

Vannkvalitet i et kommersielt resirkuleringsanlegg for laks

Av Anders J. Fjellheim

Anders J. Fjellheim er ph.d. fra NTNU og forsker ved NIVA.

Sammendrag

Det er gjennomført en undersøkelse av vannkvaliteten i et kommersielt resirkuleringsanlegg for laks over en tidsperiode på 14 måneder, og vannkvaliteten er vurdert opp mot kriterier for fiskehelse, biofiltereffektivitet og myndighetskrav. Fiskehelsen ble akutt truet ved ett tilfelle av nitrittforgiftning i løpet av perioden anlegget ble undersøkt. Langtidseffekter på fiskehelse ble ikke undersøkt, men det ble påvist forhøyde verdier av nitritt og løst CO₂ i vannet, som kan ha negative virkninger. I forhold til biofiltereffektivitet viser undersøkelsen at alkalitet og pH er begrensende faktorer for nitrifikasjonen i systemet. Undersøkelsen viser at vannkvaliteten holder seg innenfor myndighetskrav når det gjelder TAN (total ammonium nitrogen) og løst CO₂, men mengden nitritt i vannet overstiger myndighetskravene ved halvparten av målepunktene.

Summary

This study describes the water quality of a commercial salmon RAS (recirculating aquaculture system) during 14 months of operation. The measured water quality is judged according to fish health, biofilter efficiency and legal legislation. The fish health was in danger during one

acute episode of nitrite accumulation during the period of investigation. Long term effects on fish health were not investigated, but relatively high levels of nitrite and dissolved CO₂ in the water could have negative effects. The study revealed that alkalinity and pH were limiting factors for biofilter efficiency in the RAS. The water quality was within legal legislation regarding TAN and CO₂, while the level of nitrite in the water was above legal legislation in more than 50 percent of the measured samples.

Innledning

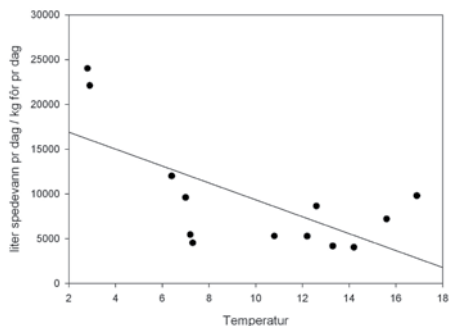
Produksjonen av laks i Norge økte med 400 000 tonn fra 1997 til 2007, og for 2009 antas produksjonen å bli 850 000 tonn. Med denne økningen i produksjon kommer et økt behov for laksesmolt. Smoltbehovet anslås til å være over 350 millioner i 2021, dette er 150 millioner mer enn dagens produksjon (Kittelsen mfl. 2006). Da vannressursene kan bli begrensende, vil økt bruk av resirkuleringssteknologi kunne bidra til denne produksjonsøkningen. Resirkulering av vann brukes allerede i flere settefiskanlegg i Norge, Færøyene, Skottland og Chile. Resirkulering av vannet minsker forbruket av ferskvannsressurser, er energieffektivt ved oppvarming av vann

og gir et stabilt oppdrettsmiljø. Med bakgrunn i interessen for resirkulering, og antall påbegynte og planlagte byggeprosjekter, kommer resirkulering til å bli enda viktigere i framtiden. Det finnes lite tilgjengelig dokumentasjon på vannkvaliteten over tid i kommersielle resirkuleringsanlegg for laks, og resirkuleringsanlegg i Norge er underlagt samme strenge krav til vannkvalitet som gjenomstrømningsanlegg. Denne rapporten dokumenterer viktige vannkvalitetsparametere i et kommersielt drevet resirkuleringsanlegg for laks over en periode på 14 måneder. Den dokumenterte vannkvaliteten relateres til fiskehelse, biofiltereffektivitet og myndighetskrav.

