

# Naturnahe Nachbehandlung von gereinigtem Abwasser auf einer umgestalteten Rieselfeldtafel

A meander system for the final treatment of wastewater on a converted irrigation field

## Zusammenfassung

Im Zuge einer früheren Studie über das Rieselfeld Karolinenhöhe wurden drei ehemalige Rieselfelder zu einer horizontaldurchflossenen, offen mäandrierenden und makrophytenbesetzten Teichfläche umgestaltet. Die Konzeption durch die TU Dresden wurde unter folgenden wasserwirtschaftlichen Aspekten durchgeführt:

- Zwischenspeicherung von Abwasser im Betriebsstörfall von Kläranlagen bzw. von Abwasser aus der Mischkanalisation der Stadtentwässerung bei extremen Regenereignissen,
- Nachbehandlung von mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser durch Teich- und Bodenpassage in mäandrierenden Teichkaskaden und
- Grundwasseranreicherung mit teichwasserstandsabhängiger Intensität.

Mit der Einheit Berlins verlor das Rieselfeld Karolinenhöhe seine mögliche Funktion als Notüberlauf für das Klärwerk Ruhleben. Trotzdem wurde das Rieselfeld weiterhin mit gut gereinigtem Abwasser (Klarwasser) bewirtschaftet. Ein Teil der Klarwassermenge wird vor dem Verbringen auf der Mäanderteichfläche vorbehandelt. Im Rahmen dieser Studie wurde die Reinigungsleistung für verschiedene Abwasserparameter über drei Untersuchungsjahre analysiert. Zusätzlich sind die hydraulischen Kennwerte und die Bodenwasserhaushaltskomponenten des Mäanderteiches bilanziert worden.

## Summary

As part of a study of the sewage farm Karolinenhöhe, three former irrigation fields were reformed to a horizontally flowing, meandering, planted pond area, with the following goals:

- Intermediate storage area for wastewater in the case of an operating accident in the purification plant, and for storm water from combined sewers.
- Final treatment of mechanically and biologically purified sewage through passage of pond and ground in the meandering pond cascades.
- Ground water recharge dependent on pond water level.

With the reunification of Berlin, the wastewater treatment could be reorganised. The sewage farm Karolinenhöhe lost its function as an emergency spillway for the Ruhleben purification plant. In spite of this, the irrigation field continued to receive highly purified wastewater, some of which was first treated within the meandering pond area.

Within this three year study, the purification efficiency was analysed on the basis of various wastewater parameters. In addition, the hydraulics and the soil water management of the meander system were evaluated.

## 1 Der Mäander

### 1.1 Bauliche Gestaltung

Die oberen Bodenschichten der ehemaligen Rieselfeldflächen wurden zu längs und quer verlaufenden Innenwällen zusammengeschoben, deren Krone über Normalbetriebsstau liegen. Die Sohle ist einheitlich und ohne Gefälle vom Einlaufbauwerk im Süd-West-Eck in Richtung Auslaufbauwerk im Nord-West-Eck ausgeführt. Der freiliegende Untergrund wurde dann zu umfassenden Wällen aufgeschoben, deren Krone die der Innenwälle überragt. Aufgrund der inhomogenen Bodenqualität bestehen Innen- und Außendämme überwiegend aus einem Mischboden aus Ober- und lehmig-tonigem Unterboden.

Der Einlauf wurde als Freispiegelleitung mit Schieber gestaltet und mündet in Höhe Normalstau in einem gepflasterten Böschungserinne. Als Auslaufbauwerk dient ein Mönch mit Froschkappen-Auslässen in Boden- und Betriebsstauhöhe, der direkt über ein Auslaufrohr mit dem angrenzenden Graben verbunden ist.

