwebstofffracht, sondern auch deutlich mehr Fäkalkeime mit sich als jene vom 13. Januar 2004. Im Mittel aller bisherigen Messungen beträgt die Reduktion der untersuchten Mikroorganismen 25 % (Abb. 10).

Das Pflanzenklärgebiet stellt aber nicht nur während Hochwasserereignissen eine Senke für Schwebstoffe dar, auch bei klarem Wasser (2 FNU) findet eine Reduktion um bis zu 50 % statt. Das in den See eingeleitete Wasser ist nach der Passage des Pflanzenklärgebietes immer deutlich ärmer an Schwebstoffen als das Birswasser im Teichbächlein.

Secchi-Sichttiefe und Trübung im Quellsee

Die bisherigen Daten der Sichttiefen-Messung (Abb. 12) zeigen einen markanten Unterschied zwischen den Jahren 2003 und 2004. Im ersten Jahr der Messung nahm die Secchi-Sichttiefe während der ersten Jahreshälfte langsam vom winterlichen Klarwasserstadium auf sommerliche Werte ab und blieb dann vom Juni bis in den

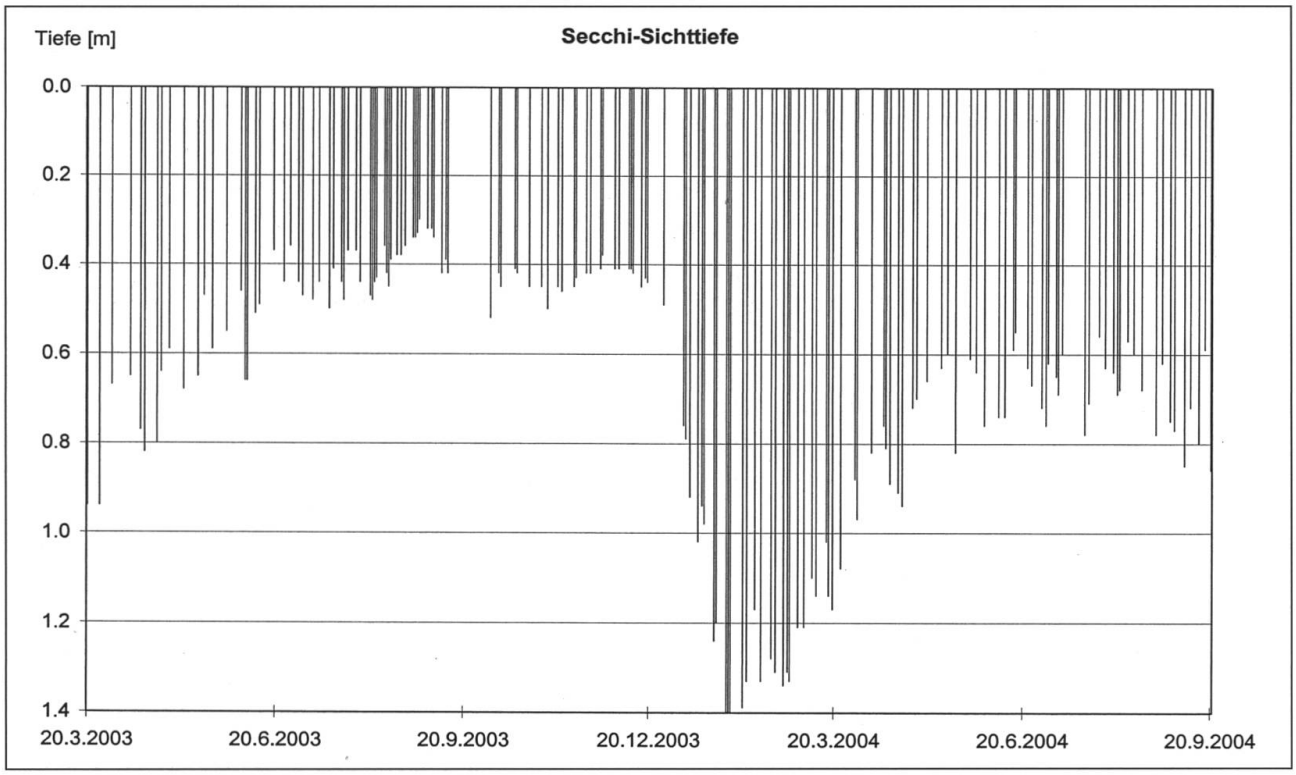

Abb. 12: Die Entwicklung der Secchi-Sichttiefe im Quellsee in den Jahren 2003 und 2004.

