

Renaturierung versus Verockerung – die Renaturierung des Vetschauer Mühlenfließes vor dem Hintergrund bergbaulicher Beeinträchtigungen

Daniel Schmidt
Elisabeth Meinel
Michael Mucha

Zahlreiche Gewässer im Spreewald sind von dem Phänomen der Verockerung betroffen. Der Eisenocker kann grundsätzlich aus diffusen oder flächigen Quellen eingetragen werden. Eisen und Ocker treten dabei insbesondere aus ehemaligen Braunkohlelagerstätten aus. Die Verockerung entsteht im EZG der Gewässer und wird durch ein komplexes Zusammenspiel verschiedener Faktoren wie bodenkundlichen, hydrologischen, chemischen und mikrobiellen Prozessen zu einem gewässerökologischen Problem. Wesentliche Auswirkungen können dabei neben der unmittelbaren Beeinträchtigung der Tier- und Pflanzenwelt, die Verringerung der Biodiversität sowie der Strukturvielfalt sein, die z. B. durch die Verlegung des hyporheischen Interstitials oder die Kolmation von Kieslaichplätzen bedingt sein kann. Der rote Ocker ist zwar nicht unmittelbar giftig, kann aber die Lebensbedingungen der Gewässerorganismen aus den zuvor genannten Gründen erheblich verschlechtern und somit auch die Zielerreichung gemäß § 27 WHG erschweren. Das Vetschauer Mühlenfließ ist temporär durch eine starke Rot- bzw. Orangefärbung gekennzeichnet, die durch die Ausfällung von Eisen(III)Oxid verursacht wird. Es wurde im Zuge der Tagebauentwicklung mehrfach aus- und umgebaut. Dabei wurden vorhandene Gewässerabschnitte zum Teil massiv überformt. Für die Abführung der anfallenden Grubenwassermengen war die Herstellung eines größeren Abflussprofils erforderlich. Um die Auswirkungen der Verockerung zu reduzieren und gleichzeitig den guten ökologischen Zustand zu erreichen, ist eine alleinige Verbesserung der Wasserqualität nicht ausreichend. Es müssen vielmehr innerhalb des Gewässers strukturverbessernde Maßnahmen realisiert werden, durch die entsprechende Refugialhabitate entstehen, und der natürliche Eintrag von Sauerstoff verbessert sowie die Strömungsdiversität erhöht werden. Entlang des Vetschauer Mühlenfließ wurden deshalb in mehreren Abschnitten verschiedene Komplexmaßnahmen realisiert. An mehreren Bauwerken wurde die ökologische Durchgängigkeit durch den Bau von Fischwanderhilfen hergestellt, gleichzeitig wurde das überdimensionierte Gewässerprofil durch Buhnen eingeengt und ein mäandrierender Verlauf innerhalb des ursprünglichen Gewässerbettes initialisiert. Des Weiteren erfolgten begleitende Maßnahmen wie die Herstellung von Uferanbrüchen bzw. Steilwänden als potentielle Eisvogelhabitate.

Stichworte: Wasserrahmenrichtlinie, Bewirtschaftungsziele, ökologische Funktionsfähigkeit, Verockerung, Renaturierung

