

**Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V.  
Potsdam - Sacrow**



**Band 29**

**Untersuchungen zur Funktionsweise einer  
teilgeschlossenen Kreislaufanlage  
der Forellenaufzucht**



**Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V.  
Potsdam-Sacrow**

**Band 29 (2011)**



**Untersuchungen zur Funktionsweise einer  
teilgeschlossenen Kreislaufanlage  
der Forellenaufzucht**

**Herausgegeben vom Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (IfB)  
Im Königswald 2, 14469 Potsdam**

Die vorliegende Broschüre ist der gekürzte Bericht zum gleichnamigen Projekt, das im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES) bearbeitet wurde.

### **Impressum**

**Bearbeitung:** Dr. F. Rümmler, H. Rank, S. Schiewe u. F. Weichler (IfB),  
S. Winkelmann (Forellenhof H. Winkelmann, 29649 Wietzendorf)

**Fotos:** Dr. F. Rümmler

**Herausgeber:** Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow mit Förderung  
durch das Land Brandenburg  
Im Königswald 2  
14469 Potsdam  
Tel.: 033201/406-0  
Fax: 033201/406-40  
e-mail: [info@ifb-potsdam.de](mailto:info@ifb-potsdam.de)  
Internet: [www.ifb-potsdam.de](http://www.ifb-potsdam.de)

**Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow**  
**29 (2011) ISSN 1438-4876**

## Inhaltsverzeichnis

1.	EINLEITUNG .....	2
2.	BESCHREIBUNG DER ANLAGEN.....	4
2.1	Beschreibung der Satzfishanlage.....	4
2.2	Beschreibung der Mastanlage .....	7
3.	VORGEHENSWEISE BEI DEN MESSUNGEN UND UNTERSUCHUNGEN.....	13
4.	AUFZUCHTERGEBNISSE .....	15
4.1	Satzfishanlage.....	15
4.2	Mastanlage .....	21
5.	AUSWERTUNG DER MESSUNGEN .....	30
5.1	Biofilter .....	30
5.2	Wasserförderung und Gasaustausch.....	43
6.	MESSUNGEN ZUM SAUERSTOFFEINTRAG DES HP-FÖRDERERS .....	50
7.	ZUSAMMENFASSUNG .....	56
8.	LITERATUR .....	62

## 1. Einleitung

Die teilgeschlossenen Kreislaufanlagen nach dänischem Vorbild stellen eine neue Anlagentechnologie der Forellenproduktion dar. Sie besitzen einen Biofilter und kommen dadurch gegenüber den herkömmlichen offenen Kreislaufanlagen mit einem wesentlich geringeren Frischwassereinsatz aus. Weitere produktionstechnologische Vorteile lassen sich durch den Betrieb mit Grundwasser erzielen. Zusätzlich ist der Eintrag von Pflanzennährstoffen und organischer Belastung in die Vorflut durch die verbesserten Möglichkeiten der Aufbereitung des Ablauf- und Schlammwassers im Vergleich zu offenen Systemen sehr viel geringer. Damit stellt dieser Anlagentyp einen wichtigen Schritt in die Richtung einer wassersparenden, emissionsarmen bzw. -freien Forellenproduktion dar. Gegenüber den geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen erfordern teilgeschlossene Kreislaufanlagen einen sehr viel geringeren Investitionsaufwand.

In Deutschland wurde eine derartige Anlage durch Herrn Winkelmann in Wietzendorf bei Soltau (Niedersachsen) errichtet und in Betrieb genommen. Es handelt sich dabei um eine kleinere Satzfishanlage mit zwei Teilanlagen bzw. zwei Hälften, die im September 2008 erstmals besetzt wurde. Weiterhin wurde eine Mastanlage mit ebenfalls zwei Teilanlagen bzw. zwei Hälften errichtet, die im September 2009 in Betrieb genommen wurde. Die Anlagen dienen der Aufzucht von Lachsforellen auf der Basis zugekaufter Setzlinge.

Bisher liegen, abgesehen von ROQUE D'ORBCASTEL u. a. (2009a,b), im internationalen Schrifttum keine detaillierten Angaben über die Arbeitsweise und die Aufzuchtergebnisse teilgeschlossener Kaltwasser-Kreislaufanlagen vor. LOVITT (2007) gab zusammengefasste Daten über den Aufbau und die Aufzuchtergebnisse einer kleineren Anlage an. Untersuchungen mit separaten Biofiltern, die mit dem Wasser aus einer teilgeschlossenen Produktionsanlage gespeist wurden, führten SUHR und PEDERSEN (2010) durch.

Andererseits wirft das Verfahrensprinzip einige Fragen auf, deren genaue Klärung für die weitere Anwendung dieser Technologie in Deutschland sinnvoll wäre. Hierzu sind folgende Sachverhalte zu zählen: die Funktionsfähigkeit des Biofilters unter Kaltwasserbedingungen, die Sicherung einer ausreichenden Entfernung des Kots der Fische mit Hilfe der Schlammtrichter, die Gewährleistung einer ausreichenden Wasserförderung und Sauerstoffanreicherung durch den HP-Förderer, die Vermeidung der Entstehung von Gasüberspannungen sowie die Stabilisierung der CO<sub>2</sub>-Verhältnisse in der Anlage.

Auch die fischgesundheitlichen Fragen unter diesen Haltungsbedingungen sollten genauer betrachtet werden.

Weiterhin stellt sich als Grundlage für eine ökonomische Bewertung die Frage, welche Werte der biotechnologischen Kennziffern Stückmassezuwachs, Überlebensrate und Futtermittelnutzung unter den vorhandenen Temperaturen, wasserchemischen Parametern und Bewirtschaftungsbedingungen erreicht werden können.

Schließlich ist die Aufbereitung des Ablauf- und Schlammwassers bis zur Erreichung der wasserbehördlich geforderten Einleitwerte eine grundsätzliche Voraussetzung für die Erteilung und Aufrechterhaltung der wasserrechtlichen Genehmigung derartiger Anlagen. Dabei steht für die Wasserbehörden die Erreichung bzw. Sicherung des guten ökologischen Zustandes bzw. des guten Zustandes der physikalisch-chemischen Komponenten der Fließgewässer nach der Wasserrahmenrichtlinie im Vordergrund (OGEWV 2010). Daneben sind für diesen mit Grundwasser arbeitenden Anlagentyp die potenzielle Veranlagung zur Abwasserabgabe nach dem Abwasserabgabengesetz sowie die Einhaltung der Festlegungen der „Hinweise zur Verringerung der Belastung der Gewässer durch die Fischhaltung“ (LAWA 2003) als Emissionsanforderungen zu beachten.

Dieser Komplex von Fragen kann nur durch längerfristige Messungen und Auswertungen des Betriebsgeschehens in bestehenden Anlagen schrittweise bearbeitet werden.

In einem ersten Projekt wurden die Arbeitsweise des Biofilters, der Sauerstoffversorgung und der Wasserförderung während der Produktionsperiode von Ende September 2009 bis Januar 2010 in einer Hälfte der Satzfishanlage verfolgt. Zusätzlich wurden die produktionstechnologischen Daten erfasst und ausgewertet (RÜMMLER u. RANK 2010). Die projektierte maximale Futtermenge, als das wesentlichste Belastungskriterium des Biofilters, wurde innerhalb dieses Untersuchungszeitraumes noch nicht erreicht.

Insgesamt wurden Aufzuchtergebnisse erzielt, die vorhandenen Versuchsdaten bei vergleichbaren Stückmassen und Temperaturen entsprechen oder günstiger sind als diese. Anscheinend werden in der teilgeschlossenen Kreislaufanlage gute Haltungs- und Fütterungsbedingungen gewährleistet, die diese Aufzuchtergebnisse ermöglichen.

Insgesamt ergab sich bei den eingesetzten Frischwasser- und Futtermengen eine gute und kontinuierliche Arbeitsweise des Biofilters, die einen sehr stabilen Wasserchemismus während der gesamten Untersuchungsperiode zur Folge hatte. Zu keinem Zeitpunkt kam es zu einer Grenzwertüberschreitung der fischtöxischen Parameter Ammoniak und salpetrige Säure.

In der vorliegenden Arbeit wurden die Messungen und Untersuchungen auf die Mastanlage ausgedehnt. Schwerpunkte wurden auf die Funktionsweise des Biofilters bei höherer Futterbelastung, die verfahrenstechnischen Parameter der HP-Förderer und die allgemeine Funktionsweise der Mastanlage, die etwas anders als die Satzfishanlage aufgebaut ist, gelegt. Dazu wurde jeweils eine Hälfte der Satzfishanlage und der Mastanlage betrachtet.

## 2. Beschreibung der Anlagen

### 2.1 Beschreibung der Satzfishanlage

Die Arbeiten wurden in einer der beiden Hälften der Satzfishanlage durchgeführt (Abb. 1 - 5).

Eine Anlagenhälfte setzt sich aus fünf längsdurchströmten Fischhaltungsbecken mit den Abmessungen 10 m \* 2 m und 1,2 m Wasserstand zusammen. Das Fischhaltungsvolumen beträgt  $5 * 24 \text{ m}^3 = 120 \text{ m}^3$ . Zusätzlich wird der Kanal zur Wasserrückführung bis zum HP-Förderer zur Fischhaltung genutzt. Die Abmessungen bzw. das Volumen dieses Teils des Rückführungskanals betragen ca.  $12,5 \text{ m} * 2 \text{ m}$  bei 1,2 m Tiefe bzw.  $30 \text{ m}^3$ . Für eine Hälfte der Satzfishanlage ergibt sich insgesamt ein Fischhaltungsvolumen von  $150 \text{ m}^3$ .

Während der Messungen und Untersuchungen im Zeitraum von Juni 2010 bis Januar 2011 waren die fünf Becken und der Rückführungskanal mit Fischen besetzt.

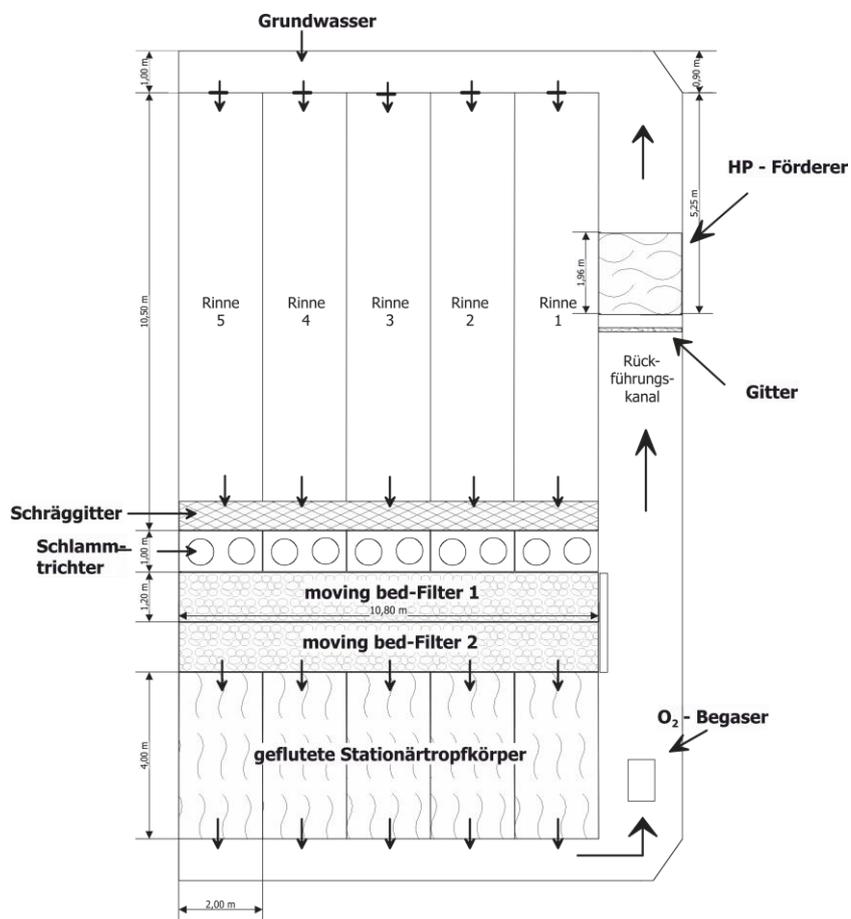


Abb. 1: Schematische Darstellung einer Hälfte der Satzfishanlage

Hinter den schrägen Ablaufgittern der regulären Fischhaltungsbecken schließen sich die 1 m langen Beckensegmente für die Schlammtrichter an, in denen die größeren Kotpartikel sedimentieren. Hinter jedem Becken befinden sich zwei parallele Schlammtrichter. Durch das tägliche Ziehen der Verschlüsse der Schlammtrichter gelangen die sedimentierten Kotpartikel in die Schlammwasseraufbereitung.



Abb. 2: Satzfishanlage von vorn in Flussrichtung (rechts: Fischhaltungsbecken, dahinter Biofilter, links: Rückführungskanal mit schwimmendem O<sub>2</sub>-Niederdruckbegaser und HP-Förderer)



Abb. 3: Satzfishanlage von der Seite (rechts: Fischhaltungsbecken, Mitte: moving bed-Filter, links: gefluteter Stationärtropfkörper, vorn: Rückführungskanal)



Abb. 4: Biofilter der Satzfishanlage (vorn: moving bed-Filter, dahinter gefluteter Stationärtropfkörper)



Abb. 5: Füllkörperbett der gefluteten Stationärtropfkörper in der Satzfishanlage

Anschließend durchfließt das Wasser den zweistufigen, quer liegenden moving bed-Biofilter mit einer Länge von zweimal 1,2 m in Fließrichtung (je 1,2 m Länge \* 10,8 m Breite und

1,2 m Tiefe). Ein moving bed-Filter besitzt ein Volumen von 15,55 m<sup>3</sup>, das zu 50 % mit Füllkörpern gefüllt ist. Die Füllkörper weisen eine Materialdichte von 1,0 kg/dm<sup>3</sup> auf.

Den moving bed-Filtern schließen sich fünf parallel liegende geflutete Stationärtropfkörper mit jeweils 4 \* 2 m Grundfläche und einer Höhe des Füllkörperbetts von 0,7 m an. Daraus ergibt sich ein Füllkörpervolumen von 5,6 m<sup>3</sup> pro Tropfkörper bzw. insgesamt 28 m<sup>3</sup>. Die Füllkörper haben eine Materialdichte von 1,2 kg/dm<sup>3</sup>. Die gefluteten Stationärtropfkörper werden im Abstand von einer Woche durch Rückspülung mit Hilfe von Druckluft gereinigt. Das belastete Spülwasser gelangt ebenfalls in die Schlammwasseraufbereitung.

Im Biofilter bauen nitrifizierende Bakterien (Nitrifikanten) das von den Fischen abgegebene Ammonium zum weitgehend fischungiftigen Nitrat ab. Mit der spezifischen Oberfläche der eingesetzten Füllkörper von 750 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> ergeben sich folgende Besiedelungsflächen für die nitrifizierenden Bakterien: gefluteter Stationärtropfkörper 21.000 m<sup>2</sup> und moving bed-Filter 11.663 m<sup>2</sup>. Insgesamt steht damit in einer Hälfte der Satzfishanlage eine Besiedelungsfläche für die Nitrifikanten von 32.663 m<sup>2</sup> zur Verfügung.

Das Wasser sammelt sich nach den gefluteten Stationärtropfkörpern im ersten Abschnitt des Rückführungskanals und fließt dann parallel zu den Filtern und den Fischhaltungsbecken zurück zum Einlauf der Becken.

Im vorderen Drittel des beckenparallelen Teils des Rückführungskanals ist der HP-Förderer (Airlift, Mammutpumpe) angeordnet. Mit dem HP-Förderer wird zum einen die Kreislaufwasserförderung gewährleistet und andererseits die Sauerstoffanreicherung des Wassers vorgenommen. Dazu ist der Kanal auf einer Länge von 2,3 m bis auf 3,3 m vertieft. Dieser vertiefte Kanalteil wird durch eine senkrechte, unten offene Tauchwand geteilt. Die Druckluftausströmung erfolgt in 2,5 m Wassertiefe mit Hilfe gelochter Ausströmerrohre, die Löcher von 2 mm Durchmesser besitzen (mittelblasige Belüftung).

Weiterhin ist am Anfang des Rückführungskanals ein schwimmender O<sub>2</sub>-Niederdruckbegaser zur zusätzlichen Begasung des Wassers mit technischem Sauerstoff installiert. Daneben trägt der O<sub>2</sub>-Begaser zur Stickstoffentfernung bei.

Die Anlage wird mit Grundwasser gespeist. Das Ablaufwasser wird Erdteichen zur Nachklärung zugeführt.

Die Fütterung erfolgt mit Hilfe einer automatischen Fütterungsanlage. In die Fütterungssteuerung sind die zu verabreichende tägliche Futtermenge, die Anzahl der täglichen Fütterungen und die Fütterungszeiten einzugeben. Die einzelnen Fütterungen werden durch eine Dosierwaage portioniert und anschließend mit Hilfe von Druckluft dem betreffenden Becken zugeführt.

## 2.2 Beschreibung der Mastanlage

Eine Hälfte der Mastanlage ist in Abb. 6 schematisch dargestellt. Abb. 7 - 11 zeigen diese Anlagenhälfte.

Das funktionelle Wirkprinzip gleicht weitgehend dem der Satzfishanlage. Die Dimensionierung und Gestaltung der einzelnen Anlagenteile unterscheiden sich jedoch von der kleineren Satzfishanlage.

Eine Anlagenhälfte setzt sich aus drei längsdurchströmten Fischhaltungsbecken zusammen, die U-förmig angeordnet sind. Die drei Becken haben folgende Abmessungen:

- Mast 1: 35 m \* 5 m sowie 1,8 m Wasserstand = 315 m<sup>3</sup> Haltungsvolumen
- Mast 2: 16,2 m \* 5 m und 4,5 m \* 5,2 m sowie 1,8 m Wasserstand = 188 m<sup>3</sup> Haltungsvolumen

- Mast 3: 21 m \* 5 m sowie 1,8 m Wasserstand = 189 m<sup>3</sup> Haltungsvermögen.

Insgesamt ergibt sich für eine Hälfte der Mastanlage ein Fischhaltungsvolumen von 692 m<sup>3</sup>.

Am Einlauf des Mastbeckens 1 befindet sich der Schacht des HP-Förderers mit einer Länge von 1,5 m und einer Tiefe von 3,3 m von der Oberkante. Die mittelblasige Luftausströmung ist in 2,5 m Wassertiefe angebracht. Hinter dem senkrechten Absperrgitter befinden sich auf dem Beckengrund feinblasige Ausströmer mit denen eine zusätzliche Sauerstoffanreicherung mit technischem Sauerstoff vorgenommen wird. Die zugeführte O<sub>2</sub>-Menge liegt bei ca. 15 - 20 l/min. Gleichzeitig kann damit eine mehr oder weniger starke Stickstoff-Entgasung verbunden sein. Beide Prozesse, die Belüftung durch den HP-Förderer und die anschließende Begasung bzw. Entgasung, lassen sich durch die ineinander übergehenden Blasenschleier messtechnisch nicht voneinander trennen.

Zusätzlich ist auf jedem Mastbecken ein schwimmender O<sub>2</sub>-Niederdruckbegaser installiert, der einen zusätzlichen Sauerstoffeintrag gewährleistet und gleichzeitig zur Stickstoffentgasung beiträgt.

Am Ende des Mastbeckens 1 ist eine Tauchwand mit unterem Gitter installiert, die die Strömung über den Beckengrund leitet. Im Abstand von ca. einem Meter sind fünf parallel liegende Schlammtrichter zur Aufnahme der Kotreste der Fische angeordnet. Dahinter befindet sich als Übergang zum Mastbecken 2 ein senkrechtes Gitter. Zwischen Tauchwand und senkrechtem Gitter sind in 0,8 m Wassertiefe Ausströmerrohre zur mittelblasigen Belüftung angeordnet, die eine Fläche von ca. 12 m<sup>2</sup> einnehmen. Diese Belüftung soll der CO<sub>2</sub>-Entgasung dienen.

Mastbecken 2 und 3 sind nur durch ein senkrechtes Gitter voneinander getrennt. Am Ende des Mastbeckens 3 sind hinter dem Schräggitter zwei Reihen von je fünf parallelen Schlammtrichtern angeordnet. Durch das tägliche Ziehen der Verschlüsse der Schlammtrichter gelangen die sedimentierten Kotpartikel in die Schlammwasseraufbereitung.

Der Biofilter setzt sich wie in der Satzfishanlage aus einem vorderen, quer liegenden moving bed-Filter und den dahinter parallel angeordneten gefluteten Stationärtropfkörpern zusammen. Die Wassermenge, die durch den Biofilter fließt, wird durch einen Bypass reguliert; ca. zwei Drittel des Kreislaufwassers sollen über den Biofilter geleitet werden und ca. ein Drittel über den Bypass.

Der moving bed-Filter hat ein Volumen von ca. 50 m<sup>3</sup>. Der Füllungsgrad mit Füllkörpern liegt bei 50 %. Die Füllkörper mit den Abmessungen 12 \* 15 mm haben eine spezifische Oberfläche von 780 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Daraus ergibt sich eine zugrunde zulegende Besiedelungsfläche des moving bed-Filters von 19,5 Tsd. m<sup>2</sup>. Die Materialdichte der Füllkörper beträgt 1,0 kg/dm<sup>3</sup>.

Die sieben Stationärtropfkörper mit einer Grundfläche von 5,75 m \* 2 m und einer Schüttungshöhe von 1,3 m besitzen ein Füllkörpervolumen von je 15 m<sup>3</sup>, d. h. insgesamt 105 m<sup>3</sup>. Mit der spezifischen Oberfläche der Füllkörper von 780 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> ergibt sich eine Besiedelungsfläche für die Nitrifikanten von 81.900 m<sup>2</sup>. Die Dichte dieses Füllkörpermaterials liegt bei 1,2 kg/dm<sup>3</sup>.

Durchschnittlich wird pro Tag ein Stationärtropfkörper gereinigt.

Der Teilwasserstrom, der durch den Biofilter geleitet wird, sammelt sich am Ablauf der gefluteten Stationärtropfkörper und fließt dann zusammen mit dem Bypass-Wasserstrom dem HP-Förderer zu.

Die Anlage wird ebenfalls mit Grundwasser gespeist. Das Ablaufwasser wird Erdteichen zur Nachklärung zugeführt.

Die Fütterung erfolgt wie in der Satzfishanlage mit Hilfe der automatischen Fütterungsanlage.

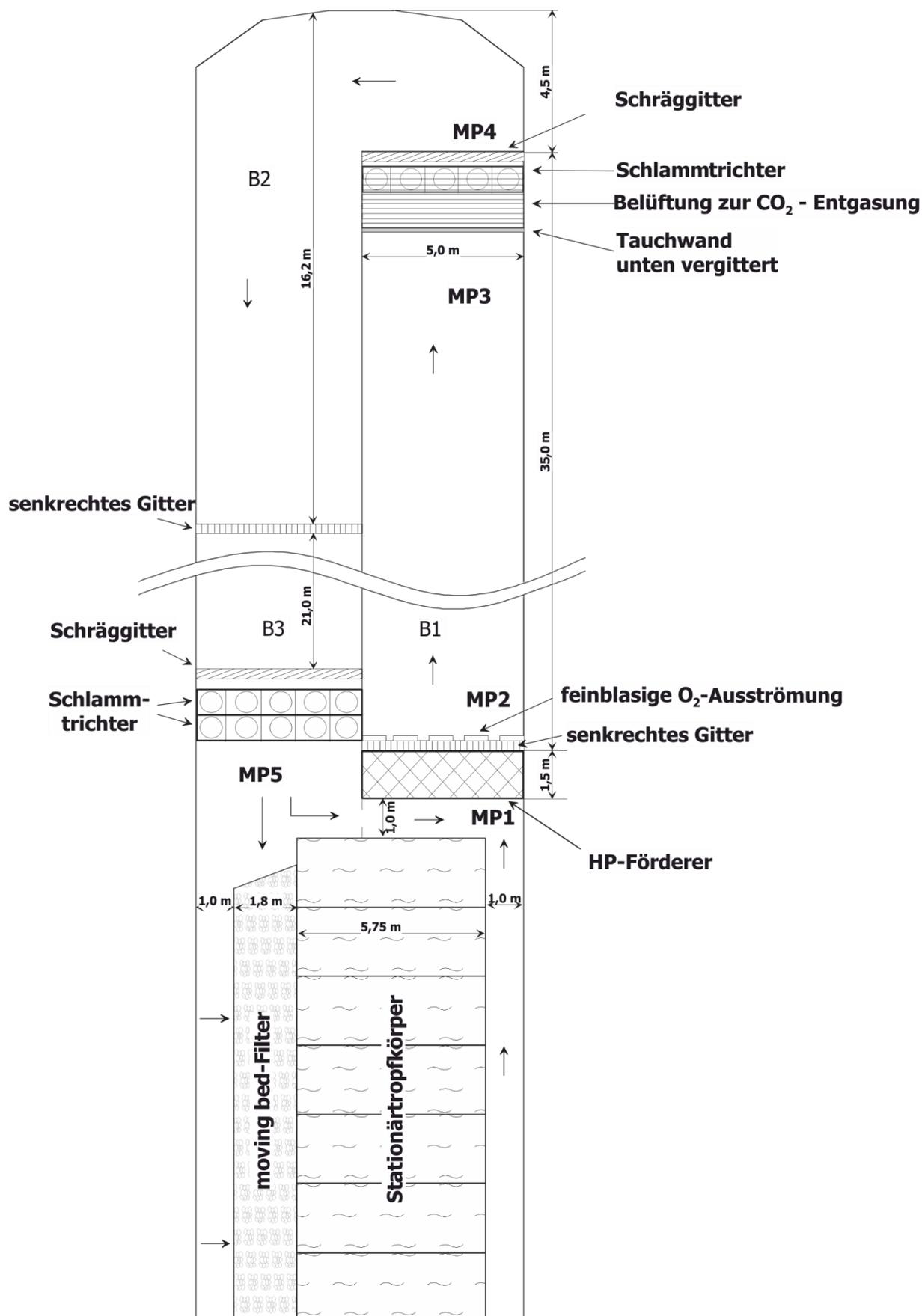


Abb. 6: Schematische Darstellung einer Hälfte der Mastanlage (MP - Messpunkte bei den Untersuchungen, Mastbecken 1 - 3 als B 1 - 3 bezeichnet)



Abb. 7: Mastanlage von der Stirnseite der Anlage



Abb. 8: HP-Förderer vor dem Mastbecken 1 mit dahinter liegender feinblasiger Sauerstoffausströmung



Abb. 9: Mittelblasige Ausströmung zur CO<sub>2</sub>-Entgasung vor dem Becken 2 der Mastanlage



Abb. 10: Biofilter der Mastanlage von der Zuflusseite (vorn: moving bed-Filter, dahinter gefluteter Stationärtropfkörper)



Abb. 11: Biofilter der Mastanlage von der Abflusseite (vorn: gefluteter Stationärtropfkörper und Frischwasserzufuhr)

### 3. Vorgehensweise bei den Messungen und Untersuchungen

Die Messungen der Wasserparameter wurden in der untersuchten Hälfte der Satzfishanlage vom 9.06.2010 bis zum 4.12.2010 durchgeführt. In der betrachteten Hälfte der Mastanlage erfolgten die Wasseruntersuchungen in der Zeit vom 9.06.2010 bis zum 25.10.2010. Danach wurde die Fütterung zur Vorbereitung auf die Abfischung eingestellt.

Zur Auswertung der biotechnologischen Daten wurde der Zeitraum zwischen Besatz und Abfischung der Kohorten in den einzelnen Becken betrachtet. In einigen Becken erfolgte zwischenzeitlich eine Bestandsausdünnung, eine Zuführung von Fischen oder es wurden eine Abfischung und ein anschließender Neubesatz vorgenommen. Dadurch ergeben sich für den Gesamtbestand in den betrachteten Hälften der Satzfishanlage und der Mastanlage keine völlig kontinuierlichen Wachstumsverläufe.