Beskrivelse av resirkuleringssystemet

Målingene det er referert til i denne rapporten er tatt i perioden januar 2008 til og med februar 2009. Det var seks fiskekar à 8 meter i diameter ($100 \text{ m}^3/\text{kar}$) tilknyttet resirkuleringssystemet. Partikulært organisk materiale ble fjernet fra avløpsvannet ved en partikkelfelle i fiskekarene, og deretter ved at det ble filtrert gjennom mekaniske filtere (Salsnes filter SFK 400). Vannet ble tilsatt natriumbikarbonat for å øke pH og alkalitet, deretter pumpet opp og fordelt over et rislefilter (Bioblokk 200, volum 78 m^3), før det ble pumpet tilbake til fiskekarene gjennom lavtrykks-oksygenjegler. Ved maksimal vann-flow gikk $7200 \text{ liter}/\text{min}$ inn til fiskekarene. Det tilsvarer en gjennomsnittlig oppholdstid på 83 minutter i karene. Mengden spede vann som ble tilsatt varierte mellom 300 og $1500 \text{ liter}/\text{min}$, dette tilsvarte fra 79 til 96 prosent

resirkuleringsgrad, eller fra under 1 utskifting av det totale vannvolumet pr dag til over 3 utskiftninger pr dag. Den faktoren som best beskriver hvor "hard" resirkulering som brukes er; liter spede vann pr dag/kg fôr pr dag, denne faktoren varierte fra 4000 til $24000 \text{ liter}/\text{kg fôr}/\text{dag}$. Figur 1 viser at relativt mye spede vann brukes pr kg fôr ved lave temperaturer. Dette synliggjør at vannet bør kunne varmes om vinteren for å utnytte anlegget optimalt. Det viser også at anlegget ble brukt med en moderat grad av resirkulering, da intensiv resirkulering går ned til 100 - 500 liter nytt vann pr kg fôr pr dag.



Figur 1. Forholdet mellom liter spede vann pr kg fôr og temperatur.

Vannkvalitet

Inntaksvann/spede vann

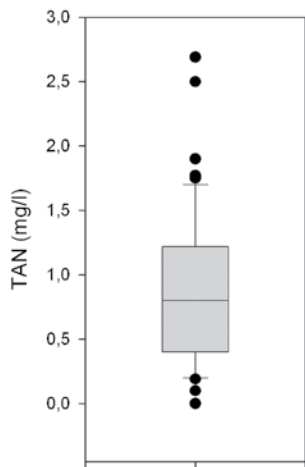
Vannkvaliteten i inntaksvannet/spede vannet ble kartlagt gjennom NIVAs årsovervåking i 2005-2006, tabell 1. Vannkvaliteten i inntaksvannet representerer et gjennomsnittlig vann sammenliknet med andre norske settefiskanlegg (Rosten mfl. 2007).

