

Experiment utförda på biobädden 1995

Torsten Wik
Institutionen för Reglerteknik
Chalmers Tekniska Högskola
412 96 Göteborg

Förord

Försöken som redovisas i den här rapporten är till största delen delarbeten inom ett projekt som syftar till att ta fram funktionella modeller av biofilm processer. Projektet är i sin tur ett delarbete inom STAMP-programmet (Styrning av Avloppsreningsverk - nya Metoder och ny Processteknik), som är finansierat av NUTEK (Närings och teknikutvecklingsverket).

Försöken genomfördes vid Ryaverket i Göteborg under en tid då verket genomgick större ombyggnationer, vilket försvårade både försöksuppläggningar och genomförande av försöken. Personalen vid verket var dock mycket hjälpsamma trots den ökade arbetsbörda som ombyggnationerna medförde.

Framförallt skall den här rapporten ses som en dokumentation över försöken som utförts. Resultat presenteras, men mer noggranna analyser av de intressantare delarna kommer jag att presentera vid senare tillfällen. Rapporten kommer därför användas som underlag för vidare undersökningar.

På grund av syftet med rapporten, att den författats under en mycket utsträckt tidsperiod, inget rättningsprogram och mjukvaror utan svenska bokstäver, är språk och form inte alltid särskilt bra vilket jag ber läsaren ha överseende med. Jag hoppas ändå att rapporten är användbar för personer som studerar biofilmprocesser och personer med mer direkt anknytning till rening av avloppsvatten.

Jag tackar alla på Ryaverket som varit inblandade, men särskilt:

Ann Mattsson, som varit ovärderlig som kontakt på Ryaverket och som alltid har intressanta synpunkter. Ann hjälpte mig även vid impulssvarsförsöken tillsammans med Claes Niklasson på Institutionen för Kemisk Reaktionsteknik, Chalmers.

Personalen på laboratoriet, bl a Lucica Enhanch, Annette Svensson och Monika Karlsson, som osjälviskt avsatt mycket tid för att hjälpa mig med handledning på mätutrustningen, utföra analyser samt rengöring och kalibrering av ammoniummätarna. Särskilt vill jag tacka Lucica, som tagit stort ansvar över ammoniummätarna vilkas funktion var nödvändig för de flesta av försöken.

Jan Haraldsson och Dough Lumley, som hjälpt till med programmeringen av styrprogrammet och datainsamlingen.

Torsten Wik

Reglerteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg i juli 1996

Sammanfattning

Ett antal försök på en nitrifierande biobädd i pilotskala vid Ryaverket i Göteborg genomfördes under 1995. Försöken syftade till att klargöra både den snabba flödesberoende och den långsamma bakteriella dynamiken i bädden.

Flödesfördelningen studerades med hjälp av ett impulssvarsexperiment där löst LiCl tillsattes i spridaren vid två olika flöden. Försöken visade att mängden vatten i bädden i stort sett är oberoende av flödet och svarar mot en medeltjocklek av vätskefilmen på ungefär 0.5 mm. Flödesfördelningen kan approximeras av en modell med fyra eller fem identiska seriekopplade idealt omrörda tankar.

Baserat på resultaten från impulssvarsförsöken görs en modell av biobädden med fyra seriekopplade reaktortankar där nitrifikationshastigheten i varje tank beskrivs av en fysikaliskt baserad olinjär modell.

Några stegsvarsförsök där inkommande ammoniumkoncentration snabbt ökades från en låg till en hög nivå vid konstant flöde genomfördes och jämfördes med modellen. Jämförelserna visar att den snabba dynamiken i biofilmen kan försummas i förhållande till dynamiken orsakad av omblandningen i bulken och flödesfördelningen. Indirekt betyder det att responstiden hos de nitrifierande bakterierna vid ändringar av ammoniumkoncentrationen är mindre än några minuter, även när ammoniumbelastningen varit mycket låg under en längre tid.

Ett försök där flödet in till biobädden varierades slumpvis kring en arbetspunkt under en dag visade att den framtagna modellen är tillräcklig för att beskriva den snabba dynamiken i de sammanhang som nitrifierande biobäddar används, även vid flödesförändringar. När utgående ammoniumhalt är låg är en modell där konstant nitrifikationshastighet antas inte tillräcklig.

För att studera den långsamma dynamiken, som beror på bakteriernas tillväxt och avdödning, genomfördes ett långvarigt stegsvarsförsök där inkommande ammoniumhalt först hölls vid en hög nivå (ej fullständig nitrifikation) under ungefär en månad, sedan vid en låg nivå (motsvarande ungefär 50% av nitrifikationskapaciteten) under ungefär en månad och till sist vid samma höga nivå som tidigare under ungefär en månad. Trots ganska många praktiska problem gav försöket en stark indikation på att det tar en till två veckor innan de aktiva nitrifierande bakterierna växt till sig i antal efter ökningen från låg till hög belastning. Motsvarande ökning i nitrifikationshastighet är ungefär 20%.

De två perioderna med samma höga belastning låg under perioder med olika vattentemperatur. Jämförelser mellan nitrifikationshastigheten vid de två nivåerna visade på ett starkare temperaturberoende än som tidigare noterats.

Under perioder av försöket var ammoniummätarna ur funktion. Därför undersöktes möjligheten att bestämma ammoniumhalten med hjälp av ett pumpat flöde till verket. Identifiering av en blackbox-modell och en fysikalisk modell för att beskriva sambandet visade att med en bra modell av tillflödet till verket kan troligen ammoniumhalten skattas ganska bra.

Studier av nitrifikationshastigheten före och efter dränkning av biobädden visade inte på någon förändring av nitrifikationshastigheten på kort sikt.

Vid rivningen av biobädden kunde observeras att biofilmens tjocklek i den översta metern var ungefär 0.5mm och att inga bara ytor utan biofilm fanns.

Summary

A number of experiments was conducted on a pilot scale nitrifying trickling filter during 1995. The experiments aimed for better knowledge of the flow-dependent fast dynamics, and the slow bacterial dynamics.

The residence time distribution was investigated by a number of impulse response experiments where dissolved LiCl was added to the influent. The experiments showed that the amount of water in the trickling filter is almost independent of the flow through the plant, and corresponds to a liquid film thickness of approximately 0.5 mm. The residence time distribution can be approximated by a model with four or five identical and ideally continuously stirred tanks.

Based on the results of the impulse response experiments the plant is modelled by four continuously stirred tank reactors in series, where the nitrification in each tank is described by a physically derived nonlinear expression.

Data from a few step response experiments, where the ammonium concentration in the influent was raised from a low constant level to a high constant level at a constant flow through the plant, was compared to model simulations. The comparisons showed that the fast dynamics in the biofilm can be neglected in comparison to the dynamics caused by the mixing in the bulk and the residence time distribution. Implicitly, this means that the response time for the active nitrifying bacteria to changes in ammonium concentration is less than a few minutes, also when the ammonium load has been very low for a long time.

An experiment, where the flow was stochastically varied around an operating point during one day, showed that the simple model derived sufficiently well describe the fast dynamics of nitrifying trickling filter also when the flow changes. When the ammonium concentration in the effluent is low, a model where the nitrification rate is assumed constant is not sufficient.

The slow dynamics that depend on the growth and decay of the active nitrifying bacteria was investigated by a three months long step response experiment, where the ammonium concentration in the influent first was held at a high level (not full nitrification) for approximately one month and then at a low level (approximately 50% of the nitrifying capacity) for one month, and finally at the same high level as before for one more month. In spite of several practical problems, the experiment indicated that it takes one to two weeks for the concentration of active bacteria in the biofilm to increase to a new higher concentration after the raise in influent ammonium concentration. The corresponding increase in nitrification rate is approximately 20

The two periods of the same high influent ammonium concentration was during periods with different water temperature. Comparisons of the nitrification rate between the two periods indicated a stronger dependency on the temperature than has earlier been observed. The standard temperature dependency of the maximum growth rate for nitrifying bacteria that are used for laboratory scale experiments may well apply also for this large scale process.

During periods of the experiment the ammonium sensors were not working. Therefore the possibility to determine the influent ammonium concentration based on the flow into the plant was investigated. Both black box models and a physically based model was fitted to data. The investigation showed that with a good model of the influent flow to

the plant it may be possible to predict the ammonium concentration with quite good accuracy.

The trickling filter was flooded weekly for a couple of hours for predator control. An investigation of the nitrification rate before and after the floodings showed no short term effects of the flooding.

When the pilot plant was taken out of operation at the end of the year the uppermost meter of the plant was investigated. It was observed that the biofilm thickness was approximately 0.5mm and no bare surfaces without biofilm could be observed.

Innehåll

1	Inledning	1
2	Försöksanläggningen	3
3	Impulssvarsförsök	7
4	Stegsvarsförsök på ammoniummätarna	11
4.1	Modellering	11
4.2	Experiment	12
5	Kortvariga stegsvarsförsök i ammoniumbelastning	17
5.1	Modellering	17
5.2	Experiment	19
5.3	Jämförelse med modell	19
6	Variansmätningar	25
7	Långvarigt stegsvarsförsök på biobädden	27
7.1	Uppläggning av försöket	27
7.2	Styrningen av pumparna	28
7.2.1	Begränsningar och felkontroll av styrningen	29
7.3	Genomförande av försöket	30
7.4	Problem under försökets gång och för analysen	30
7.5	Förbehandling av data	31
7.5.1	Kalibrering, rengöring och kortare bortfall av data	32
7.5.2	Justering av absoluta nivåer	33
7.5.3	Rekonstruktion av data vid långa bortfall av data	35
7.5.4	Dränkning och perioder utan flöde	39
7.6	Resultat från stegsvarsförsöket	40
7.6.1	Profilmätningar	40
7.6.2	Studie av temperaturberoendet	45
7.6.3	Långsam dynamik	47
8	Identifieringsexperiment med slumpvis varierande flöde	53
9	Särskilda iakttagelser	57
9.1	Lossning av biofilm eller stopp i bädden?	57
9.2	Effekter av slamflykt	57
9.3	Iakttagelser vid rivningen av pilotanläggningen	59
10	Resultat, diskussion och fortsatt arbete	61
A	Data för uppehållstidsmätningarna	65
B	En enkel modell baserad på Monod-kinetik	67

C Enkel variansanalys av data från 92 07 08	71
D Programstruktur för styrning mot konstant ammoniumkoncentration	77
E Kommentarer från perioden för stegsvarsförsöket	79
F Tider för kalibrering, rengöring och andra avbrott	85
G Kommentarer till data vid dränkningstillfällena	89
H Data från profilmätningarna	95

Figurer

1	Pilotanläggningen och ammoniummätarnas placering.	3
2	Detaljerad skiss av pilotanläggningen.	4
3	Uppmätt litiumkoncentration i de två impulssvarsförsöken vid 7.3 l/s.	7
4	Uppmätt litiumkoncentration i de tre impulssvarsförsöken vid 14.5 l/s.	8
5	Jämförelse mellan impulssvaren från fyra seriekopplade tankar och medelvärdena av de uppmätta vid flödena 7.3 l/s och 14.5 l/s	10
6	Illustration av ammoniummätarna.	11
7	Uppmätt stegsvar för mätaren på utgående vatten från Ryaverket.	13
8	Uppmätt stegsvar för mätaren på utgående vatten från biobädden.	13
9	Normaliserade stegsvar för mätaren på utgående vatten från verket (heldragen) och mätaren på utgående vatten från biobädden (streckad).	14
10	Simulerat stegsvar (prickad) för $\tau_2 = 4.5$ och uppmätt stegsvar (heldragen) för mätaren på utgående vatten från biobädden.	15
11	Schematisk bild av modellen av försöksuppställningen vid stegsvarsförsöket.	18
12	Uppmätt tillflöde, recirkulerat flöde och utgående ammoniumhalt (6-min värden).	20
13	Uppmätt (heldragna kurvor) och simulerade (streckade kurvor) stegsvar då $n = 4$ och $\tau = 0$	20
14	Simulerade (streckade kurvor) och uppmätta respektive från massbalans framräknade (heldragna kurvor) ammoniumkoncentrationer i det andra försöket då $n = 4$ och $\tau = 0$. Observera att tidsskalan är förskjuten 20 minuter.	21
15	Simulerade (streckade kurvor) och uppmätta (heldragna kurvor) ammoniumhalter för $\tau = 0$ och $n = 2$, $n = 4$ och $n = 10$, räknat från vänster.	22
16	Simulerade (streckade kurvor) och uppmätta (heldragna kurvor) ammoniumhalter i andra försöket för $\tau = 5$ minuter och $n = 2$, $n = 4$, $n = 8$ och $n = 16$, räknat från vänster.	22
17	Uppmätt (heldragen) och simulerade (streckade) ammoniumhalter för det andra försöket när $n = 4$. Räknat från vänster svarar kurvorna mot $\tau = 20$, $\tau = 10$, $\tau = 5$, $\tau = 1$, $\tau = 0$ minuter samt för fallet med maximal nitrifikationshastighet.	23
18	Ammoniumbelastningen (-) och nitrifikationshastigheten (- -) en vecka innan försöken till efter försöken (1-timmes medelvärden).	23
19	Illustration av stegsvarsförsöket och markering av tillfällena för profilmätningar	28
20	Ammoniumkoncentration i tillflödet som funktion av pumpat flöde till verket, tillförlitlighetsgränser och mistakvadratanpassad kurva genom data.	29
21	Uppmätta ammoniumkoncentrationer i tillflödet (a), inkommande vatten (beräknat) (b) och utgående vatten (c). Ringarna betecknar manuella mätningar.	32
22	Tillflödet (a) och recirkulerat flöde under försöksperioden (b).	33
23	Exempel på interpolationen vid en kalibrering av mätaren på tillflödet.	34
24	Differensen mellan den manuellt uppmätta ammoniumhalten och den från givaren i tillflödet (a) och givaren i utgående vatten från bädden (b).	34