1 Veranlassung und Zielstellung

Das Vetschauer Mühlenfließ (VMF) wurde zum Zwecke der Grubenwasserab-
leitung des Sumpfungswassers der Tagebaue Seese und Schlabendorf sowie
weiterer ehemals geplanter Tagebaue umfassend als Trapez- oder Kastenprofil
ausgebaut. Auf einer Gesamtstrecke von 4,4 km wurden parallel bzw. im Ne-
benschluss zum Altlauf drei Nebengerinne (Neulauf) angelegt, die als Hochwas-
serableiter fungieren. Das überdimensionierte gleichförmige Trapezprofil, die
Vertiefung der Sohle und die eingeschränkte Laufentwicklung des ausgebauten
Gewässers charakterisieren das VMF als massiv anthropogen beeinflusstes
Fließgewässer. Des Weiteren war die Längsdurchgängigkeit des Gewässerab-
schnittes durch zahlreiche unpassierbare Querbauwerke nicht gegeben und durch
mehrere Brücken- und Rohrdurchlässe gekennzeichnet. Natürliche Gewässer-
und Uferstrukturen waren durch den Ausbau weitgehend verloren gegangen. Die
Breiten- und Tiefenvarianz war als gering bis mäßig zu bewerten. Breitenerosi-
on bzw. Uferdynamik trat gar nicht auf oder war nur schwach ausgeprägt, was u.
a. auch durch den linienhaften Bewuchs mit Erlen bedingt ist (grüne Fixierung)
und keine Ausbildung einer strukturreichen Uferlinie und Wasserwechselzone
zuließ (vgl. *Gebler, 2 009*). Der dicht stehende lückenlose Erlenbestand fixiert
dabei mit seinem senkrecht ins Wasser ragenden Wurzelsystem das Ufer des
Neulaufs und verhindert dadurch eine Laufentwicklung. Mit dem Rückgang der
Einleitungsmengen von Sumpfungswasser i. Z. der Stilllegung der Tagebaue
erwies sich der Abflussquerschnitt als überdimensioniert. Aufgrund der dadurch
bedingten deutlich verringerten Fließgeschwindigkeit lagerte sich eine große
Menge Schlamm auf der Gewässersohle ab.

Der relevante Gewässerabschnitt beginnt oberwasserseitig zwischen der A13
und der L49. Am dort vorhandenen Wehr wird über die Stauhaltung der Abfluss
für einen Kanal reguliert, der als Zuleiter zum Schlosspark der Stadt Vetschau
fungiert. Die Wasserführung im Schlossgraben kann durch das Abschlagsbau-
werk sowie ein Wehr am Auslauf des Grabens reguliert werden. Unmittelbar
unterhalb der L49 teilt sich das VMF in den Altlauf und Neulauf auf. Im Bereich
der früheren Stradow Mühle liegt auf einer Länge von etwa 400 m wiederum
erneut nur ein Wasserlauf vor. Ab Station 5+000 existieren wieder zwei Wasser-
läufe. Der Neulauf befindet sich zunächst linksseitig des Altgewässers. In die-
sem Bereich entwässert der Ablauf der Kläranlage Vetschau in den Neulauf. Bei
Station 4+450 wurde ein Düker im Altlauf errichtet, an dem sich beide Gewäs-
ser kreuzen, so dass unterhalb des Bauwerkes der Neulauf rechtsseitig den Alt-
lauf begleitet. Im Raum Stradow befinden sich beidseitig die Stradower Fisch-
teiche, die vom Vetschauer Mühlenfließ aus bespannt werden und dem Gewäs-
ser periodisch Wassermengen entnehmen bzw. zuführen. Unterhalb der Teiche

vereinigen sich wieder beide Wasserläufe. In den letzten Jahren haben hohe Eisenockerfrachten zu einer zusätzlichen Beeinträchtigung des Gewässers geführt.

2 Leitbild

Gemäß LUGV ist der Neulauf im betrachteten Abschnitt dem LAWA-Typ 19 (Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern) zugeordnet und weist einen schlechten ökologischen Zustand auf. Dieser Referenztyp ist durch einen geschwungenen bis mäandrierenden Gewässerverlauf, eine geringe Vertiefung, stabile Ufer und überwiegend organischen bis fein- bis grobkörnigen Sohlsensubstraten gekennzeichnet. Das Strömungsbild weist neben Bereichen mit kaum erkennbarer, auch Abschnitte mit deutlich fließender Strömung auf. Darüber hinaus ist der „Wechsel von Beschattung und Lichtstellung mit ausgeprägten Makrophyten- und Röhrichtbeständen“ (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008) typspezifisch. Daher kann sich eine artenreiche Makrophyten-Gesellschaft mit bspw. *Potamogeton natans*, *Myriophyllum spicatum* und *Nuphar lutea* etablieren.