Prove Tatt	pH	KOND ms/m	ALK mmol/l	TURB60 FNU	TOt-N/L µg/l	NO3-N µg/l	NO2-N µg/l	TOC mg/l	Cl mg/l	SO4 mg/l	AI/r µg/l	AI/II µg/l	Lab-AL µg/l	AI/ICP mg/l	AI/ICP µg/l	koil.AI µg/l	Ca mg/l	Fe/ICP mg/l	Fe/ICP µg/l	Fe/TOC µg/mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	CO2 mg/l/?	Cl µg/l	Na* µg/l	ANC µeq/L	
21.11.2005	6.59	4.53	0.114	1.03	265	71	4.9	8.31	2.08	28	24	4	0.1	100	72	2.29	0.093	92.8	18.9	0.54	0.77	4.95	2.93	138.21	14.68	236.76		
06.12.2005	6.58	4.62	0.114	0.82	300	97	5.1	8.29	2.11	34	33	1	0.1	100	66	2.35	0.089	89.1	17.5	0.54	0.76	4.88	3.00	143.85	12.12	232.19		
19.12.2005	6.60	4.5	0.112	1.38	420	115	5.5	8.15	2.07	38	40	0	0.14	140	102	2.19	0.13	130	23.6	0.57	0.73	4.91	2.81	155.13	16.80	227.29		
02.01.2006	6.59	4.53	0.112	0.91	355	100	5.2	8.43	2.14	32	27	5	0.12	120	88	2.33	0.089	88.6	17.0	0.68	0.77	4.94	2.88	146.67	11.35	231.36		
06.01.2006	6.54	4.5	0.112	0.7	300	115	4.8	8.38	2.16	40	38	2	0.12	120	80	2.39	0.084	84	17.5	0.52	0.77	4.9	3.23	135.39	10.81	231.51		
30.01.2006	6.65	4.63	0.126	0.83	308	105	5	8.55	2.13	42	40	2	0.12	120	78	2.47	0.090	89.5	17.9	0.54	0.8	5.15	2.82	141.03	17.58	251.78		
13.02.2006	6.62	4.52	0.112	1.1	355	125	5.1	8.17	2.13	44	35	9	0.14	140	96	2.34	0.085	87.2	17.1	0.55	0.75	4.94	2.69	143.85	17.62	235.97		
27.02.2006	6.49	4.43	0.108	0.91	370	135	5.4	7.96	2.08	49	42	7	0.13	130	81	2.24	0.088	84.8	15.7	0.63	0.71	4.65	3.49	152.31	10.08	213.91		
13.03.2006	6.50	4.38	0.108	1.03	305	135	5.1	7.73	2.13	39	38	1	0.11	110	71	2.25	0.079	79.2	15.5	0.51	0.71	4.69	3.42	143.85	17.37	222.62		
18.04.2006	6.25	4.61	0.067	0.97			4.7			60	58	2	0.15	150	90	2.2	0.106	106	22.6					3.77	132.57			
25.04.2006	6.45	4.3	0.107	1.25	520	135	5.3	7.38	2.05	48	46	2	0.13	130	82	2.35	0.091	90.9	17.2	0.98	0.71	4.95	3.80	149.49	37.13	257.10		
08.05.2006	6.75	4.35	0.112	0.83			4.6			45	43	2	0.11	110	65	2.02	0.105	105	22.8					1.99	129.75			
23.05.2006	6.67	4.06	0.111	0.72	310	81	4.1	7.2	1.9	41	34	7	0.11	110	69	2.2	0.093	92.5	22.6	0.48	0.65	4.51	2.35	115.65	22.34	226.34		
03.07.2006	6.62	4.15	0.116	0.57	265	61	4.1	7.47	2.03	39	34	5	0.088	88	49	2.18	0.056	56	13.7	0.51	0.65	4.36	2.78	115.65	9.30	206.09		
31.07.2006	6.78	4.3	0.125	0.89			4.5			28	21	7	0.085	85	57	2.21	0.051	50.9	11.3					2.07	126.93			
14.08.2006	6.56	4.28	0.122	0.84	275	34	4.1	7.38	2.02	25	22	3	0.086	86	61	2.43	0.063	62.5	15.2	0.51	0.71	4.47	3.36	115.65	16.25	235.77		
28.08.2006	6.76	4.26	0.129	0.68			4.4			25	22	3	0.086	86	41	2.25	0.047	46.6	10.6					2.24	124.11			
12.09.2006	6.78	4.36	0.123	0.78	295	27	4.4	7.77	2.11	22	18	4	0.061	61	39	2.5	0.050	50.1	11.4	0.57	0.75	4.7	2.04	124.11	16.84	246.07		
25.09.2006	6.68	4.22	0.12	0.62			4.6			24	24	0	0.073	73	49	2.29	0.063	63.4	13.8					2.51	129.75			
27.10.2006	6.60	4.24	0.1	0.2	299	76	19	7.3	2	16		16	0.071	71	55	2.08	0.09	90	4.7	0.51	0.7	4.31	2.51	535.92	11.23	206.11		
20.11.2006	6.66	4.39	0.122	0.6			5.1			32	30	2	0.1	100	68		0.108	108	21.2					2.67	143.85			
04.12.2006	6.86	4.36	0.131	0.77	355	105	4.6	7.47	2.1	37	33	4	0.1	100	63	2.64	0.100	99.7	21.7	0.56	0.8	4.56	1.81	123.75	18.00	250.60		
19.12.2006	6.60	4.55	0.123	0.65			4.8			0.1	100			100		0.094	94.1	19.6						3.09	135.39			
Gjennomsnitt	6.62	4.39	0.111	0.83	331.06	94.81	5.41	7.87	2.08	35.82	33.43	4.00	0.10	104.78	69.18	2.30	0.08	84.39	16.92	0.58	0.73	4.74	2.79	152.56	16.22	200.41		
SD	0.13	0.16	0.01	0.25	65.64	34.02	2.99	0.46	0.07	10.42	9.86	3.61	0.02	24.57	17.04	0.14	0.02	20.91	4.64	0.12	0.05	0.25	0.56	84.36	6.67	55.39		
Median	6.61	4.37	0.11	0.83	306.50	102.50	4.85	7.87	2.09	37.50	34.00	3.00	0.11	105.00	68.50	2.29	0.09	88.85	17.12	0.54	0.74	4.79	2.80	136.80	16.53	226.82		
min	6.25	4.06	0.07	0.20	265.00	27.00	4.10	7.20	1.90	16.00	18.00	0.00	0.06	61.00	39.00	2.02	0.05	46.60	4.74	0.48	0.65	4.31	1.81	115.65	9.30	100.80		
max	6.86	4.63	0.13	1.38	520.00	135.00	19.00	8.55	2.16	60.00	58.00	16.00	0.15	150.00	102.00	2.64	0.13	130.00	23.64	0.98	0.80	5.15	3.80	535.92	37.13	257.10		
N	22.00	22.00	22.00	22.00	16.00	16.00	16.00	16.00	16.00	22.00	22.00	22.00	22.00	22.00	22.00	21.00	22.00	22.00	22.00	22.00	16.00	16.00	16.00	22.00	22.00	16.00	20.00	20.00