25	Uppmätta (heldragen) och simulerade (streckade) 6-timars medelvärden av ammoniumkoncentrationen för <i>data1</i> (<i>a</i>) och <i>data2</i> (<i>b</i>), då proportionalitetskonstanten är 58.0.	36
26	1-timmars data som användes för att generera modellerna (<i>data1</i>).	37
27	1-timmars data som användes vid valideringen av modellerna (<i>data2</i>).	38
28	Jämförelse mellan uppmätta (heldragna) och simulerade (streckade) ammoniumhalter för <i>data2</i>	39
29	Nitrifikationshastigheten (gN/m ² d) vid dränkningstillfällena.	40
30	Nitrifikationshastigheten vid dränkningstillfällena.	41
31	Uppmätta nitrifikationshastigheter för de tre profilerna (prickat för de data som troligen påverkats av mindre slamflykter).	42
32	Uppmätt nitrifikationshastighet mellan inkommande vatten och provhål i mitten (hål 3 för high level 1 och hål 4 för de andra). Kurvorna är prickade för de data som kan ha påverkats av mindre slamflykter.	44
33	Uppmätt nitrifikationshastighet mellan mittenhål (hål 3 för high level 1 och hål 4 för de andra) och utgående vatten. Kurvorna är prickade för de data som kan ha påverkats av mindre slamflykter.	44
34	Uppmätta nitrithalter i utgående vatten. Kurvorna är prickade för de data som kan ha påverkats av mindre slamflykter.	45
35	Uppmätta nitrithalter i provhålet i mitten av bädden (hål 3 950504 och hål 4 för de övriga). Kurvorna är prickade för de data som kan ha påverkats av mindre slamflykter.	46
36	Inkommande (<i>a</i>) och utgående (<i>b</i>) ammoniumkoncentration samt nitrifikationshastighet (<i>c</i>) efter all förbehandling av data.	47
37	Inkommande ammoniumhalt (<i>a</i>), utgående ammoniumhalt (<i>b</i>), nitrifikationshastighet (<i>c</i>) och vattentemperatur (<i>d</i>) för perioden 950505-950518.	48
38	Inkommande ammoniumhalt (<i>a</i>), utgående ammoniumhalt (<i>b</i>), nitrifikationshastighet (<i>c</i>) och vattentemperatur (<i>d</i>) för perioden 950626-950706.	49
39	Inkommande ammoniumhalt (<i>a</i>), utgående ammoniumhalt (<i>b</i>), nitrifikationshastighet (<i>c</i>), differensen mellan simulerad och uppmätt nitrifikationshastighet (<i>d</i>) och den bakteriekoncentration <i>X</i> som ger differensen noll (<i>e</i>). De prickade kurvorna i (<i>b</i>) och (<i>c</i>) är simulerade värden.	51
40	Uppmätt flöde genom bädden (<i>a</i>), inkommande ammoniumhalt (<i>b</i>) och utgående ammoniumhalt (<i>c</i>).	54
41	Uppmätt utgående ammoniumhalt från givaren (heldragen kurva) och simulerad utgående ammoniumhalt från givaren (streckad kurva) med den olinjära modellen (<i>a</i>) och med konstant nitrifikationshastighet (<i>b</i>).	55
42	Uppmätt grumlighet i utgående vatten från bädden 950615.	58
43	Uppmätt grumlighet i utgående vatten från bädden 950706.	58
44	The nitrification rate at 20°C, 15°C and 10°C.	70
45	Tillflöde och recirkulerat flöde (l/s) vid dränkningstillfällena.	90
46	Tillflöde och recirkulerat flöde (l/s) vid dränkningstillfällena.	91
47	Framräknad ammoniumkoncentration in till bädden och uppmätt ammoniumkoncentration i utflödet vid dränkningstillfällena.	92
48	Framräknad ammoniumkoncentration in till bädden och uppmätt ammoniumkoncentration i utflödet vid dränkningstillfällena.	93

49	Ammoniumconcentrationen i tillflödet (–) och i utgående vatten (– –) vid andra dränkningstillfället	94
50	Ammoniumkoncentrationen i tillflödet och i utgående vatten från bädden vid 10:e dränkningstillfället. Manuellt uppmätt (o), värdena från givarna (– –) och justerade värden (-).	94

Tabeller

1	Höjder, längder och diametrar för pilotanläggningen	3
2	Data och resultat från impulssvarsförsöken	8
3	Resultat av analysen på inkommande vatten	25
4	Resultat av analysen på utgående vatten	26
5	Skattningar av standardavvikelserna baserade på mätningarna 92 07 08	26
6	Tidsperioder för de olika nivåerna	30
7	Värdet på förlustfunktionen V för de olika modellerna	38
8	Vattentemperaturerna vid profilmätningarna	43
9	Kvoterna mellan nitrifikationshastigheterna	43
10	Medelvärden för perioderna 950505-950518 och 950626-950706	46
11	Medelvärden för perioderna 950412-950518 och 950626-950717	46
12	Klockslag och tillsatt mängd LiCl	65
13	Data från impulssvarsförsöken	66
14	Typical values of some parameters	70
15	Kalibrering av mätaren på utgående vatten från verket	85
16	Rengöring av mätaren på utgående vatten från verket	85
17	Förmodligen okommenterad rengöring av mätaren på utgående vatten från verket	85
18	Andra okommenterade problem med mätaren på utgående vatten från verket	86
19	Längre perioder med otillförlitliga data för utgående vatten från verket	86
20	Kalibrering av mätaren på utgående vatten från bädden	86
21	Rengöring av mätaren på utgående vatten från bädden	86
22	Förmodligen okommenterad rengöring av mätaren på utgående vatten från bädden	87
23	Kommenterade och ej kommenterade problem med mätaren på utgående vatten från bädden	87
24	Längre perioder med otillförlitliga data för utgående vatten från verket	87
25	Tillfällen då pumparna ej var i drift.	89
26	Data från 950504	96
27	Data från 950615	96
28	Data från 950616	97
29	Data från 950705 (variansmätningarna)	97
30	Data från 950706	98

1 Inledning

I samband med de högre kraven på kväveutsläpp från reningsverken i Sverige genomförs nu en utbyggnad av Ryaverket i Göteborg med nitrifierande biobäddar. Under förberedelserna till utbyggnaden har processer med nitrifikation i biofilm studerats i pilotskala. Först gjordes ett antal studier av en nitrifierande biorotor [5, 8] och sedan har en biobädd i pilotskala undersökts [1, 3, 6, 7]. En dynamisk modell av biobädden har formulerats, simulerats och jämförts med stationära experimentellt uppmätta data [12, 14, 15]. Dynamiken i biobädden har inte tidigare studerats experimentellt mer än under uppstarten av biobädden.

Under våren, sommaren och hösten 1995 genomfördes ett antal experiment på biobädden där man utnyttjade de kontinuerliga ammoniummätare som fanns tillgängliga samt möjligheten att styra tillflödet och recirkulationen över biobädden. Experimenten syftade framför allt till att försöka klargöra den dynamik som finns i bädden, både den snabba flödesberoende och den långsamma bakteriella dynamiken.

Den snabba dynamiken kan antas bero på två olika, men kopplade dynamiska förlopp. Det första är den fördelning och omblandning av vattnet som sker på vägen ned genom bädden. Detta förlopp studerades med hjälp av impulssvarsförsök där löst LiCl tillsattes i spridaren till biobädden och prover av utgående vatten togs med täta intervall. Totalt fem sådana försök genomfördes vid två olika flöden.

Det andra snabba dynamiska förloppet beror på den tid det tar innan substratkoncentrationerna i biofilmen har stabiliserats efter en ändring av substratkoncentrationerna i bulkvattnet. Insvängningstiden kan förväntas bero på biofilmens tjocklek och vatteninnehåll samt på den tid det tar för bakterierna att aklimatisera sig till nya förhållanden. Genom att substratkoncentrationerna i bulkvattnet beror på omblandningen i bulken är den snabba dynamiken i biofilmen kopplat till dynamiken som beror på omblandningen och flödesfördelningen. För att kunna observera den snabba dynamiken i biofilmen måste man med mycket täta intervall mäta koncentrationerna av de reagerande substraten som tillförs bädden med tillflödet, d v s ammoniumhalten och alkaliniteten.

Ett antal stegsvar i ammoniumkoncentration vid konstant flöde genomfördes därför med ammoniumgivare i tillflödet och i utgående vatten från biobädden som utnyttjades för att få täta data. Ett problem var att de observerade stegsvaren i utgående ammoniumhalt påverkas av dynamiken i mätarna, som i det här fallet inte kan försummas. Därför genomfördes även separata stegsvarexperiment enbart på mätarna för att identifiera dynamiken hos dessa. Identifieringen underlättades av att man ganska enkelt kan göra en fysikalisk modell av mätarna.

Den dynamik som kan antas bero på bakteriernas tillväxt och avdödning är betydligt mer arbetsam att undersöka. Genom att nitrifikationsbakterier tillväxer mycket långsamt måste ett sådant försök pågå under en längre tid och de aktuella förhållandena (t ex koncentrationer och flöden) i bädden bör vara kända under hela försökets gång.

Därför genomfördes ett längre försök från slutet på mars till mitten på juli 1995 i form av två stegvis ändringar i ammoniumhalt in till bädden under konstant flöde. Först hölls koncentrationen hög (ca $15 \text{ gN-NH}_4^+/\text{m}^3$) under drygt en månad. Sedan ändrades den till låg (ca $5 \text{ gN-NH}_4^+/\text{m}^3$) och hölls där i drygt en månad innan den ändrades till samma höga nivå som tidigare där den hölls kvar i knappt en månad. Genom att det var samma höga nivå vid två olika tider på året kan effekter av vattnets temperatur på nitrifikations-

hastigheten studeras. Vid slutet av varje period med konstanta förhållanden genomfördes mer noggranna manuella mätningar av ammoniumkoncentrationen, alkaliniteten, pH samt nitrit- och nitratkoncentrationen på inkommande och utgående vatten ur bädden. Dessa mätningar gjordes för ungefär sex olika ammoniumbelastningar vid vardera tillfälle.