Für die Satzfishanlage wurde ein Aufzuchtzeitraum vom 6.06.2010 bis zum 17.01.2011 betrachtet. In der Mastanlage begann die Aufzucht am 12.09.2009 und endete am 14.11.2010.

Im angegebenen Zeitraum der Wasseruntersuchungen wurden durch Herrn S. Winkelmann in der Regel einmal wöchentlich Wasseranalysen und Messungen vor Ort durchgeführt.

Folgende Parameter wurden mit Handmessgeräten vor Ort erfasst: Sauerstoffkonzentration, pH-Wert, Temperatur und CO<sub>2</sub>-Konzentration (pH- und Sauerstoffmessgerät Hach-Lange HQ 30 D, CO<sub>2</sub>- Messgerät CO<sub>2</sub>-Portable der Fa. OxyGuard).

Für die wasserchemischen Untersuchungen wurden Wasserproben vor und hinter dem Biofilter in unterschiedlichen zeitlichen Abständen entnommen. Die Analyse erfolgte mit Hilfe eines Hach-Lange Digital-Photometers Cadas 50 und Hach-Lange Küvetten-Tests (LCK 138, 304, 341, 339, 349, 414 und 380). Es wurden die Konzentrationen folgender Wasserparameter bestimmt: Ammonium (NH<sub>4</sub>), Nitrit (NO<sub>2</sub>), Nitrat (NO<sub>3</sub>), Gesamtstickstoff (TN), chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) und gesamter organischer Kohlenstoff (TOC). Zusätzlich wurde aus den Wasserproben der pH-Wert sowie titrimetrisch der SBV-Wert (Säurebindungsvermögen, Alkalinität) ermittelt. Ergänzend wurde die BSB<sub>5</sub>-Konzentration durch ein zertifiziertes Labor bestimmt.

Durch das IfB erfolgten im Abstand von ca. einem Monat ergänzende Messungen der Sauerstoffkonzentration (WTW-Oximeter 197i), der Gesamtgassättigung des Wassers (digitales Gesamtgasdruckmessgerät PT4 Tracker TDGP der Fa. Point Four Systems Inc. Kanada) und der CO<sub>2</sub>-Konzentration (CO<sub>2</sub>- Messgerät CO<sub>2</sub>-Portable der Fa. OxyGuard). In der Satzfishanlage wurden die Messungen vor und hinter dem Biofilter sowie vor und hinter dem HP-Förderer vorgenommen. Die Messpunkte in der Mastanlage (MP 1 bis MP 5) sind in Abb. 6 eingezeichnet.

Weiterhin wurde durch das IfB der Durchfluss des Kreislaufwassers im Rückführungskanal der Satzfishanlage mit Hilfe von zwei Messgeräten parallel ermittelt, einem Ultraschall-durchflussmesser (PCM Pro der Fa. Nivus GmbH) und einem magnetisch-induktiven Strömungsmesser (Nautilus Fa. Ott). In der Mastanlage erfolgte die Durchflussmessung am Auslauf des Mastbeckens 3. Hier konnte nur der magnetisch-induktive Strömungsmesser eingesetzt werden (s. 5.2).

Die Menge des zugeführten Grundwassers wurde volumetrisch bestimmt. Zusätzlich wurden die Konzentrationswerte des Grundwassers am IfB untersucht.

Weiterhin wurden durch Herrn S. Winkelmann die biotechnologischen Parameter erfasst.

Eine detaillierte Untersuchung des Sauerstoffeintrags durch den HP-Förderer und des damit verbundenen Energieaufwandes wurde im Oktober und November 2010 in der anderen Hälfte

der Satzfishanlage durchgeführt. Neben den bereits bei den monatlichen Untersuchungen eingesetzten Messgeräten zur Durchfluss- und Konzentrationsmessung im Wasser wurden zusätzlich ein Luftmengenmessgerät und ein Druckmessgerät in der Druckluftleitung des HP-Förderers installiert. Auf diese Messungen wird unter 6. detaillierter eingegangen.

## 4. Aufzuchtergebnisse

### 4.1 Satzfischanlage

Die produktionstechnologischen Kennziffern der Aufzucht in der untersuchten Hälfte der Satzfischanlage sind in Tab. 1 zusammengefasst.

Die Satzfischanlage wurde am 6.06.2010 mit 5.762 kg Regenbogenforellen-Rognern besetzt. Die durchschnittliche Stückmasse der Fische aller Becken betrug 175,5 g.

Beim Besatz wird die Fischmasse mit automatischen Durchlaufwaagen an den Ausläufen der Sortiermaschine genau erfasst. Am 6. bzw. 8.07.2010 wurden in den einzelnen Becken Probewägungen durchgeführt und anhand von jeweils 100 Fischen die mittlere Stückmasse bestimmt.

Die Bestandsführung und die Berechnung der täglich zu verabreichenden Futtermenge wurden mit Hilfe eines Fütterungs- und Bestandsführungsprogramms (im Folgenden als Fütterungsprogramm bezeichnet) der Fa. Biomar vorgenommen. Die prinzipielle Arbeitsweise dieses Programms wurde bei RÜMMLER und RANK (2010) dargestellt.

Die Abfischung erfolgte am 17.01.2011. Becken 2 und 3 wurden am 22.09.2010 abgefischt und am 23.09.2010 bzw. 30.09.2010 neu besetzt.

Am 17.01.2011 wurden insgesamt 24.533 kg Regenbogenforellen mit einer durchschnittlichen Stückmasse aller Becken von 896,4 g abgefischt. Da die Anlage Wietzendorf Lachsforellen produziert, haben die aufgezogenen Satzfische eine Stückmasse, die bereits über der von üblichen Portionsforellen liegt.

Durch die Abfischung und den Neubesatz Ende September sowie einige zwischenzeitliche Fischartnahmen können keine einheitlichen Daten für den Aufzuchtverlauf des Gesamtbestandes angegeben werden. Lediglich der Zuwachs, die Stückverluste sowie die Futtermenge und der mittlere Futterquotient lassen sich für den Gesamtbestand berechnen. Die anderen Werte wurden als Mittel der einzelnen Becken ohne Wichtung angegeben.

Die Abfischungsmasse der einzelnen Becken ist durch die Wägung sehr genau. Stückmassbestimmungen wurden aufgrund der zu erwartenden großen Ungenauigkeiten bei der Abfischung nicht durchgeführt. Zum einen liegen hier drei Fraktionen am Auslauf der Sortiermaschine vor. Andererseits streut die individuelle Stückmasse der großen und auseinander gewachsenen Fische sehr stark. Daher wurde die mittlere Stückmasse aus der Abfischungsmasse und der Abfischungsstückzahl bestimmt. Die Abfischungsstückzahl wurde auf der Basis der Besatzstückzahl und der erfassten Stückverluste bzw. der entnommenen Fische berechnet. Ungenauigkeiten können dabei dadurch entstehen, dass bei der zwischenzeitlichen Entnahme von Fischen nur die Masse und nicht die Stückzahl bestimmt wurde. Diese wurde nachträglich anhand der durch das Fütterungsprogramm berechneten aktuellen Stückmasse ermittelt.

Der Gesamtzuwachs lag während der betrachteten Aufzuchtperiode von 226 Tagen bei 23.346 kg. Aus den Angaben der aktuellen Bestandsmasse des Fütterungsprogramms konnte ein mittlerer Haltebestand von 15.815 kg bestimmt werden. Daraus ergibt sich ein mittlerer jährlicher Zuwachs von 246 kg/m<sup>3</sup> bzw. ein Verhältnis von Zuwachs zu Haltebestand von 2,34. Da die ermittelten Endabfischungsmassen durchschnittlich 5,9 % unter den durch das Fütterungsprogramm berechneten Bestandsmassen lagen, ist ein Verhältnis von 2,5 wahrscheinlicher. Beide Werte sind als gut einzustufen. Diese Einschätzung muss auch vor dem Hintergrund der hohen Endbestandsdichten von durchschnittlich ca. 152 kg/m<sup>3</sup> gesehen werden.

Der Mittelwert des Stückmassenzuwachses lag bei 0,77 % pro Tag. Durch die unterschiedlichen Temperaturen und die damit verbundenen unterschiedlichen Fütterungsraten ist dieser

Mittelwert wenig aussagekräftig. Hier muss eine Betrachtung für die einzelnen Temperaturbereiche vorgenommen werden.

Die erfassten Verluste waren mit insgesamt 179 Fischen bzw. 0,43 % sehr gering. Im Wesentlichen traten nur sporadische Mortalitäten auf.

Mit Hilfe der Futterautomatenanlage wurde die tägliche Futtermenge in 18 Portionen pro Tag verabreicht. Ab September 2010 erfolgte versuchsweise eine Gabe von 50 Portionen pro Tag. Insgesamt wurden 22.490 kg Futter Efico enviro 920 der Fa. Biomar mit einer Körnung von überwiegend 4,5 mm und in geringerem Umfang von 6,5 mm eingesetzt. Dabei handelt es sich um ein extrudiertes Hochenergiefuttermittel mit einer Bruttoenergie von 24,0 - 25,0 MJ/kg und optimiertem Energie/Protein-Verhältnis. Der Proteingehalt liegt bei 44 % bzw. 42 % und der Fettgehalt beträgt 29 % bzw. 34 %.

Es ergab sich eine mittlere Futtermittelnutzung von 0,96 kg Futter/kg Zuwachs, die für diese Stückmassen ebenfalls als gut einzustufen ist.

In Tab. 2 sind die wichtigsten Kennwerte der Aufzuchtperiode als 14-tägiges Mittel für den Gesamtbestand aufgeführt.

Das Mittel der Wassertemperatur wurde zum einen aus den Werten bestimmt, die am Morgen jedes Tages gemessen wurden. Diese wurden aber nur zum Teil im PC abgespeichert. Die Anzahl der Temperaturmessungen war daher innerhalb von 14 Tagen sehr unterschiedlich. An den Messtagen der wasserchemischen Untersuchungen wurde die Wassertemperatur zusätzlich mittags oder nachmittags bestimmt. Dadurch entstehen Differenzen zwischen beiden Mittelwerten.

Das Grundwasser hat eine nahezu konstante Temperatur von 10 °C. Die Änderung der Grundwassertemperatur durch die Wärmeabgabe- bzw. -aufnahme auf der Fließstrecke von der Grundwasseraufbereitung bis zu den einzelnen Teilanlagen ist vernachlässigbar.

Infolge des relativ geringen Grundwasserzuflusses im Vergleich zum Anlagenvolumen sowie der offenen Bauweise der Anlage haben die Witterungsbedingungen einen deutlichen Einfluss auf die Wassertemperatur des Haltungswassers.

In der ab Juni 2010 untersuchten Aufzuchtperiode stieg die Wassertemperatur Mitte Juli kurzzeitig bis auf ca. 17 °C. Ansonsten lag die Wassertemperatur im Sommer immer unter 16 °C. Bis Anfang November sanken die Temperaturen nicht unter 10 °C. Erst durch die ersten Frosttage Ende November 2010 kam es zu einer Verringerung bis auf 6 °C.

Ein nahezu paralleler Temperaturgang ergab sich in der Mastanlage.

Der Temperaturgang beider Anlagen war für die Forellenproduktion günstiger als die zum selben Zeitpunkt in den Fließgewässern des Flachlandes herrschenden Wassertemperaturen. Eine deutliche Abhängigkeit der Temperatur des Anlagenwassers von den Witterungsbedingungen ist aber trotzdem erkennbar und beeinflusst die Produktionsbedingungen entsprechend.

Von Juni bis Ende September herrschten in den Anlagen Wassertemperaturen von 12 - 16 °C, die günstig bis optimal für die Forellenaufzucht sind. In dieser Zeit wurde die mittlere Futtermenge mit zunehmender Bestandsmasse von 74 kg/d bis auf 145 kg/d erhöht. Das Fütterungsprogramm wies in diesem Zeitraum eine mittlere Stückmasse der Fische von 175 g bis 500 g aus. Der mittlere Stückmassezuwachs der 14-tägigen Abschnitte lag im Bereich von 0,9 - 1,5 %/d und die Futtermittelnutzung betrug 0,8 - 0,9 kg Futter/kg Zuwachs.

Mit sinkender Temperatur und zunehmender Stückmasse sowie daraufhin verringerter täglicher Futtermenge sank auch der mittlere Stückmassezuwachs ab Oktober langsam auf ca. 0,6 - 0,8 %/d ab. Die Futtermittelnutzung blieb nahezu konstant.

Die auf der Basis des Fütterungsprogramms ermittelten Werte der einzelnen Abschnitte (Tab. 2) müssen als etwas zu „gut“ eingestuft werden, da sich bei der Abfischung eine um insgesamt 5,9 % geringere Bestandsmasse gegenüber den Werten des Programms ergab.

Trotzdem kann bei der Größenordnung dieser Differenz von einer guten Übereinstimmung mit den Versuchen, die der Biomar-Fütterungstabelle bzw. dem Programm zugrunde liegen, ausgegangen werden.

Für den variablen Temperaturbereich und die großen Stückmassen der Fische existieren nur wenige Angaben, die weitere Vergleichsmöglichkeiten mit den vorliegenden Aufzuchtergebnissen bieten könnten.

Eine Fütterungstabelle mit einem, zumindest in der Grundzusammensetzung, ähnlichen Futter und allen erforderlichen Angaben ist in Tab. 5 aufgeführt (ehemalige Fa. DANA FEED A/S 2007). Für einen Stückmassbereich von 300 - 700 g und eine Wassertemperatur von 12 - 15 °C wurden bei einer Fütterungsrate von 1,3 %/d Werte des spezifischen Stückmassezuwachses von 1,4 %/d und der Futterverwertung von 0,9 kg/kg Zuwachs angegeben. Im vorliegenden Fall waren die Fütterungsintensität und damit auch der spezifische Stückmassezuwachs etwas geringer. Es wurde aber trotzdem eine gute Futterverwertung erreicht. Dasselbe gilt auch für die Zeit ab Oktober mit reduzierten Temperaturen.

Versuche mit Regenbogenforellen von 0,5 - 1,0 kg Stückmasse unter Verabreichung von selbst hergestelltem Feuchtfutter mit 52 % Protein und 21 % Fett wurden von STOREBAKKEN und AUSTRENG (1987) durchgeführt. Bei Anfangsstückmassen von ca. 406 g und Futtergaben von 1,0 %/d wurden Werte des Stückmassezuwachses von 0,85 bzw. 1,17 %/d und Futterquotienten von 1,0 kg Futter (Trockensubstanz)/kg Zuwachs erreicht. Diese Ergebnisse sind geringfügig schlechter als die in der Satzfishanlage. Die Temperaturen betragen bei diesen Versuchen 8,4 °C bzw. 10,2 °C.

Insgesamt ist erkennbar, dass bei der Aufzucht schwerer Forellen in der Satzfishanlage Ergebnisse erzielt wurden, die vorhandenen Versuchsdaten bei denselben Stückmassen und Temperaturen entsprechen oder günstiger sind als diese.

Tab. 1: Produktionstechnologische Kennziffern der Aufzucht in der untersuchten Hälfte der Satzfishanlage

	Becken 1	Becken 2	Becken 3	Becken 4	Becken 5	Becken 6	Gesamt*
<b>1. Aufzuchtperiode</b>							
<b>Besatz:</b>							
Besatzzeitpunkt	06.06.2010	06.06.2010	06.06.2010	06.06.2010	06.06.2010	06.06.2010	
Masse (kg)	962	936	989	944	947	984	<b>5.762</b>
Anzahl (Stück)	5.788	5.543	3.480	5.903	5.792	6.318	<b>32.824</b>
Stückmasse (g)	166	169	284	160	164	156	<b>175,5</b>
<b>Abfischung:</b>							
Abfischungszeitpunkt	17.01.2011	22.09.2010	22.09.2010	17.01.2011	17.01.2011	17.01.2011	
Masse (kg)	3.950	2.750	2.780	4.268	4.356	4.401	<b>24.533</b>
Anzahl (Stück)	4.225	5.527	3.450	4.393	4.317	4.765	<b>27.368</b>
Stückmasse (g)	935	498	806	972	1.009	924	<b>896,4</b>
Entnahme, Masse (kg)	820			800	805	800	<b>3.855</b>
Entnahme, Anzahl (Stück)	1.536			1.479	1.458	1.521	<b>7.259</b>
<b>technologische Daten:</b>							
Zuwachs (kg)	3.808	1.814	1.791	4.124	4.214	4.217	<b>23.346</b>
Fütterungsperiode	08.06.10 - 17.01.11	06.06. - 22.09.10	06.06. - 22.09.10	06.06.10 - 17.01.11	06.06.10 - 17.01.11	08.06.10 - 17.01.11	
Fütterungsdauer (d)	224	109	109	226	226	224	
Stückmassewachstum (%/d)	0,77	0,99	0,96	0,80	0,81	0,79	<b>0,77</b>
Bestandsmassewachstum (%/d)	0,71	0,99	0,95	0,67	0,68	0,67	<b>0,70</b>
Verluste (Stück)	27	16	30	31	27	32	<b>179</b>
Verluste (%)	0,47	0,3	0,9	0,5	0,5	0,5	<b>0,43</b>
Satzfischeinsatz (kg/kg Zuwachs*a)	0,16	0,15	0,16	0,14	0,14	0,14	<b>0,22</b>
Futtermenge (kg)	3.724	1.865	1.863	3.758	3.763	3.843	<b>22.490</b>
Futterquotient (kg/kg Zuwachs)	0,98	1,03	1,04	0,91	0,89	0,91	<b>0,96</b>
Fischhaltungsvolumen (m <sup>3</sup> )	30	24	24	24	24	24	<b>150</b>
Endbestandsdichte (kg/m <sup>3</sup> )	132	115	116	178	182	183	<b>152</b>

\* einschließlich der Daten auf der folgenden Seite

Fortsetzung Tab. 1:

		Becken 2	Becken 3
<b>2. Aufzuchtperiode</b>			
<b>Besatz:</b>			
Besatzzeitpunkt		23.09.2010	30.09.2010
Masse (kg)		2.702	2108
Anzahl (Stück)		5.653	5.296
Stückmasse (g)		478	398
<b>Abfischung:</b>			
Abfischungszeitpunkt		15.01.2011	17.01.2011
Masse (kg)		3.600	3.958
Anzahl (Stück)		4.383	5.285
Stückmasse (g)		821	749
Entnahme, Masse (kg)			
Entnahme, Anzahl (Stück)			
<b>technologische Daten:</b>			
Zuwachs (kg)		1.528	1.850
Fütterungsperiode		23.09.10 - 15.01.11	30.09.10 - 15.01.11
Fütterungsdauer (d)		115	108
Stückmassewachstum (%/d)		0,47	0,59
Bestandsmassewachstum (%/d)		0,39	0,58
Verluste (Stück)		5	11
Verluste (%)		0,1	0,2
Satzfischeinsatz (kg/kg Zuwachs*a)		0,56	0,34
Futtermenge (kg)		1.865	1.809
Futterquotient (kg/kg Zuwachs)		1,22	0,98
Fischhaltungsvolumen (m <sup>3</sup> )		24	24
Endbestandsdichte (kg/m <sup>3</sup> )		150	165

Tab. 2: Wichtigste produktionstechnologische Werte als 14-tägiges Mittel für den Gesamtbestand in der untersuchten Hälfte der Satzfishanlage

Datum	Fütterungs- tag	Stückmasse (g)	Bestands- masse (kg)	Stückmasse- zuwachs Abschnitt (%/d)	Stückmasse- zuwachs gesamt (%/d)	FQ Abschnitt (kg/kg Zuwachs)	FQ gesamt (kg/kg Zuwachs)	Futtermenge (kg/d)	mittlere Futtermenge Abschnitt (%/d)	Bestands- dichte (kg/m <sup>3</sup> )	Temperatur Abschnitt PC (°C)	Temperatur Abschnitt Messungen (°C)
06.06.2010	0	175,5	5.762							38		13,5
20.06.2010	14	217,4	7.134	1,53	1,53	0,71	0,71	70,9	1,08	47,6	13,5	11,6
04.07.2010	28	255,8	8.396	1,15	1,35	0,84	0,82	73,7	0,97	56,0	14,8	15,6
18.07.2010	42	279,7	9.181	0,88	1,11	0,83	0,88	63,4	0,73	61,2	16,1	16,6
01.08.2010	56	333,3	10.937	1,26	1,15	0,86	0,87	109,3	1,07	72,9	16,1	15,2
15.08.2010	70	389,7	12.778	1,11	1,14	0,91	0,88	117,4	1,00	85,2	15,7	13,7
29.08.2010	84	444,9	14.574	0,96	1,11	0,88	0,88	116,1	0,84	97,2	13,3	12,2
12.09.2010	98	513,6	16.805	1,03	1,10	0,90	0,88	144,9	0,92	112,0	16,0	12,6
26.09.2010	112	526,7	15.474	0,12	0,98	1,23	0,92	125,0	0,78	103,2	15,3	10,6
10.10.2010	126	684,6	15.136	2,02	1,08	0,85	0,92	93,4	0,60	100,9	8,3	10,6
24.10.2010	140	762,4	16.843	0,77	1,05	0,91	0,92	111,4	0,69	112,3	8,0	9,5
07.11.2010	154	840,1	18.559	0,69	1,02	0,98	0,93	111,4	0,68	123,7	8,0	11,1
21.11.2010	168	922,0	20.360	0,72	0,99	0,80	0,91	111,4	0,57	135,7	8,0	5,6
05.12.2010	182	1.001,5	22.115	0,60	0,96	0,86	0,91	109,3	0,51	147,4	4,5	5,7
19.12.2010	196	1.079,4	23.835	0,53	0,93	0,91	0,91	107,1	0,48	158,9	6,0	
02.01.2011	210	1.124,4	24.829	0,29	0,88	0,85	0,91	60,0	0,25	165,5	2,0	
14.01.2011	222	896,4	24.533	0,29	0,77	0,84	0,96	62,3	0,24	152,5	2,4	

braun: Zeitraum der Fischentnahme bzw. der Abfischung und des Wiederbesatzes einiger Becken

grau: Korrigierte Werte entsprechend des Abfischungsergebnisses

#### 4.2 Mastanlage

Die produktionstechnologischen Kennziffern der Aufzucht in der untersuchten Hälfte der Mastanlage sind in Tab. 3 zusammengefasst.

Die Mastanlage wurde am 12.09.2009 mit 16.393 kg Regenbogenforellen-Rognern besetzt. Die Fische wiesen eine durchschnittliche Stückmasse aller Becken von 346 g auf. Da die Anlage Wietendorf Lachsforellen produziert, haben die besetzten Fische eine Stückmasse, die bereits der von Portionsforellen entspricht.

Wie in der Satzfishanlage wird auch beim Besatz der Mastanlage die Fischmasse mit automatischen Durchlaufwaagen an den Ausläufen der Sortiermaschine genau erfasst.

Am 22.9.2009 wurden in den einzelnen Becken Probewägungen vorgenommen und anhand von jeweils 100 Fischen die mittlere Stückmasse bestimmt.

Die Abfischung von Mastbecken 1 und 3 erfolgte am 14.11.2010. Es wurden 24.000 kg Forellen mit einer mittleren Stückmasse von 2,5 kg bzw. 15.700 kg mit einer mittleren Stückmasse von 2,13 kg entnommen. Aus dem Mastbecken 2 wurden bereits am 22.09.2010 8.190 kg mit einer mittleren Stückmasse von 1,16 kg abgefischt. Das Becken wurde anschließend wieder mit 19.705 kg Fischen, die eine mittlere Stückmasse von 587 g aufwiesen, besetzt. Die Abfischung dieses Beckens erfolgte am 17.01.2011. Es wurden 38.005 kg mit einer mittleren Stückmasse von 1,13 kg entnommen.

Durch die Abfischung und den Neubesatz Ende September sowie einige zwischenzeitliche Entnahmen und Zuführungen können keine einheitlichen Daten für den Aufzuchtverlauf des Gesamtbestandes angegeben werden. Lediglich der Zuwachs, die Stückverluste sowie die Futtermenge und der mittlere Futterquotient lassen sich für den Gesamtbestand berechnen. Die anderen Werte wurden als Mittel der einzelnen Becken ohne Wichtung angegeben.

Die Abfischungsmasse der einzelnen Becken ist durch die Wägung sehr genau. Wie bei der Abfischung der Satzfishanlage wurden aufgrund der zu erwartenden großen Ungenauigkeiten keine Stückmassebestimmungen durchgeführt. Zum einen liegen hier drei Fraktionen am Auslauf der Sortiermaschine vor. Andererseits streuen die individuellen Stückmassen der großen und auseinander gewachsenen Fische noch stärker als in der Satzfishanlage. Daher wurde die mittlere Stückmasse aus der Abfischungsmasse und der Abfischungsstückzahl bestimmt. Die Abfischungsstückzahl wurde auf der Basis der Besatzstückzahl und der erfassten Stückverluste bzw. der entnommenen und zugeführten Fische berechnet. Ungenauigkeiten entstehen hierbei dadurch, dass bei der zwischenzeitlichen Entnahme oder Zufuhr von Fischen nur die Masse und nicht die Stückzahl bestimmt wurde. Diese wurde nachträglich anhand der durch das Fütterungsprogramm berechneten aktuellen Stückmasse ermittelt.

Der Gesamtzuwachs lag während der betrachteten Aufzuchtperiode von 421 Tagen in Becken 1 und 3 sowie 478 Tagen in Becken 2 bei 78.027 kg. Aus den Angaben der aktuellen Bestandsmasse des Fütterungsprogramms konnte ein mittlerer Haltebestand von 42.229 kg berechnet werden. Daraus ergibt sich ein mittlerer jährlicher Zuwachs von 91 kg/m<sup>3</sup> bzw. ein Verhältnis von Zuwachs zu Haltebestand von 1,49. Da die ermittelten Endabfischungsmassen durchschnittlich 13,9 % unter den durch das Fütterungsprogramm berechneten Bestandsmassen lagen, ist ein Verhältnis von 1,72 wahrscheinlicher. Gegenüber den Daten aus der Satzfishanlage und anderen Beckenanlagen der Forellenaufzucht ist dieser Wert relativ gering. Bei der Aufzucht von Portionsforellen sind unter günstigen Wachstumsbedingungen Werte des Verhältnisses von Zuwachs zu Haltebestand von 2 - 3 und darüber üblich. Allerdings handelt es sich bei der betrachteten Mastanlage nicht um ein Produktionsregime mit kurzer Aufzuchtdauer und mehrmaligen zeitversetzten Besatz- und Abfischungsmaßnahmen wie bei

der Erzeugung von Portionsforellen. Zum einen führen das langsamere Wachstum der älteren Fische und zum anderen die anfänglich geringere Bestandsdichte bei der längeren Aufzuchtzeit zu dieser geringeren Anlagenauslastung. Weiterhin kamen eine Ichthyophthiriusinfektion sowie danach eine tierärztlich nicht diagnostizierbare Kiemenerkrankung mit Verlusten und vorsorglichen Schlachtungen im Juli bis Mitte August hinzu. In diesen Phasen konnte wenig oder gar nicht gefüttert werden.

Der Mittelwert des Stückmassezuwachses lag bei 0,46 % pro Tag. Generell ist der Stückmassezuwachs der größeren Fische geringer als der bei den geringeren Stückmassen in der Satzfishchanlage.

Die erfassten Verluste waren mit insgesamt 2.536 Fischen bzw. 4,04 % höher als in der Satzfishchanlage. Diese Verlustrate liegt aber immer noch im Bereich oder unter den Werten allgemeiner Angaben für die Aufzucht von Portionsforellen von 5 - 10 % (SCHRECKENBACH u. a. 1987, BOHL 1999, SCHÄPERCLAUS u. a. 1998). Die Verlustursachen wurden bereits aufgeführt.

Die Bestandsführung und die Berechnung der täglich zu verabreichenden Futtermenge sowie die Fütterung erfolgten auf dieselbe Art und Weise wie in der Satzfishchanlage.

Insgesamt wurden 86.328 kg Futter Efico enviro 920 der Fa. Biomar mit einer Körnung von 4,5 mm, 6,0 mm und 8,0 mm in Abhängigkeit von der Fischgröße eingesetzt. Die Zusammensetzung des Futters wurde bereits unter 4.1 angegeben.