Dezember um 40 ± 10 cm (tiefster Wert mit 30 cm Ende August). Anschliessend folgte während einer zweieinhalb Wochen dauernden Eisbedeckung Ende Dezember 2003 ein rascher Anstieg auf 100 cm. Nach dem winterlichen Klarwasserstadium Ende Januar 2004 mit mehr als 140 cm (mehr als die Wassertiefe am Messpunkt ist) folgte im zweiten Jahr ein langsamer Rückgang der Sichttiefe, wobei sie sich von Mai bis August auf 67 ± 10 cm einpendelte und ab September tendenziell wieder erhöhte.

Die gemessenen Sichttiefen werden durch teilweise zeitgleich durchgeführte Trübungsmessungen bestätigt. Im Sommer 2003 konnten mit knapp 30 ± 15 FNU (und grosser Streuung) durchwegs höhere Trübungswerte bestimmt werden als im Sommer 2004 mit 17 ± 7 FNU. Während des Klarwasserstadiums gehen die Werte entsprechend der Sichttiefe auf rund 5 FNU zurück.

Die starke Trübung des Quellsees aufgrund der hohen Phytoplanktondichte hat den Effekt, dass die Trübungswerte der Schöpfproben im Gesamtsystem vom In- zum Output im Jahresdurchschnitt steigen (vgl. Tab. 2).

Tiefenprofile im Quellsee

Die Tiefenprofile (Sauerstoff, Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Trübung) bestätigen einerseits die Resultate der Schöpfproben, zeigen andererseits aber auch, dass sich im Sommer eine Schichtung im Quellsee einstellen kann, wobei sich die Werte in 100 bis 120 cm Tiefe markant ändern. Die Sauerstoffsättigung kann dabei vom oberflächennahen zum -fernen Wasser bis zu 70 %, die Wassertemperatur bis zu 5 K und der pH-Wert bis zu 1.5 Einheiten abnehmen. Die spezifische Leitfähigkeit hingegen nimmt dabei von oben nach unten bis zu 50 µS/cm zu. Es ist jedoch insbesondere beim Sauerstoff nicht zwingend, dass das Maximum im Profil in den oberen Wasserschichten liegt. Es kann durchaus auch in 80 bis 100 cm Tiefe liegen, wobei dann gegenüber der Wasseroberfläche eine Differenz von 10 bis 15 % besteht.

Die Schichtung des Wassers konnte bisher hauptsächlich während Strahlungswetterlagen in den Monaten Juni bis August beobachtet werden. Die Ausbildung des Tiefenprofils im Quellsee gleicht dann einem Profil durch die Deck- und Sprungschicht eines dimiktischen Sees Mitteleuropas (vgl. z. B. Pott und Remy 2000). In den anderen Jahreszeiten sind die Gradienten in der Wassersäule zeitlich nur in geringem Masse ausgeprägt oder verschwinden vollständig.

Diskussion

Die Temperatur stellt für die biologische Aktivität und damit auch für Stoffumsetzungsprozesse einen zentralen Regler dar. Gemäss der Van't Hoffschen Regel (auch Q_{10}- oder RGT-Regel genannt) steigert eine Temperaturerhöhung von 10 K die Reaktionsgeschwindigkeit von Lebensprozessen um das Zwei- bis Dreifache. Da die Wassertemperatur des Teichbächleins (und damit auch im Pflanzenklärgebiet) und – mit kurzer Verzögerung – auch jene des Quellsees den Bewegungen der Lufttemperatur folgt, findet eine ständige Anpassung der Reaktionsgeschwindigkeiten vieler Selbstreinigungsprozesse statt. Demzufolge sind bei hohen Temperaturen, also vor allem in den Sommermonaten, die intensivsten Veränderungen zu erwarten. Dies trifft im untersuchten System auch tatsächlich zu.