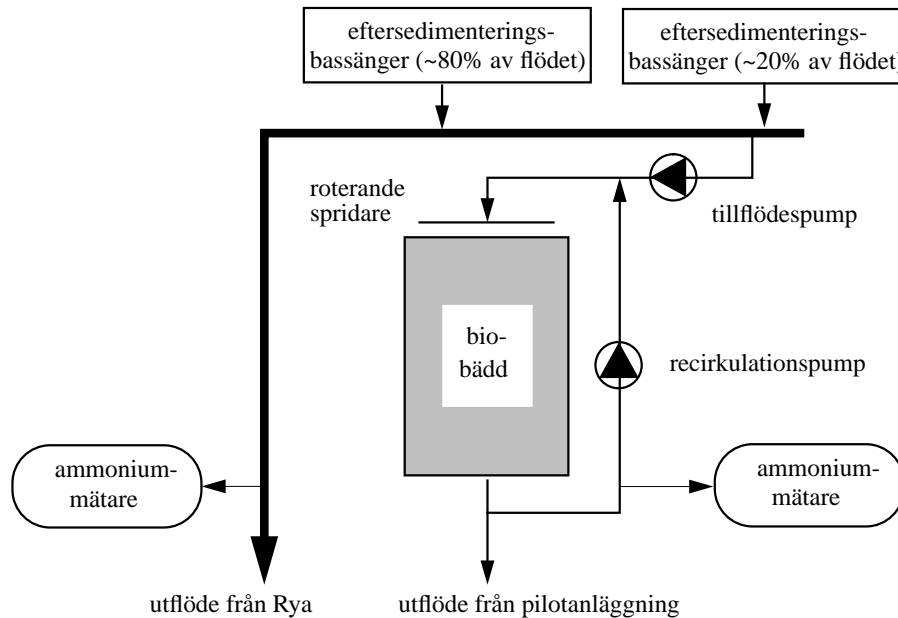
Slutligen genomfördes ett experiment där flödet in till bädden varierades slumpvis kring en arbetspunkt för att kunna verifiera den modell av den snabba dynamiken som tagits fram i samband med impulssvarsförsöken och stegsvarsförsöken.

Under hösten genomfördes även en längre tids insamling av data under varierande förhållanden för att bli utvärdera giltigheten hos de resultat om både den snabba och långsamma dynamiken som erhållits i försöken. Den studien kommer presenteras i en senare rapport.

För att mer allmängiltigt kunna utvärdera dynamiken krävs jämförelser med modeller av biobädden. Vad gäller den snabba dynamiken räcker det med enklare modeller, men den långsamma dynamiken kräver helst mer komplicerade modeller för att kunna analyseras. Jämförelser mellan simulerade och uppmätta data presenteras, men skall inte ses som slutgiltiga eller fullständigt utvärderade. Mer fullständiga analyser kommer att presenteras i senare rapporter.

2 Försöksanläggningen

Anläggningen som använts vid försöken är den biobädd i pilotskala som varit i drift på Ryaverket sedan december 1990. Under hela den tid den varit i drift har den varit uppkopplad mot utgående vatten från verket. Hösten 1993 infördes recirkulation över bädden för att ge större flexibilitet och möjligheter att sänka koncentrationerna till de nivåer som kommer gälla i de framtida fullskalanläggningarna. Pilotanläggningen och ammoniummätarnas placering illustreras i figur 1 och en mer detaljerad skiss av pilotanläggningen ges i figur 2. Höjderna, längderna och diametrarna i figur 2 finns listade i tabell 1



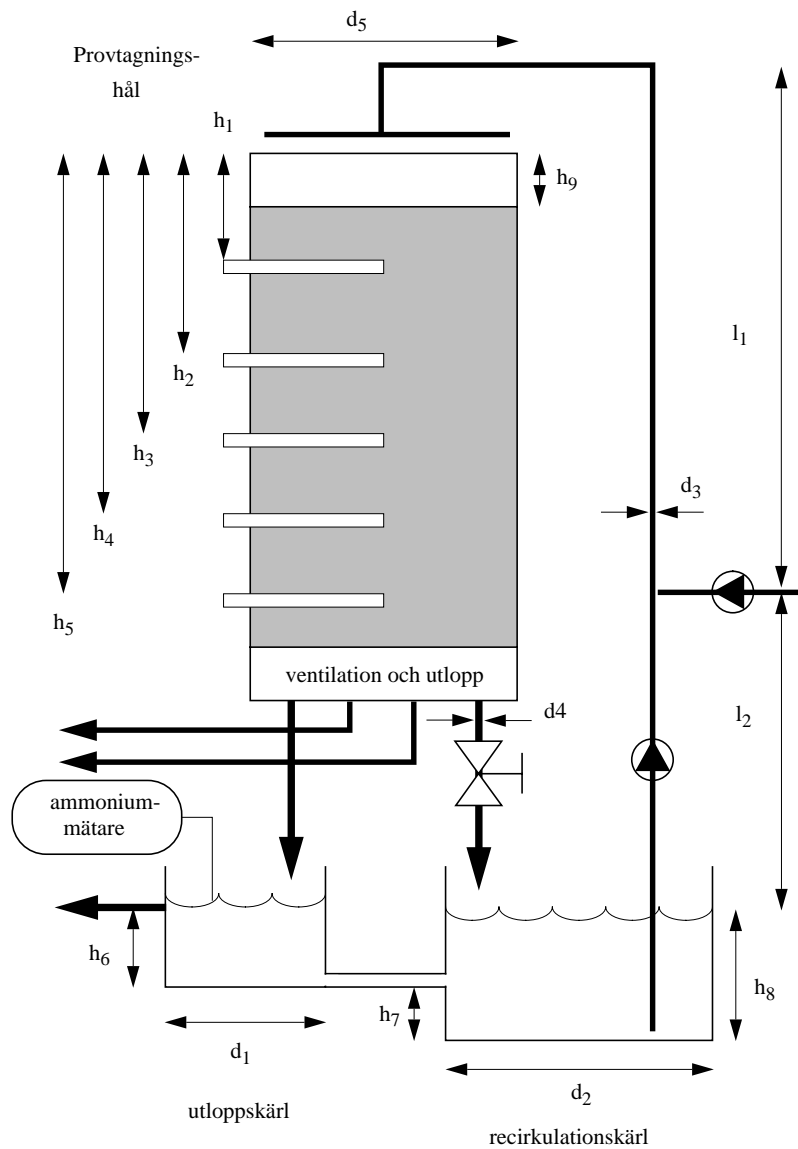
Figur 1: Pilotanläggningen och ammoniummätarnas placering.

Tabell 1: Höjder, längder och diametrar för pilotanläggningen

Höjder (cm)	h_1	h_2	h_3	h_4	h_5	h_6	h_7	h_8	h_9
	225	285	405	570	690	60	40	80	120
Diametrar (cm)	d_1	d_2	d_3	d_4	d_5				
	77	137	10	15	270				
Längder (m)	l_1	l_2							
	8.5	7							

Bäddmaterialet är ett korsflödes PVC-material med en specifik area av $226 \text{ m}^2/\text{m}^3$ inpassade i bädden i form av block med en höjd av 30 cm. Totalt ligger 24 lager med sådana block, vilket resulterar i en total area av 9320 m^2 .

Strax ovanför botten på biobädden finns fyra stora öppningar med en diameter av 15 cm som kan stängas med ventiler. Dessa hål används samtidigt som ventilationsöpp-



Figur 2: Detaljerad skiss av pilotanläggningen.

ningar och för utlopp av vattnet. En av dem ligger lite ovanför de andra och fungerar under vanlig drift endast som ventilationsöppning. I regel hölls samtliga ventiler öppna. Huvudflödet av vattnet gick dock nästan alltid genom utloppskärlet, och endast en mindre del av vattnet passerade genom recirkulationskärlet och den tredje ventilöppningen som vattnet gick ut genom (se figur 2). Recirkulationskärlet och utloppskärlet kommunicerar med varandra genom ett kort rör med en stor diameter vilket gjorde att nivåerna i de två kärnen alltid var de samma.

Inkommande vatten till bädden pumpades upp till spridaren genom ett gemensamt rör med hjälp av recirkulationspumpen och tillflödespumpen. Röret går inte utanför bädden, så som figur 2 visar, utan genom mitten på biobädden. Spridaren roterar med en periodtid på ca 1.5 min och har två armar med vardera fem utlopp. På varje utlopp sitter

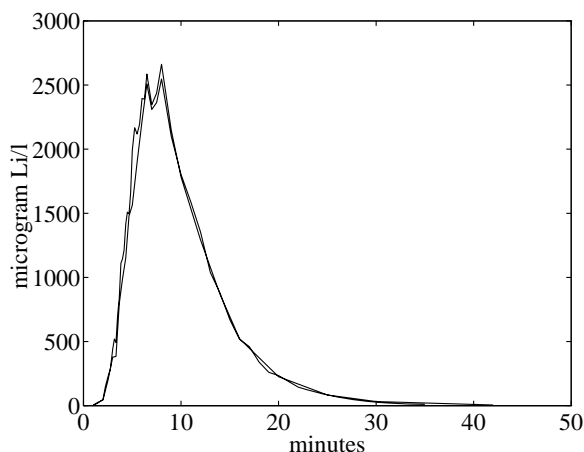
ett metallbleck som kan riktas för att ge en jämn fördelning av vattnet över bädden.

Ammoniummätarna och pumparna var uppkopplade mot datorsystemet på Ryaverket som samlar in data via mjukvaran CACTUS. Från CACTUS fanns sedan, för det mesta, möjlighet att få bl a 1-minuters, 6-minuters, 1-timmes, 1-dags och 1-veckors medelvärden. Pumparna kunde även styras via datorsystemet m h a referensvärden som sedan lokala PI-regulatorer styrde mot. Insvägnings tiden för de reglerade pumparna varierade beroende på belastning, men hölls sig i regel inom en eller ett par minuter.

3 Impulssvarsförsök

Impulssvarsförsök genomfördes på biobädden i mars 1995. Fyra försök där 10 g Li i form av löst LiCl i 2 liter vatten tillfördes bädden genom spridaren. På de två armarna på spridaren sitter fem stycken öppningar med en diameter av 10 cm rakt ovanför utloppen från spridararmarna. Två ribbor med vardera fem stycken burkar på samma avstånd som öppningarna på spridararmarna tillverkades. Eftersom samma mängd vatten kan antas rinna genom alla utloppen fördelades de två litrarna jämt över burkarna, d v s 2 dl i varje. Genom att vippra ribborna med burkarna samtidigt över öppningarna på spridararmarna kunde all LiCl tillföras samtidigt över bädden och utan fördröjning.

Provtagningen skedde direkt i utgående vattenström för att på så sätt undvika blandningseffekter i utloppskärlet. Genom att det är bäddens impulssvar som skulle undersökas kunde ingen recirkulation över bädden användas. Därför begränsades flödet av maximala effekten hos tillflödespumpen, som vid tillfället var 14.5 l/s. Två försök vid vardera flödet 7.3 och 14.5 l/s utfördes. Det femte försöket gjordes för att utreda hur känslig den uppmätta flödesfördelningen var av inloppsvinkeln hos spridaren. I det försöket tillfördes halva mängden LiCl i endast en av spridararmarna vid ett flöde av 14.5 l/s. Proverna analyserades omgående i en fotospektrometer. De uppmätta resultaten framgår i figur 3 och figur 4 samt finns tabellerade i appendix A.



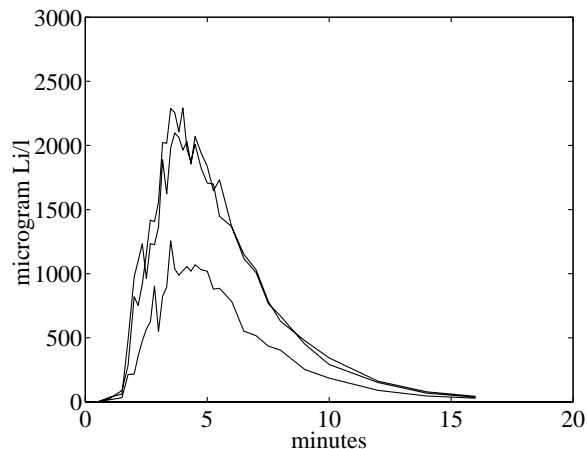
Figur 3: Uppmätt litiumkoncentration i de två impulssvarsförsöken vid 7.3 l/s.

Den ackumulerade mängden LiCl som lämnat bädden efter varje försök fås som ytan under kurvorna i figur 3 och figur 4, d v s

$$m = \int_0^{\infty} C(t)dt, \quad (1)$$

där $C(t)$ är koncentrationen ut från bädden vid tiden t efter det att litiumkloriden tillsattes.