Es ergab sich eine mittlere Futtermittelnutzung von 1,11 kg Futter/kg Zuwachs, die für diese Stückmassen ebenfalls als gut einzustufen ist.

In Tab. 4 sind die wichtigsten Kennwerte der Aufzuchtperiode als 14-tägiges Mittel für den Gesamtbestand aufgeführt.

Für die Temperaturangaben des Anlagenwassers sowie des Grundwassers gilt dasselbe wie für die Satzfishchanlage.

Unter den günstigen Temperaturbedingungen in den Monaten Juni bis Ende September wurden aufgrund des begrenzten Fischbestandes und der Krankheitsprobleme nur begrenzte Futtermengen verabreicht. Die Werte des Stückmassezuwachses und der Futtermittelnutzung sind dadurch für diesen Zeitabschnitt nur bedingt repräsentativ. Die höchsten Futtermengen wurden Ende April und Anfang Mai sowie im Oktober verabreicht.

Nach dem Fütterungsprogramm ergab sich für die 14-tägigen Abschnitte nur in Einzelfällen eine Futtermittelnutzung über 1,0 kg Futter/kg Zuwachs. Der mittlere Stückmassezuwachs der einzelnen Abschnitte lag bis zum Juni 2010 im Bereich von 0,4 - 0,9 %/d.

Die auf der Basis des Fütterungsprogramms ermittelten Werte für die einzelnen Abschnitte (Tab. 4) müssen als etwas zu günstig eingestuft werden, da sich bei der Abfischung der einzelnen Becken eine insgesamt um 13,9 % geringere Endbestandsmasse im Vergleich zu den Werten des Programms ergab. Am größten waren diese Abweichungen in der ersten Aufzuchtphase des Mastbeckens 2 mit 71,2 % und im Mastbecken 3 mit 25 %.

In der ersten Aufzuchtphase bis Dezember 2009 deckten sich die erreichten Werte der spezifischen Futtermenge, des Stückmassezuwachses und der Futtermittelnutzung mit den Angaben in Tab. 5. Die mittlere Stückmasse lag hier im Bereich von 350 - 750 g und die Wassertemperaturen betragen 6 - 8 °C. In der folgenden Periode bis Anfang April 2010 mit Wassertemperaturen von 3 - 5 °C wurden bessere Werte als in Tab. 5 erreicht. Die Fische wiesen in diesem Zeitraum eine mittlere Stückmasse von 750 - 1.160 g auf. Bis Mitte Juni wurden, verglichen mit Tab. 5, bei geringeren täglichen Futtermittelnutzungen von 0,4 - 0,5 %/d auch etwas geringere

Werte des Stückmassezuwachses von 0,5 - 0,6 %/d erreicht. Die mittlere Stückmasse lag Anfang Juni bei 1.600 g.

Für die Versuchsergebnisse von STOREBAKKEN und AUSTRENG (1987) gilt dasselbe wie bereits bei der Satzfishanlage dargestellt.

Insgesamt ist erkennbar, dass bei der Aufzucht schwerer Forellen in der Mastanlage Ergebnisse erzielt werden können, die vorhandenen Versuchsdaten bei vergleichbaren Stückmassen und Temperaturen entsprechen oder günstiger sind als diese. Beim Auftreten von Krankheiten mit Verlusten und einer Reduzierung oder Unterbrechung der Fütterung werden diese Werte dann aber nicht mehr erreicht.

Offensichtlich werden in den teilgeschlossenen Kreislaufanlagen gute Haltungs- und Fütterungsbedingungen gewährleistet, die diese Aufzuchtergebnisse ermöglichen.

Gegenüber Anlagen im einfachen Durchlauf und offenen Kreislauf, die aus der fließenden Welle gespeist werden, sind für teilgeschlossene Kreislaufanlagen bessere Zuwachseleistungen pro m<sup>3</sup> Fischhaltungsvolumen zu vermuten. Die Ursachen liegen im verbesserten Temperaturgang, der seuchenbiologischen und wasserchemischen Abtrennung von der fließenden Welle und den besser steuerbaren Haltungsbedingungen. Dies gilt insbesondere für die Bedingungen im Tiefland.

Die bisher erfassten Daten sind weiterhin ein wichtiger Anhaltspunkt dafür, dass die Produktionsergebnisse in den teilgeschlossenen Kreislaufanlagen nicht schlechter sind als die Aufzuchtergebnisse unter den Versuchsbedingungen zur Ermittlung der Fütterungstabellen.

Bei den Untersuchungen von ROQUE D'ORBCASTEL u. a. (2009a) wurden die Aufzuchtergebnisse in einer französischen teilgeschlossenen Kreislaufanlage nach dänischem Vorbild den Ergebnissen in einer offenen Kreislaufanlage gegenübergestellt (Tab. 6). Es ergab sich eine Tendenz zu verbesserten Ergebnissen in der teilgeschlossenen Kreislaufanlage, die jedoch statistisch nicht abgesichert werden konnten. Weiterhin lagen die Nitratkonzentrationen in der teilgeschlossenen Kreislaufanlage unter 10 mg/l, d. h. es wurde mit einem vergleichsweise hohen Frischwassereinsatz gearbeitet.

Im weiteren Aufzuchtverlauf wurde bei Stückmassen im Bereich von ca. 650 bis ca. 1.200 g in der teilgeschlossenen Kreislaufanlage ein signifikant besserer Stückmassezuwachs von 0,85 %/d gegenüber 0,68 %/d in der Vergleichsanlage mit offenem Kreislauf erreicht. In der Gesamtanlage mit offenem Kreislauf lag der Stückmassezuwachs bei 0,81 %/d. Die Futterverwertung war in der teilgeschlossenen Kreislaufanlage mit 0,97 kg/kg Zuwachs ebenfalls besser als die in der Vergleichsanlage mit offenem Kreislauf von 1,17 kg/kg Zuwachs. In der Gesamtanlage lag der Futterquotient bei 1,05 kg/kg Zuwachs (ROQUE D'ORBCASTEL u. a. 2009b).

Zu den fischgesundheitlichen Besonderheiten, Infektionen und Krankheiten in teilgeschlossenen Kreislaufanlagen gibt es eine dänische Angabe:

([www.aquamedia.org/FileLibrary/10/Aquatreat\\_Vet.pdf](http://www.aquamedia.org/FileLibrary/10/Aquatreat_Vet.pdf)).

Danach wurden einige typische Forellenkrankheiten wie VHS, ERM und PKD unter den stabilisierten und von der fließenden Welle unabhängigen Bedingungen in teilgeschlossenen Kreislaufanlagen nicht mehr beobachtet.

Bei der intensiven Forellenproduktion in modernen Systemen und insbesondere in teilgeschlossenen Kreislaufanlagen kamen aber andere Krankheiten verstärkt vor. Dazu gehören vor allem Ichthyophthiriose und in geringerem Maße BKD (bakterielle Nierenerkrankung)

sowie Kiemenerkrankungen infolge von Parasitenbefall. Besonders Ichthyophthiriusparasiten können sich in den teilgeschlossenen Kreislaufanlagen während der Sommerzeit rasant vermehren. Die Vorbeugung und Behandlung werden als schwierig eingestuft. Insbesondere die Lebensstadien des Erregers außerhalb des Fisches sind dafür verantwortlich.

In Deutschland ist zur effektiven Bekämpfung von Ichthyophthiriusparasiten nur die Desinfektion des Wassers mit Peressigsäure anwendbar. Hinzu kommen antiparasitäre Bäder mit Kochsalz.

In der Mastanlage wurden die Ichthyophthiriusinfektion sowie die danach aufgetretene nicht diagnostizierbare Kiemenerkrankung mit Peressigsäure- und Kochsalzbädern (1,0 - 1,5 ppm bzw. 1 %) erfolgreich bekämpft.

Bei den Bädern wird das Kreislaufwasser durch Öffnung eines Bypasses am Biofilter vorbei geleitet. Der Biofilter kommt aber nach Aufhebung der Bypassführung kurzzeitig mit der in den Fischhaltungsbecken herrschenden Konzentration des Bades in Berührung. Insbesondere bei der Anwendung von Peressigsäure ist die Frage der Beeinflussung des biologischen Rausens von Bedeutung. Nach Untersuchungen von MEINELT u. a. (2011) hatte eine Exposition von 2 ppm Peressigsäure keine Auswirkung auf die Nitrifikationsleistung des Biofilters.

Grundsätzlich ist daher bei den in der Anlage Wietendorf eingesetzten Konzentrationen der Peressigsäurebäder keine Depression der Nitrifikationsleistung des Biofilters zu befürchten.

Die schrittweise Verbesserung der therapeutischen Möglichkeiten gegen Ichthyophthiriusinfektionen stellt für die teilgeschlossenen Kreislaufanlagen eine wichtige Aufgabe dar, um eine hohe Stabilität der Aufzuchtergebnisse zu sichern.

Tab. 3: Produktionstechnologische Kennziffern der Aufzucht in der untersuchten Hälfte der Mastanlage

	<b>Mastbecken 1</b>	<b>Mastbecken 2</b>	<b>Mastbecken 3</b>	<b>Gesamt*</b>
<b>1. Aufzuchtperiode</b>				
<b>Besatz:</b>				
Besatzzeitpunkt	12.09.2009	12.09.2009	12.09.2009	
Masse (kg)	7.286	5.457	3.650	<b>16.393</b>
Anzahl (Stück)	18.226	18.337	10.865	<b>47.428</b>
Stückmasse (g)	400	298	336	<b>346</b>
<b>Abfischung:</b>				
Abfischungszeitpunkt	14.11.2010	22.09.2010	14.11.2010	
Masse (kg)	24.000	8.190	15.700	<b>77.705</b>
Anzahl (Stück)	9.616	7.067	7.382	<b>50.536</b>
Stückmasse (g)	2.496	1.159	2.127	<b>1.538</b>
Entnahme, Masse (kg)	17.100	11.820	7.500	<b>36.420</b>
Entnahme, Anzahl (Stück)	9.400	10.578	4.603	<b>24.581</b>
Zusatz, Masse (kg)	4.590	0	3.600	
Zusatz, Anzahl (Stück)	1.945	0	1.760	
<b>technologische Daten:</b>				
Zuwachs (kg)	29.224	14.553	15.950	<b>78.027</b>
Fütterungsperiode	20.09.09 - 14.11.10	20.09.09 - 19.09.10	20.09.09 - 14.11.10	
Fütterungsdauer (d)	421	365	421	
Stückmassewachstum (%/d)	0,44	0,37	0,44	<b>0,46</b>
Bestandsmassewachstum (%/d)	0,41	0,36	0,35	<b>0,42</b>
Verluste (Stück)	1.147	695	643	<b>2.536</b>
Verluste (%)	6,3	3,8	5,9	<b>4,04</b>
Satzfischeinsatz (kg/kg Zuwachs*a)	0,29	0,37	0,26	<b>0,31</b>
Futtermenge (kg)	32.386	18.826	18.685	<b>86.328</b>
Futterquotient (kg/kg Zuwachs)	1,11	1,29	1,17	<b>1,11</b>
Fischhaltungsvolumen (m <sup>3</sup> )	315	189	189	<b>693</b>
Endbestandsdichte (kg/m <sup>3</sup> )	76	43	83	<b>101</b>

\* einschließlich der Daten auf der folgenden Seite

Fortsetzung Tab. 3:

	<b>Mastbecken 1</b>	<b>Mastbecken 2</b>	<b>Mastbecken 3</b>	<b>Gesamt</b>
<b>2. Aufzuchtperiode</b>				
<b>Besatz:</b>				
Besatzzeitpunkt		23.09.2010		
Masse (kg)		19.705		
Anzahl (Stück)		33.589		
Stückmasse (g)		587		
<b>Abfischung:</b>				
Abfischungszeitpunkt		17.01.2011		
Masse (kg)		38.005		
Anzahl (Stück)		33.538		
Stückmasse (g)		1.133		
Entnahme, Masse (kg)		0		
Entnahme, Anzahl (Stück)		0		
Zusatz, Masse (kg)		0		
Zusatz, Anzahl (Stück)		0		
<b>technologische Daten:</b>				
Zuwachs (kg)		18.300		
Fütterungsperiode		27.09.10 - 17.01.11		
Fütterungsdauer (d)		113		
Stückmassewachstum (%/d)		0,58		
Bestandsmassewachstum (%/d)		0,58		
Verluste (Stück)		51		
Verluste (%)		0,2		
Satzfischeinsatz (kg/kg Zuwachs*a)		0,33		
Futtermenge (kg)		16.431		
Futterquotient (kg/kg Zuwachs)		0,90		
Fischhaltungsvolumen (m <sup>3</sup> )		189		
Endbestandsdichte (kg/m <sup>3</sup> )		201		

Tab. 4: Wichtigste produktionstechnologische Werte als 14-tägiges Mittel für den Gesamtbestand der untersuchten Hälfte der Mastanlage

Datum	Fütterungs- tag	Stückmasse (g)	Bestands- masse (kg)	Stückmasse- zuwachs Abschnitt (%/d)	Stückmasse- zuwachs gesamt (%/d)	FQ Abschnitt (kg/kg Zuwachs)	FQ gesamt (kg/kg Zuwachs)	Futter- menge (kg/d)	mittlere Futtermen- ge Abschnitt (%/d)	Bestands- dichte (kg/m <sup>3</sup> )	Temperatur Abschnitt PC (°C)	Temperatur Abschnitt Messungen (°C)
12.09.2009	0	346	16.393							23,6		
26.09.2009	14	353	16.753	0,16	0,16	0,88	0,88	26,8	0,14	24,1	13,74	
10.10.2009	28	373	17.658	0,38	0,27	0,89	0,89	57,9	0,33	25,4	10,37	
24.10.2009	42	417	19.749	0,84	0,45	0,85	0,86	134,1	0,70	28,4	7,97	
07.11.2009	56	474	22.447	0,91	0,57	0,88	0,87	172,0	0,80	32,3	7,97	
21.11.2009	70	540	25.573	0,93	0,64	0,90	0,88	200,4	0,83	36,8	7,75	
05.12.2009	84	611	28.926	0,89	0,68	0,91	0,89	218,6	0,80	41,6	6,00	
19.12.2009	98	682	32.287	0,79	0,69	0,93	0,90	220,7	0,73	46,7	6,00	
02.01.2010	112	746	35.290	0,64	0,69	0,91	0,90	198,6	0,58	50,8	5,40	
16.01.2010	126	810	38.271	0,58	0,68	0,93	0,90	197,7	0,53	55,1	2,97	
30.01.2010	140	865	40.903	0,47	0,66	0,90	0,90	166,6	0,42	58,9	2,85	
13.02.2010	154	916	43.309	0,40	0,63	0,87	0,90	147,5	0,35	62,3	3,27	
27.02.2010	168	972	45.905	0,42	0,62	0,84	0,90	161,4	0,35	66,1	4,08	
13.03.2010	182	1.053	49.754	0,58	0,61	0,86	0,89	241,4	0,50	71,6	4,88	
27.03.2010	196	1.163	45.275	0,72	0,62	0,88	0,89	208,9	0,43	65,1	5,00	
10.04.2010	210	1.241	48.127	0,45	0,61	0,96	0,90	191,8	0,41	69,3	7,00	
24.04.2010	224	1.329	50.457	0,48	0,60	1,19	0,93	260,4	0,52	72,6	8,50	
08.05.2010	238	1.447	54.585	0,61	0,60	0,99	0,94	290,7	0,55	78,5	8,43	
22.05.2010	252	1.569	59.024	0,57	0,60	0,96	0,94	303,6	0,53	84,9	9,27	
05.06.2010	266	1.666	48.030	0,07	0,07	0,96	0,94	244,3	0,45	69,11	9,87	13,7
19.06.2010	280	1.806	51.986	0,57	0,59	1,01	0,94	273,4	0,57	74,8	13,49	11,2
03.07.2010	294	1.900	54.522	0,37	0,58	1,06	0,95	180,7	0,36	78,5	14,40	13,1
17.07.2010	308	1.910	54.695	0,02	0,55	4,42	0,95	17,1	0,03	78,7	16,10	12,9
31.07.2010	322	1.930	40.517	0,08	0,53	0,00	0,95	0,0	0,00	58,3	16,00	13

Datum	Fütterungs- tag	Stückmasse (g)	Bestands- masse (kg)	Stückmasse- zuwachs Abschnitt (%/d)	Stückmasse- zuwachs gesamt (%/d)	FQ Abschnitt (kg/kg Zuwachs)	FQ gesamt (kg/kg Zuwachs)	Futter- menge (kg/d)	mittlere Futtermenge Abschnitt (%/d)	Bestands- dichte (kg/m <sup>3</sup> )	Temperatur Abschnitt PC (°C)	Temperatur Abschnitt Messungen (°C)
14.08.2010	336	1.962	40.945	0,12	0,52	1,13	0,95	40,4	0,09	58,9	16,93	14
28.08.2010	350	2.059	42.717	0,35	0,51	1,00	0,95	137,1	0,32	61,5	13,33	13,5
11.09.2010	364	2.189	44.920	0,44	0,51	1,15	0,96	181,8	0,41	64,6	15,67	13
25.09.2010	378	1.332	55.993	-3,85	0,36	0,77	1,00	166,4	0,33	80,6	15,33	11,5
09.10.2010	392	1.262	63.954	-0,44	0,33	0,88	0,99	232,9	0,38	92,0	12,17	11,2
23.10.2010	406	1.357	68.601	0,52	0,34	0,94	0,99	312,5	0,47	98,7	8,64	8,2
06.11.2010	420	1.444	72.987	0,45	0,34	0,90	0,98	285,0	0,40	105,0	8,07	
20.11.2010	434	904	30.302	-3,64	0,22	-0,71	1,06	168,6	0,35	43,6	8,00	
04.12.2010	448	964	32.321	0,50	0,23	0,74	1,05	125,0	0,37	46,5	7,53	
18.12.2010	462	1.055	35.368	0,62	0,24	0,92	1,04	189,3	0,58	50,9	6,75	
01.01.2011	476	1.103	36.978	0,32	0,24	0,87	1,04	100,0	0,28	53,2	2,00	
15.01.2011	490	1.149	38.524	0,29	0,25	0,86	1,04	96,4	0,25	55,4	2,39	

grün: Entnahme und Umsetzung,

rot: Verluste und vorsorgliche Schlachtung infolge Ichthyophthirius,

braun: Zeitraum der Fischentnahme bzw. der Abfischung und des Wiederbesatzes von Becken 2,

grau: nur Becken 2

Tab. 5: Fütterungstabelle (ehemalige Firma DANA FEED A/S 2007) mit allen erforderlichen Angaben für ein Futter mit 39 - 44 % Protein, 28 - 33 % Fett und einer Bruttoenergie von 22,9 - 24,8 MJ/kg (FQ - Futterquotient in kg Futter/kg Zuwachs, SFR - Fütterungsrate in % der Bestandsmasse, SGR - täglicher Stückmassezuwachs in %/d)

Stückmasse (g)	FQ	6 - 9 °C		9 - 12 °C		12 - 15 °C	
		SFR	SGR	SFR	SGR	SFR	SGR
100 - 300	0,9	0,8	0,9	1,6	1,8	2,0	2,2
300 - 700	0,9	0,8	0,9	1,1	1,2	1,3	1,4
700 - 1.300	1,0	0,7	0,7	1,0	1,0	1,1	1,1
1.300 - 2.500	1,1	0,7	0,6	0,9	0,8	1,0	0,9
2.500 - 4.000	1,25	0,5	0,4	0,8	0,6	0,8	0,6

Tab. 6: Ergebnisse des Vergleichs der Aufzucht von Regenbogenforellen mit Stückmassen im Bereich von 104 - ca. 700 g in einer offenen und einer teilgeschlossenen Kreislaufanlage (ROQUE D'ORBCASTEL u. a. 2009a)

	Frischwassereinsatz (m <sup>3</sup> /kg Zuwachs)	Temperatur (°C)	Fütterungsrate (%/d)	Verluste (%)	Stückmassezuwachs (%/d)	FQ (kg/kg Zuwachs)
teilgeschlossene Kreislaufanlage	9	11,2	0,9	0,1/0,2	1,45/1,26*	0,83/0,82*
offene Kreislaufanlage	63	11,6	0,9	0,1/0,1	1,15/1,24*	1,06/0,94*

\* zwei Aufzuchtperioden

## 5. Auswertung der Messungen

### 5.1 Biofilter

Der Abbau der Ammoniumfracht, die von den Fischen als Endprodukt ihres Eiweißstoffwechsels ins Wasser abgegeben wird, ist die Aufgabe des Biofilters.

Die absolute Exkretion der Fische an gelöstem Stickstoff, die der Ammoniumexkretion annähernd entspricht, lässt sich mit Hilfe der Massebilanz Gl. 1 (s. BUREAU u. a. 2003, PAPATRYPHON u. a. 2005, SCHRECKENBACH u. a. 2005, BRINKER u. a. 2006) bestimmen. Die Emission an gelöstem Stickstoff und die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Emission unterscheiden sich lediglich um den Anteil des Harnstoff-Stickstoffs von 5 - 20 % (BERGHEIM u. ASGARD 1996, KAUSNIK 1981).

$$E_{\text{NH}_4}(\text{F}) = (\text{FR} * \text{RP} * \text{N/RP} * \text{VKRP}) - (\text{FR} * 1/\text{FQ} * \text{RP/Fisch} * \text{N/RP}) \quad \text{Gl. 1}$$

$E_{\text{NH}_4}(\text{F})$	(g $\text{NH}_4\text{-N/d}$ )	- Ammoniumstickstoff-Exkretion des Fischbestandes
FR	(kg/d)	- tägliche Futtermenge
RP	(kg RP/kg Futter)	- Rohproteingehalt des Futters
VKRP	(%)	- Verdaulichkeit des Rohproteins
N/RP	(kg N/kg RP)	- Stickstoffanteil im Rohprotein: 16 %; 0,16 kgN/kg RP
FQ	(kg Futter/kg Zuwachs)	- Futtermenge, Futterquotient
RP/Fisch	(kg RP/kg Zuwachs)	- Rohproteinanteil der Forelle: 17 %; 0,17 kg RP/kg Fischzuwachs

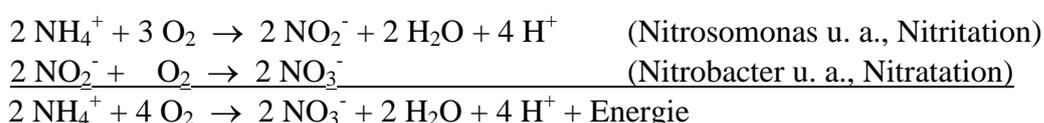
In teilgeschlossenen und geschlossenen Kreislaufanlagen kann der Faktor der Proteinverdaulichkeit entfallen. Gl. 2 (BARTHELMES u. PREDEL 1983, HÅKANSON u. a. 1988, KNÖSCHE 1992, RÜMMLER 2010) gibt dann die Gesamtstickstoff-Exkretion der Fische an, die sich aus dem über die Kiemen abgegebenen Ammonium-Stickstoff, dem Harnstoff-Stickstoff sowie den im Kot partikulär gebundenen Stickstoffanteilen zusammensetzt. Durch den geringen Anteil der beiden letzteren Fraktionen und die lange Wasseraufenthaltszeit, die mit hoher Wahrscheinlichkeit die Abbauprozesse der organischen Stickstoffverbindungen durch Ammonifikation und des Harnstoffs durch hydrolytische Desaminierung begünstigen, ist dieser Ansatz sinnvoller.

$$E_{\text{NH}_4}(\text{F}) = (\text{FR} * \text{RP} * \text{N/RP}) - (\text{FR} * 1/\text{FQ} * \text{RP/Fisch} * \text{N/RP}) \quad \text{Gl. 2}$$

Die Biofilter in geschlossenen Kreislaufanlagen der Fischproduktion nutzen die Fähigkeit einer Gruppe chemolithotropher (autotropher) Bakterien, der Nitrifikanten, aus der Oxydation von Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) und Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) Energie zu gewinnen, die sie zum Aufbau ihrer Körpersubstanz aus  $\text{CO}_2$  und Wasser verwenden.

Die Aufgabe des Biofilters besteht dabei darin, den Aufwuchsformen der Nitrifikanten eine möglichst große Besiedelungsfläche zur Verfügung zu stellen.

Der Vorgang der bakteriellen Nitrifikation verläuft in zwei Schritten, der Nitritation, der Oxydation von Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) zu Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) und der anschließenden Nitratation, der Oxydation des Nitrits zum weitgehend fischungiftigen Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ):



Bei diesen Prozessen wird Sauerstoff verbraucht und es kommt zur Akkumulation von Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) sowie von Chloriden, Natriumionen und nicht abbaubaren Stoffen im Wasser. Die Folge ist ein Anstieg der Leitfähigkeit. Durch die Freisetzung von Protonen ( $\text{H}^+$ ) wird Alkalinität verbraucht und der pH-Wert sinkt in der Regel. Hinzu kommt die pH-Verringerung durch die  $\text{CO}_2$ -Abgabe der Fische bei der Atmung.

Die Konzentration der akkumulierenden Stoffe, insbesondere des Nitrats, wird in der Regel durch die Zufuhr von Frischwasser reguliert.

Die Wachstumsgeschwindigkeit der Nitrifikanten ist vergleichsweise gering. Dadurch benötigen Biofilter eine Einarbeitungszeit von mindestens 3 - 6 Wochen. In dieser Zeit ist eine langsam steigende Belastung des Filters durch Fischbesatz, Futtergaben oder durch Chemikalien, die Ammonium und Nitrit enthalten, vorzunehmen.

Zuerst kommt es zu einer Ammonium-Spitze, dann zu einem langsamen Nitrit-Anstieg und schließlich zur deutlichen Erhöhung der Nitratkonzentration. Die Nitritation ist die langsamere der beiden Teilreaktionen und geschwindigkeitsbegrenzend für den Gesamtprozess der Nitrifikation. Ähnliche Vorgänge spielen sich auch bei der Änderung der Betriebsverhältnisse des Biofilters, z. B. bei einer plötzlichen Erhöhung der Futtermenge ab.

Der Ammoniumabbau im Biofilter muss in einem solchen Umfang erfolgen, dass in den Fischhaltungsbecken in Abhängigkeit vom pH-Wert  $\text{NH}_4$ -Konzentrationswerte im Bereich von ca. 1 - 4 mg/l eingehalten werden. Diese Werte sind unter normalen Betriebsbedingungen ausreichend, um den Grenzwert für den Optimalbereich des fischtoxischen Ammoniaks ( $\text{NH}_3$ ) von 0,01 mg/l nicht zu überschreiten. Die Höhe der  $\text{NH}_3$ -Konzentration lässt sich aus dem pH- und temperaturabhängigen  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ -Dissoziationsgleichgewicht nach Gl. 3 (PETIT 1990) berechnen.

$$c_{\text{NH}_3} = \frac{1}{1 + 10^{10,068 - 0,033 \cdot T - \text{pH}}} * c_{\text{NH}_4} \quad \text{Gl. 3}$$

$c_{\text{NH}_3}$	(mg/l)	- Ammoniak-Konzentration
$c_{\text{NH}_4}$	(mg/l)	- Ammonium-Konzentration
T	(°C)	- Temperatur
pH	(-)	- pH-Wert

Nitrit liegt im Wasser in einem vom pH-Wert, der Temperatur, der Wasserhärte und dem Salzgehalt abhängigen Dissoziationsgleichgewicht mit der fischtoxischen salpetrigen Säure  $\text{HNO}_2^+$  vor. Die Nitritkonzentration sollte während der Fischaufzucht längerfristig 1,0 mg/l nicht überschreiten. Bei den üblichen pH-Werten und Temperaturen wird dann auch die  $\text{HNO}_2^+$ -Grenzkonzentration für den Optimalbereich von 0,0002 mg/l (SCHRECKENBACH u. a. 1987, SCHRECKENBACH 2010) meist nicht überschritten. Dieser Wert lässt sich nach Gl. 4 (SCHRECKENBACH u. SPANGENBERG 1983) berechnen.

$$c_{\text{HNO}_2} = \frac{1}{1 + 10^{\text{pH} - \text{pKa}}} * c_{\text{NO}_2} \quad \text{Gl. 4}$$

pKa:	5 °C:	3,503	20 °C:	3,384
	10 °C:	3,463	25 °C:	3,290
	15 °C:	3,423		

$c_{\text{NO}_2}$	(mg/l)	- Nitrit-Konzentration
$c_{\text{HNO}_2}$	(mg/l)	- Konzentration der salpetrigen Säure
T	(°C)	- Temperatur
pH	-	- pH-Wert
pKa	-	- Säure/Basenkonstante

Daneben ist das Dissoziationsgleichgewicht  $\text{NO}_2/\text{HNO}_2$  auch von weiteren Faktoren abhängig (SCHRECKENBACH 2010).