Auch in den Wintermonaten, sogar bei Schnee- und Eisbedeckung, findet eine Überflutung des Pflanzenklärgebietes und damit verbunden eine leichte Reinigung des eingeleiteten Birswassers statt. Die für die Abbauprozesse verantwortlichen Mikroorganismengesellschaften der Rhizosphäre sind trotz niedrigen Temperaturen nicht gänzlich inaktiv. Im Quellsee vermindert sich hingegen das Phytoplankton durch die einsetzende Eisbedeckung rapide und in dessen Folge bleibt eine Umsetzung der Nährstoffe in Phytomasse eingeschränkt. Somit verbleibt im Quellsee ein Nährstoff-Überangebot. Dies führt zu den beobachteten hohen Ammoniumkonzentrationen von Januar bis März, während Nitrat und Phosphat gegenüber dem eingeleiteten Wasser auch in der kalten Jahreszeit deutlich reduziert werden.

Pflanzenklärgebiet

Das Pflanzenklärgebiet hat im Verlauf der Jahre etliche Veränderungen erfahren und ein Grossteil des Flusswassers passiert die Anlage heute nur oberflächlich. Die Verweilzeit des Wassers von etwa einer halben Stunde scheint ungenügend zu sein, um bei gelösten Substanzen eine effektive Reinigungsleistung zu erzielen. Dies zeigt sich beispielsweise beim gelösten Phosphat, wo nach dem Prinzip des Kickuth-Systems eine deutliche Reduktion sichtbar sein müsste. Tatsächlich ist diesbezüglich kaum ein Effekt feststellbar. Vermutlich ist die mangelnde Wurzelraumpassage dafür verantwortlich. Auch nach Pöpel und Börner (1987) ist bei ähnlich dimensionierten Anlagen mit Aufenthaltszeiten von zwei Stunden nur eine biologische Teilreinigung zu erwarten. Bei der Einleitung von trübem Wasser ist aufgrund der hohen Schwebstofffracht für viele Substanzen ein besserer Reinigungseffekt erkennbar.

Aufgrund eines fehlenden Sedimentfängers beim Einlauf findet durch das Absetzen von mitgeführten Feststoffen eine Kolmation statt. Diese hat ein verstärktes Absinken der Sauerstoffwerte im tieferen Bereich des Substrates zur Folge. Die Sedimentation ist jedoch ein wichtiger Selbstreinigungsprozess einer funktionierenden Auenlandschaft, was sich hier z. B. in der reduzierten Trübung oder auch in der reduzierten Keimzahl für Bakterien nach der Passage zeigt.

Insgesamt bleiben die Reinigungseffekte des Pflanzenklärgebietes unter den anfänglichen Erwartungen. Nach den Ergebnissen von Wüthrich et al. (2003) aus ähnlichen Überflutungsexperimenten mit Oberflächenwasser in einem wechselfeuchten System in den «Hinteren Stellimatten», hätten die Veränderungen bezüglich DOC (Zunahme) und Nitrat (Abbau) deutlicher ausfallen können. In Anbetracht der Dauerüberflutung, der langen Betriebsdauer (25 Jahre), des vernachlässigten Unterhaltes der damaligen Pflanzenkläranlage mit den damit einhergehenden strukturellen Veränderungen (z. B. Sedimentablagerung) zu einem naturnahen Feuchtgebiet und der kurzen Fliessstrecke sind die Resultate trotzdem positiv zu bewerten. Wie aus der Abb. 3 hervorgeht, stellt das Pflanzenklärgebiet nur die erste Stufe des Systems dar und erfüllt für den nachgeschalteten Quellsee vorwiegend die Funktion des Sedimentfängers.