### 1.2 Pflanzliche Gestaltung und Vegetationsbestand

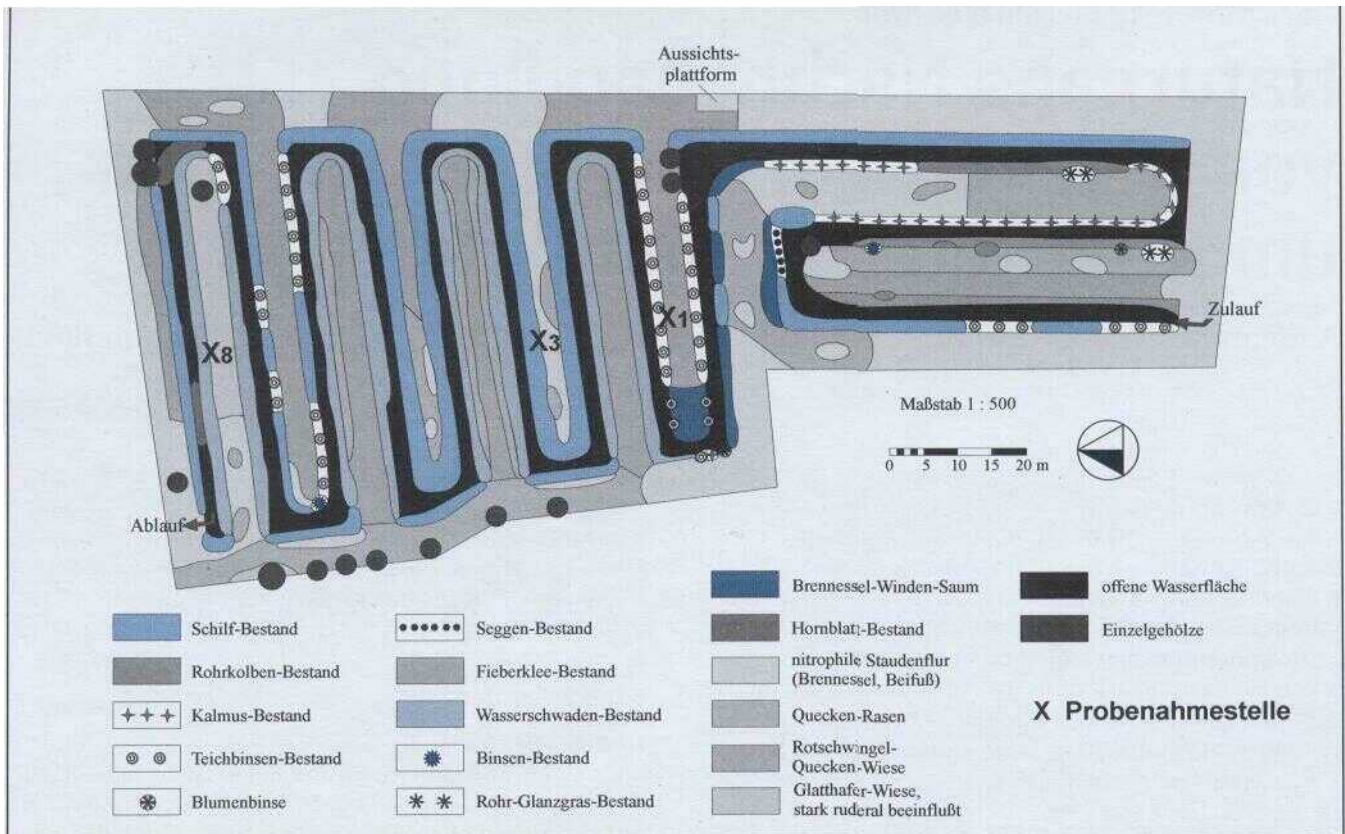
Im Rahmen der Arbeiten zum landschaftspflegerischen Begleitplan für das Rieselfeld Karolinenhöhe (Ökologie & Planung 1994) wurde im August 1993 der aktuelle Bestand der Ufer- und Wasservegetation aufgenommen (Bild 1).

### 1.3 Hydraulische Kennwerte

Der Mäander umfasst ungefähr eine Fläche von 0,8 ha und wird mit einer Zulaufmenge von ca. 2,5 l/s bewirtschaftet. Hiermit ergibt sich eine jährliche Beschickungsmenge von etwa 56,4 Mio. l und eine resultierende Oberflächenbeschickung von  $q_A = 27 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  bzw. mm/d. Die Ablaufmenge beträgt ungefähr 0,8 l/s. Die inhomogene Bodenqualität der Begrenzungswälle und das Fehlen einer versiegelten Sohle lassen eine genaue hydraulische Bewertung hinsichtlich Durchströmflächenbeschickung, Raum- und Flächenbelastung oder Aufenthaltszeit nicht zu.

### 1.4 Bodenwasserhaushaltskomponenten des Mäanders (Bild 2)

Aus der Oberflächenbeschickung läßt sich eine Verrieselungsmenge von  $RM = 7047 \text{ mm/a}$  ermitteln. Die Ablauf-



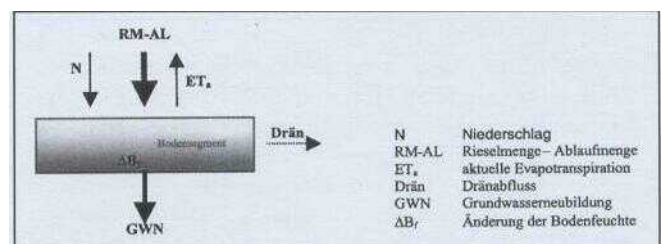
**Bild 1** Mäandervegetation und Probenahmestellen (nach Ökologie & Planung 1994)  
**Figure 1** Meander vegetation and sampling points (Ökologie & Planung 1994)

menge entspricht 2255 mm/a. Markwardt (1990) verglich für den Standort Berlin drei unterschiedliche Verfahren zur Berechnung der maximal wieder in die Atmosphäre verdunstende Niederschlags- bzw. Rieselmenge (potentielle Evapotranspiration  $ET_{pot}$ ) über einen Zeitraum von acht Jahren. Hieraus ergibt sich ein mittlerer Jahressummenwert von  $ET_{pot} = 650$  mm. Da der Mäander eingestaut betrieben wird und somit über eine hohe Bodenfeuchte verfügt, wird infolge der hohen Makrophytentranspiration in den Sommermonaten eine potentielle Evapotranspiration von 1300 mm/a angenommen. Die tatsächlich wieder in die Atmosphäre verdunstende Wassermenge wird durch die aktuelle Evapotranspiration  $ET_a$  erfasst und variiert mit der Menge an pflanzenverfügbarem Wasser in der ungesättigten Bodenzone. Da die Bodenfeuchteverhältnisse für die Pflanzen im eingestauten Mäander ideal sind, kann die aktuelle ET mit 100 % der potenziellen ET angenommen werden.

In einem Gutachten der Zentralstelle für hydrometeorologische Entwicklungen und Anwendungen in Berlin (DWD 1994) wurden die Niederschlagshöhen der Rieselfelder südlich von Berlin quantifiziert. Daraus ergibt sich der Mittelwert des Jahressummenniederschlags zu 620 mm.