Die  $\text{NO}_2/\text{HNO}_2$ -Toxizität hängt auch vom physiologischen Zustand der Fische ab.

Zur Untersuchung der Nitrifikationsprozesse in den Biofiltern wurden die  $\text{NH}_4$ -,  $\text{NO}_2$ - und  $\text{NO}_3$ -Konzentration, der pH-Wert, der SBV-Wert, die Sauerstoffkonzentration und die  $\text{CO}_2$ -Konzentration nach der biologischen Reinigungsstufe gemessen. Zusätzlich wurden Wasserproben zur BSB<sub>5</sub>-Bestimmung im Labor nach dem Biofilter entnommen. Da die organische Belastung die Intensität der Nitrifikation wesentlich beeinflusst, wurden die CSB-, TOC- und TN-Konzentration vor dem Biofilter gemessen. In der Satzfishanlage wurde dazu eine mittelstark besetzte Rinne ausgewählt. Weiterhin wurden vor dem Biofilter die  $\text{O}_2$ - und die  $\text{CO}_2$ -Konzentration sowie der pH-Wert bestimmt. Diese Messungen erfolgten einmal pro Woche. Daneben wurden in vierwöchigem Abstand zusätzlich die  $\text{NH}_4$ -,  $\text{NO}_2$ - und  $\text{NO}_3$ -Konzentration sowie der pH- und SBV-Wert vor dem Biofilter gemessen. Im selben zeitlichen Abstand wurden die CSB-, TOC- und die TN-Konzentration nach dem Biofilter bestimmt.

In Abb. 12 und 13 sind die Konzentrationsverläufe der Stickstoffparameter, die für die Arbeitsweise der Nitrifikation von Bedeutung sind, dargestellt. Dabei handelt es sich um die Werte am Ablauf des Biofilters. Zusätzlich wurde das Mittel der am Messtag und am Tag zuvor verabreichten Futtermenge eingezeichnet. Daneben wurden die nach Gl. 2 berechneten Werte der Ammoniumexkretion eingetragen. Die Verläufe der Kurven der Futtermenge und der Ammoniumexkretion verlaufen für die Satzfishanlage und die Mastanlage nahezu parallel, da sich die Größenordnung der Futtermenge von Messtag zu Messtag nur wenig verändert hat.

Durch den nahezu kontinuierlichen Betrieb der Satzfishanlage seit September 2008 kann der Biofilter als weitgehend eingefahren gelten. Mit dem Fischbesatz und dem gleichzeitigen Fütterungsbeginn am 6.06.2010 sowie durch die anschließende Steigerung der verabreichten Futtermenge trat eine Änderung der Belastung des Filters auf, die zu ähnlichen Konzentrationsverläufen wie beim "Einfahren" eines Biofilters führte.

Mit dem Beginn der Fütterung und der folgenden Steigerung der Futtermenge geben die Fische verstärkt Ammonium ins Wasser ab. Die Folge war eine Erhöhung der  $\text{NH}_4$ -Konzentration im Kreislaufwasser auf über 0,6 mg/l. Durch die verstärkte Entwicklung der Bakterien, die den Ammoniumabbau zu Nitrit vornehmen, kam es nach der  $\text{NH}_4$ -Spitze wieder zu einer Abnahme der Konzentration dieses Parameters bis auf Werte im Bereich bzw. unterhalb der messtechnischen  $\text{NH}_4$ -Nachweisgrenze. Parallel mit dem  $\text{NH}_4$ -Anstieg bzw. zeitlich leicht verzögert trat eine deutliche Steigerung der  $\text{NO}_2$ - bzw. der  $\text{NO}_3$ -Konzentration bis auf Werte von 0,76 mg/l bzw. 58 mg/l auf. Beim Vorliegen erhöhter Nitritkonzentrationen entwickeln sich die Bakterien, die den  $\text{NO}_2$ -Abbau zu Nitrat vornehmen, ebenfalls intensiver. In der Folgezeit wurden Schwankungen der Futtermenge auch immer mit mehr oder weniger deutlichen Veränderungen der  $\text{NO}_2$ - und der  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen beantwortet. Durch den

Messrhythmus von einer Woche konnten aber höchstwahrscheinlich nicht alle Veränderungen genau abgebildet werden.

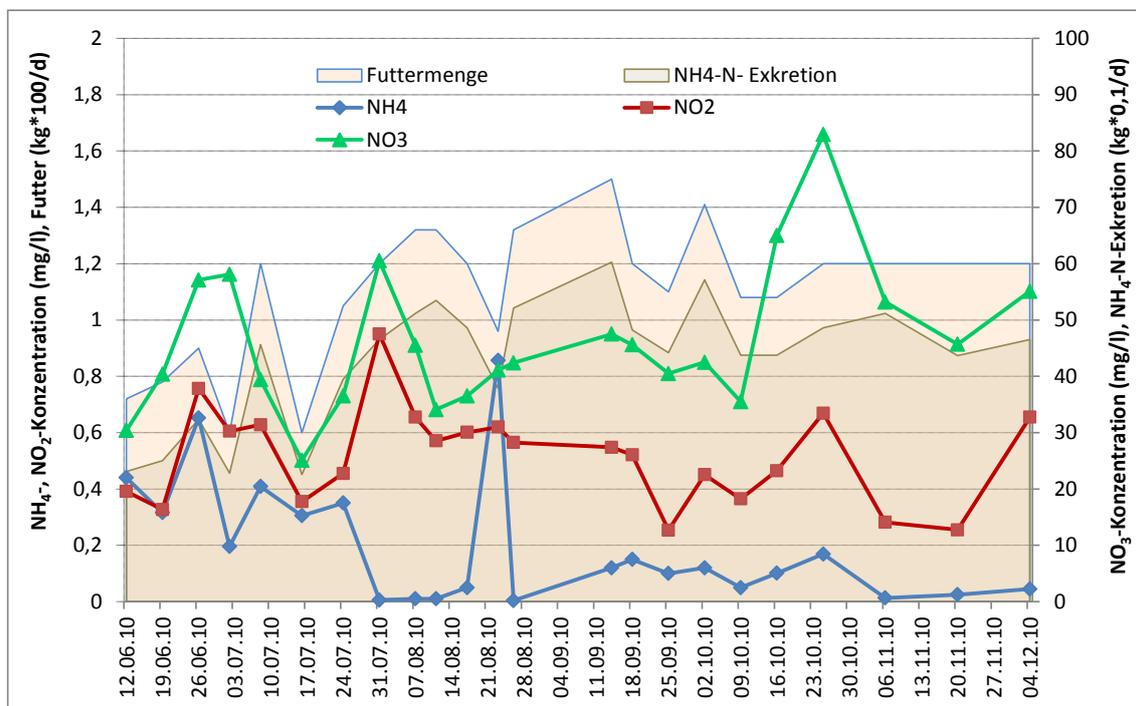


Abb. 12: Zeitlicher Verlauf der Ammonium-, Nitrit- und Nitratkonzentration am Auslauf des Biofilters sowie der verabreichten Futtermenge und der NH<sub>4</sub>-N-Exkretion der Fische in der Satzfishanlage

Insgesamt weisen aber die Medianwerte der NH<sub>4</sub>-Konzentration von 0,12 mg/l, der NO<sub>2</sub>-Konzentration von 0,55 mg/l und der NO<sub>3</sub>-Konzentration von 42,5 mg/l auf eine stabile Arbeitsweise des Biofilters hin.

Die NH<sub>3</sub>-Grenzkonzentration für den optimalen Bereich wurde an keinem Messtag überschritten. Die HNO<sub>2</sub>-Konzentration lag lediglich an zwei Messtagen, an denen NO<sub>2</sub>-Werte von 0,67 und 0,95 mg/l auftraten, mit 0,00036 mg/l bzw. 0,00031 mg/l im eingeschränkten oberen Bereich der Haltungsbedingungen (SCHRECKENBACH 2002, 2010). Diese zeitlich begrenzten Überschreitungen des optimalen HNO<sub>2</sub>-Wertes sind auch aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen bekannt und lassen sich infolge der Schwankungen der Nitrifikationsleistung des Biofilters nicht völlig ausschließen. Die physiologischen Auswirkungen auf den Fischbestand dürften angesichts der großen Differenz zum kritischen Wert von 0,002 mg/l minimal sein. Weiterhin spielt der physiologische Zustand für die NO<sub>2</sub>/HNO<sub>2</sub>-Toxizität der Fische eine Rolle und im vorliegenden Fall handelt es sich um vergleichsweise große konditionsstarke Fische. Der höchste Wert der NO<sub>3</sub>-Konzentration betrug 83 mg/l und lag damit ebenfalls unter dem für Forellen angegebenen Grenzwert für den Optimalbereich von 200 mg/l (SCHRECKENBACH 2002, 2010).

Eine Hälfte der Satzfishanlage bzw. deren Biofilter wurden für eine maximale Futtermenge von ca. 210 kg konzipiert. Während der betrachteten Aufzuchtperiode wurde in der Zeit vom 3.09. - 16.09.2010 die höchste tägliche Futtermenge von 150 kg verabreicht. Am 30.09. und 1.10.2010 wurden ebenfalls noch einmal 150 kg pro Tag gefüttert. Zu diesem Zeitpunkt lagen

die Wassertemperaturen bei 13 - 11 °C. Danach wurde bis zum Ende der Messungen eine relativ hohe Futtermenge um 120 kg/d aufrechterhalten. Die Temperaturen sanken in diesem Zeitraum bis auf 6 °C ab.

Während der vorjährigen Untersuchung wurden an wenigen Tagen 121 kg und 127 kg als Höchstfuttermenge verabreicht.

Die gegenüber den Untersuchungen 2009 erhöhte Futtermenge bzw. der Abbau der sich daraus ergebenden  $\text{NH}_4$ -Exkretion der Fische stellte für den Biofilter während der Untersuchungsperiode 2010 anscheinend kein Problem dar. Die Kontrolle der Funktionsweise des Biofilters bei der maximal geplanten Futtermenge war aber auch in diesem Jahr noch nicht möglich.

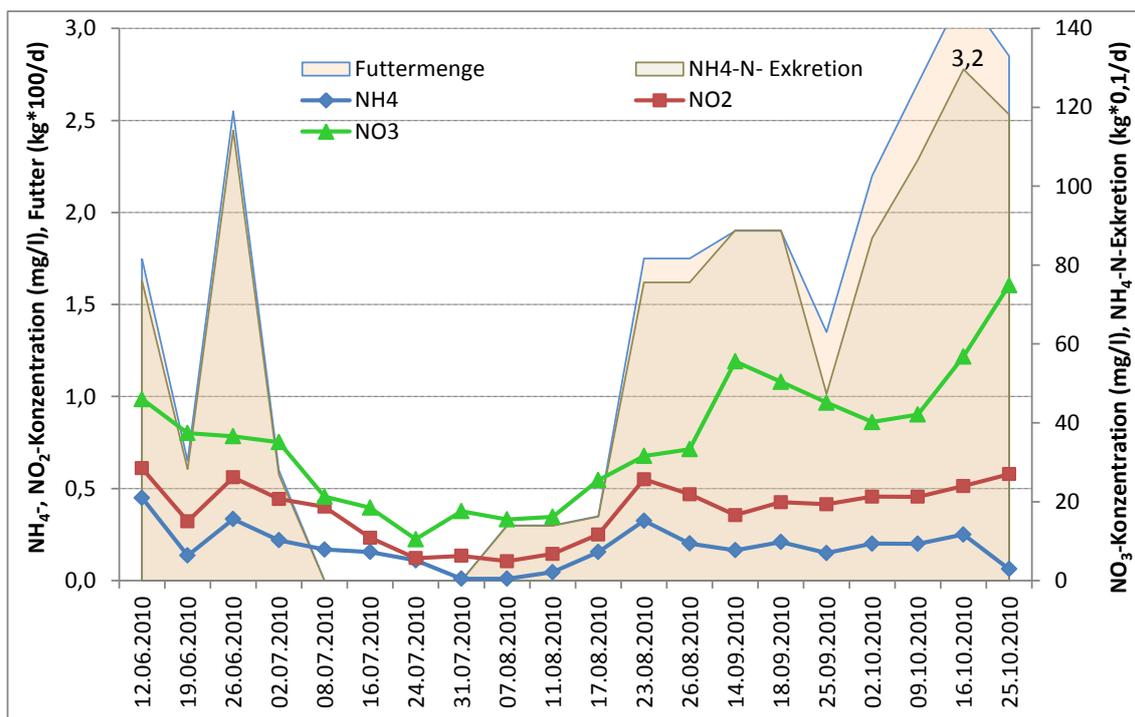


Abb. 13: Zeitlicher Verlauf der Ammonium-, Nitrit- und Nitratkonzentration am Auslauf des Biofilters sowie der verabreichten Futtermenge und der  $\text{NH}_4$ -N-Exkretion in der Mastanlage

Der Biofilter der Mastanlage war zu Beginn der Messungen ebenfalls schon eingearbeitet. Der Besatz mit Fischen war bereits im September 2009 erfolgt.

Die grundsätzliche Größenordnung der drei Stickstoffparameter ähnelte der in der Satzfishanlage. Die  $\text{NH}_4$ -Konzentration wies nur geringe Werte auf, die selten 0,3 mg/l überstiegen. Durch die Ichthyophthiriusinfektion mit anschließender Kiemenerkrankung wurde im Zeitraum Juli bis Mitte August 2010 wenig oder gar nicht gefüttert. Dadurch lagen auch die  $\text{NO}_2$ - und  $\text{NO}_3$ -Werte auf sehr niedrigem Niveau. Erst mit der Wiederaufnahme der vollen Fütterung ab Mitte August in der Größenordnung von 180 - 190 kg/d kam es zu einem kurzen Ammoniumanstieg, einer  $\text{NO}_2$ -Erhöhung und einem verzögerten deutlichen Anstieg der Nitratkonzentration bis auf 56 mg/l. Die erneute Erhöhung der Futtermenge bis auf 320 kg/d Mitte Oktober führte ebenfalls wieder zu einer geringfügigen Steigerung der  $\text{NH}_4$ - und  $\text{NO}_2$ -Werte und einer deutlichen Erhöhung der Nitratkonzentration. Am Ende der Fütterungsperiode

de trat der Maximalwert der  $\text{NO}_3$ -Konzentration von 75 mg/l auf. Die Nitritkonzentration verblieb in einem Bereich geringfügig über oder unter 0,5 mg/l. Während der höchsten Futtergaben Mitte Oktober lagen die Wassertemperaturen bereits unter 10 °C.

Die Medianwerte der Messperiode betragen 0,17 mg/l  $\text{NH}_4$ , 0,42 mg/l  $\text{NO}_2$  und 35,9 mg/l  $\text{NO}_3$ .

Der Grenzwert der  $\text{NH}_3$ -Konzentration wurde an allen Messtagen unterschritten. Für den höchsten  $\text{NH}_4$ -Wert von 0,45 mg/l ergibt sich nach Gl. 3 eine  $\text{NH}_3$ -Konzentration von 0,0014 mg/l. Der  $\text{HNO}_2$ -Grenzwert des Optimalbereiches wurde lediglich am letzten Messtag überschritten. Bei einer  $\text{NO}_2$ -Konzentration von 0,58 mg/l beträgt der  $\text{HNO}_2$ -Wert 0,00031 mg/l, der im eingeschränkten oberen Bereich der Haltungsbedingungen liegt (SCHRECKENBACH 2002, 2010). Auch hier dürften die physiologischen Auswirkungen auf den Fischbestand aufgrund der großen Differenz zum kritischen Wert von 0,002 mg/l minimal sein. Beim höchsten  $\text{NO}_2$ -Wert von 0,76 mg/l lag die  $\text{HNO}_2$ -Konzentration nach Gl. 4 bei 0,00019 mg/l. Der höchste Wert der  $\text{NO}_3$ -Konzentration von 75 mg/l überschritt den Grenzwert dieses Parameters ebenfalls nicht.

Die untersuchte Hälfte der Mastanlage ist für eine maximale Futtermenge von ca. 500 kg/d konzipiert. Infolge der Ichthyophthiriusinfektion wurden 2009 - 2010 nur 320 kg/d als Höchstwert erreicht. Durch die „Unterbelastung“ des Biofilters konnten die  $\text{NH}_4$ -,  $\text{NO}_2$ - und  $\text{NO}_3$ -Grenzwerte während der gesamten Messperiode problemlos eingehalten werden.

Aus den Verläufen der Stickstoffparameter ist gut erkennbar, dass Änderungen der Belastung des Biofilters und insbesondere die kurzfristige Variation der Futtermenge einen deutlichen Einfluss auf die Arbeitsweise des Biofilters und die Wasserparameter in der Anlage haben. Es sollte daher immer versucht werden, vor allem bei hohem Niveau der täglichen Futtermenge, diese nur langsam zu ändern. Dasselbe gilt auch für die übrigen Betriebsbedingungen.

Aus den Messungen vor und hinter dem Biofilter im vierwöchigen Abstand ergaben sich in beiden Anlagen nur geringfügige und schwankende Differenzen der Stickstoffwerte zwischen Zu- und Ablauf des Filters. Diese geringen Unterschiede dürften in erster Linie auf die großen Wasserdurchflüsse zurückzuführen sein. In der Satzfishanlage waren trotzdem die zu erwartenden Veränderungen,  $\text{NH}_4$ -Verringerung sowie  $\text{NO}_2$ - und  $\text{NO}_3$ -Erhöhung, in den meisten Fällen erkennbar. In der Mastanlage war diese Tendenz nur für Ammonium sichtbar.

Die Nitrifikation findet in einem Temperaturbereich von 2 - 40 °C statt, optimal sind 24 - 27 °C. Die Nitrifikationsleistung steigt bis ca. 30 °C mit der Temperatur und ist unter 5 °C nur noch sehr gering. Bei einem Abfall der Temperatur von z. B. 25 °C auf 10 °C ist mit einer Verringerung der Nitrifikationsleistung um 36 % zu rechnen (TIMMONS u. a. 2002).

Mit sinkender Temperatur wird auch die verabreichte Futtermenge reduziert. Der sich verringernde  $\text{NH}_4$ -Abbau des Biofilters wird durch die reduzierte  $\text{NH}_4$ -Emission der Fische kompensiert und es treten auch bei niedrigen Temperaturen keine Grenzwertüberschreitungen der  $\text{NH}_3$ -,  $\text{HNO}_2$ - und  $\text{NO}_3$ -Konzentration auf (RÜMMLER u. RANK 2010).

Die unter 6 °C verabreichten Futtermengen waren geringer als 0,5 %/d und stellen im Wesentlichen Erhaltungsfutter mit geringem Zuwachsanteil dar.

Die Stoffumwandlungsprozesse bei der Nitrifikation sind durch die freigesetzten Protonen mit dem Verbrauch von Alkalinität verbunden. Für die Oxidation von 1 g  $\text{NH}_4$ -N wird eine Alkalinität von 0,141 mol benötigt (TIMMONS u. EBELING 2010).

Während der Aufzuchtperiode 2010 konnten in der Satzfishanlage, abgesehen von der Verringerung kurz nach dem Besatz, gleichbleibende pH-Werte um 7,0 - 7,1 gemessen werden (Abb. 14). Der Median lag bei 7,02. Die SBV-Werte wiesen etwas stärkere Schwankungen auf und lagen überwiegend im Bereich von 1,5 bis 1,8 mmol/l mit einem Median von 1,59 mmol/l. Kurzzeitige Verringerungen bis auf pH 6,8 bzw. 6,85 traten an zwei Messtagen auf. Parallel dazu ergaben sich SBV-Absenkungen bis auf 1,0 bzw. 1,15 mmol/l. An diesen Tagen, an denen hohe Futtermengen von 120 kg verabreicht wurden, traten auch die höchsten  $\text{NO}_2^-$ - und  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen auf und es kam zur Überschreitung des  $\text{HNO}_2$ -Grenzwertes für den Optimalbereich. Am Messtag mit der höchsten Futtermenge von 150 kg ergaben sich ebenfalls etwas niedrigere pH- und SBV-Werte sowie etwas höhere  $\text{NO}_2^-$ - und  $\text{NO}_3^-$ -Werte. Es trat aber keine  $\text{HNO}_2$ -Grenzwertüberschreitung auf.

Der Alkalinitätsverbrauch durch die Nitrifikation war anhand dieser Messwerte deutlich nachvollziehbar. Der zeitweise erreichte SBV-Wert von 1,0 mmol/l dürfte einen unteren Grenzwert darstellen, bei dessen längerfristigem Auftreten bzw. Unterschreitung ein sehr schneller pH-Abfall eintritt. WEDEMEYER (1996) gab eine untere SBV-Grenze von 0,8 mmol/l zur pH-Stabilisierung und Sicherung der Physiologie und Gesundheit der Fische an.

Anhand der niedrigsten SBV-Werte ergibt sich als Grenze des Betriebs der Satzfishanlage ohne zusätzlichen Alkalinitätseintrag ein Bereich von ca. 120 kg Futter/d bei 9,5 °C Wassertemperatur und ca. 150 kg/d bei 12,6 °C. Beide Futtermengen wurden mit Hilfe der Beziehung der Abhängigkeit der Nitrifikationsleistung von der Temperatur (TIMMONS u. a. 2002) auf die Wassertemperatur im Sommer von ca. 16 °C umgerechnet. Es ergibt sich daraus eine maximale Futtermenge von 168 kg (s.a. Tab. 7).

Der zeitliche Verlauf der wasserchemischen Parameter der Mastanlage ist ebenfalls durch weitgehend stabile pH- und SBV-Werte gekennzeichnet (Abb. 15). Die Medianwerte lagen bei 7,05 bzw. 1,90 mmol/l. Durch die geringere Bestandsdichte, die größeren Fische und die geringere oder unterbrochene Fütterung während der Infektionsphase war die spezifische Belastung des Biofilters insgesamt geringer und der Alkalinitätsverbrauch niedriger. Der pH-Anstieg während der Infektionsphase und dessen Abfall mit der Wiederaufnahme der Fütterung ab Mitte August verlaufen ebenfalls parallel zur Entwicklung der Stickstoffwerte. Insgesamt sind die Schwankungen des SBV-Wertes aufgrund seines höheren Niveaus geringer.

Die Steigerung der Futtermenge bis auf 320 kg/d in der Zeit vom 10. - 19.10.2010 und die anschließende Beibehaltung von 285 kg/d führten am letzten Messtag zum höchsten Nitratwert von 75 mg/l und einem deutlichen Absinken des pH- und SBV-Wertes auf 6,7 bzw. 1,3 mmol/l. Damit verbunden kam es auch hier zur Überschreitung des  $\text{HNO}_2$ -Grenzwertes für den Optimalbereich. Bei der höchsten Futtermenge von 320 kg am Messtag zuvor traten ebenfalls niedrige pH- und SBV-Werte sowie höhere  $\text{NO}_2^-$ - und  $\text{NO}_3^-$ -Werte, aber keine Überschreitung des  $\text{HNO}_2$ -Optimalbereiches auf. Bei den zu diesen Zeitpunkten herrschenden Temperaturen von 9,5 bzw. 8 °C dürfte ebenfalls die Grenze des Betriebs der Anlage ohne zusätzlichen Alkalinitätseintrag erreicht worden sein.

Die Futtermenge, die zu dem niedrigsten SBV-Wert führte und die höchste verabreichte Futtermenge wurden mit Hilfe der Beziehung der Abhängigkeit der Nitrifikationsleistung von der Temperatur (TIMMONS u. a. 2002) ebenfalls auf die im Sommer auftretende Wassertemperatur von ca. 16 °C umgerechnet. Daraus ergibt sich eine maximale Futtermenge von 400 kg/d (s. a. Tab. 7).

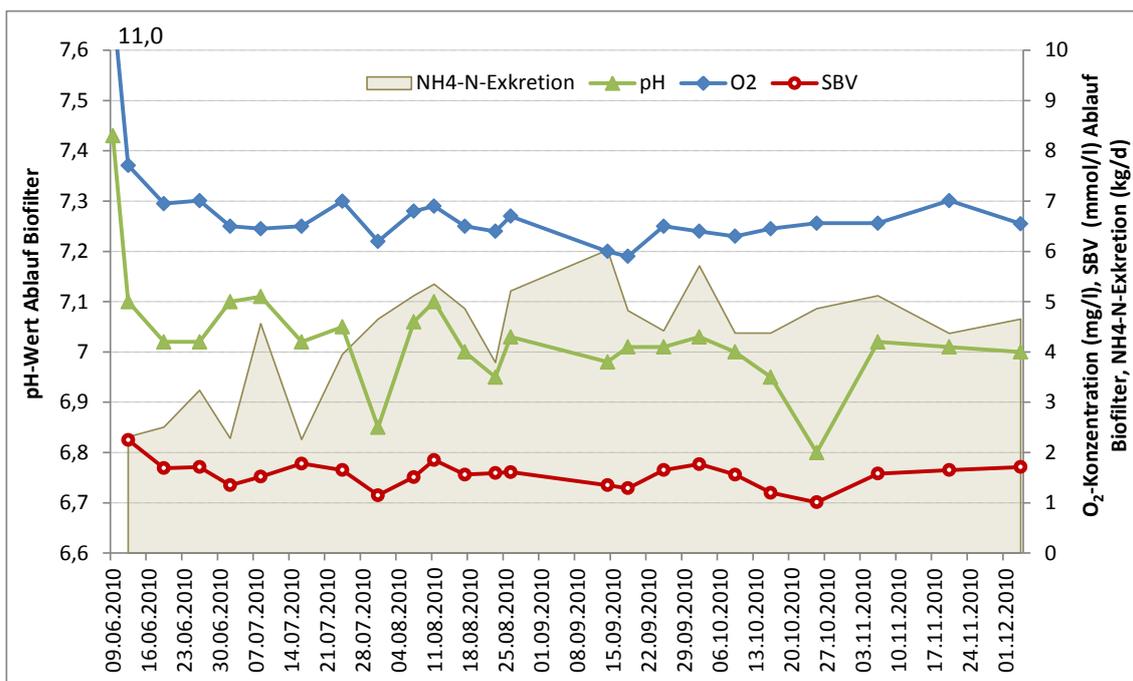


Abb. 14: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes, des SBV-Wertes und der Sauerstoffkonzentration am Ablauf des Biofilters der Satzfishchanlage sowie der NH<sub>4</sub>-N-Exkretion

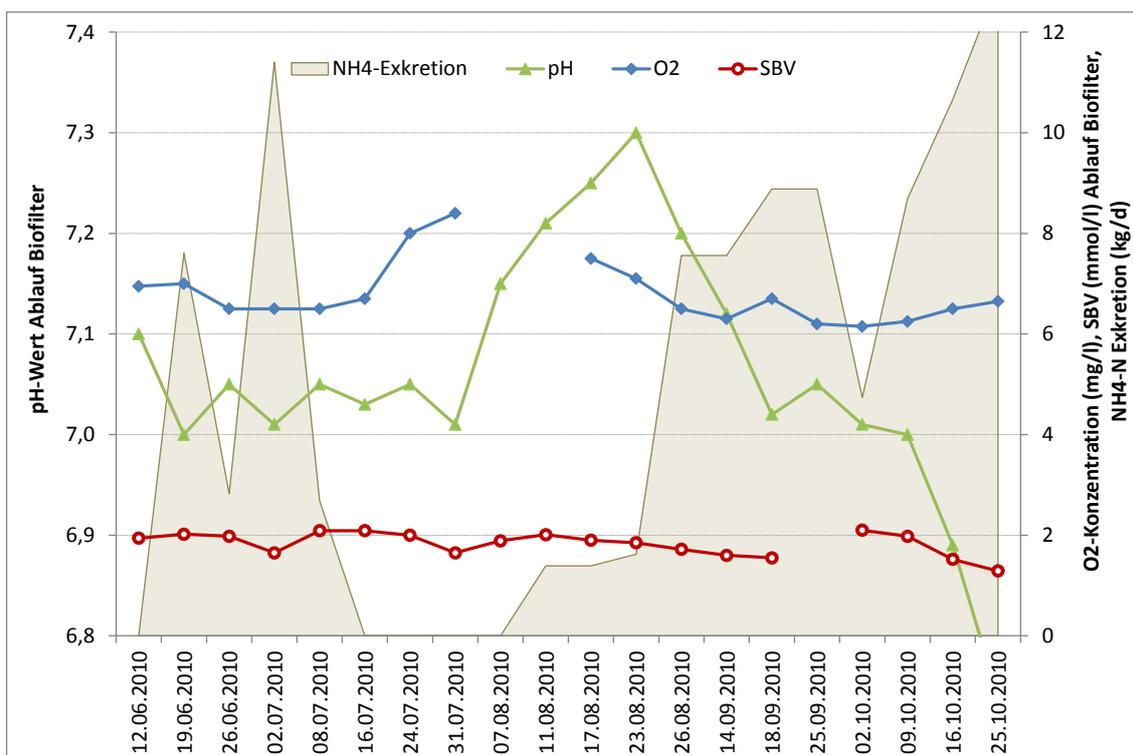


Abb. 15: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes, des SBV-Wertes und der Sauerstoffkonzentration am Ablauf des Biofilters der Mastanlage sowie der NH<sub>4</sub>-N-Exkretion

Auf eine pH-Stabilisierung durch den Einsatz alkalischer Chemikalien konnte auch in diesem Jahr in beiden betrachteten Anlagen verzichtet werden. Anscheinend ist aber eine Annäherung an die Maximalbelastung, mit der die Anlage bei diesen Temperaturen ohne zusätzlichen Alkalinitätseintrag betrieben werden kann, erreicht worden. Da das Grundwasser nur einen

SBV-Gehalt von 1,8 - 2,1 mmol/l aufweist, ist die zugeführte Grundwassermenge für den Alkalinitätseintrag von entscheidender Bedeutung.