Quellsee

Das oberflächlich in den Quellsee fliessende Birswasser ist vor allem von Sedimenten befreit, die meisten anderen Parameter werden auch nach der Passage des Pflanzenklärgebietes noch durch die Verhältnisse in der Birs geprägt. Der Quellsee kann jedoch aufgrund seines Volumens und der entsprechenden Aufenthaltszeit des Wassers seine eigenen physikalisch-chemischen Eigenschaften entwickeln (vgl. Stucki et al. 2002).

Die für einen Flachsee typischen hohen Wassertemperaturen und das kontinuierliche Nährstoffangebot (Birswasser) sind Ursachen für die hohe Phytoplanktonproduktion. Die Folge ist eine geringe Secchi-Sichttiefe, eine intensive grüne Farbe über mehr als die Hälfte des Jahres und eine praktisch vollständige Reduktion der Nährstoffe, insbesondere jedoch eine ständige Sauerstoffübersättigung (auch nachts und bei schlechtem Wetter) während rund neun Monaten des Jahres. In Abhängigkeit davon ändern sich z. B. auch die Leitfähigkeit und der pH-Wert entsprechend dem sich im Tages- und Jahresverlauf ändernden O_2-CO_2-Verhältnis (vgl. Stucki et al. 2002). Der Einfluss der Fischfauna auf das Zooplankton und damit auf das Phytoplankton konnte in dieser Studie nicht erfasst werden.

Mit den bisherigen Resultaten lässt sich der Quellsee als typischer Flachsee charakterisieren (vgl. Kalbe 1997, Klapper 1992 und Bohle 1995):

- Es gibt eine rasche Erwärmung im Frühjahr und Sommer und eine ebenso schnelle Abkühlung im Herbst und Winter.
- Ausgeprägte Tag-Nacht-Gänge der Wassertemperatur werden durch entsprechende Amplituden der Lufttemperatur induziert.
- Licht kann im Allgemeinen bis zum Grund vordringen – vorausgesetzt, es findet in der Wassersäule keine zu starke Absorption durch Phytoplankton statt.

- Der Stoff- und Wärmeaustausch zwischen dem Benthal und der Wasseroberfläche vollzieht sich unbehindert (polymiktischer See). Es treten nur kurzfristig vertikale Gradienten der chemischen und physikalischen Parameter der Wasserqualität auf (z. B. bei Strahlungswetterlage, Windstille oder unter Eis), da aufgrund der windverursachten Umwälzung und geringen Seetiefe keine Sommer-Stagnation ausgebildet werden kann.

Die erwähnte hohe Primärproduktion und Phytoplanktondichte und die damit verbundene geringe Sichttiefe, die intensive Grünfärbung des Wassers durch die Algen sowie der im ganzen Wasserkörper verfügbare Sauerstoff sind nach Guthruf-Seiler et al. (1999) auch für eutrophe bis polytrophe Flachseen ähnlicher Dimensionen im Mittelland typisch. Allerdings bleibt der Quellsee bezüglich Phosphor-Belastung (durchschnittlich 13.1 mg Gesamtphosphor pro m^3) unter den Werten eutrophierter Flachseen. Insgesamt zeigen die Untersuchungen, dass der Quellsee in einem unkritischen und gut gepufferten Zustand ist und seine stoffhaushaltlichen Funktionen weitgehend erfüllen kann, obwohl eine optische Verbesserung (Klarheit des Wassers) besonders im Sommer wünschenswert wäre.

Fazit: Reinigungsleistung von naturnahen Überflutungsflächen für die Inwertsetzung urbaner Flusslandschaften

Die bisherigen Untersuchungen im Pflanzenklärgebiet und im Quellsee zeigen, dass naturnahe Überflutungsflächen einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität in revitalisierten Flussebenen leisten können. Insbesondere nach Aufenthalt des Wassers im Quellsee hat sich im Vergleich zum Teichbächlein und zum Pflanzenklärgebiet ein vollständig neues Milieu eingestellt. Das den Quellsee verlassende Wasser unterscheidet sich in fast allen Parametern vom einfliessenden Wasser auf eine positive Weise: Der grösste Teil der Stoffe wird eindeutig im Quellsee umgesetzt, während das Pflanzenklärgebiet vor allem als Sedimentfänger dient. Die Funktion des Sees als Senke für Nitrat und Ammonium wurde während der Vegetationszeit klar nachgewiesen, ebenso für *E.coli* und totale koliforme Keime. Der Phosphatgehalt im Quellsee ist hauptsächlich vom Zufluss abhängig, wobei im See zwischen 60 und 80 % des Phosphats reduziert wird.