Tabell 1. Analyse av inntaksvann/spedevann.

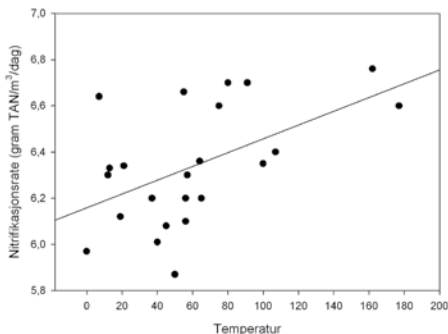
Total ammonium nitrogen (TAN)

Hovedmengden av nitrogen som fisken skiller ut, skilles ut som TAN (total ammonium nitrogen). TAN vil foreligge i to former (NH_3 og NH_4^+), avhengig av pH. Ved høy pH vil relativt mer være i den uioniserte formen, det er denne tilstanden som er giftig for fisk. Konsentrasjon av TAN i oppdrettsvannet oversteg Mattilsynets krav på 2 mg/l kun ved to målepunkt, figur 2. Verdiene på de to avvikende målepunktene var 2,5 og 2,7 mg TAN/l, og pH var henholdsvis 6,6 og 6,3. Dette gir en andel av uionisert ammonium (NH_3) på henholdsvis 4 og 2 $\mu\text{g/l}$. Disse verdiene er tålbare, men ikke optimale for laks (Rosten mfl. 2004). Omsetningen av TAN i biofilteret hadde klar sammenheng med temperaturen i vannet, figur 3, og med pH i vannet, figur 8 s. 261, men det var ingen sam-



Figur 2. 79 målepunkter av TAN (mg/l) i driftsvannet over 14 måneders drift. Boksen viser median, samt 25 og 75 prosentil, ”viskerne” viser 10 og 90 prosentil, mens • viser uteliggere.

menheng mellom omsetning av TAN og konsentrasjonen av TAN i vannet. Dette viste at andre faktorer enn konsentrasjon av TAN var begrensende faktor i dette systemet, da nitrifikasjonen i så fall skulle økt med økende konsentrasjon av substratet (Chen mfl. 2006).