Zur Nitrifikation von 1 g  $\text{NH}_4$  werden 4,18 g  $\text{O}_2$  benötigt. Zusätzlich entsteht im Biofilter ein entsprechender Sauerstoffbedarf zum Abbau der organischen Substanz. Um die nitrifizierende Schicht des Biofilms ausreichend mit Sauerstoff zu versorgen, sollte das Wasser, das den Biofilter durchfließt, hohe Sauerstoffkonzentrationen nahe dem Luftsättigungswert aufweisen. Bereits bei  $\text{O}_2$ -Konzentrationen unter 4 mg/l kommt es zu einer Verringerung der Nitrifikationsleistung (TIMMONS u. EBELING 2010, TIMMONS u. a. 2002).

Der Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation und den Abbau organischer Substanz ist im vorliegenden Fall anhand der Konzentrationsdifferenz zwischen Biofilterzulauf und -ablauf gut sichtbar. Die maximale Konzentrationsverringerng beim Durchlaufen des Biofilters lag trotz der hohen Durchflüsse bei 1,1 mg/l in der Satzfishchanlage und 0,7 mg/l in der Mastanlage. Die Medianwerte betragen 0,3 mg/l bzw. 0,25 mg/l. In der Satzfishchanlage erfolgte die Bestimmung der  $\text{O}_2$ -Konzentration und aller weiteren vor dem Biofilter zu messenden Parameter am Auslauf einer mittelstark besetzten Rinne. Die Sauerstoffkonzentration am Auslauf des Biofilters lag im Mittel bei 6,5 mg/l bzw. 6,6 mg/l. Die niedrigsten gemessenen Werte betragen 5,9 mg/l bzw. 6,2 mg/l. Die Sauerstoffverhältnisse können daher für die Nitrifikationsvorgänge im Biofilter als günstig eingestuft werden. Die hohen Wasserdurchflüsse und das Rückspülen der gefluteten Stationärtropfkörper werden zusätzlich dazu beitragen, Schlammnester und anaerobe Zonen zu verhindern.

Einen wesentlichen Einfluss auf die Nitrifikationsleistung der Biofilter hat die organische Belastung des Kreislaufwassers in gelöster aber vor allem in partikulärer Form (LEONARD u. a. 2002). Die vorhandene organische Substanz nutzen heterotrophe Bakterien für ihren Stoffwechsel und verbrauchen dabei Sauerstoff. Deren Wachstumsgeschwindigkeit ist um ein Mehrfaches höher als die der Nitrifikanten. Bei hoher organischer Belastung werden die Nitrifikanten durch die schneller wachsenden heterotrophen Bakterien überdeckt und nicht mehr ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Die Folge ist ein drastisches Absinken der Nitrifikationsleistung (s. EDING u. v. WEERD 1999, EDING u. a. 2006, RUSTEN u. a. 2006). Eine ausreichende Feststoffabscheidung vor dem Biofilter, die Verhinderung von Schlammablagerungen im Biofilter und eine gute Reinigung der gesamten Anlage sind daher Grundvoraussetzungen für eine effektive und stabile Arbeitsweise der Nitrifikation.

Als Orientierung für die einzuhaltende organische Belastung wurde für geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen ein  $\text{BSB}_5/\text{NH}_4\text{-N}$ -Verhältnis im Bereich von 1,8 - ca. 4 bzw. ein CSB/Stickstoff-Verhältnis unter 1,0 - 1,3 angegeben (EDING u. a. 2006, CHEN u. a. 2006). Diese Werte haben jedoch noch eine sehr begrenzte Datengrundlage.

Die CSB-, TOC- und die TN-Konzentrationen wurden am Zulauf des Biofilters und in größeren zeitlichen Abständen am Ablauf des Biofilters gemessen. Zusätzlich wurden  $\text{BSB}_5$ -Konzentrationswerte nach dem Biofilter bestimmt.

Die CSB-Werte lagen in der Satzfishchanlage im Bereich von 15 - 57 mg/l mit einem Median von 31 mg/l. In der Mastanlage traten Werte im Bereich von 9 - 44 mg/l mit einem Median von 28 mg/l auf.

Die Gesamtstickstoffkonzentrationen lagen in der Satzfishchanlage im Bereich von 10 - 30 mg/l mit einem Median von 16 mg/l. In der Mastanlage waren die Werte mit einem Bereich von 6 - 24 mg/l und einem Median von 11,6 mg/l deutlich niedriger.

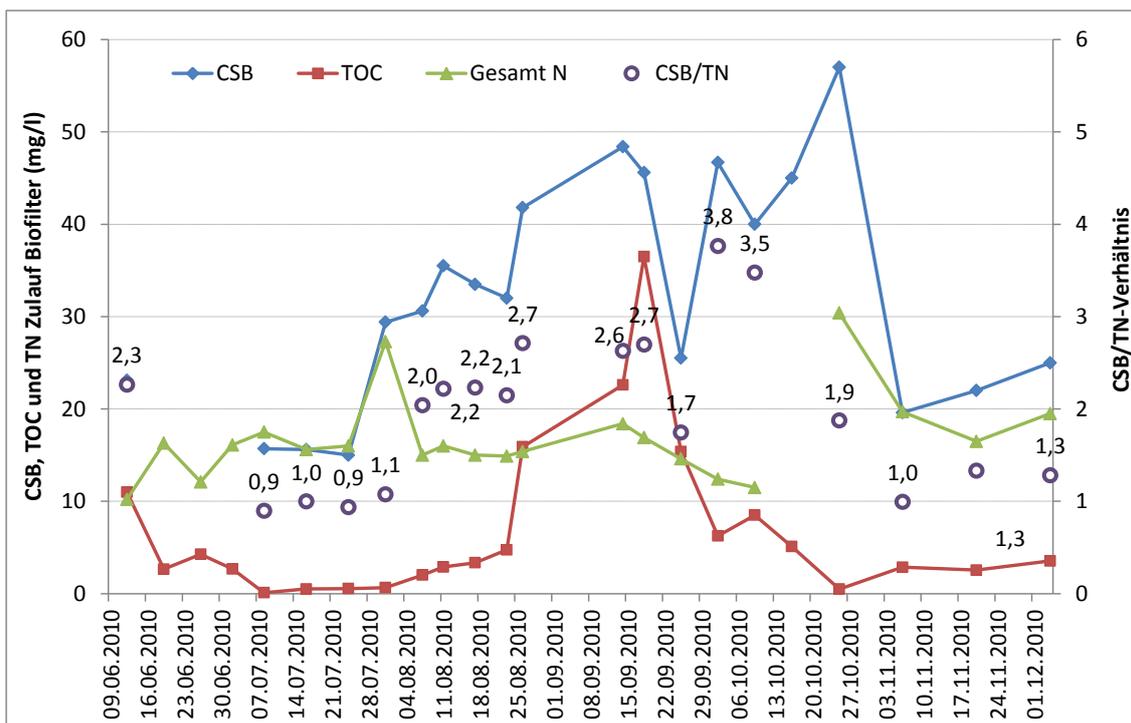


Abb. 16: Zeitlicher Verlauf der CSB-, TOC- und TN-Konzentration sowie des CSB/TN-Verhältnisses im Zulauf des Biofilters der Satzfishanlage

Die Medianwerte des CSB/Stickstoff-Verhältnisses lagen mit 2,0 in der Satzfishanlage und 2,4 in der Mastanlage über dem für geschlossene Warmwasser-Kreislaufanlagen angegebenen Bereich von unter 1,0 - 1,3. Während der Aufzuchtperiode 2009 in der Satzfishanlage (RÜMMLER u. RANK 2010) wurde dieses Verhältnis weitgehend eingehalten. Die CSB- und TN-Werte waren 2010 gegenüber der vorjährigen Aufzuchtperiode deutlich höher.

Die Frage, ob die mechanische Reinigung durch die erhöhte Futtermenge an die Grenze ihrer Leistungsfähigkeit gestoßen ist, kann nicht beantwortet werden. Die Reinigungsarbeiten wurden in derselben Art und Weise wie 2009 durchgeführt. Andererseits lassen die gemessenen Stickstoffparameter nicht auf eine zu hohe organische Belastung infolge einer unzureichenden mechanischen Reinigung schließen, die zu einer Verringerung der Nitrifikationsleistung geführt hat. Auch ist offen, ob die wenigen in Warmwasseranlagen gewonnenen Ergebnisse zum Verhältnis organische Belastung/Stickstoff einfach auf Kaltwasseranlagen mit höherem spezifischen Frischwassereinsatz übertragen werden können. Auf diesem Gebiet sind weitere Untersuchungen bzw. Erprobungen notwendig.

Die Parameter der organischen Belastung CSB und TOC sowie die Gesamt-Stickstoffkonzentration zeigten wie die Nitrit- und Nitratkonzentration eine mehr oder weniger starke Abhängigkeit von der verabreichten Futtermenge.

Die BSB<sub>5</sub>-Werte, die ab 18.09.2010 gemessen wurden, ergaben Medianwerte von 2,95 bzw. 2,1 mg/l, die in Ermangelung von Vergleichsdaten nicht eingeordnet werden können. Das BSB<sub>5</sub>/NH<sub>4</sub>-N-Verhältnis ist durch die NH<sub>4</sub>-Gehalte nahe der Nachweisgrenze sehr hoch. Dieser Kennwert kann zur Bewertung des Verhältnisses zwischen Nitrifikation und Abbau organischer Substanz im vorliegenden Fall nicht herangezogen werden.

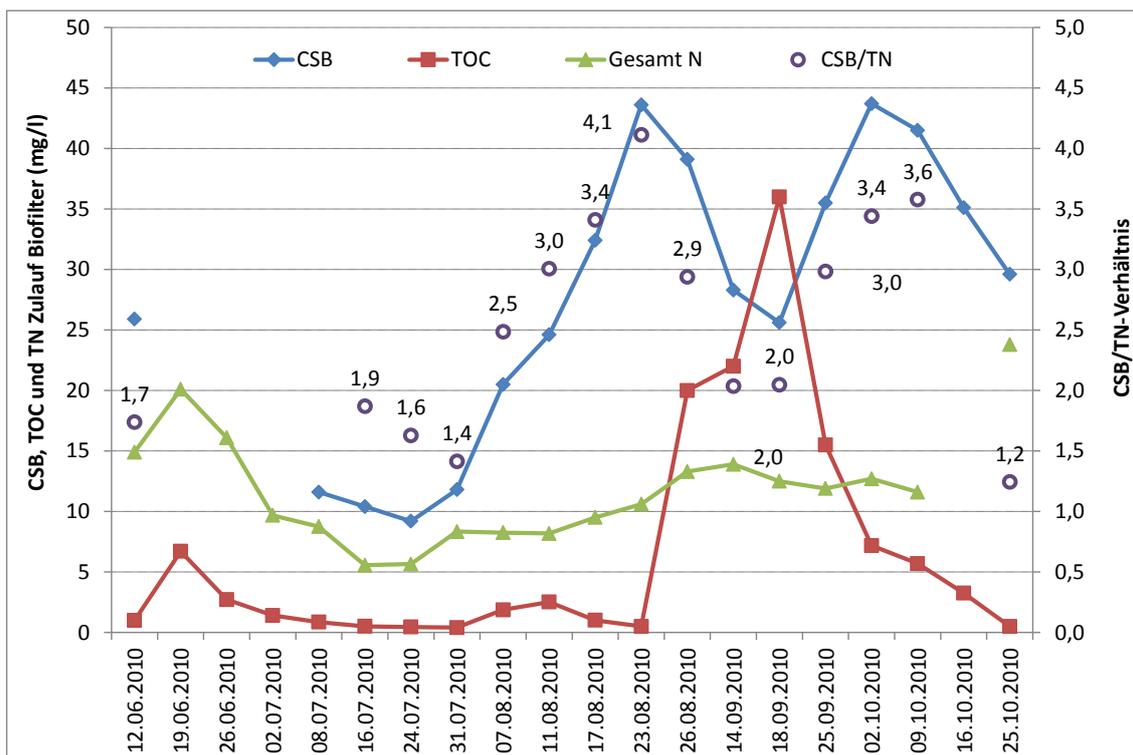


Abb. 17: Zeitlicher Verlauf der CSB-, TOC- und TN-Konzentration sowie des CSB/TN-Verhältnisses im Zulauf des Biofilters der Mastanlage

In Tab. 7 sind die höchsten verabreichten Futtermengen und die für die Höchsttemperatur berechneten Futtermengen, die dazugehörigen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Exkretionsraten sowie die sich daraus mit der vorhandenen Oberfläche der Biofilter ergebenden spezifischen Nitrifikationsleistungen angegeben. Diese liegen für die Temperaturen von 9,5 - 12,6 °C bei jeweils 0,18 g  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ; bei 16° C betragen die Werte 0,21 - 0,22 g  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ .

Verschiedene Untersuchungen zur Bestimmung der spezifischen  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Abbauleistung von gefluteten Tropfkörpern ergaben einen Mittelwert von 0,36 g  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ . Die Standardabweichung lag bei  $\pm 0,16$  g  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$  (RÜMMLER u. KNÖSCHE 2009). Diese Daten wurden in Warmwasseranlagen ermittelt. Nach neueren Untersuchungen haben aber Temperaturen im Bereich von 14 - 27 °C nur noch einen begrenzten Einfluss auf die Nitrifikationsleistung (s. TIMMONS u. EBELING 2010).

Für die Anwendung von moving bed-Filtern in der Fischproduktion liegen bisher nur wenige Untersuchungsergebnisse vor, die für Kaltwasserbedingungen Werte der Nitrifikationsleistung im Bereich von 0,4 - 0,5 g  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$  ergaben (RUSTEN u. a. 2006).

Aus diesen Zahlen wird ersichtlich, dass die Biofilter der Satzfishanlage und der Mastanlage für die betrachtete Aufzuchtperiode noch ausreichende Reserven der Nitrifikationsleistung bzw. Besiedelungsfläche besaßen.

Es ist geplant, die Anlage vorerst ohne den Eintrag alkalischer Chemikalien zu betreiben. Für diese Entscheidung sind insbesondere der zusätzliche Aufwand und die zusätzlichen Kosten für die Chemikalien, die Vorrichtungen zur Dosierung sowie das Management und die Kontrolle der Dosierung verantwortlich. Unter diesen Voraussetzungen stellt die Größe des Biofilters keine Begrenzung für die wasserchemischen Parameter dar und ist mit ausreichenden Sicherheiten versehen.

Tab. 7:  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Exkretionsraten und spezifische Nitrifikationsleistungen bei den höchsten Futtermengen ohne zusätzlichen Alkalinitätseintrag

	<b>Futter- menge (kg/d)</b>	<b>Tem- peratur (°C)</b>	<b>FQ (kg/kg Zuwachs)</b>	<b><math>\text{NH}_4\text{-N}</math>- Exkretion (kg/d)</b>	<b>Oberfläche Biofilter (m<sup>2</sup>)</b>	<b>spez. Nitrifi- kations- leistung (g <math>\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}</math>)</b>
<b>Satzfisch- anlage</b>	150	12,6	0,9	6,03	32.663	0,18
	168	16	0,9	6,75	32.663	0,21
<b>Mast- anlage</b>	320	9,5	1,1	14,62	81.900	0,18
	400	16	1,1	18,27	81.900	0,22

Wird der Verbrauch an Alkalinität durch die Nitrifikation größer als der Alkalinitätseintrag durch das Grundwasser, so kommt es zunächst zu einer langsamen Verringerung der Alkalinität bis auf SBV-Werte um 1,0 - 0,8 mmol/l und anschließend zu einem schnellen Absinken des pH-Wertes unter 7. Die Folge ist eine Verschiebung des  $\text{NH}_3/\text{NH}_4$ -Dissoziationsgleichgewichtes in die Richtung des fischungiftigen Ammoniums. Andererseits verschiebt sich das  $\text{NO}_2/\text{HNO}_2$ -Dissoziationsgleichgewicht in die Richtung der fischtoxischen salpetrigen Säure. Der messtechnisch erfasste Nitritwert ist unter diesen Bedingungen zu hoch.

Zu hohen Nitritwerten kann als Sofortmaßnahme mit einer höheren Konzentration an Chloridionen entgegengewirkt werden, d. h. durch die Zugabe von Kochsalz oder Kalziumchlorid. Dabei sollte ein  $\text{Cl}/\text{NO}_2\text{-N}$ -Verhältnis von über 17:1 bis 20:1 bei Forellen eingehalten werden (TUCKER u. ROBINSON 1990, SCHRECKENBACH 2010). Durch entsprechende Bäder mit 250 mg/l NaCl oder 25 mg/l  $\text{CaCl}_2$  kann bei ausreichender Sauerstoffversorgung die  $\text{NO}_2/\text{HNO}_2$ -Toxizität weitgehend gehemmt werden (CALAMARIE u. a. 1984). Praktische Erfahrungswerte aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen liegen bei 2 Promille Salzgehalt.

Andererseits wäre auch ein kurzzeitiger Einsatz von alkalischen Chemikalien zur Stabilisierung des SBV-Wertes und zur pH-Anhebung möglich.

Ansonsten sind zur Sicherung einer hohen Anlagenauslastung unter der Voraussetzung, dass der Aufwand für eine längerfristige Zuführung alkalischer Chemikalien und ihre Dosierung umgangen werden soll, zwei Verfahrensweisen möglich:

- Die verfügbare Grundwassermenge wird zwischen den unterschiedlich stark besetzten zwei Mastanlagen und zwei Satzfischanlagen so verteilt, dass das SBV in möglichst allen Anlagen Werte über 1,2 - 1,3 mmol/l aufweist, zumindest aber 1,0 mmol/l nicht unterschreitet. Hierzu sind neben den Voraussetzungen für die Messung des SBV einschließlich des pH-Wertes auch Mess- und Regelmöglichkeiten für eine genauere Einstellung der Grundwasserzufuhr erforderlich.
- Die zweite Möglichkeit besteht in einem entsprechenden Bestandsmanagement in den vier Kreislaufanlagen. Durch das Vorhandensein ausreichender Fischhaltungskapazitäten in vier Teilanlagen mit teilgeschlossenem Kreislauf und einer Kanalanlage im offenen Kreislauf kann bei Erreichung der maximal möglichen Futtermenge und der SBV-Untergrenze eine Ausdünnung des Bestandes und ein Umsetzen in eine andere weniger stark besetzte Teilanlage vorgenommen werden. Mit der vorhandenen Abfischungs- und Sortiertechnik sind die Entnahme- und Umsetzungsprozesse der Fische wenig arbeitsaufwendig und mit ausreichender Genauigkeit realisierbar.

Werden die wasserrechtlich gestattete Entnahmemenge von 30 l/s und der SBV-Gehalt des Grundwassers von ca. 1,92 mmol/l berücksichtigt, so ergibt sich ein verfügbarer Alkalitätseintrag für alle vier Teilanlagen von 4.977 mol Alk/d bzw. 248,8 kg CaCO<sub>3</sub>/d. Dabei ist 1 mol Alk 50 g CaCO<sub>3</sub> gleichzusetzen (TIMMONS u. a. 2002). Unter Nutzung von Gl. 2 lässt sich daraus eine zu verabreichende Futtermenge ohne zusätzlichen Alkalitätseintrag von 882 kg/d errechnen. Dabei wird davon ausgegangen, dass bei der Nitrifikation von 1 g NH<sub>4</sub>-N eine Alkalinität von 0,141 mol bzw. 7,05 g CaCO<sub>3</sub> verbraucht werden (TIMMONS u. EBELING 2010). Wird die maximal geplante Futtermenge der beiden Mastanlagen von je 500 kg/d und der beiden Satzfishanlagen von je 210 kg/d, d. h. insgesamt 1.420 kg/d, berücksichtigt, so ergibt sich ein theoretischer Alkalitätsbedarf für die Nitrifikation von 416,5 kg CaCO<sub>3</sub>/d. Das Defizit von 167,6 kg CaCO<sub>3</sub>/d müsste durch alkalische Chemikalien ausgeglichen werden, um den SBV-Wert bzw. den pH-Wert stabil zu halten.

Besonders geeignet dafür ist Natriumhydrogencarbonat (kohlen saures Natron, Backpulver, Natriumbikarbonat). Na(HCO<sub>3</sub>) löst sich schnell im Wasser und es treten keine pH-Spitzen in alkalischer Richtung auf. Es werden theoretisch 83g Na(HCO<sub>3</sub>)/mol Alkalinität benötigt. Danach wären 278 kg Na(HCO<sub>3</sub>)/d für die vier Teilanlagen erforderlich. Wird überschlägig von einem Preis von 2,00 €/kg Na(HCO<sub>3</sub>) (incl. MWSt.) ausgegangen, so ergeben sich Chemikalienkosten von ca. 550 €/d. Auch wenn dieser Chemikalieneinsatz nur für einen Teilzeitraum des Jahres erfolgt und nicht immer die angegebene Höchstmenge erforderlich sein wird, stellt er eine nicht zu unterschätzende zusätzliche Kostenbelastung dar.

Für Warmwasser-Kreislaufanlagen wird häufig eine ungefähre Dosis alkalischer Chemikalien von 25 % der Futtermenge angegeben. Aus der Praxis werden aber auch niedrigere Werte genannt. Die Ursache dürfte die häufig auftretende diffuse Denitrifikation sein. Daneben ist die erforderliche Menge alkalischer Chemikalien auch von der Produktionsdauer abhängig und steigt mit der Zeit (KNÖSCHE u. RÜMMLER 1998).

Gegenüber geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen ist der spezifische Frischwassereinsatz in teilgeschlossenen Kreislaufanlagen höher. Für die dänischen Anlagen werden Grund- oder Drainage-Wassermengen von ca. 0,9 - 1,6 m<sup>3</sup>/t\*h angegeben. Das entspricht einem ein- bis zweimaligen Wasseraustausch pro Tag bzw. 0,1 - 0,15 l/s pro Jahrestonne Fischproduktion.

In der Anlage Wietzendorf wurde die Grundwassermenge, die den betrachteten Hälften der Satzfishanlage und der Mastanlage zugeführt wurde, volumetrisch bestimmt („ausgelitert“). In der betrachteten Hälfte der Satzfishanlage lag die Grundwasserzuführung im Bereich von 7,6 - 15,4 m<sup>3</sup>/h mit einem Mittelwert von 11,4 m<sup>3</sup>/h. In der Mastanlage wies die Grundwasserzuführung Werte im Bereich von 19,5 - 41,6 m<sup>3</sup>/h mit einem Mittelwert von 31,1 m<sup>3</sup>/h auf. Die Messungen sind hier durch den großen Wasserdurchfluss ungenauer als die in der Satzfishanlage.

Bei einem Gesamtvolumen einer Hälfte der Satzfishanlage von ca. 300 m<sup>3</sup> und einem Fischhaltebestand bei der höchsten Futtermenge von 17,0 t ergaben sich 2010 ein Wasserwechsel in der Anlage von 0,92 d<sup>-1</sup> und ein spezifischer Frischwassereinsatz von 0,67 m<sup>3</sup>/t\*h. Für die Mastanlage betragen diese Werte bei ca. 950 m<sup>3</sup> Volumen und 68 t Haltebestand bei maximaler Futtermenge 0,79 d<sup>-1</sup> bzw. 0,46 m<sup>3</sup>/t\*h. Diese Angaben liegen im unteren Bereich der Werte aus dänischen Anlagen.

Der spezifische Frischwassereinsatz der geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen beträgt ca. 0,2 m<sup>3</sup>/t\*h. Durch den deutlich höheren spezifischen Frischwassereinsatz in teilgeschlos-

senen Kreislaufanlagen ergeben sich gegenüber geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen auch Unterschiede der wasserchemischen Bedingungen.

Die Nitratkonzentration war während der betrachteten Aufzuchtperiode mit Spitzenwerten von 84 mg/l und 75 mg/l deutlich geringer als in geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen. Hier treten Werte von 300 - 1000 mg/l auf. Für die Haltung empfindlicher Fischarten ist es unter diesen Bedingungen bereits schwierig, Konzentrationswerte unter 300 mg/l einzuhalten.

Würde der gegenwärtige Engpass der verfügbaren Alkalinität durch die Zuführung von alkalischen Chemikalien überwunden werden, könnte die Nitratkonzentration zur potenziellen Begrenzung für die Höhe der verabreichten Futtermenge werden.

Die  $\text{NO}_3$ -Konzentration, die sich in einer geschlossenen oder teilgeschlossenen Kreislaufanlage einstellt, kann aus Gl. 5 berechnet werden (s. a. TIMMONS u. EBELING 2010).

$$c_{\text{NO}_3} = \frac{\text{NH}_4 \text{ E(F)} * 4,33}{\text{FW}} \quad \text{Gl. 5}$$

FW	(m <sup>3</sup> /d)	- Frischwassereinsatz, $\text{NO}_3$ begrenzend
$\text{NH}_4\text{E(F)}$	(g/d)	- $\text{NH}_4\text{-N}$ Exkretion der Fische (g/d)
$c_{\text{NO}_3}$	(mg/l = g/m <sup>3</sup> )	- $\text{NO}_3$ -Konzentration des Kreislaufwassers

Nach Gl. 5 ergibt sich für die Gesamtanlage bei der wasserrechtlich gestatteten Grundwasserentnahme von 30 l/s und einem maximalen Futtereinsatz von 1.420 kg eine Nitratkonzentration von 98,5 mg/l, die sich weit unter dem Grenzwert für den optimalen Bereich von 200 mg/l befindet. Die Ursache liegt in den relativ hohen spezifischen Frischwassermengen teilgeschlossener Kreislaufanlagen.