Genom att linjärinterpolera mellan mätpunkterna kan arean integreras fram. I tabell 2 framgår de tillsatta mängderna Li och de från data framräknade ackumulerade mäng-



Figur 4: Uppmätt litiumkoncentration i de tre impulssvarsförsöken vid 14.5 l/s.

derna. Genom att värdena stämmer så pass bra överens kan man sluta sig till att försöken inte avbröts alltför tidigt.

Tabell 2: Data och resultat från impulssvarsförsöken

Försök	1	2	3	4	5
Flöde (l/s), Q	7.3	7.3	14.5	14.5	14.5
Tillsatt mängd Li (g), m_0	9.95	9.95	9.82	9.82	4.91
Akkumulerad mängd Li (g), m	10.2	9.77	9.33	9.19	4.89
Medeluppehållstid (min), T	10.2	10.1	5.63	5.54	5.77
Volym vatten (m ³), V	4450	4420	4900	4830	5020
Antal tankar, n	3.6	4.2	4.3	4.4	4.5
Ack Li (4 CST), (g)	10.8		10.0		5.4
Medeluppehållstid (4 CST), (min)	10.2		5.8		5.8

Medeluppehållstiden kan (teoretiskt) beräknas som

$$T = \frac{1}{m} \int_0^{\infty} tC(t)dt. \quad (2)$$

I praktiken kan integralerna i (1) och (2) uppskattas på mer eller mindre komplicerade sätt, beroende på hur mycket spårämne man antar passerar efter det att mätningarna upphört. Eftersom den ackumulerade mängden i stort sett överensstämmer med den tillsatta valdes att beräkna medeluppehållstiden som integralen av produkten av t och den linjärinterpolerade koncentrationskurvan upp till tiden för den sista mätningen, delat med den ackumulerade mängden litium. Även dessa resultat ges i tabell 2.

Från tabell 2 kan man se att en fördubbling i flödes hastighet i stort sett medför en halvering av medeluppehållstiden. Eftersom medeluppehållstiden kan ses som kvoten

mellan volymen vatten i biobädden och flödet innebär det att volymen i stort sett är oberoende av flödet. I tabellen finns de framräknade värdena på volymen vätska. Om vi antar en volym av 4500 m³ och delar det med den totala arean i biobädden, dvs 9320 m², svarar det mot en vattentjocklek på biofilmen av ungefär 0.5 mm.

Ur figur 3 och figur 4 kan man se en tendens till nedgångar i koncentrationen med jämna mellanrum. Dessa kommer med ca 45 sekunders mellanrum, vilket svarar mot halva rotationshastigheten hos spridaren. En tänkbar förklaring är därför att det från någon inloppsvinkel hos spridaren finns en snabbare väg ned genom bädden än från övriga vinklar.

För att kunna modellera uppehållstidsfördelningen hos reaktorer brukar man sätta upp en modell för hur omblandningen sker i reaktorn. Vanligtvis antar man då att processen kan beskrivas av idealt omrörda tankar och/eller ideala tuber. I det här fallet är det inte helt uppenbart hur omblandningen sker. Troliga orsaker till en stor del av spridningen är skiftande framkomlighet för vattnet i de olika kanalerna i materialet och att vatten som ligger närmast biofilmens yta rinner långsammare än ytvattnet. Av utseendet på kurvorna att döma är det tänkbart att en modell av flera seriekopplade tankar hyfsat kan beskriva fördelningen.

Variansen i uppehållstidsfördelningen kring medeluppehållstidsfördelningen definieras som

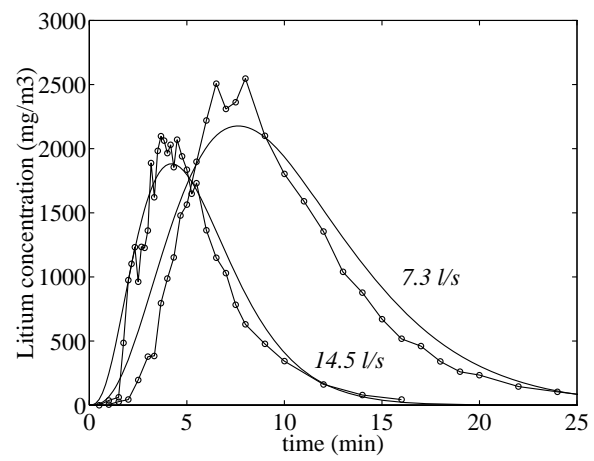
$$\sigma^2 = \frac{1}{m} \int_0^{\infty} (t - T)^2 C(t) dt = \frac{1}{m} \int_0^{\infty} t^2 C(t) dt - T^2. \quad (3)$$

Om man antar att uppehållstidsfördelningen beskrivs av n idealt omrörda tankar (CST) kopplade efter varandra kan antalet tankar bestämmas som

$$n = \frac{T^2}{\sigma^2}. \quad (4)$$

Antalet tankar beräknade med formeln ovan finns angivna i tabell 2 för de fem försöken. Motsvarande analys av uppehållstidsfördelningen gjordes tidigare av försök som utfördes av studerande på 80p-ingenjörslinjen på det gamla bäddmaterialet, som hade en specifik area av 157 m²/m³. Resultatet blev då att fördelningen bäst beskrevs av sex till sju seriekopplade tankar. Tyvärr finns dessa resultat inte lättillgängligt dokumenterade. Om resultatet stämmer, är en trolig förklaring till skillnaden att vattnet har en längre väg att gå när materialet är tätare och därför blir fördelningen flackare, vilket resulterar i ett färre antal tankar.

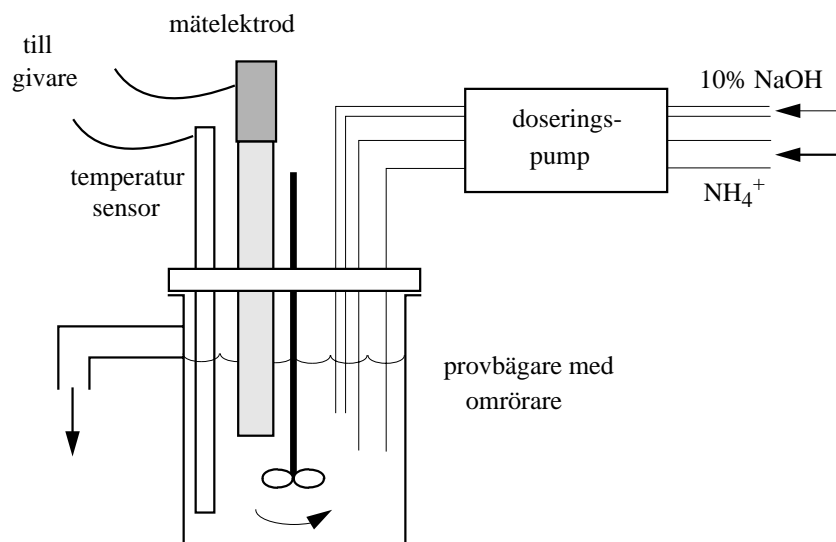
Enligt resultaten i tabell 2 verkar fyra stycken tankar bäst beskriva fördelningen denna gång. Simulerade impulssvar från en modell med fyra seriekopplade tankar minstakvadratanpassades till de uppmätta impulssvaren. Motsvarande ackumulerad mängd Li och medeluppehållstiden presenteras även de i tabell 2 och i figur 5 jämförs impulssvaren med medelvärdena av de uppmätta.



Figur 5: Jämförelse mellan impulssvaren från fyra seriekopplade tankar och medelvärdena av de uppmätta vid flödena 7.3 l/s och 14.5 l/s

4 Stegsvarsförsök på ammoniummätarna

Två stycken ammoniummätare användes under försöken. Den ena mätaren mätte på utgående vatten från verket i kanalen under huvudbyggnaden. Förutom en tidsfördröjning motsvarar vattnet där i stort sett det vatten som tillfördes pilotanläggningen. Den andra mätaren mätte på utgående vatten från biobädden, se figur 1. De två mätarna är av samma typ och utrustade med samma sorts provbägare, omrörare, mätare och givare (se figur 6) [9].

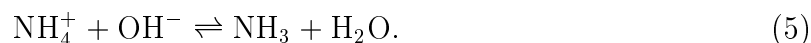


Figur 6: Illustration av ammoniummätarna.

4.1 Modellering

En doseringspump pumpar vattnet till provbägaren genom en slang som är ca 2 m lång. Samtidigt doseras 10% NaOH lösning till provbägaren som rymmer 150 ml vatten då utloppet ej är igensatt. Flödet av vatten till provbägaren uppmättes för båda ammoniummätarna. Resultaten blev 103 ml/10 min för mätaren på utgående vatten från verket och 105 ml/10 min för mätaren på utgående vatten från bädden.

I en basisk lösning reagerar ammonium enligt



I jämvikt ges koncentrationerna av

$$\frac{[\text{NH}_4^+][\text{OH}^-]}{[\text{NH}_3]} = K. \quad (6)$$

Tillförseln av lut gör att pH i provbägaren blir högre än 11 vilket medför att jämvikten (5) förskjuts åt höger, och i stort sett all ammonium övergår till ammoniak. Mätelektroden är en pH-elektrod nedsänkt i 2.5 ml elektrolytlösning som är åtskiljd från vattnet i bägaren

av ett membran som bara släpper igenom gas, d v s ammoniak. Elektrolyten innehåller en stor mängd ammoniumklorid, vilket innebär att ammoniumkoncentrationen i elektrolyten i princip är konstant. Genom att pH-elektroden mäter hydroxidkoncentrationen ($[\text{OH}^-]$) ger jämviktsförhållandet (6) ett mått på ammoniakkoncentrationen i elektrolyten och därigenom även ammoniumkoncentrationen i bägaren. Ekvationen som relaterar hydroxidkoncentrationen till elektrodmotståndet är logaritmisk och temperaturberoende. Temperaturen i bägaren mäts kontinuerligt och kompenseras för i givarelektroniken, som omvandlar elektrodmotståndet till ammoniumkoncentration.

För att kunna utvärdera den snabba dynamiken vid variationer i ammoniumbelastning hos bädden krävs en modell av ammoniummätarna eftersom insvängningstiderna hos dessa är i samma storleksordning som dynamiken hos bädden. Om flödesfördelningen i slangen till provbägaren antas beskrivas av plugflöde och omrörningen antas vara ideal gäller följande massbalans:

$$V_b \frac{d}{dt} S_b(t) = q(S(t-L) - S_b(t)) - q_m(t), \quad (7)$$

där $S(t)$ är ammoniumkoncentrationen i vattnet från vilket mätaren suger, L är den tid det tar innan vattnet når bägaren, $S_b(t)$ är ammoniakkoncentrationen i provbägaren, q är pumpflödet och $q_m(t)$ är den mängd ammoniak som går genom membranet in till elektrolyten. Genom att elektrolytlösningen endast innehåller 2.5 ml, provbägaren innehåller 150 ml och flödet q är 10.4 ml/min kan dock den mängd som går genom membranet försummas i jämförelse med inflödet och utflödet av ammonium och ammoniak.

Det visar sig att (7) räcker inte för att beskriva dynamiken i mätaren. Ett naturligt nästa steg är därför att anta att dynamiken hos pH-elektroden är försumbar jämfört med trögheten i diffusionen genom membranet. Diffusionen genom membranet drivs av skillnaden i partialtryck för ammoniak i elektrolyten och i bägaren. Om vi antar att partialtrycken är proportionella mot koncentrationerna kan följande massbalans sättas upp:

$$V_e \frac{d}{dt} S_e(t) = K_2(S_b(t) - S_e(t)), \quad (8)$$

där V_e är elektrolytens volym, $S_e(t)$ är ammoniakkoncentrationen i elektrolyten och K_2 är en konstant.