Aufgrund der mäandrierenden Bauweise des Teiches und der teildurchlässigen Bodenstruktur der Begrenzungswälle wird der Bodenkörper ausreichend feucht gehalten, so daß die Austrocknungsprozesse in der verdunstungsintensiven Zeit keinen bedeutenden Einfluß auf die Änderung der Bodenfeuchte in der ungesättigten Bodenzone hat.

Das Drainrohrsystem wurde ca. 1,40 m unter GOK verlegt und befindet sich somit einige Meter über dem Grundwasserspiegel. Der seitliche Dränabfluss wurde in der Rieselfeldstudie der TU Dresden (VEB Industrie-Consult Berlin 1990) bei ca. 80 % der untersuchten Flächen und einer Verrieselungsmenge von etwa 2,5 Mio. m<sup>3</sup> zu weniger als 10 %



**Bild 2** Bodenwasserhaushaltskomponenten des Mäanders  
**Figure 2** Components of the soil water management in the

der Rieselgabe bestimmt. Unter Berücksichtigung der Kolmation an der Teichsohle kann ein Dränabfluss von etwa 5 % angenommen werden.

In einem Trendmodell der TU Dresden unter Einbeziehung der Kolmationentwicklung wurde der Erwartungswert der Versickerungsrate zu  $q_v = 0,012$  m/d berechnet. Dies entspricht ungefähr 45 % der heutigen Oberflächenbeschickung. Somit läßt sich die jährliche Grundwasserneubildung für den Mäander bilanzieren (Tabelle 1):

**Tabelle 1** Wasserhaushaltsglieder des Mäander  
**Table 1** Water balance of the meander system

N	620 mm
+ (RM-AL)	4792 mm
- $ET_a$	1300 mm
- Drän	~350 mm
$\Delta B_f$	~ 0 mm
<b>= GWN</b>	<b>- 3.800 mm</b>

## 2 Klarwasserbeeinflussung

Die Datengrundlage zur Auswertung der Klarwasserbeeinflussung bildeten die Analysen der Berliner Wasserbetriebe (BWB) in den Jahren 1991, 1992 und 1997, welche von den BWB freundlicherweise zur Verfügung gestellt wurden. Die Analysen zur Bestimmung des Phosphatgehaltes im Mäanderboden wurden am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) durchgeführt.

### 2.1 Bewertungskriterien

#### 2.1.1 Wirkungsgrad

Da aus Karolinenhöhe keine mehrtägigen Zu- und Ablauf Untersuchungen bzw. Frachtdaten zur Verfügung stehen, muss der Wirkungsgrad ersatzweise aus Einzelmessungen der Zu- und Ablaufkonzentrationen ermittelt werden.

$$\text{Wirkungsgrad } \eta = 100 \times \left[ 1 - \frac{\text{Ablauffracht [g/d]}}{\text{Zulauffracht [g/d]}} \right] \quad [\%]$$

In der Regel unterscheiden sich der konzentrationsbezogene und der frachtbezogene Wirkungsgrad, wenn die Zu- und Ablaufmengen variieren. Dies wird durch Niederschlag und Verdunstung verursacht. Die Verdunstung führt zur Aufkonzentrierung und somit zu einem niedrigeren konzentrationsbezogenen Wirkungsgrad gegenüber dem frachtbezogenen Wert. Bei Niederschlag ergibt sich ein entsprechend höherer Wirkungsgrad. Zusätzlich bedeutet die Verdunstung der zugeführten Wassermenge auch einen verringerten Durchfluß und somit längere Aufenthaltszeit also höhere Konzentrationsabbau.

Da es sich beim Mäander nicht um ein geschlossenes System handelt, d. h. keine dichte Sohle vorhanden ist und somit ungefähr 45 % der Beschickungsmenge versickert, ist die durch das System eliminierte Fracht nicht exakt erfaßbar. Damit ist der konzentrationsbezogene Wirkungsgrad zur Betrachtung der Klarwasserbeeinflussung ausreichend.

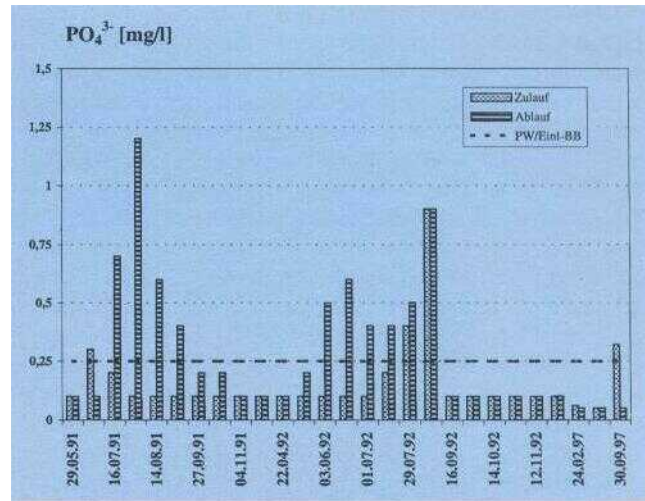
#### 2.1.2 Prüfwerte

Hinsichtlich einer negativen Grundwasserbeeinflussung durch den Mäanderablauf wurden ggf. die Einleitwerte der Brandenburger Liste herangezogen. Nachfolgend werden die Prüfwerte für die Einleitung von unkontaminiertem Wasser bzw. gereinigtem Grundwasser in die wassergesättigte Zone mit *PW/Einl-BBL* abgekürzt.