Im Längsschnitt des Gewässers sollte ein stufiger, abwechslungsreicher mehrschichtiger Aufbau des Gehölzsaums vorhanden sein. Dieser ergibt sich durch die unterschiedliche Wuchsform, aber vor allem durch die unterschiedliche Altersstruktur und Artenzusammensetzung der Gehölze (Mosaik-Zyklus). Ohne anthropogene Beeinflussung entstehen durch Unterbrechung der natürlichen Sukzession wie z. B. Abgang, Windwurf oder Hochwässer immer wieder Lücken im Gehölzsaum. Dort können sich zunächst Stauden- und Röhrichtbestände entwickeln (vgl. LUBW, 2007). Das Ziel darf deshalb kein konstanter, konservierter Vegetationszustand sein, sondern es sollen die Voraussetzungen für die naturnahe Vegetationsentwicklung geschaffen werden.

3 Ökologische Funktionsfähigkeit

Die ökologische Funktionsfähigkeit und damit die Lebensbedingungen in und an Gewässern werden ganz wesentlich durch die Wasserqualität, die Abflussdynamik und die Strukturausstattung bestimmt. Sie ist dann gegeben, wenn ein Ökosystem die Fähigkeit zur Erhaltung von Regulation (= Fähigkeit zur Erhaltung der natürlichen Ausprägung), Resilienz (= Fähigkeit, nach Überwindung vorübergehender Störungen die charakteristische Ausprägung wieder zu erreichen) und Resistenz (= Widerstand eines Ökosystems gegenüber störenden Einflüssen) aufweist. Die ökologische Funktionsfähigkeit impliziert, dass die natürlichen am

und im Gewässersystem vorkommenden Tier- und Pflanzenarten autochthone Bestände ausbilden können. Die Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit bedeutet daher die langfristige Bestandssicherung der gewässertypischen Fauna und Flora. Eine Störung der ökologischen Funktionsfähigkeit zeigt sich in quantitativen und qualitativen Veränderungen der Biozöosen und kann bis zum Ausfall autochthoner Arten oder zum Auftreten gänzlich neuer Arten führen.

Die ökologische Durchgängigkeit für Gewässerorganismen ist eine wesentliche Grundlage für die ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. Sie ist insbes. auch eine Voraussetzung zur Erreichung des guten ökologischen Zustands i. S. der Bewirtschaftungsziele (§ 27 WHG).

Bei Fließgewässerökosystemen handelt es sich um 4-dimensionale Lebensräume (vgl. *Jungwirth et al.*, 2003), die neben drei räumlichen (longitudinale, laterale und vertikale Konnektivität) auch eine zeitliche Komponente aufweisen. Je nach Längszonierung im Fließgewässer dominieren unterschiedliche Austausch-, Migrations- und Transportprozesse die ökosystemaren Vorgänge.

4 Verockerung

4.1 Ursachen

Das VMF ist temporär bereits durch eine starke Rot- bzw. Orangefärbung gekennzeichnet, die durch die Ausfällung von Eisen(III)Oxid verursacht wird. Die Verockerung entsteht dabei im Einzugsgebiet der Gewässer und wird durch ein komplexes Zusammenspiel verschiedener Faktoren wie bodenkundlichen, hydrologischen, chemischen und mikrobiellen Prozessen zu einem gewässerökologischen Problem (*Prange*, 2007). Eisen(II)-haltiges Grundwasser entsteht insbesondere, wenn sulfidische Mineralien (Pyrit, FeS_2) verwittern, in dem sie mit Sauerstoff in Verbindung treten und Eisen und Schwefel voneinander getrennt werden (*Uhlmann & Horn*, 2001; *Tent*, 2006; *Prange*, 2007). Dieser Prozess kann durch Grundwasserabsenkungen, wie sie beim Braunkohletagebau stattfinden, verstärkt hervorgerufen werden. Bei der chemischen Reaktion handelt es sich um eine Redoxreaktion, deren Reaktionsgeschwindigkeit durch die vorhandenen chem.-physikalischen Bedingungen bestimmt wird.