Das Pflanzenklärgebiet in der Brüglinger Ebene stellt in seiner heutigen Funktionsweise und Grösse für die Elimination von gelösten und sehr kleinen partikulären Substanzen (z. B. Fäkalkeime) keine ausreichende Reinigungsstufe dar. Als Sedimentationsbecken für gröbere Schwebstoffe ist es jedoch sehr effektiv: Momentan bewahrt es den Quellsee vor übermässiger Sedimentzufuhr und verhindert damit massgeblich dessen rasche Verlandung und eine ernsthafte Eutrophierung. Eine Optimierung des aktuellen Systems wäre möglich, wenn das eingeleitete Oberflächenwasser im Pflanzenklärgebiet eine Vertikalfiltration mit anaeroben Zonen durchlaufen müsste. Ausserdem sollte der Betrieb einer solchen Anlage alternierend auf mindestens zwei Feldern erfolgen, damit die eingeschalteten aeroben Phasen die Kolmation verzögern (vgl. Wüthrich et al. 2003).

Wenn im Rahmen einer Revitalisierung vermehrt Oberflächenwasser durch naturnahe Auenareale fliesst, müsste für den optimalen Schutz des Grundwassers gewährleistet sein, dass entweder deutlich längere Fliessstrecken in naturnahen Helophyten-Arealen zugelassen werden oder das Wasser vor der Infiltration in den Grundwasserkörper ein stehendes Gewässer durchlaufen muss.

Solche Weiher und kleine Flachseen wurden bisher nur wenig erforscht, obwohl sie einerseits eine vielfältige Flora und Fauna beherbergen (vgl. Lachavanne und Juge 2002) und andererseits – besonders im urbanen Raum – auch beliebter Erholungsraum sind. Der untersuchte Quellsee zeigt sowohl flachseetypische Eigenschaften wie auch spezielle Eigenheiten (insbesondere die Sauerstoffübersättigung), die ursprünglich nicht unbedingt zu erwarten waren. Im Grossen und Ganzen kann der Quellsee trotz verschiedener Defizite ohne grössere Pflegemassnahmen über viele Jahrzehnte seine Funktionen (Refugium, Erholung) weiter erfüllen.

Die Untersuchungen zeigen, dass das Wasser nach Durchlauf des Gesamtsystems eine deutlich verbesserte Wasserqualität aufweist. Das austretende Wasser ist mit mechanisch vorfiltriertem Wasser, wie es bei künstlicher Grundwasseranreicherung zur Versickerung gebracht wird, durchaus vergleichbar. Für die Betreiber von solchen Anlagen ergibt sich dadurch eine günstige Alternative zur technischen Vorreinigung des Wassers. Durch die Einleitung des Rohwassers in einen naturnahen See mit mehreren Tagen Aufenthaltszeit wird zudem die Sicherheit einer solchen Anlage bezüglich Wasserqualität und Reaktionszeit bei einer Gewässerverschmutzung massiv erhöht.

Für die Inwertsetzung urbaner Flusslandschaften könnte also der Einsatz einer derartigen Gewässerkombination als wirkungsvolle Reinigungsstufe ins Auge gefasst werden. Ein solches System müsste vorher mit vertiefenden Untersuchungen noch weiter evaluiert werden. Andererseits ist schon heute klar, dass ein derartiger See mit Riedgebieten – trotz starkem Nutzungsdruck im städtischen Raum – eine ganze Reihe von positiven Funktionen für die Erhaltung einer arten- und strukturreichen Erholungslandschaft erfüllt und deswegen gerade im urbanen Raum viele Vorteile auf sich vereinigt (vgl. Stucki 2004).