### 2.2 Milieuparameter

Der mittlere pH-Wert des Zulaufs liegt im neutralen bis leicht alkalischen Bereich (7,2-8,4) und nimmt einen mittleren Wert von 7,8 an. Der pH-Bereich entspricht also ungefähr dem pH-Optimum für Nitrifikanten (7,5-8,3). Die Mäanderpassage hat auf den pH-Wert nur geringen Einfluß ( $\text{pH}_{\text{Ablauf}} = 7,5$ ). Zulaufwerte im leicht basischen Bereich werden aber neutralisiert.

Der m-Wert ist als Maß für die Basizität des Abwassers ebenfalls ein wichtiges Kriterium für die Einschätzung des Milieus und steht im Zusammenhang mit dem pH-Wert. Weiterhin ist er ein indirektes Maß für die Hydrogenkarbonatkonzentration und ein wesentlicher Indikator für die im Boden ablaufenden oxidativen Mineralisationsprozesse. Bezüglich der Remobilisierung von Schwermetallen bietet der m-Wert eine Möglichkeit der Risikopotentialbewertung. Der m-Wert im Zulauf beträgt im Mittel 4,1 mval und wird wie der pH-Wert nur unwesentlich beeinflusst. Nach der Mäanderpassage läßt sich ein mittlerer m-Wert von 4,3 mval bestimmen.



**Bild 3** Gegenüberstellung des Prüfwertes mit den Zu- und Ablaufkonzentrationen des Phosphats

**Figure 3** Comparison of the test value and the phosphate inflow and outflow concentrations

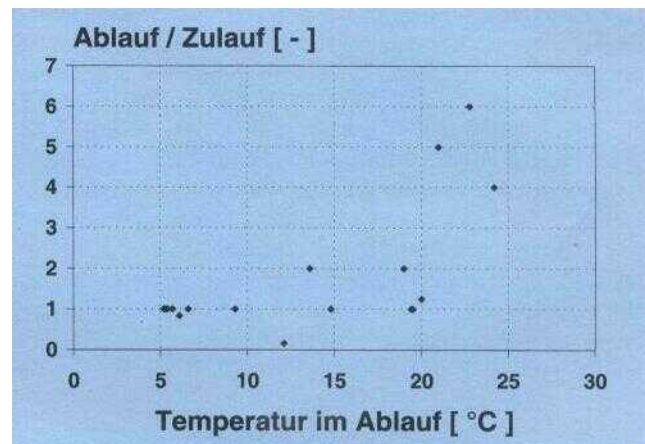
### 2.3 Nährstoffe und Salze

#### 2.3.1 Ortho-Phosphat

Der Mittelwert der Phosphatkonzentration lag im Zulauf des Mäanders bei 0,16 mg/l, wobei die Werte im Bereich von 0,05 und 0,9 mg/l variierten. Die gemittelte Ablaufkonzentration betrug 0,28 mg/l und es wurde eine maximale Konzentration von 1,2 mg/l gemessen, was auf eine P-Rückbelastung der Anlage schließen läßt. Wie Bild 3 veranschaulicht, ist diese jahreszeitlich auf die Sommermonate begrenzt.

Um den Zusammenhang von Abwassertemperatur und erhöhter Ablaufkonzentration zu verdeutlichen, wurde in Bild 4 das Verhältnis von Ablaufkonzentration zu Zulaufkonzentration der gemessenen Ablauftemperatur gegenübergestellt. Hiernach betragen die Ablaufkonzentrationen bei Temperaturen über 20 °C in etwa das fünffache der Zulaufkonzentration. Infolgedessen konnten der *PW/Einl-BB* (0,25 mg/l) in den Sommermonaten nicht eingehalten werden.

Im Gegensatz zum gasförmig entweichenden Stickstoff verbleibt der aus dem Klarwasser eliminierte Phosphor im Mäandersystem. Die beobachtete Phosphatrücklösung beruht auf veränderte Milieubedingungen entlang der Fließstrecke.



**Bild 4** Zunahme der Phosphat-Ablaufkonzentrationen im Vergleich zu den Zulaufwerten in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur im Ablauf

**Figure 4** Increase of the phosphate outflow concentrations in comparison with the inflow concentrations, dependent on the outflow sewage temperature

Der unter aeroben Bedingungen mikrobiologisch durch Einbau in Mikroorganismen gespeicherte Phosphor kann im anaeroben Milieu remobilisiert werden. Obligat aerobe Organismen können nur bei Anwesenheit von Sauerstoff Substrate unter Energiegewinnung verwerten. Fehlt dieser, greifen sie auf ihren Polyphosphatspeicher als Energielieferant zurück. Hierbei kommt es zu einer Rücklösung von Phosphat ins umgebende Medium. Die Umwandlungsreaktionen des anorganischen Stickstoffs lassen auf einen Milieuwechsel von aeroben zu anaeroben Bedingungen schließen. Der in den Pflanzen eingelagerte Phosphor kann durch Ernte der oberirdischen Pflanzenteile aus dem System entfernt werden. Da auf dem Mäander keine Pflanzenernte stattfindet, kann dieser Eliminationspfad vernachlässigt werden. Der von den Pflanzen jährlich in einer Größenordnung von 3 bis 6 g P/m<sup>2</sup> aufgenommene Phosphor steht somit eventuellen Rücklösungsprozessen zur Verfügung.