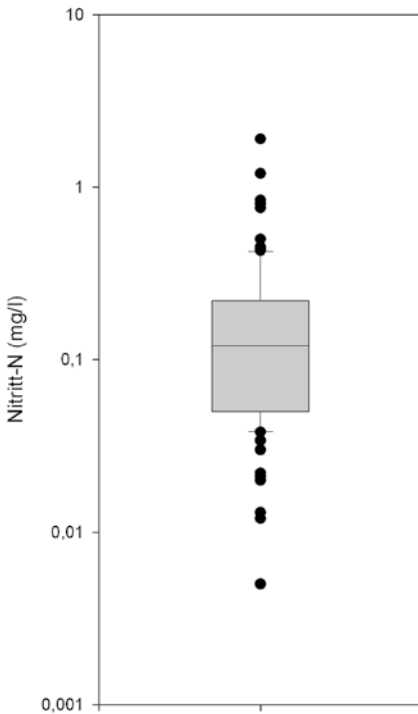


Figur 3. Omsetning av TAN i biofilteret relatert til temperatur i driftsvannet.

Nitritt-N

Nitritt blir aktivt tatt opp over gjellene, i konkurranse med klorid (Kroupova mfl. 2005). En kritisk konsekvens av nitrittakkumulering er oksidasjon av hemoglobin til metahemoglobin, og dermed lav evne til oksygentransport i blodet. Både lengden på eksponering og dosen av eksponering vil være viktig i forhold til giftighet for fisk, i tillegg vil flere vannkvalitetsparametere kunne spille inn. Nitrittforgiftning kan motvirkes ved å tilsette klorid i vannet. Akkumulering av nitritt-N er naturlig i en oppstartsperiode for et nytt biofilter. Episoder med nitritt-N akkumulering inntreffer også under stabil drift, dette skyldes at bakterier som oksiderer nitritt til nitrat er mye mer ømfintlige for endringer i

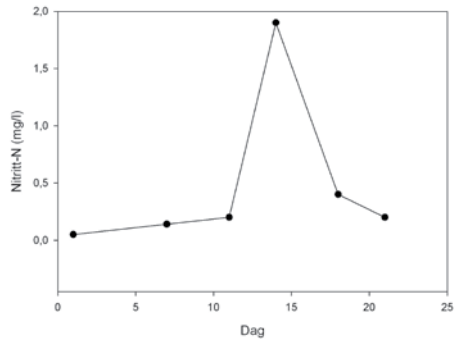
vannkvalitet enn bakterier som oksiderer ammonium til nitritt (Graham mfl. 2007). Dette medfører at ulike driftsforstyrrelser kan medføre akutt nitrittakkumulering i systemet. Nitritt-N var den vannkvalitetsfaktoren som viste seg å avvike mest fra Mattilsynets krav. Mattilsynets krav er 0,1 mg/liter, og figur 4 viser at over 50 % av målingene oversteg dette kravet.



Figur 4. 101 målepunkter av nitritt-N i driftsvannet over 14 måneders drift. Boksen viser median, samt 25 og 75 prosentil, ”viskerne” viser 10 og 90 prosentil, mens • viser uteliggere.

I løpet av den undersøkte driftsperioden opplevde anlegget akutt nitrittforgiftning

én gang, figur 5. Forut for denne episoden stoppet doseringsenheten for natriumbikarbonat, dette førte til et fall i pH (og alkalitet). Fallet i pH og/eller alkalitetet påvirket bakteriegruppen som omgjør nitritt til nitrat negativt, med den følge at nitrittnivået steg raskt. Fisken ble reddet ved tilsetning av 300 kg havsalt til resirkuleringsystemet.