Dank

Die vorliegende Untersuchung ist Teil des Projektes MGU F1.03 «Revitalisierung urbaner Flusslandschaften» im transdisziplinären Forschungsprogramm von Mensch – Gesellschaft – Umwelt (MGU) an der Universität Basel. Dem Team von MGU sei für die stets unkomplizierte und hilfreiche Begleitung gedankt. Wir danken ausserdem der Stiftung Park «Im Grünen» und insbesondere Herrn Peter Röthlisberger, Herrn Eric Ribstein und ihren Gärtnern für die Erlaubnis zur Durchführung der Untersuchungen auf dem Gebiet des Parks «Im Grünen», für die Bereitstellung von Daten und Material sowie für ihre wertvolle Unterstützung.

Literatur

Amoros, C. & A.L. Roux (1998): Interactions between water bodies within the floodplains of large rivers: functions and development of connectivity. In: Schreiber, K-F. (Hrsg.): Connectivity in landscape ecology proceedings of the second international seminar of the «International Association for Landscape Ecology», Münster: 125–130.

Amt für Umwelt und Energie (2002): Entwicklungskonzept Fliessgewässer Basel-Stadt zur ökologischen Aufwertung der Bäche und Flüsse im Kanton. Teil 1. Amt für Umwelt und Energie, Basel.

Badeja, E. (1980): Sektor «Land und Wasser». Anthos 1/80: 27–36.

Baudepartement des Kantons Basel-Stadt & Bau- und Umweltschutzdirektion Kanton Basel-Landschaft (2002): BirsVital, ein Vorhaben beider Kantone. Ableitungskanal und Revitalisierung Birs. Faltblatt, Basel und Liestal.

Beckel, L. (2002): Megacities. Geospace Verlag, Salzburg.

Bohle, H.W. (1995): Limnische Systeme. Springer Verlag, Berlin.

Boschi, C., R. Bertiller & T. Loch (2003): Die kleinen Fliessgewässer. Bedeutung, Gefährdung, Aufwertung. vdf Hochschulverlag, Zürich.

Freiberger, H. (2004): Revitalisierung urbaner Gewässer. Akzeptanz der neuen Birs. Regio Basiliensis 45 (3): 175–184.

Friedrich, G. (1991): Urbane Gewässer – eine Herausforderung an Limnologen und Bauingenieure. In: Schuhmacher, H. & B. Thiesmeier (Hrsg.): Urbane Gewässer. Westarp Wissenschaften, Essen: 10–12.

Geissbühler, U., T. Vögtli, O. Stucki & C. Wüthrich (2004): Das Pflanzenklärgebiet in der Brüglinger Ebene (Grün 80). Selbstreinigungsprozesse in urbanen Flusslandschaften. Regio Basiliensis 45 (3): 213–227.

Geller, G. & G. Höner (2003): Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen. Praktisches Qualitätsmanagement bei Planung, Bau und Betrieb. Springer Verlag, Berlin.

Gerber, E. (1967): Die Flussauen in der schweizerischen Kulturlandschaft. Geographica Helvetica XXII (1): 1–26.

Golder, E. (1986): St. Alban-Teich. Die Geschichte eines Gewerbekanals. Korporation für die Nutzung des St. Alban-Teiches, Basel.

Guthruf-Seiler, J., K. Guthruf-Seiler & M. Zeh (1999): Kleinseen im Kanton Bern. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern & Gewässer- und Bodenschutzlabor, Bern.

Kalbe, L. (1997): Limnische Ökologie. Teubner Verlag, Stuttgart & Leipzig.

Kickuth, R. (1984): Das Wurzelraumverfahren in der Praxis. Landschaft + Stadt, Beiträge zur Landespflege und Landesentwicklung 16 (3): 145–153.