Die chemisch-physikalische Bindung erfolgt durch Adsorption an Eisen- und Aluminiumoxiden und durch Bildung von Calcium-, Eisen- und Aluminiumphosphaten. Organische Säuren oder andere Komplexbildner können dieses sorbierte oder gebundene Phosphat verdrängen und es in Lösung bringen. Solche Säuren entstehen bei der Kompostierung und Humifizierung von Pflanzenrückständen und tragen dort zur P-Remobilisierung bei.

Um die Phosphatmission im Boden abschätzen zu können, wurden an verschiedenen Mäanderwällen Bodenproben genommen und der Gesamtgehalt der Bodenphosphate bestimmt. Durch die jahrzehntelange Beaufschlagung mit phosphatreichem Wasser vor dem Umbau zum Mäander und der damit verbundenen P-Akkumulation war ein erhöhter Phosphatgehalt im Boden zu erwarten.

Die Proben wurden auf den Wällen 1, 3 und 8 (Bild 1) in verschiedenen Tiefen genommen und unterscheiden sich zum Teil erheblich.

- Wall 1: 474 mg/kg TM => oberhalb des Mäanderwasserspiegels  
427 mg/kg TM => unterhalb des Mäanderwasserspiegels
- Wall 3: 1141 mg/kg TM => Gemisch aus ober- und unterhalb d. M.
- Wall 8: 820 mg/kg TM => unterhalb des Mäanderwasserspiegels

Diese Ergebnisse liegen im Bereich der Phosphatbelastung anderer Rieselflächen. Auf der Rieselfeldversuchsanlage Waßmannsdorf wurde vom Landesumweltamt Brandenburg eine Menge von 740-1440 mg P/kg TM ermittelt, die weit über den sonst üblichen Werten landwirtschaftlich genutzter Flächen liegt (LU Brandenburg 1996).

Eine enge Korrelation zwischen organischer Bodensubstanz (OBS) und Gesamtphosphat läßt auf einen geringen Anteil anorganischen Phosphates schließen (Kilz et al. 1994). Die enge Beziehung zwischen OBS und Gesamt-P in den Mäanderböden konnte mit einem Korrelationskoeffizienten von  $r = 0,951$  bestätigt werden (Bild 5).

Zur Berechnung des Sättigungsgrades wurde für die Bodenprobe aus dem Wall 3 die Sorptionsisotherme bestimmt (Bild 6). Hierbei ergab sich eine Gleichgewichtskonzentration von 5,6 mg/l. Bei Spitzenkonzentrationen von 0,9 mg/l im Klarwasserzulauf ergibt sich somit eine P-Desorption, die zur Erhöhung der Ablaufwerte beiträgt. Mit dem berechneten Sättigungsgrad von 91,9 % ist die Sorptionskapazität für Phosphat auch bei höheren Zulaufwerten (> 5,6 mg/l) weitgehend erschöpft.

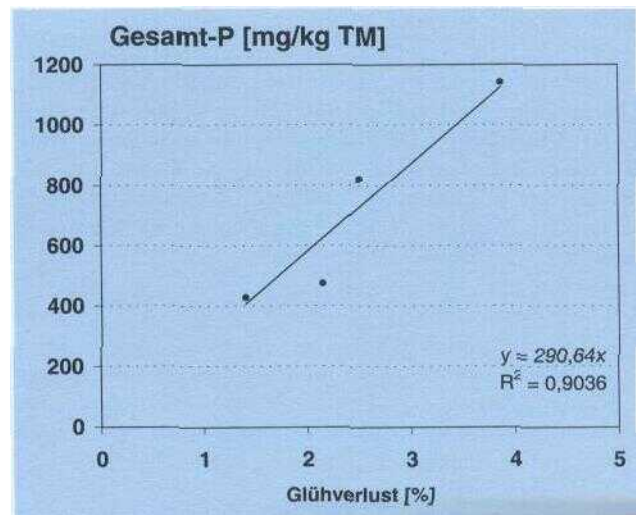


Bild 5 Korrelation des Gesamt-P-Gehaltes mit der OBS (Glühverlust) im Mäanderboden

Figure 5 Correlation of total P concentration and organic soil matter

### 2.3.2 Anorganischer Stickstoff

Wie der Vergleich der Zu- und Ablaufkonzentrationen der einzelnen anorganischen Stickstoffverbindungen zeigt, durchläuft der zugeführte Ammonium-N die beide Eliminationsstufen Nitrifikation und Nitratatmung (Denitrifikation). Die Zulaufwerte sind sowohl bei NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N als auch bei Nitrat starken Schwankungen unterworfen. Die Ammoniumkonzentrationen schwanken zwischen 0,2 und 7,2 mg/l, der Nitratzulauf bewegt sich im Bereich von 2,4 bis 11,9 mg/l. Im Mittel läuft dem System 1,3 mg/l Ammonium, 7,7 mg/l Nitrat und 0,3 mg/l Nitrit zu.

Die mittlere NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Ablaufkonzentration beträgt 0,55 mg/l. Als Maximalwert wurden 2,1 mg/l gemessen. Für Nitrat sind Schwankungen der Ablaufkonzentrationen von 0,2 bis 6,8 mg/l und ein Mittelwert von 1,38 mg/l zu verzeichnen. Die mittlere NO<sub>2</sub>-Ablaufkonzentration liegt mit weniger als 0,1 mg/l in der Nähe der Nachweisgrenze (0,05 mg/l).

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N wird mit einem mittleren Wirkungsgrad von  $h = 27\%$  aus dem System entfernt. Nitrit ist im Ablauf bei einer Zulaufkonzentration > 0,2 mg/l nur noch maximal bis zur Hälfte der Zulaufkonzentration nachweisbar, wobei der Wirkungsgrad insgesamt Werte zwischen 0 und 83 % annimmt.