Figur 5. Nitritt ”episode” etter stopp på doseringsenheten for natriumbikarbonat

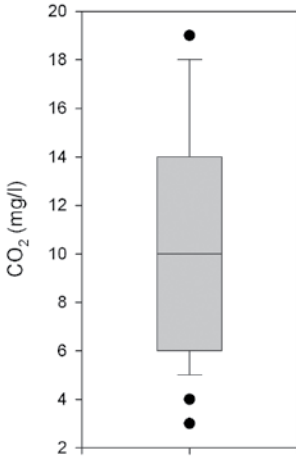
Nitrat-N

Nitrat ble ikke målt i perioden, da mengden spedevann som brukes i anlegget tilsier at nitratmengden i systemet holder seg under anbefalte grenseverdier.

CO₂

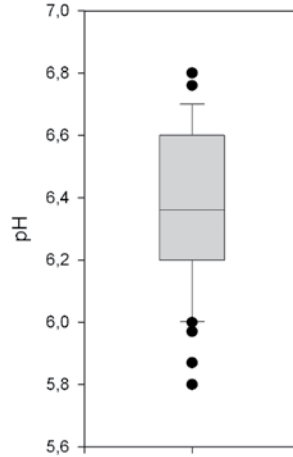
Høye konsentrasjoner av løst CO₂ i vannet har negative konsekvenser for laks. Høye CO₂ verdier fører til at HCO₃⁻ buffersystemet forskyves med den følge at laks får lavere pH og mer HCO₃⁻ i blodet. Løst CO₂ påvirker vannkvaliteten ved at pH senkes, og kan dermed i neste rekke påvirke kjemiske forbindelser som har en pH-avhenging tilstand (Fivelstad mfl. 2003). Mattilsynets krav mht CO₂-nivå i

vannet er <15 mg/liter. I den undersøkte driftsperioden var nivået av CO₂ under dette kravet ved de fleste prøvetakinger, figur 6.



Figur 6. 39 målepunkter av CO₂ (mg/l) i driftsvannet over 14 måneders drift. Boksen viser median, samt 25 og 75 prosentil, ”viskerne” viser 10 og 90 prosentil, mens • viser uteliggere.

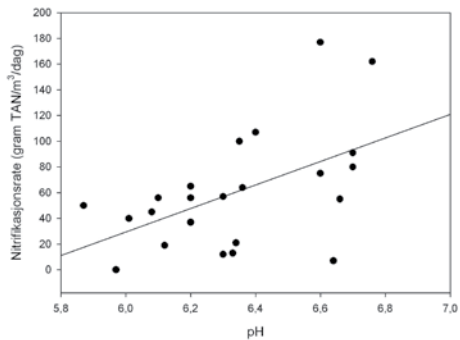
pH, dette tilsier at pH burde vært i området 6,8 – 7 for å unngå bedret nitrifikasjonshastighet.



Figur 7. 41 målepunkter av pH i driftsvannet over 14 måneders drift. Boksen viser median, samt 25 og 75 prosentil, ”viskerne” viser 10 og 90 prosentil, mens • viser uteliggere.

pH

Nitrifiserende bakterier har pH-optimum mellom 7 og 9 (Chen mfl. 2006). Villa-verde mfl. (1997) viste at nitrifikasjonshastigheten økte lineært i området fra pH 5,5 til pH 7,5 og var ca. 4 ganger høyere ved pH 7,5 enn ved pH 5,5. Disse observasjonene indikerer at pH bør være opp mot 7 for å få effektiv nitrifisering i biofilteret. I den undersøkte perioden var pH gjennomsnittlig like under 6,4, figur 7, altså et noe lavt nivå i forhold til optimal pH for de nitrifiserende bakteriene. Sammenlikning av nitrifikasjonshastighet ved ulike pH, figur 8, viste en økt nitrifikasjonshastighet ved økende



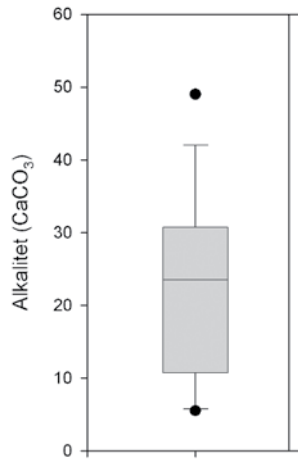
Figur 8. Sammenheng mellom pH i driftsvannet og nitrifikasjonshastighet i biofilteret.