Wenn Eisen(II)-haltiges Grundwasser an die Erdoberfläche gelangt, wird es durch Oxidation schnell zu Eisen(III)Oxid umgewandelt und es fällt als hydratisiertes Eisenhydroxid (bzw. Eisenocker) deutlich sichtbar aus. Je größer die Fe(II)-Konzentration, der gelöste Sauerstoff und der pH-Wert sind, desto schneller läuft die Reaktion ab. Eisen kann nur in sauerstoffarmen, kohlesäurereichem Wasser mit einem pH-Wert $< 7,5$ in nennenswerten Mengen in Lösung bleiben

(vgl. *Baur et al.*, 2010). Je schneller die Oxidation abläuft, desto kürzer ist die Halbwertszeit des gelösten zweiwertigen Eisens, wodurch dessen Immobilisation im Boden bzw. die Sedimentation im Gewässer beschleunigt wird (*Prange*, 2007).

Der Eisenocker kann grundsätzlich aus diffusen oder flächigen Quellen eingetragen werden. Eisen und Ocker treten insbes. aus ehemaligen Braunkohlelagerstätten aus. Hier wurde der Pyrit belüftet, als die Braunkohle abgebaut wurde. In gedräntem Gelände wird Pyrit meist in der trockenen Jahreszeit oxidiert, das gelöste Eisen wird meist aber erst in der niederschlagsreichen Jahreszeit mit dem sauren Wasser in die Gewässer gespült. Daher tritt die stärkste Ockerverunreinigung der Gewässer i. d. R. im Winter auf, wenn das meiste Wasser aus den Flächen austritt. Aufgrund der im Winter niedrigen Wassertemperaturen tritt die größte Belastung in der Regel zu dieser Zeit auf. Im kalten Wasser (geringe Sauerstoffkapazität) oxidiert das gelöste Eisen langsamer. Deshalb wird es über längere Strecken transportiert als im Sommer.

Sofern bei der Gewässerunterhaltung Wasserpflanzen gemäht werden, zwischen denen sich viel Ocker abgelagert hat, wird dieser im Wasser aufgewirbelt. Er wird in einem „Peak“ als Verunreinigungswolke bachabwärts transportiert. Wenn das eisenhaltige Wasser an den Blättern vorbei strömt, oxidiert das Eisen zu Ocker. Hier, dicht an den Wasserpflanzen, sind die Sauerstoffkonzentrationen im Vergleich höher und das saure Wasser wird neutralisiert. Darüber hinaus filtern die Pflanzen den ausflockenden Ocker aus dem Wasser, so dass er nicht weiter transportiert wird (*Tent*, 2006).

4.2 Wirkung/Ökotoxizität

Die Reaktion der Biozöosen bzw. Ökosysteme auf Stressoren kann nach *Gude-rian & Gunkel* (2000) phänomenologisch unterteilt werden in

- Verhaltensänderungen der Organismen,
- Störungen oder Populationsdynamik z. B. durch Änderung der Reproduktion oder Fertilität,
- Verbreitung der Organismen (Chorologie),
- Bioakkumulation im Nahrungsnetz.