Wird der maximal geplante Futtereinsatz von 1.420 kg/d zugrunde gelegt, so ergibt sich bei der vorhandenen Biofilteroberfläche und Temperaturen im Bereich von 14 - 16 °C eine erforderliche spezifische Nitrifikationsleistung von 0,26 g  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ . Dieser Wert liegt unter der aus Warmwasseranlagen ermittelten mittleren Leistungsfähigkeit der eingesetzten Biofilter, d. h. hier sind genügend Reserven vorhanden.

SUHR und PEDERSEN (2010) führten Untersuchungen mit separaten Biofiltern durch, die mit dem Wasser aus einer teilgeschlossenen Produktionsanlage gespeist wurden. Es wurde die Nitrifikationsleistung von zwei Stationärtropfkörpern und zwei moving bed-Filtern bei 8 °C bestimmt. Bei  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werten von 2,9 mg/l war die Nitrifikationsleistung der Stationärtropfkörper mit 0,46 g  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$  sehr viel höher als die der moving bed-Filter von 0,27 g  $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ . Auch diese Werte unterstreichen noch einmal die ausreichende Dimensionierung der Biofilter in Wietzendorf.

Der „Flaschenhals“ für die weitere Erhöhung der verabreichten Futtermenge verbleibt dadurch beim zusätzlichen Alkalinitätseintrag.

## 5.2 Wasserförderung und Gasaustausch

Alle Teilanlagen in Wietzendorf sind mit einem HP-Förderer (Airlift, Mammutpumpe) ausgerüstet. Mit dem HP-Förderer wird zum einen die notwendige Förderung und Kreislaufführung der Anlagenwassers vorgenommen. Gleichzeitig ist mit dem Fördervorgang der notwendige Sauerstoffeintrag ins Wasser verbunden.

Der HP-Förderer wird aus einem 3,3 m tiefen Kanalsegment und einer unten offenen Tauchwand gebildet. Die Druckluftausströmung erfolgt hinter der Tauchwand 2,5 m unter dem Wasserspiegel. Dazu werden gelochte Ausströmerrohre mit 2 mm-Löchern eingesetzt.

Beim HP-Förderer wird das Prinzip kommunizierender Röhren angewandt, in denen sich für Flüssigkeiten unterschiedlicher Dichte unterschiedliche Spiegelhöhen einstellen. Ein Wasser-Luft-Gemisch steigt höher als der Wasserspiegel des umgebenden Wassers und es entsteht ein Fördereffekt. Da Druckluft zugeführt wird, kommt es zusätzlich zur Sauerstoffanreicherung.

Die O<sub>2</sub>-Auslaufkonzentration steigt in einem bestimmten Bereich mit der zugeführten Luftmenge. Weiterhin erhöhen sich die O<sub>2</sub>-Auslaufkonzentration und der Sauerstoffertrag (kg O<sub>2</sub>/kW\*h) bei der Verringerung des Verhältnisses von Förderhöhe zu Eintauchtiefe. Deshalb wird eine große Tiefe der Luftausströmer angestrebt. Die richtige Funktionsweise eines HP-Förderers hängt stark von einem ausgewogenen Verhältnis des Luftvolumenstromes zum Wasserdurchfluss ab, d. h. die Luftmenge muss auf den Wasserdurchfluss abgestimmt werden. Bei optimalen Arbeitspunkten können HP-Förderer mit einem m<sup>3</sup> Luft ca. ein m<sup>3</sup> Wasser fördern (KNÖSCHE u. RÜMMLER 1998). Daneben gibt es weitere Einflussgrößen, die die Sauerstoffkonzentration, den Sauerstoffertrag und die geförderte Wassermenge beeinflussen (BARDÓCZ u. a. 2009). Nachteile der HP-Förderer liegen in der Entstehung von Stickstoffsättigungen über der Gleichgewichtskonzentration der Luft und der schlechten CO<sub>2</sub>-Entgasungswirkung.

Die Medianwerte der Sauerstoffkonzentrationen am Auslauf der Fischhaltungseinrichtungen lagen mit 7,0 mg/l in der Satzfishanlage bzw. 7,1 mg/l in der Mastanlage im günstigen Bereich. Zu einer Unterschreitung des Grenzwertes von 6 mg/l kam es mit Ausnahme einer Messung von 5,9 mg/l in der Satzfishanlage nicht. In der Satzfishanlage wurden die Messungen am Auslauf einer mittelstark besetzten Rinne vorgenommen.

Die Messung des Kreislaufwasserdurchflusses im Rücklaufkanal der Satzfishanlage erfolgte 2010 an vier Tagen. Dazu wurden an drei Tagen zwei Messgeräte parallel eingesetzt (Ultraschall-Durchflussmesser PCM Pro der Fa. Nivus GmbH und magnetisch-induktiver Strömungsmesser Nautilus, Fa. Ott). Es ergaben sich größere Streuungen der Messwerte, deren Ursache insbesondere in der Beeinflussung der Messungen durch den Fischbestand im Rücklaufkanal und die generell nicht völlig homogene Strömung liegen dürfte. Weiterhin könnte sich zwischen den drei Messungen auch die Luftmenge, die dem HP-Förderer zugeführt wurde, verändert haben. Derartige Veränderungen ergeben sich beispielsweise wenn die HP-Förderer der anderen Teilanlagen eingestellt werden oder eine Zu- oder Abschaltung einzelner Gebläse erfolgt. Die Einstellung der Luftmengen erfolgt in erster Linie anhand der Sauerstoffverhältnisse in den einzelnen Teilanlagen.

Die Messung des Wasserdurchflusses in der Mastanlage war aufgrund der Anlagengestaltung komplizierter. Bereiche mit einer beruhigten Strömung, die eine Messung ermöglichten, fanden sich nur vor dem Auslaufgitter des Mastbeckens 3. Hier konnten lediglich punktförmige Messungen der Strömungsgeschwindigkeit mit Hilfe des magnetisch-induktiven Strömungsmessers Nautilus durchgeführt werden.

In der Satzfishanlage ergab sich ein Kreislaufwasserdurchfluss von 982 m<sup>3</sup>/h, der etwas höher war als der Mittelwert der vorjährigen Messungen von 853 m<sup>3</sup>/h. Die Förderhöhe betrug etwa 10 cm. Der Mittelwert der vier Messungen in der Mastanlage lag bei 3.569 m<sup>3</sup>/h. Für die genutzten Becken ergibt sich damit eine rechnerische Strömungsgeschwindigkeit von 2,3 cm/s in der Satzfishanlage und 11,5 cm/s in der Mastanlage. Die Wasserwechselraten in den

Fischhaltungsbecken lagen bei  $8,2 \text{ h}^{-1}$  bzw.  $5,4 \text{ h}^{-1}$ . Die unterschiedlichen Werte ergeben sich durch die langgestreckte Form der Becken der Mastanlage gegenüber dem größeren Strömungsquerschnitt in der Satzfishanlage.

Die wichtigste Forderung bei der Gestaltung der Fischhaltungsbecken besteht darin, durch entsprechende Strömungsgeschwindigkeiten sowie die zusätzlichen Turbulenzen, die durch die Fische erzeugt werden, den Austrag des Kots mit dem abfließenden Wasser zu gewährleisten, d. h. eine Selbstreinigung der Becken zu sichern. Dadurch sollen Schlammablagerungen in den Becken verhindert werden, die zur Ausbildung anaerober Zonen führen können. Diese wiederum sind die Entstehungsquelle fischschädlicher Stoffe ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  u. a.).

Internationale Angaben zu den Strömungsgeschwindigkeiten liegen im Bereich von mindestens 3 bis 6 cm/s (WESTERS u. PRATT 1977, WESTERS 1991, TIMMONS u. YOUNGS 1991, LEKANG 2007). Für die Forellentrassenanlagen in den neuen Bundesländern mit nahezu identischen Abmessungen wie die Becken der Satzfishanlage wurden erforderliche Strömungsgeschwindigkeiten von 1 - 3 cm/s und Wasserwechselraten im Bereich von  $5 - 10 \text{ h}^{-1}$  angegeben (SCHRECKENBACH u. a. 1987). Diese Werte werden in der Satzfishanlage eingehalten.

Das wichtigste Kriterium ist jedoch der Kotaustrag aus den Fischhaltungseinheiten in der Praxis. Hier konnten in der Regel keine größeren Ablagerungen beobachtet werden. Allerdings waren die Messwerte der organischen Belastung als CSB deutlich höher als im vergangenen Jahr.

Der Median der gemessenen Sauerstoffaufstockung durch den HP-Förderer lag in der Satzfishanlage bei 1,95 mg/l. In der Mastanlage kommt es durch die feinblasige Sauerstoffbegasung unmittelbar hinter dem HP-Förderer zu einer zusätzlichen Sauerstoffanreicherung. Beide Prozesse werden messtechnisch zusammen erfasst. Der Median der Sauerstoffaufstockung lag hier bei 1,76 mg/l.

Mit dem Mittelwert der Durchflüsse ergaben sich Medianwerte des Sauerstoffeintrags durch den HP-Förderer bzw. einschließlich der feinblasigen Sauerstoffbegasung von 1,915 kg  $\text{O}_2/\text{h}$  in der Satzfishanlage und 6,264 kg  $\text{O}_2/\text{h}$  in der Mastanlage.

Ein zusätzlicher Sauerstoffeintrag erfolgt durch die Begasungsgeräte Oxywheel<sup>®</sup> mit zwei Eintragshauben. Anhand von Herstellerangaben und Untersuchungsergebnissen eines Gerätes nach demselben Verfahrensprinzip (RÜMLER 2008) wurde ein Sauerstoffeintrag von ca. 1,0 bis 1,3 kg  $\text{O}_2/\text{h}$  pro Gerät abgeschätzt.

Insgesamt ergibt sich damit ein überschlägiger Sauerstoffeintrag von ca. 3,1 kg  $\text{O}_2/\text{h}$  in der Satzfishanlage und ca. 9,15 kg  $\text{O}_2/\text{h}$  in der Mastanlage.

Verschiedene kontinuierliche Messungen sowie automatische Aufzeichnungen und Berechnungen des Sauerstoffverbrauchs von Regenbogenforellen im Stückmassbereich von 100 - 420 g unter Produktionsbedingungen ergaben mittlere Sauerstoffverbrauchswerte von 220 - 250 g/t\*h. Die Wassertemperaturen lagen dabei überwiegend im Optimalbereich für die Forellenaufzucht von 12 - 16 °C (s. a. RÜMLER 2009b). Für die in der Mastanlage und z. T. in der Satzfishanlage gehaltenen größeren Fische sind niedrigere Werte von ca. 200 g/t\*h anzusetzen.

Der Sauerstoffbedarf für die Fischbestandsmasse bei den höchsten Futtergabe von 17 t bzw. 68 t beträgt danach 3,7 kg  $\text{O}_2/\text{h}$  in der untersuchten Hälfte der Satzfishanlage bzw. 13,6 kg  $\text{O}_2/\text{h}$  in der betrachteten Hälfte der Mastanlage.

Aus den Einzelmessungen der Sauerstoffkonzentration am Auslauf der Fischhaltungsbecken und der Konzentration hinter dem HP-Förderer ergibt sich für die Satzfishanlage ein deutlich

niedrigerer mittlerer Sauerstoffverbrauch der Fische von 1,57 kg O<sub>2</sub>/h. Eine geringe Anzahl punktueller Messungen ist für derartige Betrachtungen anscheinend nicht geeignet. Die Ursache dürfte in den großen täglichen Schwankungen des Sauerstoffverbrauchs der Fische liegen. Der gemessene O<sub>2</sub>-Konzentrationsabfall beim Durchfließen des Biofilters ergibt mit dem zugrunde gelegten mittleren Wasserdurchfluss einen durchschnittlichen Sauerstoffverbrauch der Nitrifikationsprozesse von 0,29 kg O<sub>2</sub>/h in der Satzfishanlage bzw. 0,26 kg O<sub>2</sub>/h in der Mastanlage. Bereits an den ähnlichen Werten für zwei sehr unterschiedlich große Biofilter und zwei sehr unterschiedliche Futtermengen wird die große Ungenauigkeit, die bei einer begrenzten Anzahl punktueller Messungen entsteht, deutlich. Weiterhin haben angesichts der großen Durchflüsse geringe Ungenauigkeiten der Konzentrationsmessungen große Fehler zur Folge.

Mit dem stöchiometrischen Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation von 4,18 g O<sub>2</sub> pro g NH<sub>4</sub>-N würden sich bei der höchsten Futtermenge sehr viel höhere Werte des Sauerstoffverbrauchs für die Nitrifikation von 1,1 kg O<sub>2</sub>/h bzw. 2,6 kg O<sub>2</sub>/h ergeben.

Der Sauerstoffbedarf für die Atmung der Fische und den Biofilter beträgt für die höchsten verabreichten Futtermengen demnach 4,8 kg O<sub>2</sub>/h in der Satzfishanlage und 16,2 kg O<sub>2</sub>/h in der Mastanlage. Die ermittelten Werte des Sauerstoffeintrags von 3,1 kg O<sub>2</sub>/h bzw. 9,15 kg O<sub>2</sub>/h sind niedriger. Da keine O<sub>2</sub>-Grenzwertunterschreitungen gemessen wurden, sind die Möglichkeiten der Erhöhung des O<sub>2</sub>-Eintrags durch die Steigerung der Luftmenge der HP-Förderer und der Sauerstoffmenge der schwimmenden O<sub>2</sub>-Niederdruckbegaser anscheinend ausreichend, um eine bedarfsgerechte Sauerstoffversorgung bei den bisherigen maximalen Futtermengen zu ermöglichen. Bei weiterer Steigerung der Futtermenge sollte aber eine Vorhaltung von zusätzlichen Sauerstoffeintragsgeräten erfolgen. Dazu sind schwimmende O<sub>2</sub>-Niederdruckbegaser am besten geeignet.

Weiterhin muss berücksichtigt werden, dass die angegebenen Werte des spezifischen Sauerstoffverbrauches der Fische Mittelwerte einer stark schwankenden Tagesperiode sind. In den Untersuchungen des IfB wurden auch die Maxima der Stundenmittel erfasst, die für die Dimensionierung der Sauerstoffeintragsanlagen von Bedeutung sind. Im Mittel lagen diese um 20 % über dem mittleren Sauerstoffverbrauch. Es ist daher ein Zuschlag an Sauerstoffeintragskapazitäten von ca. 30 % zu empfehlen, die u. U. auch nur kurzzeitig bereitgestellt werden müssten.

Die Atmung der Fische ist parallel zur Sauerstoffaufnahme mit einer ca. 1,4-fachen Kohlendioxidabgabe verbunden. Dadurch kommt es zu erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentrationen im Wasser (COLT u. WATTEN 1988, COLT u. a. 1991). Als kritische CO<sub>2</sub>-Werte werden für Forellen allgemein 12 - 20 mg/l angegeben (COLT u. a. 1991, SVOBODOVA u. a. 1993, SCHRECKENBACH 2002). Die Schädlichkeit hoher CO<sub>2</sub>-Konzentrationen ist zusätzlich vom pH-Wert, der Alkalinität und der Sauerstoffkonzentration abhängig. Bei hohen Sauerstoffkonzentrationen im Bereich des Sättigungswertes und darüber können höhere CO<sub>2</sub>-Konzentrationen durch die Fische toleriert werden (WEDEMEYER 1996, SCHRECKENBACH 2002). Hohe CO<sub>2</sub>-Werte tragen in Kreislaufanlagen parallel zur Wirkung der Nitrifikation zu einem Absinken des pH-Wertes des Wassers bei. Als positiver Nebeneffekt verringert sich dadurch die Konzentration des toxisch wirkenden Ammoniaks (COLT u. WATTEN 1988, COLT u. a. 1991). Die Gefahr erhöhter Konzentrationen der salpetrigen Säure steigt jedoch.

Bei den durchgeführten Untersuchungen lagen die gemessenen CO<sub>2</sub>-Werte nur mit einer Ausnahme (21 mg/l) im Bereich von 7 - 18 mg/l und wiesen somit im Wesentlichen keine

Grenzwertüberschreitungen auf. Aus den Messwerten war ersichtlich, dass sich die CO<sub>2</sub>-Konzentration parallel zur steigenden Bestandsdichte erhöhte.

Die HP-Förderer haben durch ihr Funktionsprinzip, der Dispergierung von Luft im Wasser, generell eine schlechtere CO<sub>2</sub>-Entgasungswirkung als Verfahren, die Wasser in der Atmosphäre verteilen. CO<sub>2</sub> besitzt im Vergleich zu den anderen Luftgasen eine hohe Löslichkeit im Wasser. Das führt dazu, dass sich in einem Luftvolumen, das mit dem Wasser in Kontakt gebracht wird, schnell ein Konzentrationsgleichgewicht zwischen Wasser und Luft einstellt und der CO<sub>2</sub>-Übergang aus dem Wasser in das Luftvolumen zum Erliegen kommt. Aus diesem Grund ist für eine effektive CO<sub>2</sub>-Entgasung ein möglichst hohes Verhältnis von Luft- zu Wasservolumenstrom erforderlich. Bei TIMMONS und EBELING (2010) werden Werte von mindestens drei angegeben. Die Messungen unter 6. zeigen, dass bei den HP-Förderern in der Regel nur ein Luft-Wasser-Verhältnis um eins und darunter realisiert wird, das einen geringeren bzw. ungenügenden CO<sub>2</sub>-Austrag zur Folge hat.

Diese geringe CO<sub>2</sub>-Entgasungswirkung war anhand der fehlenden Konzentrationsunterschiede vor und hinter dem HP-Förderer in beiden Anlagen gut erkennbar. Die Messung der CO<sub>2</sub>-Werte vor und hinter der mittelblasigen Belüftung in der Mastanlage ergab ebenfalls keinen Unterschied der CO<sub>2</sub>-Konzentration.

Anscheinend kommt es zu einer sehr langsamen Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Konzentration im gesamten Anlagenvolumen mit zunehmender CO<sub>2</sub>-Abgabe des Fischbestandes. Auch aufgrund der hohen Durchflüsse sind dadurch Veränderungen der CO<sub>2</sub>-Werte an einzelnen Anlagenteilen nicht messbar.

Eine geeignete Anlagentechnik für die CO<sub>2</sub>-Entgasung in teilgeschlossenen Kreislaufanlagen muss noch erarbeitet werden.

Im Regelfall weisen Oberflächengewässer eine Stickstoffkonzentration auf, die der Gleichgewichtskonzentration des Stickstoffpartialdrucks in der Luft entspricht. Bei der Ausströmung von Luft in einer bestimmten Wassertiefe, hier unter einem hydrostatischen Druck von 2,5 m Wassersäule, entsteht ein Konzentrationsgefälle zwischen der höheren N<sub>2</sub>-Gleichgewichtskonzentration der Druckluft an den Ausströmern und der N<sub>2</sub>-Konzentration im Wasser. Durch dieses Triebkraftgefälle erfolgt ein Übergang des Stickstoffs ins Wasser und damit eine Erhöhung der N<sub>2</sub>-Konzentration gegenüber dem Sättigungswert der Luft. Dieser N<sub>2</sub>-Übergang ist zusätzlich von der Größe und den Turbulenzen der Blasen abhängig. Beim Aufstieg der Blasen nimmt die Triebkraft des N<sub>2</sub>-Stoffübergangsprozesses infolge des sich verringernenden hydrostatischen Drucks wieder ab.

Bei der Druckluftbelüftung wird der Stoffübergangsprozess des Stickstoffs von der Einblas-tiefe, dem Luftdurchsatz/m<sup>3</sup> Wasservolumen sowie der Blasengröße und der Blasenturbulenz beeinflusst (KNÖSCHE u. RÜMMLER 1998). COLT und WESTERS (1982) bezifferten die entstehende Übersättigung für verschiedene Belütfungsverfahren mit 2,5 - 6 %/m Einblastiefe.

Dieselben Prozesse spielen sich bei der Druckluftausströmung unter Wasser auch für Sauerstoff ab. Dadurch ist ein hoher Sauerstoffeintrag auch immer mit einem hohen Stickstoffeintrag verbunden. Oder umgekehrt, wenn die Stickstoffübersättigung gering gehalten werden soll, ist auch der Sauerstoffeintrag niedrig.

Im Gegensatz zum Sauerstoff wird Stickstoff durch die Fische oder andere biologische Prozesse nicht umgesetzt. In Kreislaufanlagen kommt es dadurch schnell zu einer einheitlichen Stickstoff-Übersättigung im gesamten Wasserkörper.

Die Werte der Stickstoff-(+Argon)-Sättigung des Wassers vor und hinter dem HP-Förderer wurden auf der Grundlage von Gl. 6 - 8 bestimmt. Die eingesetzten Messgeräte wurden be-

reits unter 3. aufgeführt. Dabei wird neben dem überwiegenden Stickstoffanteil der geringe Argonanteil der im Wasser gelösten Luft mit erfasst.

$$p_{O_2} = c_{O_2} * 0,5318 / \beta_{O_2} \quad (\text{Gl. 6})$$

$$p_{N_2+Ar} = p_G \cdot (p_{O_2} + p_{H_2O}) \quad (\text{Gl. 7})$$

$$N_2 + Ar(\%) = (p_{N_2+Ar} / ((p_L - p_{H_2O}) * 0,790)) * 100 \quad (\text{Gl. 8})$$

$p_{O_2}$	(mm Hg)	- Sauerstoffpartialdruck
$\beta_{O_2}$	(mm Hg <sup>-1</sup> )	- Bunsenscher Absorptionskoeffizient für Sauerstoff
$c_{O_2}$	(mg/l)	- Sauerstoffkonzentration im Wasser
$p_{N_2+Ar}$	(mm Hg)	- Stickstoff + Argon-Partialdruck
$p_{H_2O}$	(mm Hg)	- Wasserdampfdruck
$p_G$	(mm Hg)	- gemessener Gesamtgasdruck
$p_L$	(mm Hg)	- gemessener Luftdruck
$N_2+Ar$	(%)	- Sättigungsindex $N_2+Ar$

Hinter dem HP-Förderer entstanden  $N_2$ -Übersättigungen mit Medianwerten von 5,4 % in der Satzfishanlage und 5,7 % in der Mastanlage. Es ergaben sich nur eine geringe Differenzen zwischen den Zu- und Ablaufwerten des HP-Förderers bzw. zum Teil traten vor dem HP-Förderer auch höhere Werte als danach auf. Diese Ergebnisse lassen auf eine nahezu einheitliche  $N_2$ -Übersättigung in der gesamten Anlage schließen. Anscheinend kommt es zu einem „Aufschaukeln“ der Stickstoffübersättigung über einen längeren Zeitraum bis auf einen dann gleichbleibenden Wert. Das würde auch die geringeren Werte am Anfang der Aufzuchtperiode erklären. Die niedrigeren  $N_2$ -Übersättigungen gegenüber dem vergangenen Jahr lassen sich auf den Einsatz eines neueren und wahrscheinlich genaueren Gesamtgasdruck-Messgerätes im Jahr 2010 zurückführen.

Die Untersuchung des HP-Förderers im anderen Teil der Satzfishanlage ergab einen Medianwert der  $N_2$ -Übersättigung am Auslauf von 8,3 %. Der Median des Zulaufwertes wich mit 8,8 % ebenfalls nur geringfügig vom Ablaufwert ab.

Vorliegende Untersuchungen zu den Grenzwerten der Stickstoff-Übersättigung, bei denen eine Schädigung der Fische einsetzt, weisen erhebliche Schwankungen auf, die durch zusätzliche Einflussgrößen, wie hydrostatischen Druck, Temperatur usw., beeinflusst werden. Unterschiede der Arten sind dabei geringer als die der Lebensaltersstufen. Zusammengefasste Werte sind in Tab. 8 dargestellt. Generell sollten aber  $N_2$ -Übersättigungen vermieden werden. Um Schäden bei langfristiger Einwirkung erhöhter  $N_2$ -Konzentrationen zu umgehen, sollte die  $N_2$ -Sättigung für adulte Fische unter 105 % gehalten werden.

In den Teilanlagen, in denen die produktionstechnologischen und wasserchemischen Untersuchungen durchgeführt wurden, lagen die ermittelten  $N_2$ -Sättigungswerte im Bereich dieser Grenze. Die im Zusammenhang mit der Untersuchung des HP-Förderers in der anderen Hälfte der Satzfishanlage gewonnenen Werte waren aber höher.

Allerdings ließen die Aufzuchtergebnisse sowie das allgemeine Erscheinungs- und Verhaltensbild der Fische keine offensichtlichen Beeinträchtigungen infolge zu hoher  $N_2$ -Konzentrationen erkennen. Unterschwellige chronische Beeinträchtigungen können jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Neben der Verringerung der Einblastiefe der Druckluft ist der Einsatz schwimmender O<sub>2</sub>-Niederdruckbegaser, die gleichzeitig eine gute N<sub>2</sub>-Entgasungswirkung besitzen, eine geeignete Gegenmaßnahme (RÜMMLER 2008).

Tab. 8: Kritische N<sub>2</sub>-Werte in % des Luftsättigungswertes (KNÖSCHE u. RÜMMLER 1998)

	<b>Eier/Larven</b>	<b>Brut</b>	<b>Satz- und Speisefische</b>
Empfindlichkeitsschwelle	115 - 120	104 - 110	105 - 120
LC 50	120 - 150	115 - 130	115 - 130

## 6. Messungen zum Sauerstoffeintrag des HP-Förderers

Mit Hilfe der HP-Förderer werden in den teilgeschlossenen Kreislaufanlagen nach dänischem Vorbild der Sauerstoffeintrag und die Wasserförderung, als wesentliche Haltungsbedingungen der Fische, realisiert. Gleichzeitig ist mit dem Betrieb der HP-Förderer der überwiegende Teil der für die Fische aufzucht erforderlichen Energieaufwendungen verbunden. Die Energiekosten stellen neben den Kosten für das Futter und die Satzische die wichtigsten Betriebskosten dar. Zu deren Optimierung bzw. Minimierung sind Kenntnisse des Energieaufwandes für den Sauerstoffeintrag und die Wasserförderung durch die HP-Förderer erforderlich bzw. müssen Abhängigkeiten der einzelnen Parameter voneinander bekannt sein.

Messungen des Sauerstoffeintrags, der Wasserförderung und des Energieaufwandes eines HP-Förderers wurden in der zweiten Hälfte der Satzischeanlage von Oktober bis November 2010 durchgeführt.

Dazu wurden am 20.10., 2.11. und 9.11.2010 folgende Parameter gemessen:

- Wasserdurchfluss im Rücklaufkanal  
In der genutzten Hälfte der Satzischeanlage wurden dazu die bereits aufgeführten Geräte (Ultraschall-Durchflussmesser PCM Pro der Fa. Nivus GmbH und magnetisch-induktiver Strömungsmesser Nautilus der Fa. Ott) parallel eingesetzt. Bei den Messungen befanden sich keine Fische im Rücklaufkanal, d. h. die Messergebnisse sind genauer als die bei den wasserchemischen und produktionstechnologischen Untersuchungen in der anderen Hälfte der Satzischeanlage.
- Sauerstoffkonzentration und Temperatur vor (ca. 50 cm) und hinter dem HP-Förderer  
Die Messungen hinter dem HP-Förderer erfolgten nach einer Beruhigungsstrecke von ca. 3 m an der Abschrägung zur Stirnseite des Kanals. Das dazu eingesetzte Gerät wurde bereits unter 3. angegeben.
- CO<sub>2</sub>-Konzentration vor und hinter dem HP-Förderer  
Das dazu eingesetzte Gerät wurde bereits unter 3. angegeben.
- Messung der Höhe der Wasserförderung  
Diese Messung erfolgte durch Ermittlung des Wasserstandes vor und hinter der Tauchwand des HP-Förderers mit einem Maßstab.
- Gesamtgasdruck vor und hinter dem HP-Förderer sowie barometrischer Druck  
Das dazu eingesetzte Gerät wurde bereits unter 3. angegeben.
- Die Luft-Durchflussmessung erfolgte mit einem portablen Anemometer der Fa. Höntzsch, bestehend aus einem thermischen Strömungssensor TA mit 10 mm Durchmesser und einem Umformer HTA. Die Messwerte werden durch den internen Datenlogger aufgezeichnet. Das Gerät gestattet gleichzeitig die Temperaturmessung des Gases.
- Der Druck in der Druckluftleitung wurde mit Hilfe eines Hochleistungs- Differenzdruckmanometers HD 750 der Fa. EXTECH Instruments Corporation bestimmt. Die Einbringung des thermischen Strömungssensors TA oder des Druckmessgerätes in die Druckluftleitung wurde mit Hilfe einer Anbohrschelle und eines Kugelhahns realisiert. Die Luft-Durchflussmessung kann nur in einer beruhigten Strömung vorgenommen werden. Der einzige Messort, der über eine längere Beruhigungsstrecke verfügt, befindet sich in der Druckluftleitung dieser Hälfte der Satzischeanlage.