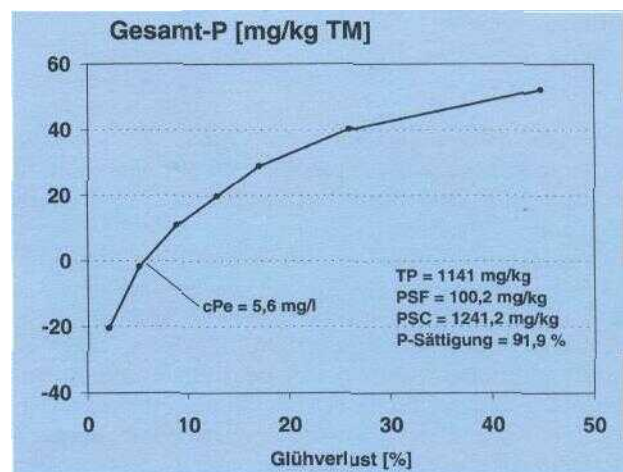


Bild 6 P-Sorptionsisotherme von „Boden 3/ Gemisch“ des Mäanders

Figure 6 P-sorption isotherm of "soil 3/mixture" of the meander system

Bei Nitrat wird durch die Mäanderpassage eine mittlere Elimination von 80,5 % erreicht.

### 2.3.3 Chlorid

Biologische Kläranlagen und natürliche Reinigungsprozesse haben nur geringen Einfluß auf den Chloridgehalt des Abwassers. Die Repositionspflanzen einer Pflanzenkläranlage sind in der Lage große Mengen an anorganischen Ionen zu speichern und somit die Salzfracht zu vermindern. Eine quantitative Elimination der Salze ist durch Pflanzen jedoch nicht zu leisten. Die Zu- und Ablaufkonzentrationen nehmen Werte zwischen 110 und 215 mg/l an und weisen keinen signifikanten Einfluß des Mäanders auf den Chloridgehalt auf. Nach Klee (1991) treten erst bei Chloridkonzentrationen von über 250 mg/l Schäden (Chlorophyllverlust bis zum Absterben) an Wasserpflanzen auf.

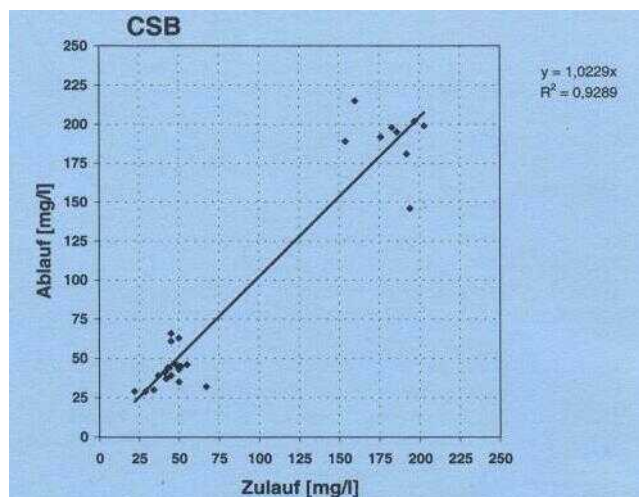
### 2.3.4 Sulfat

Die Reduktion von Sulfat findet nur unter anaeroben Bedingungen statt, wenn Sauerstoff oder Nitrat vollkommen verbraucht sind und somit das Redoxpotential niedrig ist ( $E_h = +100 \dots -200$  mV). Die vorangegangenen Denitrifikationsprozesse der Stickstoffverbindungen führten zu keiner vollständigen Nitratatmung. Daher durchläuft Sulfat ohne assimilatorische oder dissimilatorische Reduktion das System mit einer mittleren Konzentration von 156 mg/l. Damit liegt die  $SO_4^{2-}$ -Konzentration unterhalb des PW/Einl-BB (240mg/l).

### 2.4 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)

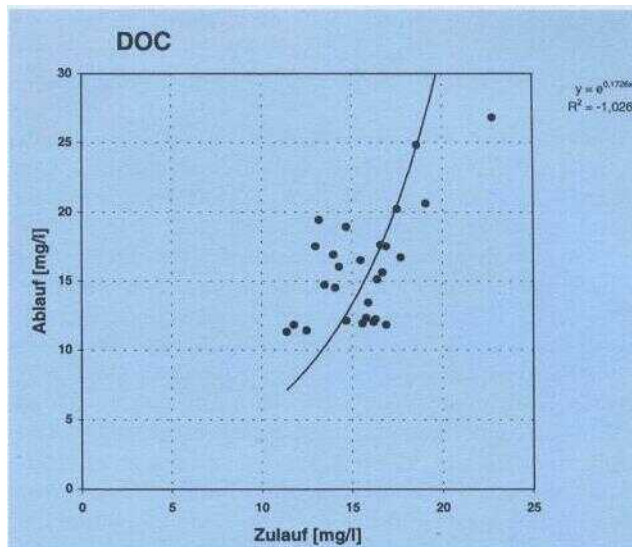
Wie die Gegenüberstellung der Zu- und Ablaufwerte in Bild 7 zeigt, hat die Mäanderpassage auf die Eliminationsrate des chemischen Sauerstoffbedarf nur geringen Einfluß. Die Steigung der linearen Ausgleichsgeraden von  $m = 1,0231$  und der Regressionskoeffizient von  $r = 0,965$  verdeutlichen den konzentrationsunabhängigen geringen CSB-Wirkungsgrad. Die mittlere Zulaufkonzentration (88,5 mg/l) liegt nur unwesentlich unter der des Ablaufs (93,6 mg/l), was einem leichten Anstieg um 1,3% entspricht.