Laplacetransformering av (7) och (8) samt eliminering av S_b ger överföringsfunktionen från ammoniumkoncentrationen till uppmätt ammoniakkoncentration

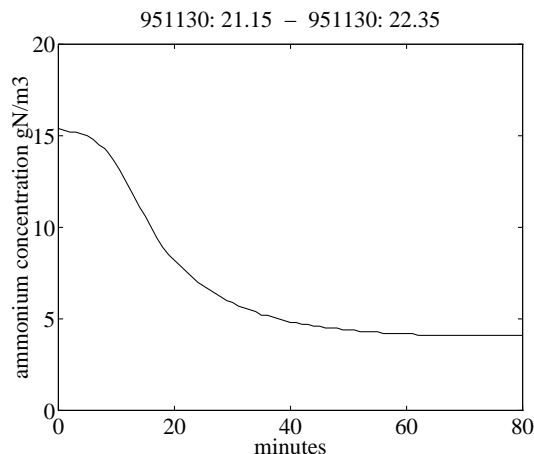
$$\frac{S_e(s)}{S(s)} = \frac{e^{-Ls}}{(1 + \frac{V_b}{q}s)(1 + \frac{V_e}{K_2}s)} \quad (9)$$

från vilken man ser att systemets tidskonstanter är V_b/q som är 14.4 min och V_e/K_2 som är okänd.

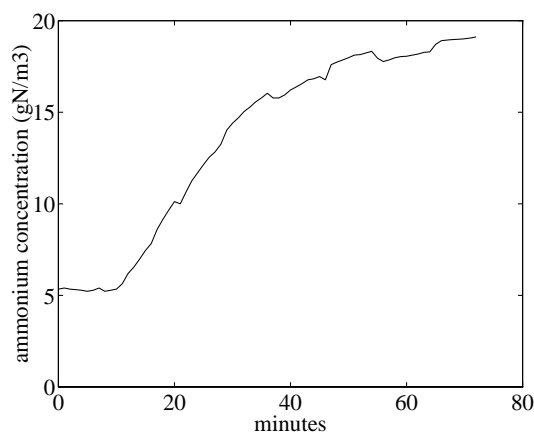
4.2 Experiment

Ett stegsvarsexperiment på vardera mätare genomfördes i samband med ett annat identifieringsexperiment den 30:e november 1995. För mätaren på utgående vatten från verket

flyttades helt enkelt uppsugningsslangen från utgående vatten till en kalibreringslösning med 4 gN-NH₄⁺ och på mätaren på utgående vatten från bädden flyttade motsvarande slang från utloppskärlet till en burk med utgående vatten från verket. Data insamlades varje minut av datorsystemet kopplat till mätarna och noterades dessutom manuellt för att säkerställa vid vilken tidpunkt slangarna flyttades. Mätningarna insamlade av datorn presenteras i figur 7 och figur 8.



Figur 7: Uppmätt stegsvar för mätaren på utgående vatten från Ryaverket.

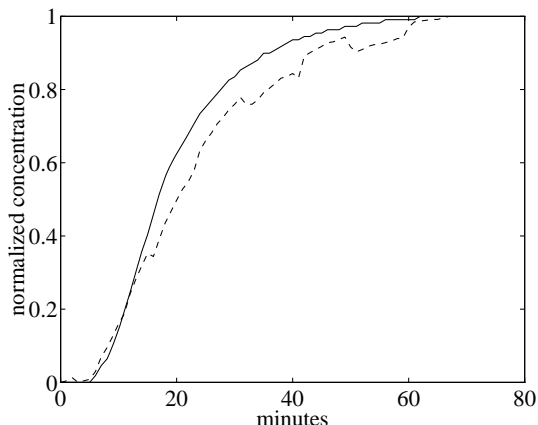


Figur 8: Uppmätt stegsvar för mätaren på utgående vatten från biobädden.

Den främsta anledningen till att den uppmätta signalen från utgående vatten från verket är stabilare än den från utgående vatten från bädden är förmodligen att en kalibreringslösning användes. Den har större buffertförmåga genom att NaCl tillsatts och den är dessutom fri från skräp och annat som påverkar mätelektroden. Observera att mätaren ej var helt stabil innan försöket utan signalen genomgick en minskning, vilket korrigeras för innan stegsvaret analyseras. Hacken nedåt i signalen från mätaren på utgående vatten

från bädden är ganska typiska och beror förmodligen på att skräp eller luftbubblor under en kort tid hamnar på membranytan.

I figur 9 har driften innan responsen korrigerats och koncentrationerna normaliserat till att gå från 0 till 1. Ur figuren kan man se att vid försökstillfället var dynamiken i mätaren på utgående vatten från bädden något långsammare än den andra. Tänkbara orsaker är att temperaturen, som var något högre för mätaren på utgående vatten från verket, påverkar dynamiken och att varje membran är olika och således ger olika diffusionsmotstånd. Det är naturligtvis också tänkbart att resultaten blir annorlunda om man går från hög till låg nivå eller tvärt om. Dessutom finns det anledning att tro att dynamiken snabbades på av det faktum att trenden i mätaren redan var nedåtgående när stegändringen gjordes.



Figur 9: Normaliserade stegsvar för mätaren på utgående vatten från verket (heldragen) och mätaren på utgående vatten från biobädden (streckad).

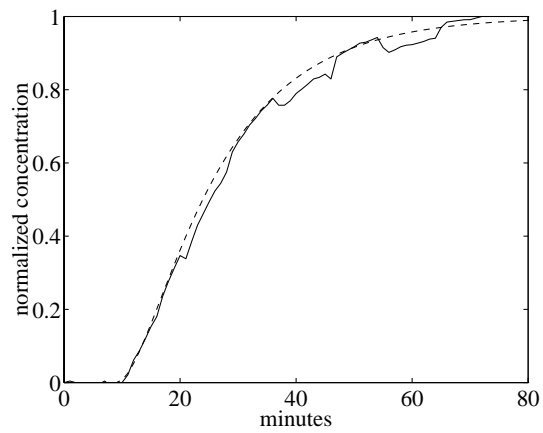
Fortsättningsvis kommenteras endast mätaren på utgående vatten från bädden då dynamiken i den andra är av ringa betydelse eftersom förändringarna i ammoniumhalt i utgående vatten från verket är betydligt långsammare än de i utgående vatten från biobädden.

Teoretiskt skall det normaliserade stegsvaret $S_e(t)$ till systemet givet av (9) uppfylla

$$S_e(t) = 1 + \frac{1}{\tau_1 - \tau_2} (\tau_2 e^{-(t-L)/\tau_2} - \tau_1 e^{-(t-L)/\tau_1}) \quad (10)$$

där $\tau_1 = V_b/q$ är känd, $\tau_2 = V_e/K_2$ är okänd, och t är tiden efter det att stegändringen gjordes. Olika värden på τ_2 och L provades för att se hur det teoretiska stegsvaret stämmer överens med det uppmätta. I figur 10 presenteras resultatet då $\tau_2 = 4.5$ min och $L = 4$ minuter.

Om man bortser från de plötsliga nivåändringar, som antas bero på skräp, är överensstämmelsen mycket bra. Dödtiden på 9 minuter stämmer väl med den teoretiskt beräknade dödtiden på 9 minuter, vilket är den tid det tar för vattnet att nå provbägaren då den 1.8 m långa slangen har en innerdiameter på 0.8 cm och flödet är 10.4 ml/min. Motsvarande dödtid för mätaren på utgående vatten från verket är 4 minuter.



Figur 10: Simulerat stegsvar (prickad) för $\tau_2 = 4.5$ och uppmätt stegsvar (heldragen) för mätaren på utgående vatten från biobädden.

5 Kortvariga stegsvarsförsök i ammoniumbelastning

Den snabba dynamiken i biobädden kan enklast förklaras av tre olika dynamiska förlopp: Omblandningen i bulken vilket studerades m h a impulssvarsförsöken beskrivna i kapitel 3, omblandningen i biofilmen och responstiden hos bakterierna vid förändringar av substratkoncentrationerna i biofilmen. De två senare bestämmer den snabba dynamiken i biofilmen.

I samband med profilmätningar som utfördes under ett långvarigt stegsvarsförsök, se avsnitt 7.6.1, genomfördes stegändringar i ammoniumkoncentrationen in till bädden vid ett konstant flöde $Q = 14$ l/s genom bädden. Genom att analysera responsen på dessa stegändringar och använda sig av resultaten från impulssvarsförsöken utreds betydelsen av den snabba dynamiken i biofilmen.

5.1 Modellerings

För att kunna analysera stegsvaren modelleras försöksupställningen enligt nedan.

Impulssvarsförsöken indikerade att en indelning av biobädden i idealt omrörda tankar (CSTs) är lämpligt. Skillnaden jämfört med modelleringen av flödesfördelningen är att nu måste även hänsyn tas till nitrifikationen i varje tank. I figur 11 visas hur systemet modelleras. Biobädden delas in i n idealt omrörda tankreaktorer (CSTRs), där det i varje reaktor nitrifieras J_i gN/d ammonium. Till modellen av biobädden läggs sedan modellen av ammoniummätaren för att kunna göra en jämförelse med de uppmätta stegsvaren.

En massbalans över varje CSTR ger

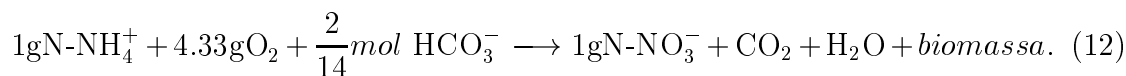
$$V \frac{d}{dt} S_i(t) = Q(S_{i-1}(t) - S_i(t)) - J_i(t), \quad i = 1, 2, \dots, n, \quad (11)$$

där $V = V_{tot}/n$ och V_{tot} sätts till 4920 l, vilket är medelvärdet av de från impulssvarsförsöken skattade totalvolymerna vatten i biobädden.

Dynamiken i nitrifikationshastigheten J_i är mycket svår att fysikaliskt modellera. Eftersom huvudsyftet med studien är att avgöra om dynamiken har någon betydelse jämfört med dynamiken orsakad av omblandningen i bulken (motsvarande flödesfördelningen) används en förenklad modell av nitrifikationen.

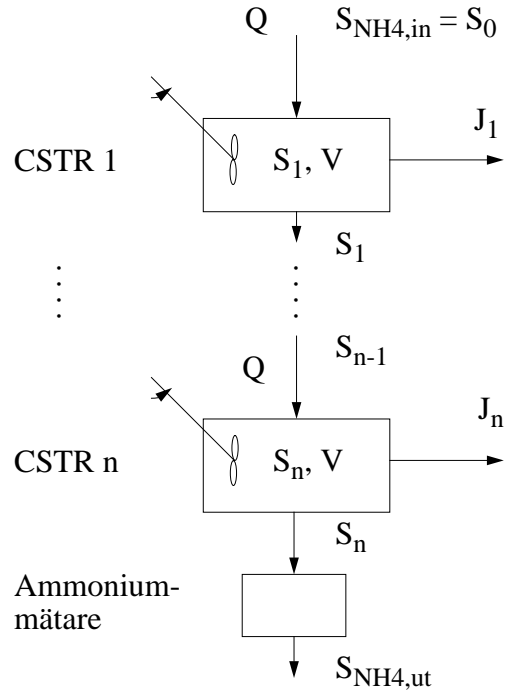
Följande grundläggande antaganden görs inför modelleringen:

- Ammonium oxideras till nitrit enligt



- Reaktionshastigheten (gN/m³d) för nitrifikationen i filmen beskrivs av ett Monoduttryck:

$$r_v = X_a \frac{\mu_m}{\nu_j Y} \frac{S^*}{K_s + S^*}, \quad (13)$$



Figur 11: Schematisk bild av modellen av försöksupställningen vid stegsvarsförsöket.

där S^* är koncentrationen av det substrat som är hastighetsbegränsande (d v s ammoniumkoncentrationen, syrekoncentrationen eller alkaliniteten), X_a är koncentrationen av aktiva bakterier, μ_m är de maximala tillväxthastigheten för bakterierna, Y är utbyteskoefficienten för bakterierna, ν_j är den stökiometrisk koefficienten i (12) för det hastighetsbegränsande substratet och K_s är Monod mättnadskonstanten.

- Bakteriekoncentrationen X_a är densamma överallt i biofilmen.
- Transporten av substrat antas beskrivas av diffusion i en dimension enligt Fick's lag.
- Syrekoncentrationen i varje tank antas vara densamma som mättnadskoncentrationen vid den aktuella temperaturen.