Zum Vergleich und zur Bewertung des Sauerstoffeintrags durch den HP-Förderer müssen die Messwerte und die berechneten Parameter auf einheitliche Betriebsbedingungen bezogen werden.

Als einheitliche Betriebsbedingungen wurden eine O<sub>2</sub>-Zulaufkonzentration von 5 mg/l und eine Temperatur im optimalen Wachstumsbereich der Forellen von 15 °C festgelegt. Das bedeutet, dass bei einer O<sub>2</sub>-Konzentrationsabsenkung im Biofilter um 1 mg/l die O<sub>2</sub>-Grenzkonzentration am Auslauf der Fischhaltebecken von 6 mg/l nicht unterschritten wird. Der Sauerstoffeintrag durch den HP-Förderer unter Messbedingungen wird nach Gl. 9 berechnet:

$$\text{OTR}_M = Q * (c_{AM} - c_{ZM}) \quad \text{Gl. 9}$$

OTR <sub>M</sub>	(g O <sub>2</sub> /h)	- Sauerstoffeintrag unter Messbedingungen
Q	(m <sup>3</sup> /h)	- Wasserdurchfluss
c <sub>AM</sub>	(mg/l, g/m <sup>3</sup> )	- gemessene O <sub>2</sub> -Ablaufkonzentration
c <sub>ZM</sub>	(mg/l, g/m <sup>3</sup> )	- gemessene O <sub>2</sub> -Zulaufkonzentration

Beim Sauerstoffeintragsprozess durch HP-Förderer und andere „Außenbelüfter“ tritt während des Durchfließens des Gerätes eine Änderung der Triebkraft, d. h. der Differenz zwischen der Sättigungskonzentration und der Konzentration im Wasser, auf. Als Triebkraft ist hier das logarithmische Mittel der Konzentrationsdifferenzen von Sättigungskonzentration und Konzentration im Wasser zwischen Zu- und Ablauf heranzuziehen (RÜMMLER 2009c). Da bei der Umrechnung auf die festgelegten Betriebsbedingungen die Ablaufkonzentration im Ergebnis der Rechnung enthalten ist, kann dieser Mittelwert nicht berechnet werden.

Es wird daher vereinfachend nur die Änderung der Sättigungskonzentration durch das Einblasen der Luft unter dem hydrostatischen Druck der Einblastiefe berücksichtigt (Gl. 10). Für die Einblastiefe der Luft von 2,5 m wird ein mittlerer Druck von 12,5 kPa zugrunde gelegt. Es ergibt sich ein Korrekturfaktor der Sättigungskonzentration  $p_{\text{ÜM}}/p_{\text{N}}$  von 1,123. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass sich durch die geringe Effektivität der Sauerstoffausnutzung die Sauerstoffkonzentration in den Gasblasen während ihres Aufstiegs nur geringfügig ändert. Dieser Effekt wird vernachlässigt.

$$c_{M,B}^* = c_{N,B}^* * \frac{p_{\text{ÜM}}}{p_{\text{N}}} \quad \text{Gl. 10}$$

c <sup>*</sup> <sub>M,B</sub>	(mg/l, g/m <sup>3</sup> )	- O <sub>2</sub> -Sättigungskonzentration unter Mess- und Betriebsbedingungen mit erhöhtem Druck
c <sup>*</sup> <sub>N,B</sub>	(mg/l, g/m <sup>3</sup> )	- O <sub>2</sub> -Sättigungskonzentration unter Mess- und Betriebsbedingungen bei Luftdruckbedingungen
p <sub>ÜM</sub>	(kPa)	- mittlerer Überdruck der Luft im HP-Förderer = 12,5 kPa
p <sub>N</sub>	(kPa)	- Luftdruck

Nach Gl. 11 und 12 erfolgt in Anlehnung an BOYD und WATTEN (1989) sowie COLT (2000) die Umrechnung der ermittelten Werte des Sauerstoffeintrags und der O<sub>2</sub>- Auslaufkonzentration auf die festgelegten Betriebsbedingungen.

$$\text{OTR}_{5,15} = \text{OTR}_M * \frac{c_{5,15}^* * 1,123 - 5 \frac{\text{mg}}{\text{l}}}{c_M^* * 1,123 - c_{MZ}} * 1,024^{(15 \text{ °C} - t_{\text{MW}})} * 0,92 \quad \text{Gl. 11}$$

$$c_{5,15} = \frac{OTR_{5,15}}{Q} + 5 \text{ mg/l} \quad \text{Gl. 12}$$

$OTR_{5,15}$	(g O <sub>2</sub> /h)	- Sauerstoffeintrag bei den festgelegten Betriebsbedingungen: O <sub>2</sub> -Zulaufkonzentration 5 mg/l, Temperatur 15 °C
$c^*_{5,15}$	(mg/l, g/m <sup>3</sup> )	- O <sub>2</sub> -Sättigungskonzentration bei den festgelegten Betriebsbedingungen: O <sub>2</sub> -Zulaufkonzentration 5 mg/l, Temperatur 15 °C
$c^*_M$	(mg/l, g/m <sup>3</sup> )	- O <sub>2</sub> -Sättigungskonzentration bei den Messbedingungen
$c_{MZ}$	(mg/l, g/m <sup>3</sup> )	- O <sub>2</sub> -Konzentration bei den Messbedingungen im Zulauf
$t_{MW}$	(°C)	- Wassertemperatur bei den Messungen
$c_{5,15}$	(mg/l, g/m <sup>3</sup> )	- O <sub>2</sub> -Konzentration bei den festgelegten Betriebsbedingungen am Auslauf: O <sub>2</sub> -Zulaufkonzentration 5 mg/l, Temperatur 15 °C

Weiterhin wurde zur Schaffung einheitlicher Bezugsbedingungen die Luftmenge auf den atmosphärischen Luftdruck und eine Lufttemperatur von 15 °C als Bezugstemperatur umgerechnet. Dazu wurde Gl. 13 genutzt. Die Messwerte der Temperatur der Umgebungsluft und der Temperatur in der Druckluftleitung zum HP-Förderer wiesen nur eine minimale Differenz von unter 1 °C auf. Dadurch kann eine mögliche Erwärmung der Luft, die dem HP-Förderer zugeführt wird, gegenüber der angesaugten Luft vernachlässigt werden. Durch den Verdichter wird die angesaugte Luft zunächst zwar erwärmt, die Ausführung des anschließenden ersten Abschnitts der Druckluftleitung als Edelstahlrohr führt aber zu einer schnellen Wärmeabgabe an die Umgebung.

$$QL_{LD,15} = QL_{BD,t_{ML}} * \frac{(p_L + p_D) * (273,15 \text{ °C} + 15 \text{ °C})}{p_L * (273,15 \text{ °C} + t_{ML})} \quad \text{Gl. 13}$$

$QL_{BD,t_{ML}}$	(m <sup>3</sup> /h)	- Luftdurchfluss unter Betriebsbedingungen: Luftdruck in der Druckluftleitung und gemessene Lufttemperatur bzw. Temperatur der Druckluft
$QL_{LD,15}$	(m <sup>3</sup> /h)	- Luftdurchfluss unter festgelegten Betriebsbedingungen: atmosphärischer Luftdruck und 15 °C Lufttemperatur bzw. Temperatur der Druckluft
$p_L$	(kPa)	- atmosphärischer Luftdruck 101,3 kPa
$p_D$	(kPa)	- in der Druckluftleitung gemessener Überdruck
$t_{ML}$	(°C)	- Lufttemperatur bzw. Temperatur der Druckluft bei den Messungen

Die Ermittlung der Leistung des Verdichters für die Bereitstellung der Luft des HP-Förderers erfolgte nach Gl. 14 für die polytropische Zustandsänderung. Dabei wird ein Exponent der polytropischen Zustandsänderung von 1,35 angenommen (KITNER u. a. 1988). Der Druckverlust durch die Luftleitungen wurde nicht berücksichtigt. In der Regel kann hierbei aber von geringen Werten ausgegangen werden (KNÖSCHE u. RÜMLER 1998). Dadurch sind die berechneten Werte der Leistung bzw. der spezifischen Sauerstoffeintragsleistung und der Was-

serförderungsleistung Minimalwerte, die in der Realität etwas höher sein werden. Für den Wirkungsgrad des Verdichters wurde ein Wert von 0,7 angenommen. Der Wirkungsgrad des Antriebsmotors (Asynchron- Drehstrommotor) wurde mit 0,9 festgelegt.

$$P_V = \frac{3,857 * Q_{L_{LD, 15}} * p_L * \left[ \left( \frac{p_{DA}}{p_L} \right)^{0,2593} - 1 \right]}{\eta_V * \eta_M} \quad \text{Gl. 14}$$

$P_V$	(W)	- Leistung P1 des Verdichters einschließlich Motor
$Q_{L_{LD,15}}$	(m <sup>3</sup> /s)	- Luftdurchfluss unter festgelegten Betriebsbedingungen: atmosphärischer Luftdruck und 15 °C Lufttemperatur bzw. Temperatur der Druckluft
$p_L$	(Pa)	- Druck ansaugseitig: atmosphärischer Luftdruck 101.300 Pa
$p_{DA}$	(Pa)	- Druck in der Druckluftleitung als absoluter Druck
$\eta_V$	-	- Wirkungsgrad des Verdichters
$\eta_M$	-	- Wirkungsgrad des Antriebs

Aus den Werten des Sauerstoffeintrags für die festgelegten Betriebsbedingungen (O<sub>2</sub>- Zulaufkonzentration 5 mg/l, Temperatur 15 °C) nach Gl. 11 und der dazu aufgewandten elektrischen Leistung nach Gl. 14 wird die spezifische Sauerstoffeintragsleistung  $OTR_{5,15}/P_V$  berechnet. Weiterhin wurde in Tab. 9 parallel zum Sauerstoffeintrag die spezifische Wasserförderungsleistung  $Q/P_V$  (Wasserdurchfluss/Verdichterleistung, m<sup>3</sup>/h pro kW = m<sup>3</sup>/kW\*h) angegeben.

Bei der Auswertung der Messergebnisse zeigte sich, dass am 2.11.2010 nur sehr geringe O<sub>2</sub>-Konzentrationsdifferenzen am HP-Förderer gemessen wurden und dadurch unrealer Werte des Sauerstoffeintrags entstanden. Vor allem der große Einfluss von Messfehlern bei den geringen Konzentrationsdifferenzen ist hierbei von Bedeutung. Diese Werte wurden daher für die weiteren Auswertungen nicht mehr genutzt.

In Tab. 9 sind die wichtigsten Werte vom 20.10.2010 und 9.11.2010 in Abhängigkeit von der Luftmenge zusammengefasst und in Abb. 18 dargestellt. In allen Fällen ergab eine polynomi-sche Ausgleichsfunktion 2. Grades das höchste Bestimmtheitsmaß.

Im betrachteten Luftmengenbereich von 280 - 505 m<sup>3</sup>/h, bezogen auf den Ansaugstutzen bei 15 °C, war mit zunehmender Luftmenge ein mehr oder weniger langsamer Anstieg der meisten betrachteten Parameter erkennbar. Die auf den Strömungsquerschnitt des HP-Förderers bezogene Luftmenge lag im Bereich von 70 - 126 Nm<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.

Die geförderte Wassermenge hatte bei ca. 464 m<sup>3</sup>/h Luft mit 834 m<sup>3</sup>/h ihren Höchstwert und wies danach eine Tendenz zu einer langsamen Verringerung auf. Der Sauerstoffeintrag stieg in dem betrachteten Luftmengenbereich von 1,12 kg O<sub>2</sub>/h bis auf 1,82 kg O<sub>2</sub>/h. Auch hier lag der Höchstwert bei einer ähnlichen Luftmenge von 482 m<sup>3</sup>/h. Die O<sub>2</sub>- Konzentration aufstockung betrug ca. 2 mg/l, änderte sich nur wenig und hatte ebenfalls bei 482 m<sup>3</sup>/h Luftdurchfluss ihr Maximum. Die spezifische Sauerstoffeintragsleistung hatte einen Wertebereich von 2,9 - 3,5 kW\*h/kg O<sub>2</sub>. Hier ergibt sich im Wesentlichen ein steigender Energieaufwand mit zunehmender Luftmenge und steigendem Sauerstoffeintrag. Die spezifische Wasserförderungsleistung sank mit zunehmender Luftmenge und lag im Bereich von 135 - 177 m<sup>3</sup>/kW\*h.

Tab. 9: Zusammengefasste Werte der Untersuchungen des HP-Förderers am 20.10. und 9.11.2010 in Abhängigkeit von der Luftmenge bezogen auf die festgelegten Betriebsbedingungen (O<sub>2</sub>-Zulaufkonzentration 5 mg/l, Wassertemperatur 15 °C)

<b>Luftmenge Ansaugstutzen (m<sup>3</sup>/h), 15 °C, 101,3 kPa</b>	<b>281</b>	<b>326</b>	<b>393</b>	<b>464</b>	<b>482</b>	<b>505</b>
übertragener O <sub>2</sub> -Massestrom (g/h)	1.123	1.248	1.505	1.666	1.822	1.626
O <sub>2</sub> -Konzentrationsaufstockung (mg/l)	2,1	2,0	2,1	2,1	2,3	2,2
spez. O <sub>2</sub> -Eintragsleistung (kW*h/kg O <sub>2</sub> )	2,94	2,99	3,02	3,17	2,99	3,53
Durchfluss Wasser (m <sup>3</sup> /h)	544	655	722	834	810	784
Wasserförderungsleistung (m <sup>3</sup> /kW*h)	168	177	162	159	145	135
Verhältnis Durchflüsse Wasser/Luft	1,9	2,0	1,8	1,8	1,7	1,6

Für die HP-Förderer in der von ROQUE D'ORBCASTEL u. a. (2009a) untersuchten französischen Anlage ergaben sich bei zwei Versuchsserien Sauerstoffeintragsleistungen von 2,2 bzw. 2,9 kW\*h/kg O<sub>2</sub> (Mittel 2,55 kW\*h/kg O<sub>2</sub>). Einige angegebene Messwerte waren dabei aber nicht sinnfällig.

KNÖSCHE (2009) berechnete aus dänischen Untersuchungsergebnissen eine O<sub>2</sub>- Eintragsleistung von 9,0 kW\*h/kg O<sub>2</sub>. Die Wasserförderung lag im günstigsten Fall bei lediglich 35 m<sup>3</sup>/kW\*h.

Bei BARDÓCZ u. a. (2009) wurde für die HP-Förderer der dänischen Modellanlagen ein Energiebedarf von 1,7 kW\*h/kg Fischzuwachs angegeben. Überschlägig entspricht das bei einer täglichen Futtermenge von 1,1 %, einem spezifischen Sauerstoffverbrauch von 250 g O<sub>2</sub>/t\*h und einem Futterquotienten von 1,0 kg Futter/kg Zuwachs einer spezifischen Sauerstoffeintragsleistung von 3,1 kW\*h/kg O<sub>2</sub>.

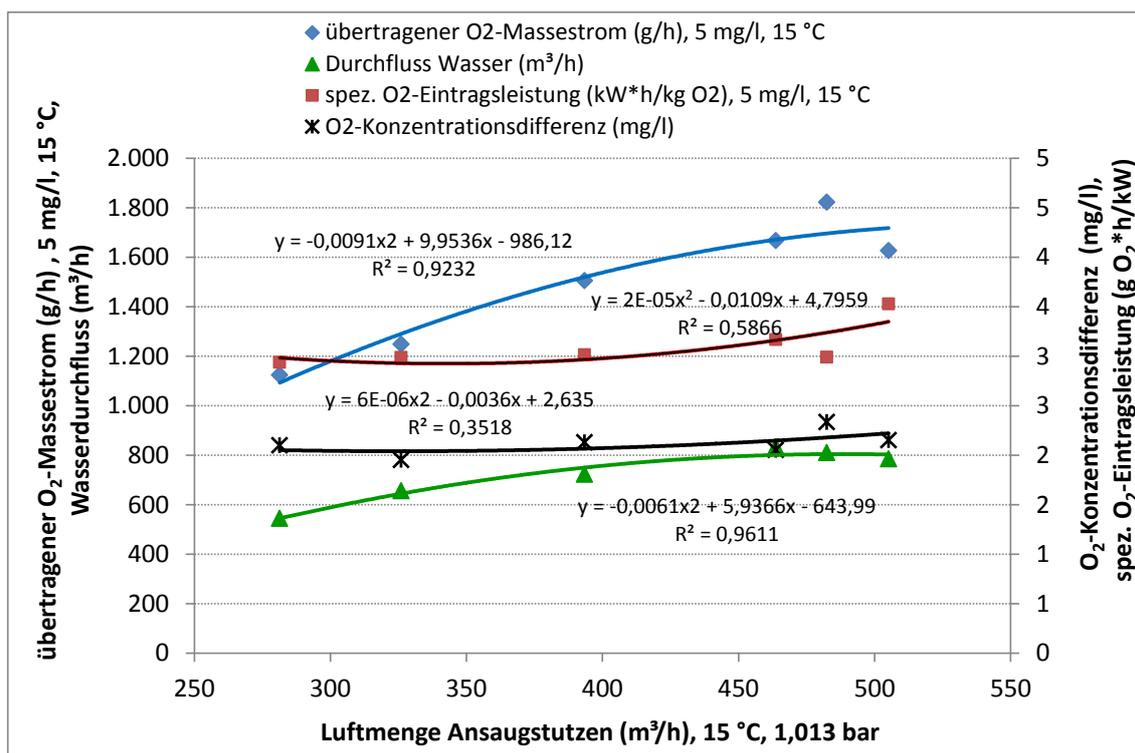
Für die Anlagendurchströmung ist eine Förderhöhe der HP-Förderer von nur wenigen Zentimetern erforderlich. BARDÓCZ u. a. (2009) bewerteten 10 cm bei einer Einblastiefe der Luft von 2 m als optimal.

Der Anlass für die Anlagengestaltung mit HP-Förderern waren die niedrigen Elektroenergie- und die hohen O<sub>2</sub>-Preise in Dänemark und der einfache Aufbau derartiger Sauerstoffeintrags- und Wasserförderungssysteme.

Die Ergebnisse zeigen, dass Sauerstoffeintragsleistungen der HP-Förderer um 3,0 kW\*h/kg O<sub>2</sub> zur Zeit als sinnfällig angesehen werden können. Daneben wurden aber sehr viel höhere Werte angegeben.

Allerdings gibt es eine Reihe von Einflussfaktoren auf den O<sub>2</sub>-Eintrag und die Wasserförderung der HP-Förderer, die weitere Optimierungsmöglichkeiten eröffnen. Die wenigen Angaben und Untersuchungen gestatten derzeit nur eine Orientierung.

Auch die eigenen Untersuchungen weisen nur wenige Messwerte auf, die bei geringen Konzentrationsdifferenzen und niedrigeren Temperaturen ermittelt wurden. Eine intensivere Auswertung der Ergebnisse ist erst beim Vorliegen weiterer Messwerte sinnvoll. Insbesondere bei einer höheren Anlagenauslastung und einem höheren Sauerstoffbedarf sowie daraus resultierenden größeren O<sub>2</sub>-Konzentrationsdifferenzen werden die Messfehler geringer werden. Bei höheren Temperaturen und niedrigeren O<sub>2</sub>-Zulaufkonzentrationen in der Nähe der festgelegten Bezugswerte sind außerdem die Umrechnungsfehler des Sauerstoffeintrags geringer.



15 °C, Luft am Verdichter-Ansaugstutzen 15 °C, 101,3 kPa)

Abb. 18: Übertragener O<sub>2</sub>-Massestrom, Wasserdurchfluss, O<sub>2</sub>-Konzentrationsdifferenz und spezifische O<sub>2</sub>-Eintragsleistung in Abhängigkeit von der Luftmenge unter den festgelegten Betriebsbedingungen (O<sub>2</sub>-Zulaufkonzentration 5 mg/l, Wassertemperatur

Bei BARDÓCZ u. a. (2009) wurde eine energieeffizientere Betriebsweise dieser Anlagen mit Propellerpumpen vorgeschlagen. Unter den deutschen Kostenverhältnissen könnte eine Anlagengestaltung mit Propellerpumpen und O<sub>2</sub>-Niederdruckbegasern, unter Verzicht auf die HP-Förderer, eine sinnvolle Alternative sein (RÜMMLER 2009a).

## 7. Zusammenfassung

Die teilgeschlossenen Kreislaufanlagen nach dänischem Vorbild stellen eine neue Anlagentechnologie der Forellenproduktion dar. Sie besitzen einen Biofilter und kommen dadurch gegenüber den herkömmlichen offenen Kreislaufanlagen mit einem wesentlich geringeren Frischwassereinsatz aus. Als Frischwasserquelle wird meist Grundwasser genutzt.

In Deutschland wurde eine derartige Anlage in Wietzendorf errichtet und in Betrieb genommen. Es handelt sich dabei um eine kleinere Satzfishanlage mit zwei Teilanlagen bzw. zwei Hälften, die im September 2008 erstmals besetzt wurde. Weiterhin wurde eine Mastanlage, ebenfalls mit zwei Teilanlagen bzw. zwei Hälften, errichtet und im September 2009 in Betrieb genommen. Das produktionstechnologische Ziel besteht in der Aufzucht von Lachsforellen.

Für die breitere und erfolgreiche Anwendung dieser neuen Technologie ist es wichtig, genaue Kenntnisse über die Wirkungsweise und die erreichbaren Aufzuchtergebnisse sowie die verfahrenstechnischen Einzelprozesse der Anlagen zu gewinnen.

In einem ersten Projekt wurde 2009 die verfahrenstechnische Funktionsweise einer Hälfte der Satzfishanlage untersucht. Weiterhin erfolgte die Erfassung und Auswertung der produktionstechnologischen Daten. Die projektierte maximale Futtermenge, als das wesentlichste Belastungskriterium, wurde aber innerhalb dieses Untersuchungszeitraumes noch nicht erreicht.

In der vorliegenden Arbeit wurden die Messungen und Untersuchungen auf die Mastanlage ausgedehnt. Schwerpunkte lagen auf der Funktionsweise des Biofilters bei höherer Futterbelastung, den verfahrenstechnischen Parametern der HP-Förderer und der allgemeinen Funktionsweise der Mastanlage, die etwas anders als die Satzfishanlage aufgebaut ist. Dazu wurde jeweils eine Hälfte der Satzfishanlage und der Mastanlage betrachtet.

In der untersuchten Hälfte der Satzfishanlage erstreckte sich die ca. 225-tägige Fütterungsperiode von Anfang Juni 2010 bis Mitte Januar 2011. Die Fische wuchsen in dieser Zeit von einer mittleren Anfangsstückmasse von 176 g auf 896 g ab. Mit einem mittleren Stückmassenzuwachs von 0,77 %/d, Verlusten von 0,43 % und einer Futtermittelverwertung von 0,96 kg Futter/kg Zuwachs wurden gute Aufzuchtergebnisse erzielt. Im Vergleich zu Angaben von Futtermittelherstellern bzw. aus der Literatur ergaben sich für temperaturkonstante Zeitabschnitte ähnliche oder günstigere Aufzuchtergebnisse. Der Gesamtzuwachs betrug 23,35 t. Mit dem mittleren Haltebestand von 15,8 t ergaben sich ein jahresbezogener Zuwachs von 246 kg/m<sup>3</sup> und ein Verhältnis von Zuwachs zu Haltebestand von ca. 2,5. Die mittlere Endbestandsdichte lag bei 152 kg/m<sup>3</sup>.

In der untersuchten Hälfte der Mastanlage begann die Aufzuchtperiode bereits im September 2009 und erstreckte sich in zwei der drei Becken bis Mitte November 2010. Das am längsten genutzte Becken wurde bereits Ende September 2010 abgefischt, anschließend neu besetzt und Mitte Januar 2011 erneut geleert. Die mittlere Anfangsstückmasse lag bei 346 g. Die Abfischungsstückmasse betrug in den einzelnen Becken 1,16 kg, 2,13 kg und 2,5 kg. Der Gesamtzuwachs lag bei 78,0 t und der mittlere Haltebestand bei 42,2 t. Daraus ergaben sich ein mittlerer jährlicher Zuwachs von 91 kg/m<sup>3</sup> und ein Verhältnis von Zuwachs zu Haltebestand von ca. 1,7. Der mittlere Stückmassenzuwachs betrug 0,46 %/d, die Verluste 4,0 % und die Futtermittelverwertung 1,11 kg Futter/kg Zuwachs. Hierbei sind das langsamere Wachstum und die geringere Bestandsdichte der größeren Fische zu berücksichtigen. Weiterhin traten von Juli bis Mitte August eine Ichthyophthiriusinfektion und eine anschließende Kiemenerkrankung auf. Während dieser Zeit konnte wenig oder gar nicht gefüttert werden.

Insgesamt kann festgestellt werden, dass bei der Aufzucht schwerer Forellen in diesen Anlagen Ergebnisse erzielt wurden, die vorhandenen Versuchsdaten bei denselben Stückmassen und Temperaturen entsprechen oder günstiger sind als diese. Beim Auftreten von Krankheiten mit Verlusten und einer Reduzierung oder Unterbrechung der Fütterung werden diese Werte aber nicht mehr erreicht. Die schrittweise Verbesserung der therapeutischen Möglichkeiten gegen Ichthyophthiriusinfektionen ist für teilgeschlossene Kreislaufanlagen eine wichtige Aufgabe, um eine hohe Stabilität der Aufzuchtergebnisse zu sichern.

Gegenüber Anlagen im einfachen Durchlauf und offenen Kreislauf, die aus der fließenden Welle gespeist werden, sind für die teilgeschlossenen Kreislaufanlagen bessere Zuwachsleistungen pro m<sup>3</sup> Fischhaltungsvolumen zu vermuten. Die Ursachen liegen im verbesserten Temperaturgang, der seuchenbiologischen und wasserchemischen Abtrennung von der fließenden Welle und den besser steuerbaren Haltungsbedingungen. Dies gilt insbesondere für die Bedingungen im Tiefland. Der eindeutige Nachweis dieser Verbesserungen kann aber erst nach einem mehrjährigen Betrieb der Anlage mit dem vorgesehenen Produktionszyklogramm erbracht werden.

Zur Verfolgung der Arbeitsweise des Biofilters wurden von Juni bis Oktober bzw. Dezember 2010 Messungen der relevanten Wasserparameter vorgenommen.

Der Grenzwert des Optimalbereiches des fischtoxischen Ammoniaks (NH<sub>3</sub>) von 0,01 mg/l wurde in beiden Anlagen zu allen Zeitpunkten weit unterschritten. Die Konzentration der fischtoxischen salpetrigen Säure (HNO<sub>2</sub>) lag nur an zwei Messtagen im eingeschränkten oberen Bereich der Haltungsbedingungen. Diese zeitlich begrenzten Überschreitungen des optimalen HNO<sub>2</sub>-Bereiches sind auch aus geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen bekannt und lassen sich infolge der Schwankungen der Nitrifikationsleistung des Biofilters nicht völlig ausschließen. Die physiologischen Auswirkungen auf den Fischbestand dürften angesichts der großen Differenz zum kritischen Wert minimal sein. Weiterhin spielt der physiologische Zustand der Fische für die NO<sub>2</sub>/HNO<sub>2</sub>-Toxizität eine Rolle und im vorliegenden Fall handelt es sich um vergleichsweise große konditionsstarke Fische.

Die Maximalwerte der Nitratkonzentration betragen 83 mg/l in der Satzfishanlage und 75 mg/l in der Mastanlage. Auch diese Werte liegen unter dem Grenzwert für den Optimalbereich von 200 mg/l.