Für den Parameter DOC ergibt sich ein ähnliches Bild. Auch hier läßt sich kein relevanter Einfluß des Mäanders auf den Anteil an organischen Substanzen ableiten. Der mittlere DOC-Gehalt im Mäandersystem beträgt ca. 16 mg/l



**Bild 7** Gegenüberstellung der Zu- und Ablaufkonzentrationen des CSB

**Figure 7** Comparison of the COD inflow and outflow concentration



**Bild 8** Gegenüberstellung der DOC-Zu- und Ablaufkonzentrationen des Mäanders

**Figure 8** Comparison of the DOC inflow and outflow concentrations of the meander

und die ermittelten Wirkungsgrade liegen im Bereich von  $n_{Doc} = -47 \dots 30$  %. Hierbei ist ab einer bestimmten DOC-Belastung (ca. 18 mg/l) kein Abbau mehr zu verzeichnen (Bild 8).

Das Bodenmaterial des Mäanders ist durch seine frühere Rieselfeldnutzung mit einem hohen Gehalt an organischer Substanz belastet. Eine Mineralisierung dieser organischen Substanz führt bei unvollständigem Abbau zu einer DOC-Erhöhung im Ablauf.

### 2.5 Schwermetalle

Schwermetalle finden sich im Klarwasser nur in geringen Konzentrationen und stellen damit keine zusätzliche Belastung für das System dar. Insgesamt liegen nur drei Beprobungen des Mäanders auf Schwermetalle vor, die 1997 analysiert wurden. Demnach kommt es zu keiner Remobilisierung von grenzwertbelegten Schwermetallen aus dem belasteten Bodenmaterial. Ungeachtet der Versickerungsmenge ist für alle relevanten Parameter eine Fixierung im System ableitbar. Mit Ausnahme von Mangan ist für alle Schwermetalle ein gutes Sorptionspotential im Bodenkörper bzw. im Bereich der Nachweisgrenze keine Remobilisierung zu verzeichnen. Die Manganerhöhung im Ablauf ist auf reduzierende Milieubedingungen infolge mikrobieller Abbauprozesse zurückzuführen, welche die Überführung des Mn(IV)-oxides in seine lösliche Form ermöglichen.

**Tabelle 2** Übersicht der Schwermetallkonzentrationen im Zu- und Ablauf des Mäanders im Vergleich zum PW/Einl-BBL  
**Table 2** Heavy metal inflow and outflow concentrations in comparison with the PW/Einl-BBL

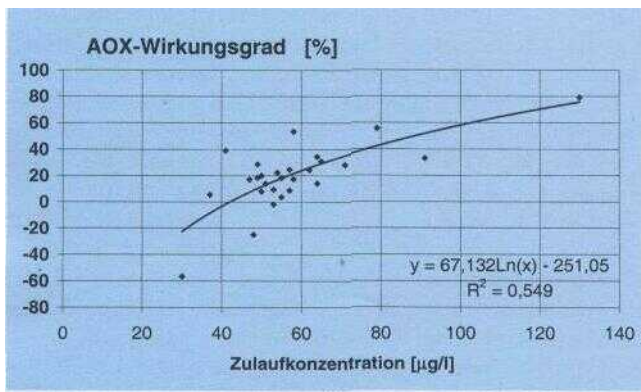
Parameter	Einheit	Zulauf	Ablauf	Wirkungsgrad [%]	Prüfwert
Cadmium	µg/l	2	2	0	5
Chrom	µg/l	5	5	0	50
Kupfer	µg/l	14,7	5	56,4	20
Eisen	µg/l	0,105	0,073	30,9	-
Mangan	µg/l	0,052	0,059	-31	-
Nickel	µg/l	15	15	0	50
Blei	µg/l	20	20	0	40
Zinn	µg/l	45	14,3	68,7	500

Somit wurden die Prüfwerte der Brandenburger Liste von allen Proben eingehalten. In Tabelle 2 sind die Analysedaten für die gemessenen Schwermetalle zusammengefasst.

**2.6 Adsorbierbare organische Halogenverbindungen (AOX)**

Als fester Parameter für die im Abwasserabgabengesetz (AbwAG) als abgabenrelevanter Schadstoff deklarierten halogenorganischen Verbindungen wurde AOX definiert. Die summarische Erfassung der Einzelstoffe aller organischen Halogenverbindungen erfolgt nach ihrem Chlorgehalt. Der Chloreinbau in organische Moleküle erleichtert die Aufnahme der organischen Halogenverbindungen. Somit wird in der Regel mit steigendem Chlorierungsgrad einer Substanz der Abbau von organischen Verbindungen durch natürliche biotische Systeme durch den Einbau von Halogenatome verlangsamt.

AOX läuft dem Mäander mit einer mittleren Konzentration von 58,4 µg/l zu und wird dort mit einem gemittelten Wirkungsgrad von n = 19,4 % eliminiert. Die mittlere Ablaufkonzentration beträgt 43,8 µg/l. Die tendenzielle Zunahme der Abbauleistung bei steigender Zulaufkonzentration (Bild 9) kann sich durch das Ausbilden eines Schwellenwertes ergeben (hier: ~ 50µg/l), welcher zur Adaption des biotischen Systems notwendig ist (Bischof 1993).