I de experiment som utfördes var alkaliniteten så pass hög att den aldrig var hastighetsbegränsande. Ammonium däremot är hastighetsbegränsande om

$$S_i < \frac{D_{O_2} S_{O_2}^{sat}}{4.33 D_{NH_4^+}} = S_{rl}, \quad (14)$$

där $S_{O_2}^{sat}$ är mättnadskoncentrationen av syre vid den aktuella temperaturen och D är diffusionskoefficienterna för syre och ammonium i vatten. Annars är syre hastighetsbegränsande. Biofilmen kan antas vara i storleksordningen 0.5 till 1 mm, vilket medför att koncentrationen av det hastighetsbegränsande substratet är mycket nära noll vid underlaget [13]. Under antagandena ovan kan visas att nitrifikationshastigheten stationärt ges av [12]

$$\bar{J}_i = \begin{cases} J_{max} & S_i \geq S_{rl} \\ K[S_i - K_s \ln(1 + S_i/K_s)]^{0.5}, & S_i < S_{rl} \end{cases} \quad (15)$$

där K är en konstant som beror på X_a, Y, D, μ_m och biofilmens area i varje tank och bestäms från $J_{max} = \bar{J}_i(S_{rl})$. I appendix B finns härledningen av detta uttryck. Monodmättnadskonstanten K_s antas vara 1.0 och J_{max} bestäms så att stationärvärdet på utgående ammoniumhalt överensstämmer med de från försöken uppmätta halterna.

Följande förenklade ekvation av dynamiken i biofilmen ansätts:

$$\tau \frac{d}{dt} J_i = -J_i + \bar{J}_i(S_i), \quad i = 1, 2, \dots, n. \quad (16)$$

Tidskonstanten τ reflekterar trögheten i nitrifikationshastigheten när substratkoncentrationen S_i ändras. Om $\tau = 0$ inställer sig nitrifikationshastigheten omedelbart till stationärvärdet \bar{J}_i .

Simuleringar

För simuleringarna användes rutinen ode45 i MATLAB som löser ordinära differentialekvationer med Runge-Kutta av fjärde och femte ordningen. Feltoleransen minskades tills det inte var någon skillnad mellan simuleringar med lägre tolerans. De framtagna modellerna är tidskontinuerliga, medan data är tidsdiskreta. Därför linjärinterpolerades den uppmätta ammoniumhalten i utgående vatten från bädden och den framräknade ammoniumhalten in till bädden mellan mättillfällena.

Vid simuleringarna antas systemet vara i vila, d v s koncentrationer och flöden antas hålla konstanta stationärvärden innan stegsvarsförsöken.

5.2 Experiment

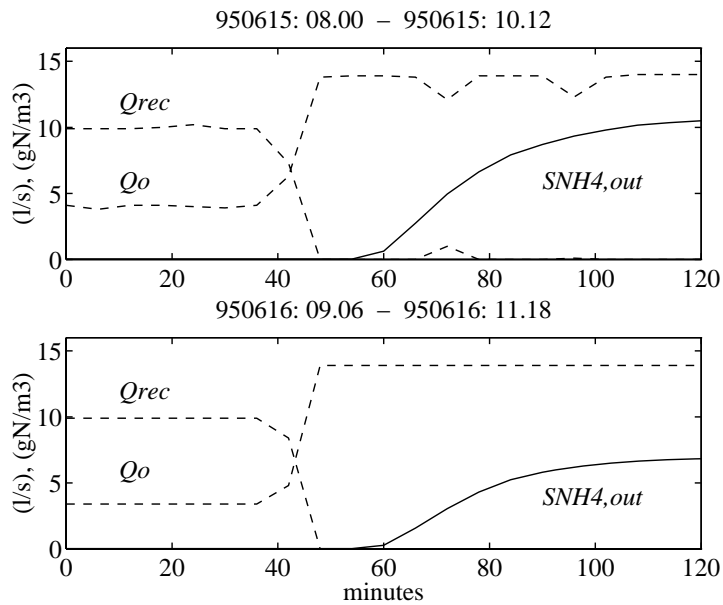
Två av stegändringarna som genomfördes i samband med profilmätningarna studerades. De uppmätta flödena och den uppmätta ammoniumhalten i utgående vatten visas i figur 12.

Då stegsvaren stabiliserat sig gjordes manuella mätningar av ammoniumhalterna. De från ammoniummätaren uppmätta halterna skalades så att de vid tillfället för de manuella mätningarna överensstämde med varandra. Ammoniumhalterna i tillflödet antogs vara konstant samma som de manuellt uppmätta under hela stegsvarsförsöken. Inkommande ammoniumkoncentration bestämdes sedan m h a de uppmätta flödena och en enkel massbalans över systemet.

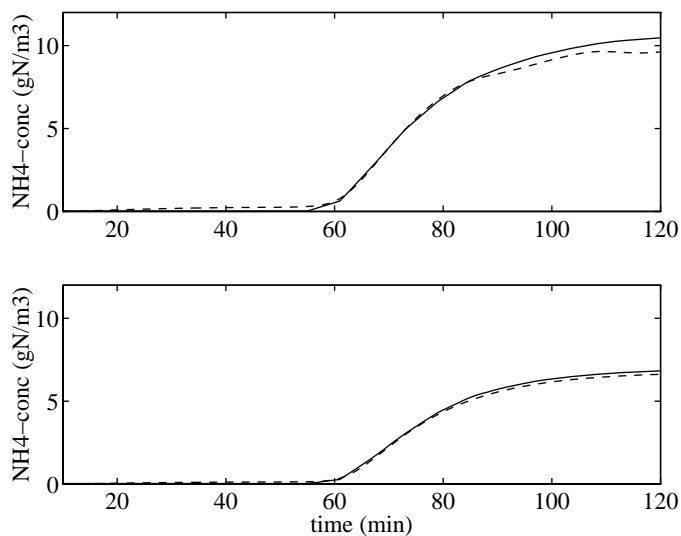
5.3 Jämförelse med modell

Modellen av biobädden, som ges av ekv (11) och (16), simulerades tillsammans med modellen av ammoniummätaren, som ges av (7) och (8), för olika värden på τ och n .

I figur 13 visas de uppmätta och simulerade ammoniumhalterna från mätaren då $n = 4$ och $\tau = 0$. I figur 14 visas även inkommande ammoniumhalt och ammoniumhalterna i varje tankreaktor för det andra försöket.

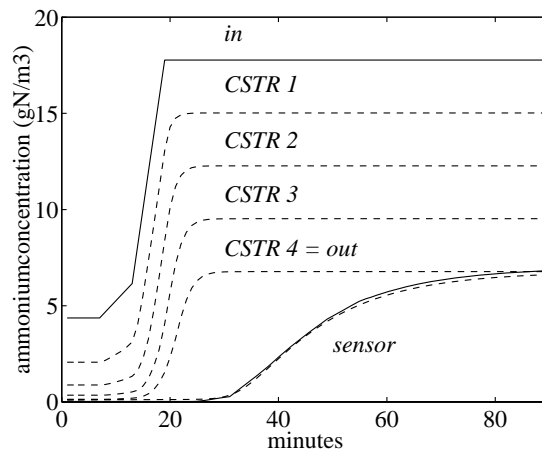


Figur 12: Uppmätt tillflöde, recirkulerat flöde och utgående ammoniumhalt (6-min värden).



Figur 13: Uppmätt (heldragna kurvor) och simulerade (streckade kurvor) stegsvar då $n = 4$ och $\tau = 0$.

Betydelsen av storleken på τ framgår i figur 17 där den uppmätta ammoniumkoncentrationen jämförs med simuleringar för olika värden på τ . Överensstämmelsen med de uppmätta ammoniumhalterna är bra för värden på τ upp till någon minut, men sedan blir responsen alltför snabb. Från ekvation (11) framgår att ju mindre nitrifikationshastigheten J_i är desto snabbare ökar ammoniumhalterna, vilket innebär att en långsammare



Figur 14: Simulerade (streckade kurvor) och uppmätta respektive från massbalans framräknade (heldragna kurvor) ammoniumkoncentrationer i det andra försöket då $n = 4$ och $\tau = 0$. Observera att tidsskalan är förskjuten 20 minuter.

dynamik ger en snabbare respons och eventuellt t o m en översläng om den är tillräckligt långsam, se figur 17.

Den maximala nitrifikationshastigheten och därmed den långsammast möjliga responsen fås om

$$J_i = \begin{cases} QS_{i-1}, & S_{i-1} < J_{max}/Q \\ J_{max}, & S_{i-1} \geq J_{max}/Q \end{cases} \quad (17)$$

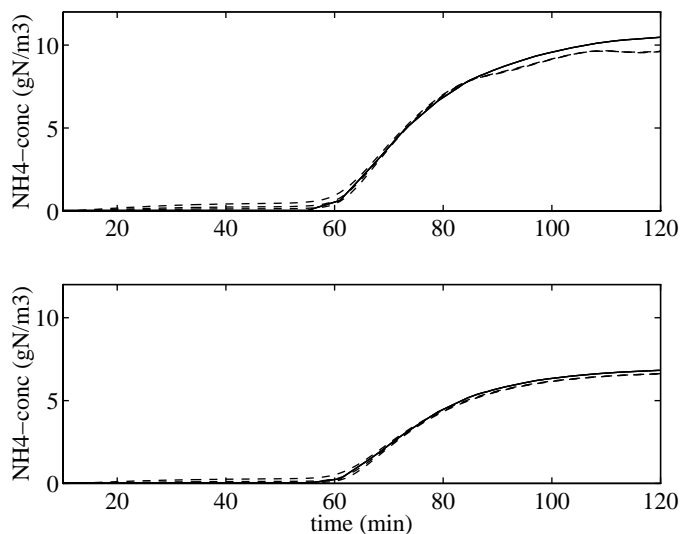
I figur 17 finns även en simulering för detta fall inlagt. Som framgår ur figuren skiljer sig inte denna mycket från fallet när $\tau = 0$.

Betydelsen av antalet tankar undersöktes för fallet $\tau = 0$ och $\tau = 5$ minuter. I figur 15 och 16 jämförs simuleringar för olika antal tankar med de uppmätta ammoniumhalterna. Ur figurerna framgår att responsen blir något lite långsammare med en finare indelning av bädden. Orsaken är att ammoniumkoncentrationerna i ekvation (16) blir något högre. Skillnaden mellan varierande värden på n är dock mindre än skillnaderna som beror på varierande τ .

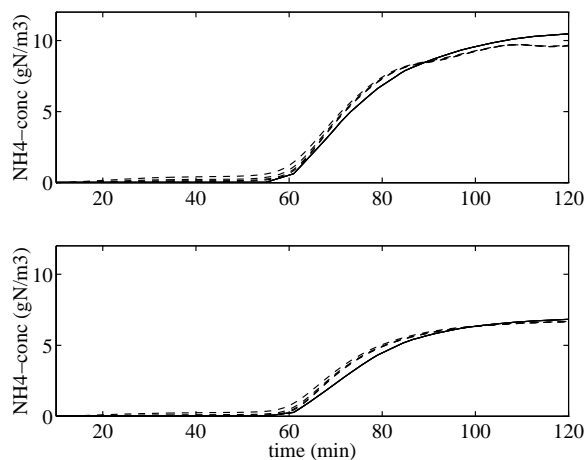
Samtliga simulerade stegsvar är snabbare än de uppmätta när $\tau > 0$ för de två stegändringar som undersökts. För fallen med värden på τ mindre än några minuter och fallet med maximal nitrifikationshastighet kan dock skillnaden förklaras av 6-minuters medelvärdesbildningen. Däremot kan inte skillnaden för de större värdena på τ förklaras så enkelt och någon annan förklaring till de stora avvikelserna är svår att finna.

Undersökningen tyder därför starkt på att dynamiken i biofilmen är mycket snabbare än medeluppehållstiden i biobädden. Med andra ord är responsen hos bakterierna till nya substratkoncentrationer mycket snabb.