Alkalitet

Alkalitet i spedevannet var ca 5 mg/l CaCO₃ (0,1 mmol/l, tabell 1). For å øke pH og alkalitet i vannet ble natriumbikarbonat kontinuerlig tilsatt. Alkalitet kan beregnes (innenfor 5-10% feilmargin) ut fra pH og CO₂ i vannet (Timmons mfl. 2002) ved følgende formel:

$$\text{Løst CO}_2 \text{ (mg/l)} = \text{ALK (CaCO}_3\text{)} \times 10^{(6,3-\text{pH})}$$

Alkalitet ble kun målt sporadisk med test kit, en måling viste 30-40 mg/l CaCO₃, resten av målingene viste mindre enn 20 mg/l CaCO₃. Disse test kit-målingene sammenfaller godt med de beregnede verdiene, figur 9. Biesterfeld mfl. (2003) viste at karbonat alkalitet blir begrensende for nitrifikasjonen ved verdier lavere enn 45 mg/l CaCO₃. Over 90% av de beregnede alkalitetsmålingene ligger under dette nivået, og alkalitet er høyst sannsynlig en begrensende faktor for nitrifikasjonen i dette resirkuleringsystemet. Modellberegninger viser at i spedevann med lav alkalitet, vil økt mengde spedevann virke negativt på alkaliteten i systemet (den går ned), samtidig som det virker positivt på TAN og nitritt-N nivået i systemet (nivåene av disse går også ned). Så i en situasjon med høy TAN eller nitritt-N verdi, vil økt mengde spedevann i første omgang virke positivt inn ved å senke TAN og nitritt-N (ved fortykning), men i neste omgang vil alkaliteten gå ned med den følge at nitrifikasjonsraten i biofilteret går ned (TAN og nitritt-N kan dermed øke igjen). Økt mengde spedevann i dette systemet (lav alkalitet i spedevann), bør derfor følges opp med økt dosering av natriumbikarbonat.



Figur 9. Beregnet alkalitet (CaCO₃) i vannet. Grafen er basert på 14 beregnede målepunkter av alkalitet i driftsvannet over 14 måneders drift. Boksen viser median, samt 25 og 75 prosentil, ”viskerne” viser 10 og 90 prosentil, mens • viser uteliggere.

Ulike typer forbindelser kan brukes for å øke alkaliteten i resirkuleringsystemer (Timmons mfl. 2002). Det er relativt store kostnader knyttet til bruk av forbindelsene, så det kan være nyttig med en sammenlikning både mht kostnad og bufferegenskaper og relatere valg av buffer opp mot den aktuelle spedevannskvaliteten (eks brønnvann vs overflatevann).

Partikulært materiale

Organisk materiale tilføres vannet i et resirkuleringsystem fra fiskeavføring og fra fôr som ikke blir spist. Det organiske materialet vil foreligge i både oppløst og i partikulær form. Både partikulært og oppløst organisk materiale vil fungere som vekstsubstrat for heterotrofe bakterier, og