**Bild 9** Prozentuale AOX-Elimination in Abhängigkeit von der Zulaufkonzentration

**Figure 9** Percentage AOX elimination dependent on the inflow concentration

Die Ablaufkonzentrationen nehmen Werte zwischen 27 und 61 µg/l an und stellen damit nur eine niedrige Belastung bei der Bewertung der adsorbierbaren organischen Halogenverbindungen dar.

**3 Ergebnisse**

Die Milieubedingungen innerhalb des Mäandersystems lassen sich hinsichtlich biologischer und biochemischer Abbauprozesse als sehr gut bezeichnen. Für Phosphat ist eine temperaturabhängige Remobilisierung zu verzeichnen, infolgedessen der Prüfwert der Brandenburger Liste nicht eingehalten werden konnte. Diese P-Rücklösung wird zum einen stoffwechselbedingt durch obligat aerobe Organismen unter anaeroben Bedingungen und zum anderen durch organische Säuren und Komplexbildner verursacht, die bei der Kompostierung und Humifizierung von Pflanzenrückständen entstehen. Auch der in den Pflanzen eingelagerte Phosphat steht möglichen Rücklösungsprozessen zur Verfügung, da keine Ernte der Makrophyten vorgenommen wird. Die mikrobiologischen Umsetzungsprozesse der anorganischen Stickstoffverbindungen verlaufen ausgesprochen gut.

**Tabelle 3** Reinigungsleistung des Mäanders  
**Table 3** Purification efficiency of the meander system

Parameter	Zulauf	Ablauf	Wirkungsgrad
pH	7,8	7,5	Neutralisierung
Phosphat	0,16 mg/l	0,28 mg/l	-134%
NH <sub>4</sub> -N	1,3 mg/l	0,55 mg/l	27%
NO <sub>3</sub> -N	7,7 mg/l	1,38 mg/l	80,5 %
NO <sub>2</sub> -N	0,3 mg/l	0,1 %	50%
Chlorid	110 215 mg/l	(MW 176 mg/l)	geringer Einfluss
Sulfat	100 190 mg/l	(MW 156 mg/l)	geringer Einfluss
CSB	88,5 mg/l	93,6 mg/l	-1,3%
DOC	11... 27 mg/l	(MW 16 mg/l)	-2%
AOX	58,4 µg/l	43,8 µg/l	19,4%

Der Chloridgehalt des Klarwasserzulaufs bleibt entlang der Fließstrecke unbeeinflusst und liegt unterhalb der für Wasserpflanzen kritischen Konzentration. Sulfat ist unter den aeroben Milieubedingungen des Mäanders keinen Reduktionsprozessen unterworfen. Der Anteil der organischen Schmutzstoffe konnte durch den Mäander nicht reduziert werden. Für den Summenparameter AOX ergibt sich mit einem gemittelten Gehalt von 43,8 µg/l eine niedrige Belastung hinsichtlich der Grundwasserbeeinflussung. Tabelle 3 gibt eine Zusammenfassung über die Reinigungsleistung und über die Klarwasserbelastung des Mäanderzulaufs.

Die grenzwertbelegten Schwermetalle werden im Boden fixiert und die gegebenen Milieubedingungen lassen auf ein gutes Sorptionspotential im Bodenkörper schließen. Trotz sehr geringer Inputwerte finden mit Ausnahme von Mangan keine Remobilisierungsprozesse statt. Prüfwertüberschreitungen konnten für die analysierten Schwermetalle nicht festgestellt werden.

**Literatur**

Bischof, W (1993) Abwassertechnik, 10. Aufl., B G Teubner, Stuttgart  
 Brandenburger Liste (Stand Frühjahr 1993) Prüfwerte für die Einleitung von unkontaminiertem Wasser bzw. gereinigtem Grundwasser in die wassergesättigte Zone  
 Deutscher Wetterdienst (DWD) (1994) Niederschlags- und Verdunstungshohen im Untersuchungsgebiet der Rieselfelder südlich von Berlin Amtliches Gutachten Zentralstelle für hydrometeorologische Entwicklungen und Anwendungen Berlin, unveröffentlicht  
 Kilz, E et al. (1994) Sanierungs- und Gestaltungskonzeption für die ehemaligen Rieselfelder im Bereich des Forstamtes Berlin-Buch In SenSUT (Hrsg.) Arbeitsmatenal der Berliner Forsten  
 Klee, O (1991) Angewandte Hydrobiologie 2. Aufl., Georg Thieme Verlag Stuttgart New York  
 Landesumweltamt Brandenburg (1996) Studien und Tagungsberichte Bd. 13/14 Rieselfelder südlich Berhns-Altlast, Grundwasser, Oberflächengewässer - Gemeinsamer Abschlußbericht  
 Ökologie und Planung (1994) Rieselfelder Karolmenhohe-Landschaftspflegenscher Begleitplan/ Begleitplan für die veränderte Betriebsweise  
 VEB Industrie-Consult Berlin/TU Dresden (1990) Rieselfeldstudie/ BWB Einschätzungen der Auswirkungen einer geplanten veränderten Betriebsführung der Rieselfelder am Standort Karolinenhöhe m Berlin-Spandau Gutachten im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe, unveröffentlicht

**Anschrift der Verfasser**

Dipl.-Ing. Christoph Ertl, Dr Gerhard Ginzel, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V., Abteilung Ökohydrologie, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, E-Mail ertl@igb-berlin.de