Hinsichtlich der Ökotoxizität muss zwischen dem Eisenocker auf der einen Seite und dem Eisen an sich auf der anderen Seite differenziert werden. Das gelöste Eisen und das saure Wasser können sowohl auf Wirbellose als auch auf Fische toxisch wirken. Der Grenzwert für die tolerierbaren Eisenkonzentrationen wird dabei in der Fachliteratur unterschiedlich angegeben, da Eisen bei unterschiedlichen Bedingungen (pH-Wert, Kalkgehalt, SBV-Wert, Temperatur, Sauerstoff-

gehalt usw.) einen unterschiedlichen Toxizitätsgrad aufweist (*Baur et al.*, 2010). Je saurer das Wasser ist, desto schädlicher wirkt sich das Eisen aus. Für adulte Forellen gilt dabei ein Wert von 0,3 mg/l, bei Karpfen < 0,9 mg/l, Eier und Brütlinge können bereits ab Konzentrationen von > 0,1 mg/l geschädigt werden (*Baur et al.*, 2010). Gelöstes Eisen kann insbes. an den Kiemen oxidieren, so dass die Atmung gestört wird. Zusätzlich kann es zu einer Rötung, Reizung und sogar Anätzung des Kiemenepithels kommen (*Baur et al.*, 2010). Vergleichbares geschieht auch bei Wirbellosen, die oftmals fast einen „Ockerpanzer“ tragen (*Tent*, 2006). Der rote Ocker ist zwar nicht unmittelbar giftig, kann aber die Lebensbedingungen der Gewässerorganismen erheblich verschlechtern (vgl. *Tent*, 2006).

Wesentliche Auswirkungen des Eisenockers sind (vgl. *Tent*, 2006; *Prange*, 2007):

- Unmittelbare Beeinträchtigung der Tier- und Pflanzenwelt (Organismen- bzw. Populationsebene, Rückgang von Arten- und Individuenzahlen),
- Verringerung der Biodiversität (Zunahme euryöker Arten, Verlust stenöker Arten),
- Trübung des Gewässers (Nahrungssuche von Fischen wird erschwert),
- Veränderung der Gildenzusammensetzung bzw. des Nahrungsnetzes,
- Verlegung des hyporheischen Interstitials,
- Kolmation vorhandener Kieslaichplätze,
- Verringerung der Strukturvielfalt im Gewässer,
- Geringere (Primär-)Produktion,
- Verringerung der Selbstreinigungsleistung des Gewässers.

Insbesondere Fische weisen i. V. mit ihrer hohen Mobilität ein ausgeprägtes Flucht- bzw. Präferenzverhalten auf. Dies führt in Fließgewässern dazu, dass die Fische bei ungünstigen Lebensbedingungen Refugialräume aufsuchen und dort die Schadwirkung überdauern (*Guderian & Gunkel*, 2000).

5 Maßnahmen

Die Komplexmaßnahme am VMF umfasst u. a.:

- Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit an mehreren Standorten in Form von Raugerinnen mit Beckenstrukturen und Vertical-Slots,
- Rückbau eines Dükers,

- Neubau des Verteilerbauwerkes,
- Neubau von Staubauwerken (Wasserstandssicherung und teichbewirtschaftungsabhängige Regulierung),
- Reprofilierung (Entschlammung - Entfernung von organischen Deckauflagen des Altlaufs mit Stärken zwischen 25 bis 110 cm),
- Sohlanhebung (Einbau von Sohlsubstrat),
- Einbau von Sohlschwelen (Wasserstandssicherung und teichbewirtschaftungsabhängige Regulierung, Erhöhung der Fließgeschwindigkeit, Eintrag von Sauerstoff),
- Einbau von Buhnen zur Erhöhung der Strömungsdiversität und zur Einengung des Abflussprofils,
- Herstellung von Ufersteilwänden als potentielle Bruthabitate des Eisvogels,
- Auflichtung des vorhandenen gewässerbegleitenden dichten Gehölzsaums (Freistellung von wertgebenden Gehölzarten).

Das Zusammenspiel aller Maßnahmen erhöht die Strukturdiversität sowie die Breiten-, Tiefen- und Strömungsvarianz im Gewässer. Hierdurch entstehen zahlreiche neue wertvolle Meso- und Mikrohabitate. Durch das eingebrachte Substrat wird im Zusammenspiel mit der Erhöhung der Fließgeschwindigkeit das hyporeischen Intestinal wiederhergestellt, welches ein wesentliches Refugialhabitat sowohl für Makroinvertebraten als auch für Fischlarven darstellt. Zahlreiche Arten können bei erhöhten Eisenfrachten in geschützte Bereiche ausweichen.