disse bakteriene vil konkurrere med de nitrifiserende bakteriene om plass og oksygen. Vekstpotensialet for heterotrofe bakterier er mye større enn for nitrifiserende bakterier. Heterotrofe bakterier vil dermed utkonkurrere nitrifiserende bakterier i et system med høy organisk belastning, og gi lav nitrifikasjonsrate i biofilteret. Mengden organisk materiale ble ikke målt i den undersøkte perioden, men mengden "suspended solids" (SS) ble målt. De mekaniske filterene hadde en rensegrad som varierte fra 60 til 97 prosent, avhengig av mengden SS i vannet før filteret. Rensegraden økte med økende mengde SS i "innvannet". Målingene viste også at mengden SS gikk ned ca. 5 prosent etter passering av biofilteret. Innholdet av SS før det mekaniske filteret varierte fra 12 til 67 mg/l, mens verdiene etter filteret varierte fra 2,3 til 4,7 mg/l SS. Den organiske andelen av SS vil variere og benevnes "particulate organic matter" (POM). Chen mfl. (2006) rapporterte at nitrifikasjonshastigheten gikk ned til 75 prosent ved 5 mg/l POM. Dette er høyere enn SS etter filterene i det undersøkte systemet, og tyder på at den organiske belastningen ikke reduserte nitrifikasjonshastigheten i vesentlig grad.

Konklusjoner

- Fiskehelsen i systemet var god. En episode med nitrittforgiftning kunne medført dødelighet, men grunnet rask tilsetning av klorid ble dette unngått.
- Omsetningen av TAN i biofilteret økte med økende temperatur i vannet.
- Omsetningen av TAN i biofilteret økte med økende pH i vannet.

- Omsetning av TAN i biofilteret viste ikke sammenheng med konsentrasjonen av TAN i vannet.
- Innholdet av løst CO₂ i driftsvannet kunne vært noe lavere, men verdier over 20 mg/l ble ikke målt.
- Den organiske belastningen var ikke så høy at den reduserte nitrifikasjonshastigheten i vesentlig grad.
- Alkalitet var høyst sannsynlig en begrensende faktor for nitrifikasjonen i dette resirkuleringssystemet.
- Nitritt var den vannkvalitetsfaktoren som viste seg å avvike mest fra Mattilsynets krav, over 50 % av målingene oversteg kravet på 0,1 mg/l.

Referanser

Biesterfeld, S., G. Farmer, P. Russell, og L. Figueroa. 2003. Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity. *WATER ENVIRONMENT RESEARCH* 75, no. 3: 196-204.

Chen, S. L., J. Ling, og J. P. Blancheton. 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *AQUACULTURAL ENGINEERING* 34, no. 3: 179-197.

Fivelstad, S., R. Waagbo, S. F. Zeitz, A. C. D. Hosfeld, A. B. Olsen, og S. Stefansson. 2003. A major water quality problem in smolt farms: combined effects of carbon dioxide, reduced pH and aluminum on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts: physiology and growth. *AQUACULTURE* 215, no. 1-4: 339-357.

- Graham, D. W., C. W. Knapp, E. S. Van Vleck, K. Bloor, T. B. Lane, and C. E. Graham. 2007. Experimental demonstration of chaotic instability in biological nitrification. *ISME J* 1, no. 5: 385-393.
- Kittelsen, A., T. Rosten, Y. Ulgenes, J. R. Selvik, and H. Alne. 2006. *Tilgjengelige ferskvannsressurser til fremtidig produksjon av settefisk til laks og ørret*. Rapport.
- Kroupova, H., J. Machova, og Z. Svobodova. 2005. Nitrite influence on fish: a review. *VETERINARNI MEDICINA* 50, no. 11: 461-471.
- Timmons, M. B., J. M. Ebeling, F. W. Wheaton, S. T. Summerfelt, and B. J. Vinci. 2002. *Recirculating Aquaculture Systems*. 2nd ed. NRAC Publication No. 01-002.
- Rosten, T., H. A. Urke, Å. Åtland, T. Kristensen, and B. O. Rosseland. 2007. *Sentrale drifts- og vannkvalitetsdata fra VK Laks - undersøkelsene fra 1999 til 2006*. NIVA rapport.
- Rosten, T., Å. Åtland, B. O. Rosseland, T. Kristensen, and B. Braaten. 2004. *Vannkvalitet og dyrevelferd*. Utredning for mattilsynet.
- Villaverde, S., P. A. GarciaEncina, og F. FdzPolanco. 1997. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. *WATER RESEARCH* 31, no. 5: 1180-1186.