Insgesamt wurde eine stabile Arbeitsweise der Biofilter ohne nennenswerte Grenzwertüberschreitungen der fischtoxischen Stickstoffwerte festgestellt. Belastungsschwankungen durch veränderte Futtermengen und damit auch Veränderungen der Nitrifikationsleistung der Filter waren anhand der gemessenen Stickstoffwerte deutlich erkennbar. Allerdings wurden die konzipierten Höchstfuttermengen in beiden Fällen noch nicht erreicht.

Während der Messungen konnten in beiden Teilanlagen weitgehend gleichbleibende pH-Werte festgestellt werden. Die niedrigsten SBV-Werte von 1,0 mmol/l in der Satzfishanlage und 1,3 mmol/l in der Mastanlage waren gleichzeitig mit den niedrigsten pH-Werten von 6,8 bzw. 6,7, den höchsten Nitratkonzentrationen und geringfügigen Überschreitungen des HNO<sub>2</sub>-Optimalbereiches verbunden. An diesen Tagen wurden hohe Futtermengen verabreicht, die bei den vorhandenen Temperaturen anscheinend die Grenze des Betriebs der Anlage ohne zusätzlichen Alkalinitätseintrag darstellten. Bei der höchsten Futtermenge von 150 bzw. 320 kg/d traten ebenfalls niedrige pH- und SBV-Werte sowie höhere NO<sub>2</sub>- und NO<sub>3</sub>-Werte auf. Der Grenzwert des HNO<sub>2</sub>-Optimalbereiches wurde aber nicht überschritten. Hier spielt der Einfluss der Temperatur auf die Nitrifikationsleistung eine zusätzliche Rolle.

Die Futtermengen, die zu den niedrigsten SBV-Werten führten und die höchsten verabreichten Futtermengen wurden mit Hilfe einer Beziehung für die Temperaturabhängigkeit der Nitrifikationsleistung auf die Wassertemperatur im Sommer von ca. 16 °C umgerechnet. Daraus ergaben sich maximale Futtermengen von 168 kg/d in der Satzfishanlage bzw. 400 kg/d in der Mastanlage.

Auf eine pH-Stabilisierung durch den Einsatz alkalischer Chemikalien konnte auch in diesem Jahr in den beiden betrachteten Teilanlagen verzichtet werden. Anscheinend ist aber eine Annäherung an die mögliche Maximalbelastung der Anlagen ohne zusätzlichen Alkalinitätseintrag erreicht worden.

Eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Biofilter war gewährleistet.

Für das Verhältnis von chemischem Sauerstoffbedarf zu Gesamtstickstoff wurde der in wenigen Literaturstellen angegebene Orientierungswert überschritten. Die CSB- und TN-Werte waren während der Aufzuchtperiode 2010 deutlich höher als im Vorjahr. Ob die mechanische Reinigung durch die erhöhte Futtermenge an die Grenze ihrer Leistungsfähigkeit gestoßen ist, kann auf der Basis dieser Untersuchungen nicht eindeutig beantwortet werden. Die gemessenen Stickstoffparameter lassen aber nicht auf eine zu hohe organische Belastung schließen, die zu einer Verringerung der Nitrifikationsleistung geführt hat. Auf diesem Gebiet sind weitere Untersuchungen bzw. Erprobungen notwendig.

Berechnungen der Nitrifikationsleistung der Biofilter zeigten, dass die Oberfläche beider Filter für die 2010 verabreichten maximalen Futtermengen ausreichend dimensioniert war und Reserven für eine Steigerung der Futtermenge aufweist. Die Nitrifikationsleistung betrug bei den vorhandenen Temperaturen von 9,5 bzw. 12,6 °C 0,18 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>\*d.

Es ist geplant, die Anlage vorerst ohne den Eintrag alkalischer Chemikalien zu betreiben. Für diese Entscheidung sind insbesondere der zusätzliche Aufwand und die zusätzlichen Kosten verantwortlich, die damit verbunden wären. Der Alkalinitätseintrag erfolgt nur durch das Grundwasser. Um unter diesen Voraussetzungen eine hohe Anlagenauslastung zu gewährleisten, müssen die Grundwasserfuhr und die Bestandshöhe in den einzelnen Teilanlagen entsprechend des SBV-Wertes gesteuert bzw. verändert werden.

Auf der Basis der Alkalinität der wasserrechtlich gestatteten Grundwassermenge ergibt sich eine maximal einsetzbare Futtermenge von 882 kg/d. Wird die maximal geplante Futtermenge von insgesamt 1.420 kg/d zugrunde gelegt, so beträgt der theoretische Alkalinitätsbedarf der Gesamtanlage 278 kg Natriumhydrogencarbonat pro Tag.

In der Satzfishanlage ergaben sich mit dem mittleren Grundwasserzufluss von 11,4 m<sup>3</sup>/h und einem Fischhaltebestand von 17 t bei der höchsten Futtermenge ein Anlagen-Wasserwechsel von 0,92 d<sup>-1</sup> und ein spezifischer Frischwassereinsatz von 0,67 m<sup>3</sup>/t\*h. In der Mastanlage betragen diese Werte bei einem mittleren Grundwasserzufluss von 31,1 m<sup>3</sup>/h und 68 t Haltebestand bei der höchsten Futtermenge 0,79 d<sup>-1</sup> und 0,46 m<sup>3</sup>/t\*h. Die Angaben liegen im unteren Bereich der Werte aus dänischen Anlagen.

Für den geplanten maximalen Futtereinsatz von 1.420 kg würde sich bei der wasserrechtlich gestatteten Grundwassermenge eine Nitratkonzentration von 99 mg/l ergeben, die sich weit unter dem Grenzwert für den optimalen Bereich von 200 mg/l befindet. Die Ursache liegt in den relativ hohen spezifischen Frischwassermengen teilgeschlossener Kreislaufanlagen. Dadurch ist der im Vergleich zu geschlossenen Warmwasser-Kreislaufanlagen sehr viel stabilere Wasserchemismus erklärbar.

Bei der vorhandenen Biofilteroberfläche und Temperaturen von 14 - 16 °C ergibt sich für den geplanten Höchstwert des Futtereinsatzes von 1.420 kg/d eine erforderliche spezifische Nitrifikationsleistung von 0,26 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>\*d. Diese liegt unter der in Warmwasseranlagen und auch unter Kaltwasserbedingungen ermittelten Leistungsfähigkeit der eingesetzten Biofilter, d. h. hier sind genügend Reserven vorhanden. Die Größe des Biofilters stellt daher keine Begrenzung für die wasserchemischen Parameter dar.

Der „Flaschenhals“ für die weitere Erhöhung der verabreichten Futtermenge verbleibt dadurch beim zusätzlichen Alkalinitätseintrag.

Die Messungen des Kreislaufwasserdurchflusses wiesen einen Mittelwert von 982 m<sup>3</sup>/h in der Satzfishanlage und 3.570 m<sup>3</sup>/h in der Mastanlage aus. Für die Fischhaltungsbecken ergaben sich daraus rechnerische Strömungsgeschwindigkeiten von 2,3 cm/s in der Satzfishanlage und 11,5 cm/s in der Mastanlage. Die Wasserwechselraten in den Fischhaltungsbecken lagen bei 8,2 h<sup>-1</sup> bzw. 5,4 h<sup>-1</sup>. Beide Werte sind ausreichend. Die gemessene Förderhöhe der HP-Förderer betrug in beiden Anlagen ca. 10 cm.

Die Sauerstoffversorgung des Fischbestandes und des Biofilters werden in beiden Teilanlagen zum einen durch den HP-Förderer und ergänzend durch schwimmende O<sub>2</sub>-Niederdruckbegaser bzw. in der Mastanlage zusätzlich durch eine feinblasige O<sub>2</sub>-Ausströmung gewährleistet.

Die Medianwerte der Sauerstoffkonzentrationen am Auslauf der Fischhaltungseinrichtungen lagen mit 7,0 mg/l in der Satzfishanlage bzw. 7,1 mg/l in der Mastanlage im günstigen Bereich. Es trat nur einmal eine geringfügige Unterschreitung des Grenzwertes von 6 mg/l auf.

Aus den Einzelmessungen der Sauerstoffkonzentration und dem mittleren Wasserdurchfluss wurden Sauerstoffbilanzen errechnet. In beiden Anlagen lag der berechnete Sauerstoffbedarf über dem ermittelten Sauerstoffeintrag. Hierfür ist vor allem die begrenzte Genauigkeit der Untersuchungen auf der Basis weniger punktueller Messungen verantwortlich, mit denen vor allem die schwankenden Sauerstoffverbrauchswerte nicht erfasst werden können.

Da keine Grenzwertunterschreitungen gemessen wurden, sind die Möglichkeiten der Erhöhung des O<sub>2</sub>-Eintrags durch die Steigerung der Luftmenge der HP-Förderer und der Sauerstoffmenge der schwimmenden O<sub>2</sub>-Niederdruckbegaser anscheinend ausreichend, um eine bedarfsgerechte Sauerstoffversorgung des Fischbestandes bei den bisherigen maximalen Futtermengen zu ermöglichen. Bei weiterer Steigerung der Futtermenge sollte aber eine Vorhaltung von zusätzlichen Sauerstoffeintragsgeräten erfolgen.

Sinnvoll wäre hier die Installation weiterer schwimmender O<sub>2</sub>-Niederdruckbegaser. Diese Geräte gewährleisten neben einem energieeffizienten Sauerstoffeintrag die erforderliche N<sub>2</sub>-Entgasung.

Die Atmung der Fische ist parallel zur Sauerstoffaufnahme mit einer ca. 1,4-fachen Kohlendioxidabgabe verbunden. Die gemessenen CO<sub>2</sub>-Werte lagen, mit einer Ausnahme, unter 20 mg/l und wiesen somit im Wesentlichen keine Grenzwertüberschreitung auf. Aus den Messwerten war ersichtlich, dass sich die CO<sub>2</sub>-Konzentration parallel zur steigenden Fischbestandsdichte erhöhte.

Die HP-Förderer haben durch ihr Funktionsprinzip generell eine schlechte CO<sub>2</sub>-Entgasungswirkung. Diese war anhand der fehlenden Konzentrationsunterschiede vor und hinter dem HP-Förderer in beiden Anlagen gut erkennbar. Auch die Messung der CO<sub>2</sub>-Konzentration

vor und hinter der mittelblasigen Belüftung in der Mastanlage zeigte keinen Unterschied der  $\text{CO}_2$ -Konzentration.

Anscheinend kommt es zu einer sehr langsamen Erhöhung der  $\text{CO}_2$ -Konzentration im gesamten Anlagenvolumen mit zunehmender  $\text{CO}_2$ -Abgabe des Fischbestandes. Auch aufgrund der hohen Durchflüsse sind dadurch Veränderungen der  $\text{CO}_2$ -Werte an einzelnen Anlagenteilen nicht messbar.

Eine geeignete Anlagentechnik für die  $\text{CO}_2$ -Entgasung in teilgeschlossenen Kreislaufanlagen muss noch erarbeitet werden.

Bei der Ausströmung von Luft in einer bestimmten Wassertiefe, hier unter einem hydrostatischen Druck von 2,5 m Wassersäule, entstehen in der Regel Stickstoff-Konzentrationen über dem Sättigungswert der Luft. Diese sind von der Einblastiefe, dem Luftdurchsatz pro  $\text{m}^3$  Wasservolumen sowie der Blasengröße und der Blaseturbulenz abhängig.

Messungen an vier verschiedenen Tagen ergaben hinter den HP-Förderern mittlere  $\text{N}_2$ -Übersättigungen von 5,4 % in der Satzfishanlage und 5,7 % in der Mastanlage. Die geringen Differenzen zwischen den Zu- und Ablaufwerten der HP-Förderer lassen auf eine nahezu einheitliche  $\text{N}_2$ -Übersättigung in der gesamten Anlage schließen. Anscheinend kommt es zu einem „Aufschaukeln“ der Stickstoffübersättigung über einen längeren Zeitraum bis auf einen dann gleichbleibenden Wert. Die Untersuchung des HP-Förderers im anderen Teil der Satzfishanlage ergab einen Medianwert der  $\text{N}_2$ -Übersättigung am Auslauf von 8,3 %.

Die gemessenen  $\text{N}_2$ -Übersättigungen liegen im Bereich oder über der Empfindlichkeitsschwelle für adulte Fische nach Literaturangaben. Allerdings ließen die Aufzuchtergebnisse sowie das allgemeine Erscheinungs- und Verhaltensbild der Fische keine offensichtlichen Beeinträchtigungen infolge zu hoher  $\text{N}_2$ -Konzentrationen erkennen. Unterschwellige chronische Beeinträchtigungen können jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Neben der Verringerung der Einblastiefe der Druckluft ist der Einsatz schwimmender  $\text{O}_2$ -Niederdruckbegaser, die gleichzeitig eine gute  $\text{N}_2$ -Entgasungswirkung besitzen, eine geeignete Gegenmaßnahme.

Insgesamt konnte während der untersuchten Produktionsperiode eine sehr stabile Betriebsweise der betrachteten Teilanlagen ohne größere und nennenswerte Über- bzw. Unterschreitungen der Grenzwerte der betrachteten Wasserparameter festgestellt werden und es wurden gute Aufzuchtergebnisse dokumentiert.

In den teilgeschlossenen Kreislaufanlagen nach dänischem Vorbild werden der Sauerstoffeintrag und die Wasserförderung, als wesentliche Haltungsbedingungen der Fische, mit HP-Förderern realisiert.

Mit dem Betrieb der HP-Förderer ist der überwiegende Teil der für die Fischeaufzucht erforderlichen Energieaufwendungen verbunden. Zu deren Optimierung bzw. Minimierung sind Kenntnisse des Energieaufwandes für den Sauerstoffeintrag und die Wasserförderung bzw. der Abhängigkeiten der einzelnen Parameter voneinander erforderlich.

Untersuchungen eines HP-Förderers wurden in der zweiten Hälfte der Satzfishanlage von Oktober bis November 2010 durchgeführt. Als wesentliche Ergänzung zu den bereits vorgenommenen Sauerstoffeintragungsmessungen wurden der Durchfluss und der Druck in der Luftleitung des HP-Förderers gemessen.

In dem betrachteten Luftmengenbereich von 280 - 505  $\text{m}^3/\text{h}$  war mit zunehmendem Durchfluss ein mehr oder weniger langsamer Anstieg der meisten betrachteten Parameter zu erken-

nen. Die O<sub>2</sub>-Konzentrationsaufstockung lag im Bereich von 2 mg/l. Die spezifische Sauerstoffeintragsleistung hatte einen Wertebereich von 2,9 - 3,5 kW\*h/kg O<sub>2</sub>. Hier ergibt sich im Wesentlichen ein steigender Energieaufwand mit zunehmender Luftmenge und steigendem Sauerstoffeintrag. Dagegen sank die spezifische Wasserförderungsleistung mit zunehmender Luftmenge und lag im Bereich von 135 - 177 m<sup>3</sup>/kW\*h.

Die Untersuchungsergebnisse sowie die wenigen Literaturangaben zeigen, dass eine spezifische Sauerstoffeintragsleistung der HP-Förderer dieser Anlagen um 3,0 kW\*h/kg O<sub>2</sub> zur Zeit als sinnfällig angesehen werden können. Daneben existieren aber auch sehr viel höhere Angaben. Allerdings gibt es eine Reihe von Einflussfaktoren auf den O<sub>2</sub>-Eintrag und die Wasserförderung der HP-Förderer, die weitere Optimierungsmöglichkeiten eröffnen. Die derzeitigen Angaben und Untersuchungen gestatten daher nur eine Orientierung.

Die Gewinnung einer belastbaren Datengrundlage ist auch vor dem Hintergrund des notwendigen ökonomischen Vergleichs mit der alternativen Variante des Sauerstoffeintrags und der Wasserförderung notwendig, nämlich der Nutzung von Propellerpumpen und schwimmenden O<sub>2</sub>-Niederdruckbegasern.

## 8. Literatur

- BARDÓCZ, T., OBERDIECK, A. u. VÁRADI, L. (2009): A handbook for sustainable aquaculture. 59 - 70. <http://www.vdbi.de/pages/sustainaqua/informationen.php>.
- BARTHELMES, D. u. PREDEL, G. (1983): Intensive fischereiliche Nutzung von Binnengewässern. In: BUSCH, K.-F., UHLMANN, D. u. WEISE, G.: Ingenieurökologie. Gustav Fischer Verlag Jena, 282 - 286
- BERGHEIM A. u. ASGARD, T. (1996): Waste production from aquaculture. In: BAIRD, D. J., BEVERIDGE, M., KELLY, L u. MUIR, J.: Aquaculture and water resource management, 50 - 80.
- BOHL, E. u. a. (1999): Zucht und Produktion von Süßwasserfischen. 2. Auflage, Verlags Union Agrar 1999, 311
- BOYD, C. E. u. WATTEN, J. (1989): Aeration systems in aquaculture. Aquatic Science, Vol. 1, Issue 3, p. 425 - 472
- BRINKER, A., BERG, R. u. RÖSCH, R. (2006): Neue Methoden in der Forellenzucht: Wege zur Minimierung der Ablaufwasserbelastung. Grundlagen und Technik. Berichte zur Fischereiforschung Baden-Württemberg, 55 S.
- BUREAU, D. P., GUNTHER, S. T. u. CHO, C. Y. (2003): Chemical composition and preliminary theoretical estimates of waste outputs of rainbow trout reared in commercial cage culture operations in Ontario. North American Journal of Aquaculture, 65, 33 - 38
- CALAMARIE, D., ARILLO, A., EDDY F. B., LLOYD, R., u. SOLBE J. F. (1984): EIFAC Tech. Pap. 46, 19 S.
- CHEN, S., LING, J. u. BLANCHETON, J. - P. (2006): Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. Aquacultural Engineering 34, 179 - 197
- COLT, J. (2000): Aeration Systems. In: STICKNEY R. R.: Encyclopedia of aquaculture. Wiley & Sons, 7 - 17
- COLT, J. u. WATTEN, B. (1988): Applications of pure oxygen in fish culture. Aquacultural Engineering 7, 397 - 441
- COLT, J. u. WESTERS, H. (1982): Production of gas supersaturation by aeration. Transactions of the American Fisheries Society, 111(3), 342 - 360
- COLT, J., ORWITZ, K. u. BOUCK, G. (1991): Water quality considerations and criteria for high-density fish culture with supplemental oxygen. In: COLT, J., WHITE, R.J. (Eds.): Fisheries Bioengineering Symposium 10. American Fisheries Society, Bethesda, MD, 372 - 385
- EDING, E. H. u. VAN WEERD, J. (1999): Spezielle Aquakulturverfahren und Aquakulturkandidaten. Grundlagen, Aufbau und Management von Kreislaufanlagen. In: BOHL, M.: Zucht und Produktion von Süßwasserfischen. Verlags Union Agrar, 436 - 489
- EDING, E. H., KAMSTRA, A., VERRETH, J. A. J., HUISMANN, E. A. u. KLAPWIJK, A. (2006): Design and operation of nitrifying trickling filters in recirculating aquaculture: A review. Aquacultural Engineering 34, 234 - 260
- HÁKANSON, L., ERVIK, A., MAKINEN, T. u. MOLLEG, B. (1988): Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. Nordic council of ministers, Copenhagen, 103 S.

- KITTNER H., STARKE W. u. WISSEL D. (1988): Wasserversorgung. VEB Verlag für Bauwesen Berlin, 389 - 410
- KNÖSCHE, R. (1992): Gedanken zum Frachtenmodell bei der Gesetzgebung zur Reduzierung der Gewässerbelastung durch Aquakultur. In: DETHLEFSEN, V.: Fischzucht und Gewässerschutz. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes, H. 56, 77 - 90
- KNÖSCHE, R. (2009): Sustain Aqua Meeting. Wageningen/NL, 04. - 06.02.2009, Tagungsbericht
- KNÖSCHE, R. u. RÜMMLER, F. (1998): Intensive Aquakultur. Vorlesungsskript Humboldt-Universität Berlin, 313 - 444
- LAWA (2003): Hinweise zur Verringerung der Belastung der Gewässer durch die Fischhaltung. Arbeitskreis 61 der LAWA, 80 S.
- LEKANG, O. - I. (2007): Aquaculture Engineering. Blackwell Publishing, 340 S.
- LEONARD, N., GUIRAUD, J. P., GASSET, E., CAILLERES, J. P. u. BLANCHETON, J. P. (2002): Bacteria and nutrients - nitrogen and carbon - in a recirculation system for sea bass production. *Aquacultural Engineering* 26, 111 - 127
- LOVITT, R. W. (2007): Case Study: Hojhoj. Manual on effluent treatment in aquaculture: science and practice: EU-Proj. COLL-CT-2003-5003 05, 67 - 89
- KAUSNIK, S. J. (1981): Influence of a rise in temperature on the nitrogen excretion of rainbow trout. Proc. World Symp. on Aquaculture in Heated Effluents and Recirculation Systems, Stavanger 28. - 30.5.1980, Vol. I, Berlin, 78 - 89
- MEINELT, T., SCHREINER, G., FENEIS, B., MATZKE, S., RAU, A., u. WEDEKIND, H. (2011): Hygienisierung von Fischhaltungseinrichtungen mittels Peressigsäure (PES). *Fischer & Teichwirt* 62, 14 - 17
- OGEWV (2010): Entwurf Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OgewV), 1.8.2010
- PAPATRYPHON, E., PETIT, J., VAN DER WERF, H. M. G., KAUSHIK, J. S. u. KANYARUSHOKI, C. (2005): Nutrient-balance modeling as a tool for environmental management in aquaculture: The case of trout farming in France. *Environmental Management* 35, 161 - 174.
- PETIT, J. (1990): Water supply, treatment and recycling in aquaculture. In: BARNABE, G. (Ed.): *Aquaculture Vol. 1*, Ellis Horwood Limited, 69 - 71
- ROQUE D'ORBCASTEL, E., BLANCHETON, J.-P. u. BELAUD, A. (2009a): Water quality and rainbow trout performance in a Danish Model Farm recirculating system: Comparison with a flow through system. *Aquacultural Engineering* 40, 135 - 143
- ROQUE D'ORBCASTEL, E., PERSON-LE RUYET, J., LE BAYON, N. u. BLANCHETON, J.-P. (2009b): Comparative growth and welfare in rainbow trout reared in recirculating and flow through rearing systems. *Aquacultural Engineering* 40, 79 - 86
- RÜMMLER, F. (2008): Schwimmende Niederdruckbegaser zur Sauerstoffbegasung. *Fischer & Teichwirt* 59, 129 - 131
- RÜMMLER, F. (2009a): Die verschiedenen Wassernutzungsintensitäten der Fischproduktion - Teil 2. *Fischer & Teichwirt* 60, 85 - 89

- RÜMMLER, F. (2009b): Studie zur Praxiseinführung der Sauerstoffbegasung und der Ozonbehandlung des Wassers sowie zur Bewertung der Emissions- und Immissionsproblematik der Forellenproduktion im Land Brandenburg. In: RÜMMLER, F.: Jahresbericht 2008 des Instituts für Binnenfischerei. 50 - 51
- RÜMMLER, F. (2009c): Fischereitechnik und Fanggeräte. Humboldt- Universität zu Berlin, Vorlesungsskript
- RÜMMLER, F. (2010): Kreislauftechnik - Wasseraufbereitung und Wiederverwendung. In: SCHMIDT-PUCKABER, B.: Fisch vom Hof !?, Deutscher Landwirtschaftsverlag, S. 41 - 86
- RÜMMLER, F. u. KNÖSCHE, R. (2009): Kurzstudie zu den Möglichkeiten der Welsproduktion in geschlossenen Kreislaufanlagen in Kombination mit landwirtschaftlichen Biogasanlagen in Deutschland und insbesondere in Sachsen-Anhalt. Projektbericht im Auftrag des Landes Sachsen-Anhalt, 51 S.
- RÜMMLER, F. u. RANK, H. (2010): Untersuchung der Funktionsweise einer grundwassergespeisten, teilgeschlossenen Kreislaufanlage zur Produktion von Regenbogenforellen am Beispiel der bestehenden Anlage Winkelmann in Wietzendorf. Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow, Projektbericht, 34 S.
- RUSTEN, B., EIKEBROKK, B., ULGENES, Y. u. LYGREN, E. (2006): Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering* 34, 322 - 331
- SCHÄPERCLAUS, W. u. v. LUKOWICZ, M. (1998): Lehrbuch der Teichwirtschaft, S. 424
- SCHRECKENBACH, K. (2002): Einfluss von Umwelt und Ernährung bei der Aufzucht und beim Besatz von Fischen. In: KEIZ, G.: Fischerei & Naturschutz: Nachhaltige Fischereiausübung, VDSF-Schriftenreihe H. 4, 55 - 73
- SCHRECKENBACH, K. (2010): Gesundheit und Hygiene - Basis für Wachstum. In: SCHMIDT-PUCKABER, B.: Fisch vom Hof !?, Deutscher Landwirtschaftsverlag, S. 87 - 123
- SCHRECKENBACH, K. u. a. (2005): Verdaulichkeitsuntersuchungen von Futtermitteln bei Goldfischen (*Carassius auratus*). Projektbericht des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sarcrow, 13 S.
- SCHRECKENBACH, K. u. SPANGENBERG, R. (1983): Das Auftreten von Stickstoffverbindungen bei der Satzkarpfenproduktion und ihre Toxizität. *Zeitschrift für die Binnenfischerei der DDR*, 30, 115 - 122
- SCHRECKENBACH, K., STEFFENS, W. u. ZOBEL, H. (1987): Technologien, Normen und Richtwerte der Fischproduktion. Institut für Binnenfischerei Berlin-Friedrichshagen, 180 S.
- STOREBAKKEN, T. u. AUSTRENG, E. (1987): Ration level for salmonids. II. Growth, feed intake, protein digestibility, body composition, and feed conversion in rainbow trout weighing 0,5 - 1,0 kg. *Aquaculture* 60, 207 - 221
- SUHR, K. I. u. PEDERSEN, P. B. (2010): Nitrification in moving bed and fixed bed biofilters treating effluent water from a large commercial outdoor rainbow trout RAS. *Aquacultural Engineering* 42, 31 -37
- SVOBODOVA, Z., LLOYD, R., MACHOVA, J. U. u. VYKUSOVA, B. (1993): Water quality and fish health. EIFAC Technical Paper. No 54. Rome, FAO, 59 S.

TIMMONS, M. B. u. YOUNGS, W. D. (1991): Considerations on the design of raceways. Proceedings of the World Aquaculture Society and the American Society of Agricultural Engineers, San Juan, 34 - 46

TIMMONS, M. B. u. EBELING, J. M. (2010): Recirculating Aquaculture (2nd Edition). Cayuga Aqua Ventures, 948 S.

TIMMONS, M. B., EBELING, J. M., WHEATON, F. W., SUMMERFELT, S. T. u. VINCI, B. J. (2002): Recirculating aquaculture systems, 2nd Edition, Cayuga Aqua Ventures, Northeastern Regional Aquaculture Center Publication 01-002

TUCKER, C. S. u. ROBINSON, E. H. (1990): Channel catfish farming handbook. New York, Van Nostrand Reinhold.

WEDEMEYER, G. A. (1996): Physiology of fish in intensive culture systems. Chapman and Hall, New York, 232 S.

WESTERS, H. (1991): Modes of operation and design relative to carrying capacities of flow-through systems. Proceedings: Engineering Aspects of Intensive Aquaculture, 4. - 6. 4., Cornell University, Ithaca, N.Y.A, 151 - 159

WESTERS, H. u. PRATT, K. M. (1977): Rational design of hatcheries for intensive salmonid culture, based on metabolic characteristics. Progressive Fish Culturist 39, 157 - 165

[www.aquamedia.org/FileLibrary/10/Aquatreat\\_Vet.pdf](http://www.aquamedia.org/FileLibrary/10/Aquatreat_Vet.pdf): Aquaetreat. Billund. The 29<sup>th</sup> of November 2006. Veterinarian issues in model farms. Präsentation, 20 Folien.