Alle naturschutzfachlichen Belange wurden während der Umsetzungsphase durch eine Umweltbaubegleitung gewährleistet und dokumentiert.

6 Erfolgskontrolle

Im Anschluss an die Gesamtmaßnahme wurde eine fischökologische und hydraulische Erfolgskontrolle durchgeführt. Das fischökologische Leitbild bzw. die Referenzzönose für das VMF umfasst 25 Arten von denen 19 i. R. von Funktionskontrollen dokumentiert werden konnten. Die Fischwanderhilfen wurden im Hinblick auf die Auffind- und Passierbarkeit einer Funktionskontrolle (Reusenfang) unterzogen. Dabei wurden mit Döbel, Aland und Gründling drei rheophile Taxa erfasst. Im Bereich der Profileinengungen konnten im Rahmen der Erfolgskontrolle Fließgeschwindigkeiten von bis zu 0,5 m/s dokumentiert werden.



Abbildung 1: Einbau von Buhnen im Bereich der Einmündung des Altlaufs in den Neulauf – der Einlauf liegt in einer strömungsgünstigen Prallhanglage



Abbildung 2: Herstellung der Ufersteilwände als mögliche Eisvogelhabitate



Abbildung 3: Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit in Form eines Raugerinnes mit Beckenstrukturen

7 Literatur

- Baur, W. H.; Bräuer, G.; Rapp, J. (2010): Nutzfische und Krebse – Lebensraum, Erkrankungen und Therapie. Enke Verlag. Stuttgart.
- Gebler, R.-J. (2005): Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse – Maßnahmen zur Strukturverbesserung – Grundlagen und Beispiel aus der Praxis. Verlag Wasser+Umwelt. Walzbachtal.
- Guderian, R.; Gunkel, G. (2000): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie - Aquatische Systeme. Band 3B, Springer Verlag Berlin – Heidelberg, 2000.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G.; Moog, O.; Muhar, S., Schmutz, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas UTB , Wien.
- Lubw - Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2007): Gehölze an Fließgewässern. Oberirdische Gewässer Gewässerökologie 105, Karlsruhe 2007.
- Pottgiesser, T.; Sommerhäuser, M. (2008): Erste Überarbeitung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und

- Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B). Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes (Teil A) und der LAWA (Teil B).
- Prange, H. (2007): Ochre Pollution as an Ecological Problem in the Aquatic Environment – Solution Attempts from Denmark. HRSG. Edmund Siemers-Stiftung. Books on demand GmbH, Norderstedt.
- Tent, L. (2006): Ocker - ein Gewässerproblem, gegen das wir einiges tun können. ad fontes Verlag. Hamburg.
- Uhlmann, D., Horn, W. (2001): Hydrobiologie der Fließgewässer. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Autoren:

Dipl.-Ing. (FH) Daniel Schmidt

Dipl.-Ing. (FH) Elisabeth Meinel

IPP HYDRO CONSULT GmbH
Gerhart-Hauptmann-Str. 15
03044 CottbusIPP HYDRO CONSULT GmbH
Gerhart-Hauptmann-Str. 15
03044 Cottbus

Tel.: +49 355 75 70 05 19

Tel.: +49 355 75 70 05 18

Fax: +49 355 75 70 05 22

Fax: +49 355 75 70 05 22

E-Mail: d.schmidt@ipp-hydro-consult.de

E-Mail: e.meinel@ipp-hydro-consult.de

Dipl.-Ing. Michael Mucha

Wasser- und Bodenverband Oberland-
Calau
Lindenstraße 2
03226 Vetschau OT Raddusch

Tel.: +49 35433/592614

Fax: +49 35433/5926-27

E-Mail: m.mucha@wbvoc.de