Klapper, H. (1992): Eutrophierung und Gewässer-

schutz. Gustav Fischer Verlag, Jena & Stuttgart.
Kohl, J. (2001): Akzeptanz von Auenrevitalisierungen in der Grundwasserschutzzone eines städtischen Naherholungsgebiets. In: Beierkuhnlein, C. et al. (Hrsg.): Landschaften als Lebensraum. Analyse, Bewertung, Planung, Management. Tagungsband zur 2. Jahrestagung der IALE-Region Deutschland, Oldenburg: 30–31.
Küry, D., M. Zehringer & C. Herriot (2000): Gewässerschutz – Erfolgsgeschichte und neue Herausforderung: 50 Jahre Gewässerschutzverband Nordwestschweiz 1950–2000. Gewässerschutzverband Nordwestschweiz, Basel.
Lachavanne, J.-B. & R. Juge (2002): Weiher – besser als ihr Ruf. Kleine Gewässer als Hüter der Gewässerbiodiversität. Hotspot 6: S. 10.
Pöpel, H.J. & T. Börner (1987): Pflanzenkläranlagen am Beispiel der Wurzelraum-Pilotanlage Hofgeismar-Beberbeck bei Kassel. Verband Schweizerischer Abwasserfachleute 353: 1–28.
Pott, R. & D. Remy (2000): Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
Preisendorfer, R.W. (1986): Secchi disk science: Visual optics of natural waters. Limnology and Oceanography 31 (5): 909–926.
Reinauer, R., T. Geiger & M. Hofmann (2004): Integrierte Siedlungsentwässerung am Beispiel der Stadt Basel. Regio Basiliensis 45 (3): 243–252.
Salathé, R. (2000): Die Birs. Bilder einer Flussgeschichte. Verlag des Kantons Basel-Landschaft, Liestal.
Siegenthaler, C. (2003): Veränderungen im Ökosystem Brienzersee. Projekt 3.1: Analyse vorhandener Datenreihen. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern & Gewässer- und Bodenschutzlabor, Bern.
Stucki, O. (2004): Der Quellsee in der Brüglinger Ebene (Grün 80): Eine echte Oase? Ein urbanes Gewässer als Natur-, Lebens- und Erholungsraum. Regio Basiliensis 45 (3): 229–241.
Stucki, O., U. Geissbühler & C. Wüthrich (2002): Tägliche Schwankungen des limnoökologischen Milieus in den Versickerungsflächen der «Langen Erlen». Regio Basiliensis 43 (3): 227–240.
Thomann, F. & H. Jaeggi (1980): Grün 80 – Das Erinnerungsbuch. Friedrich Reinhardt Verlag, Basel.
Vögtli, T. (2003): Zustand und Funktion einer Pflanzenkläranlage (Grün 80) nach 24jährigem Betrieb. Lizentiatsarbeit, Geographisches Institut der Universität Basel.
Weidmann, H. & H. Meder (1994): Sandoz Rheinfonds: Verhandlungen des Symposiums vom 3.–4. September 1992. Sandoz AG, Basel.
Wissing, F. & K. Hofmann (2002): Wasserreinigung mit Pflanzen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
Wüthrich, C., P. Huggenberger, A. Gurtner, U. Geissbühler, J. Kohl, E. Zechner & O. Stucki (2003): Machbarkeit, Kosten und Nutzen von Revitalisierungen in intensiv genutzten, ehemaligen Auenlandschaften (Fallbeispiel Lange Erlen). Schlussbericht zum MGU-Projekt F2.00, Universität Basel. Auch online verfügbar: http://www.physiogeo.unibas.ch/stellimatten/Schlussbericht.pdf (11.3.2005)
Wüthrich, C. & H. Leser (2003): Geoökologischer Laborkurs. Das Handbuch zum Kurs. Geographisches Institut der Universität Basel.
Wüthrich, C. & L. Siegrist (1999): Ökodiversität natürlicher Auenlandschaften: Ansätze zur strukturellen Revitalisierung. In: Eder, S. & A. Gurtner-Zimmermann (Hrsg.): Hochrheinrenaturierung in Stadt und Agglomeration Basel. Basler Stadt- und Regionalforschung 17: 32–44.

Urs Geissbühler, Oliver Stucki,
Christoph Wüthrich,
Geographisches Institut der Universität Basel
Klingelbergstr. 27
CH-4056 Basel