Att den snabba responsen skulle förklaras av att bädden varit hårt belastad den närmsta tiden innan försöken kan uteslutas. Försöken genomfördes efter en period av ungefär en månad då bädden varit lågt belastad. Belastningen var under den tiden ungefär hälften av nitrifikationskapaciteten, vilket innebär att ammoniumkoncentrationerna i

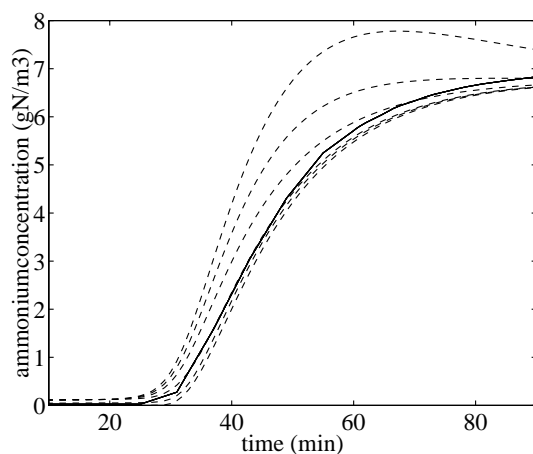


Figur 15: Simulerade (streckade kurvor) och uppmätta (heldragna kurvor) ammoniumhalter för $\tau = 0$ och $n = 2$, $n = 4$ och $n = 10$, räknat från vänster.

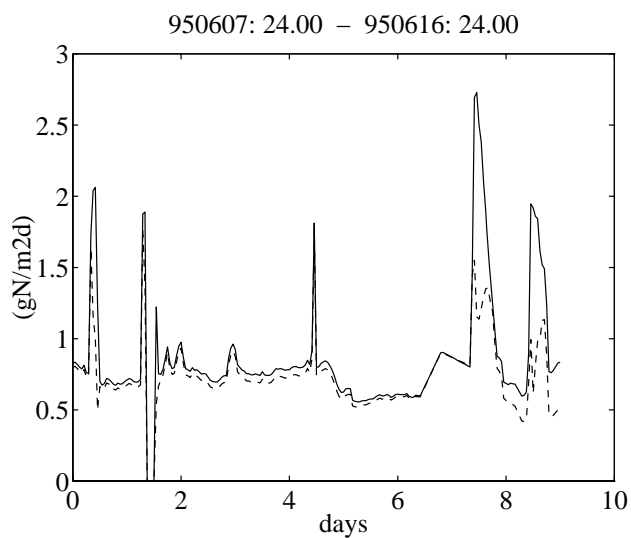


Figur 16: Simulerade (streckade kurvor) och uppmätta (heldragna kurvor) ammoniumhalter i andra försöket för $\tau = 5$ minuter och $n = 2$, $n = 4$, $n = 8$ och $n = 16$, räknat från vänster.

den nedre delen av biobädden varit mycket låga. Ammoniumbelastningen och nitrifikationshastigheten, beräknad från data från givarna, en vecka innan första försöket till efter andra försöket visas i figur 18.



Figur 17: Uppmätt (heldragen) och simulerade (streckade) ammoniumhalter för det andra försöket när $n = 4$. Räknat från vänster svarar kurvorna mot $\tau = 20$, $\tau = 10$, $\tau = 5$, $\tau = 1$, $\tau = 0$ minuter samt för fallet med maximal nitrifikationshastighet.



Figur 18: Ammoniumbelastningen (—) och nitrifikationshastigheten (- -) en vecka innan försöken till efter försöken (1-timmens medelvärden).

6 Variansmätningar

Under den tid som pilotanläggningen varit i drift har regelbundna mätningar gjorts av bland annat ammoniumkoncentrationen, nitritkoncentrationen, nitratkoncentrationen, alkaliniteten och pH i tillflödet och i utgående vatten från biobädden. I stort sett har samma instrument använts hela tiden. Instrumenten och analysmetoderna har beskrivits i tidigare rapporter [1, 3]. För att få en uppfattning om hur pass pålitliga dessa data är så genomfördes variansmätningar 950705.

Fyra prover av inkommande vatten till bädden och fyra prover av utgående vatten från bädden togs samtidigt i 2.5 liters dunkar fyllda till ungefär hälften. Proverna analyserades strax efteråt i randomiserad ordning med avseende på pH, alkalinitet och nitrit. Alkalinitets- och pH-analysen gjordes på 100 ml ej filtrerat prov ur dunkarna. Avläsningen av pH gjordes efter fem till sex minuter och avläsningen av alkaliniteten gjordes efter ytterligare ca tre minuter efter det att 10 ml "Total Alkalinity" hade tillsatts. Av ursprungsprovet filtrerades ca 250 ml varav 100 ml frös ned för senare bestämning av ammoniumkoncentrationen och nitrit/nitrat koncentrationen. Till nitritanalysen användes delar av det resterande vattnet. Genom att nitritkoncentrationerna i utgående vatten var alltför höga för instrumentet, så späddes dessa fyra gånger till 100 ml före analysen.

Resultaten av analyserna framgår i tabell 3 och tabell 4. Om mätresultaten antas vara normalfördelade ges 95%-konfidensintervall ungefär av $\bar{x} \pm 2\sigma_{n-1}$.

Tabell 3: Resultat av analysen på inkommande vatten

	NH_4^+ (gN/m ³)	NO_2^- (gN/m ³)	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ (gN/m ³)	pH	Alkalinitet (molekv HCO_3^- /m ³)
Prov 1	17.02	0.012	0.05	7.52	3.06
Prov 2	17.02	0.011	0.05	7.56	3.06
Prov 3	17.45	0.013	0.05	7.47	2.98
Prov 4	16.81	0.012	0.05	7.52	3.04
\bar{x}	17.08	0.012	0.05	7.52	3.04
$\sum(x_i - \bar{x})^2$	0.217	$2.0 \cdot 10^{-6}$	0	0.0041	0.0043
σ_{n-1}	0.269	$8.2 \cdot 10^{-4}$	0	0.0369	0.0379
σ_n	0.233	$7.1 \cdot 10^{-4}$	0	0.0319	0.0328
$2\sigma_{n-1}/\bar{x}$	3.1%	13.6%	0%	0.98%	2.5%

I juli 1992 genomfördes reproducerbarhetsstudier på bädden [7]. Tre prover togs på inkommande vatten, utgående vatten och i samtliga provtagningshål vid två olika flöden samma dag. Dessa resultat analyserades i MATLAB för att jämföra med resultaten ovan. Utskrift av databehandlingen finns i appendix C. De resulterande skattningarna av standardavvikelse ges i tabell 5. Observera att detta inte är någon fullständig analys, utan bara ger en uppfattning om noggrannheten i mätningarna.

Tabell 4: Resultat av analysen på utgående vatten

	NH_4^+ (gN/m ³)	NO_2^- (gN/m ³)	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ (gN/m ³)	pH	Alkalinitet (molekv HCO_3^- /m ³)
Prov 1	2.77	0.672	7.16	6.61	0.98
Prov 2	2.77	0.708	7.20	6.69	1.06
Prov 3	2.77	0.700	7.29	6.68	0.94
Prov 4	2.77	0.764	7.34	6.67	0.98
\bar{x}	2.77	0.711	7.25	6.66	0.99
$\sum(x_i - \bar{x})^2$	0	0.045	0.0203	0.0039	0.0076
σ_{n-1}	0	0.039	0.0822	0.0359	0.0503
σ_n	0	0.033	0.0712	0.0311	0.0436
$2\sigma_{n-1}/\bar{x}$	0%	10.8%	2.3%	1.1%	10.2%

Tabell 5: Skattningar av standardavvikelserna baserade på mätningarna 92 07 08

NH_4^+ (gN/m ³)	Alkalinitet (molekv/m ³)	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ (gN/m ³)	NO_2^- (gN/m ³)
0.57	0.084	0.52	0.018

7 Långvarigt stegsvarsförsök på biobädden

Simuleringar med modeller som beskriver den här typen av bakteriella processer har visat att dynamiken som bestäms av bakteriekoncentrationerna är betydligt långsammare än den snabba dynamiken som studerats innan. Typiska insvängningstider för nitrifierande system är ungefär en vecka om man bortser från uppbyggnaden av biofilm vid uppstarten. För att kunna studera den här långsamma dynamiken krävs därför långvariga försök och för meningsfulla jämförelser med modeller krävs dessutom att förhållandena måste vara kända under hela försöket. Tyvärr är de mätbara förändringarna som kan tänkas förklaras av den långsamma bakteriella dynamiken betydligt mindre än de naturliga variationerna i inkommande vatten, varför så många variabler som möjligt bör hållas konstanta under försökets gång och dessutom bör mätdata vara ganska noggranna.

De dynamiska förändringarna som modeller av en sådan här typ av process beskriver kan förklaras på följande vis:

Om bädden arbetar under mycket låg ammoniumbelastning under en längre tid så kommer ammoniumkoncentrationen i de nedre delarna av bädden vara väldigt små eftersom nitrifikationen i det närmaste är fullständig redan i de övre delarna. De nitrifierande bakterierna som är aktiva i biofilmen kommer därför succesivt minska i de nedre delarna på grund av dålig näringstillförsel. Om belastningen sedan höjs efter en längre tid ökar ammoniumkoncentrationerna i de nedre delarna. Eftersom många av de nitrifierande bakterierna då har dött eller "somnat" kommer inte nitrifikationen fungera så bra som tidigare där. Allt eftersom tiden går kommer fler och fler aktiva bakterier att fungera med effekten att nitrifikationshastigheten över bädden succesivt förbättras.

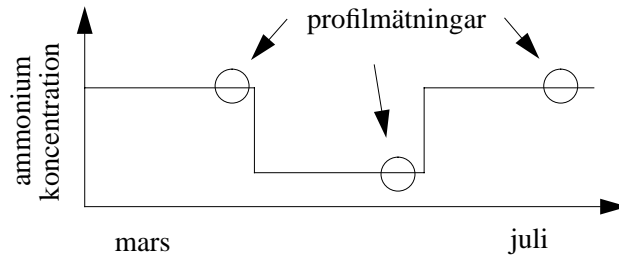
För att försöka studera den ovan beskrivna dynamiken gjordes ett stegsvarsförsök i ammoniumhalt som pågick under ett antal månader. De kontinuerliga ammoniummätarna, kontinuerliga givarna på pumparna och manuella mätningar gjorde att förhållandena i bädden var ganska väl kända under försökets gång.

7.1 Uppläggning av försöket

Försöket lades upp som ett dubbelt stegsvarsförsök i ammoniumhalt under konstant flöde. Först hölls ammoniumkoncentrationen på en hög konstant nivå under en längre tid för att på så sätt nå nära stationära förhållanden. Sedan sänktes ammoniumkoncentrationen till en låg nivå där den hölls i knappt två månader. Nivån höjdes sedan till samma höga nivå som tidigare.

I slutet av varje period med konstant belastning gjordes ett flertal manuella mätningar över biobädden för olika ammoniumkoncentrationer in till bädden. Ammoniumhalten, nitrathalten, nitrithalten, alkaliniteten och pH mättes i inkommande till och utgående vatten från bädden samt i provtagningshål 3 eller provtagningshål 4. Dessa data skall vid senare tillfälle användas för jämförelse med stationära data simulerade med en modell av anläggningen [12, 13, 14]. De kan även användas för att studera hur bäddens prestanda förändrats av långvarigt konstanta förhållanden. Försöksuppläggningsen beskriven ovan förtydligas i figur 19.

Under hela försökets gång genomfördes veckovisa manuella mätningar av ammoniumhalt, nitrathalt, nitrithalt, alkalinitet, pH, COD, SS, fosfathalt o s v, i utgående vatten från verket samt i utgående från biobädden. Dessutom dränktes i början på i stort sett



Figur 19: Illustration av stegvarsförsöket och markering av tillfällena för profil­mätningar

varje vecka biobädden på samma sätt som skett under de senaste åren. Dränkningen skedde genom att utloppen från biobädden stängdes och när bädden fyllts med vatten stängdes även tillflödet av. I regel varade varje dränkning mellan fem och sju timmar.

7.2 Styrningen av pumparna

För att kunna ha kontroll över vilka variabler som påverkade nitrifikationshastigheten under försöket styrdes tillflödespumpen och recirkulationspumpen med hjälp av ammoniummätarna på ett sådant sätt att flödet hela tiden skulle hållas konstant. Om dessutom en konstant ammoniumkoncentration önskas ger en massbalans över endast bädden och en massbalans över bädden inklusive recirkulationen, att pumparna skall styras mot

$$Q_o = Q_{tot} \frac{S_{in} - S_{ut}}{S_o - S_{ut}} \quad (18)$$

$$Q_{rec} = Q_{tot} - Q_o \quad (19)$$

där Q_{tot} är totalflödet genom bädden, Q_o är flödet genom tillflödespumpen, Q_{rec} är flödet genom recirkulationspumpen, S_o är den uppmätta ammoniumkoncentrationen i utgående vatten från verket, S_{ut} är den uppmätta ammoniumkoncentrationen i utgående vatten från bädden och S_{in} är den önskade ammoniumkoncentrationen in till bädden.

För att få så stor mätbar effekt som möjligt skall skillnaden mellan den låga ammoniumbelastningen och den höga vara så stor som möjligt. Om flödet och inkommande ammoniumkoncentration skall vara i stort sett konstanta under en lång tid uppstår tyvärr begränsningar framför allt på den höga belastningsnivån. Flödet kan inte väljas så att det överstiger kapaciteten på tillflödespumpen och inkommande ammoniumkoncentration kan heller ej väljas alltför hög om sannolikheten att man inte kan uppnå den vid t ex mindre regn är liten. Totalflödet valdes därför till 14 l/s under hela försökets gång, ammoniumkoncentrationen vid den höga nivån valdes till 15 gN/m³ och vid den låga belastningsnivån till 5 gN/m³. De två nivåerna på ammoniumbelastningen blir då 1.95 gN/m²d respektive 0.65 gN/m²d. Genom att erfarenheterna visat att nitrifikationshastigheten i bädden vanligtvis ligger mellan 1.0 och 1.7 gN/m²d så betyder det att nitrifikationen inte borde vara fullständig vid den höga belastningen och att den nedre hälften av biobädden borde få en mycket liten tillförsel av ammonium vid den låga belastningen. Vid de tillfällen då ammoniumkoncentrationen ut från verket understeg den höga nivån, t ex vid längre

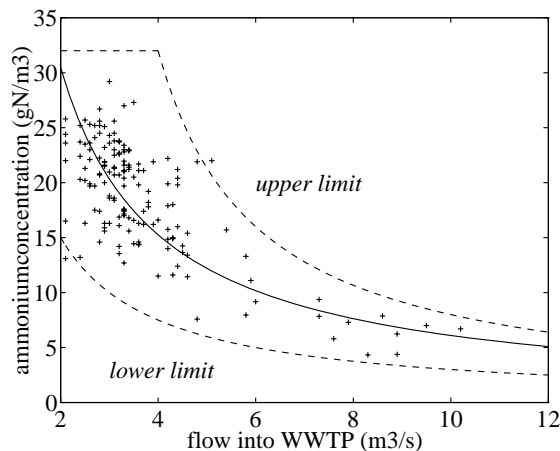
perioder av regn eller vid snösmältningen, stängdes recirkulationen av för att få en ammoniumkoncentration in till bädden som låg så nära den valda nivån som möjligt.

7.2.1 Begränsningar och felkontroll av styrningen

I praktiken kan inte (18) och (19) användas för styrningen av pumparna utan någon kontroll på att de data ammoniummätarna levererar är tillförlitliga. Tidigare studier har visat att den mängd vatten som pumpas upp till Ryaverket ger en indikation på ammoniumkoncentrationen i utgående vatten från verket. Orsaken är naturlig och beror på att variationen i totalmängden ammonium/kväve in till verket är relativt liten jämfört med variationen i vattenmängden som tillförs verket. Pumpningen upp till verket bestäms av vattenmängden och en förenklad massbalans där ammoniummängden antas konstant ger att ammoniumkoncentrationen är omvänt proportionell mot den vattenmängd som pumpas upp till verket. Under en tidigare längre period hade 153 manuellt uppmätta data insamlats och dessa användes som utgångspunkt för att bestämma gränser för när ammoniummätaren på tillflödet inte kunde anses vara tillförlitlig. Dessa data visas i figur 20. I figuren framgår de gränser som användes som säkerhetsgränser vid styrningen och för felindikation. Gränserna sattes intuitivt som de i figuren. Orsaken till den övre gränsen vid låga flöden är att högre ammoniumhalt än 32 gN/m^3 har tidigare ej uppmätts. Aldrig pumpas heller mindre än $2 \text{ m}^3/\text{s}$ in till Ryaverket. I figur 20 finns även minstakvadratanpassningen av den på massbalans baserade funktionen som beskriver ammoniumkoncentrationen som funktion av pumpat flöde. Resultatet blev:

$$S_o = 61/Q_{Rya} \quad (20)$$

där Q_{Rya} är det pumpade flödet till Ryaverket.



Figur 20: Ammoniumkoncentration i tillflödet som funktion av pumpat flöde till verket, tillförlitlighetsgränser och mistakvadratanpassad kurva genom data.

Då ammoniummätaren på utgående vatten från verket gav värden som låg utanför gränserna antogs ammoniumkoncentrationen vara den som ges av (20).

För givaren på utgående vatten från bädden måste begränsningarna anpassas till vilken ammoniumkoncentration som kunde hållas in till bädden. Därför bestämdes på förhand en minsta nitrifikationshastighet J_{min} , som ansågs trolig för de två nivåerna. För den höga nivån sattes J_{min} till 0.7 gN/m²d och för den låga nivån till 0.25 gN/m²d, vilket motsvarar ungefär hälften av den förväntade nitrifikationshastigheten. Om givaren gav ett värde som översteg

$$S_{ut,max} = S_{in} - J_{min}A/Q_{tot} \quad (21)$$

där A är totala arean av biofilm (9320 m²), antogs koncentrationen vara just $S_{ut,max}$.

Av erfarenhet vet man att koncentrationen aldrig understiger 0.1 gN/m³. Om givaren gav ett värde värde som understeg detta antogs koncentrationen därför vara 0.1 gN/m³.

Efter att ha kontrollerat och eventuellt justerat värdena från givarna användes (18) och (19) för att beräkna referensvärdena till reglerlooparna som styr pumparna. Detta skedde varje minut genom mjukvaran CACTUS. Programstrukturen som användes framgår i appendix D.

7.3 Genomförande av försöket

Försöket genomfördes i stort sett som avsett, men med en del undantag för de problem som uppstod under försökets gång. I det som följer kommer försöksperioden att avse tiden mellan 950322 och 950726. De tider mellan vilka de två olika nivåerna hölls framgår av tabell 6.

Tabell 6: Tidsperioder för de olika nivåerna

Hög nivå 1	950322.0000	-	950518.1600
Låg nivå	950518.1700	-	950619.0500
Hög nivå 2	950620.1700	-	950724

Tidsglappet mellan den låga nivån och andra gången den höga nivån hölls beror på att dränkning skedde då och att styrningen av pumparna sattes ur funktion med följderna att en hög nivå hölls under ca en halv dag dagen innan den egentliga ändringen gjordes. Profilmätningarna genomfördes 950504, 950615 och 950706, d v s i slutet på varje tidsperiod med konstant belastning.

Under vissa perioder kunde inte styrningen av pumparna genomföras som planerat. Då sattes pumparna manuellt till en fix nivå som skulle ge antingen en hög eller en låg ammoniumbelastning. Vilka tider detta skedde framgår i figur 22 i avsnitt 7.5.

7.4 Problem under försökets gång och för analysen

Tyvärr kan det inte undvikas att problem uppstår under ett så långvarigt försök. Problemen kan förenklat delas in i två kategorier: de som försvårade försökets genomförande och de som försvårar den senare analysen av data. Till den första kategorien kan framförallt räknas:

- Varierande pumpkapacitet och funktionsstörningar i pumparna. I regel rättades dessa problem till mycket snabbt genom att de larmas via datorsystemet.
- Problem med datorsystemet, vilket medförde att styrningen av pumparna sattes ur funktion.
- Problem med ammoniummätarna som t ex att signaler inte gick fram, glappkontakt och trasiga elektroder.

Till kategorin problem som framförallt försvårar analysen kan uppräknas:

- Störningar i driften av verket p g a ombyggnationerna. Under perioder var sedimenteringskapaciteten starkt nedsatt vilket orsakade återkommande slamflykt. Förmodligen sänks nitrifikationshastigheten vid slamflykt och dessutom orsakade slamflykten att ammoniummätarna satte igen.
- Kalibrering och rengöring av instrumenten. Ungefär en gång i veckan kalibrerades instrumenten, vilket tog mellan två och sju timmar. Förutom att data saknas från dessa perioder så medför det även, i de fall då inställningarn ändrades kraftigt, att det blir "nivå-hopp" i data.
- Dränkning av bädden. Förutom att en viss tid går åt till dränkningen är det dessutom oklart vilka effekter den medför.
- Osäker noggrannhet i mätdata från framförallt ammoniumgivarna.

Under hela försökets gång noterades de flesta problem, avbrott iakttagelser i anteckningsböcker. Dessa kommentarer finns sammanfattade i appendix E.

7.5 Förbehandling av data

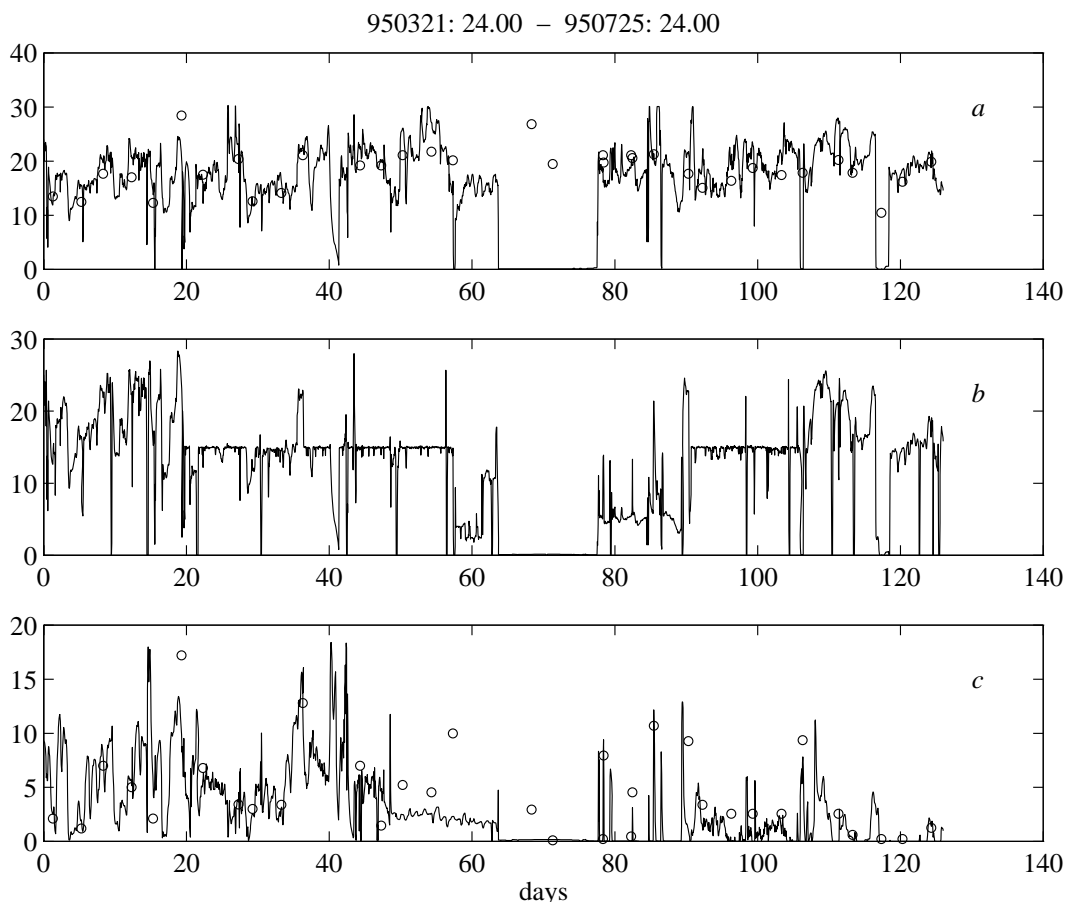
De data som levererades av ammoniumgivarna och flödesgivarna är de som i första hand används för utvärderingen av försöksresultaten. Genom att det bara är den långsamma dynamiken som undersöktes används 1-timmes medelvärdena som levererades av CACTUS för att undvika onödigt stora datamängder. De data som ammoniummätarna och flödesgivarna gav visas i figur 21 och figur 22. I figur 21b visas den framräknade ammoniumkoncentrationen in till bädden, beräknad enligt

$$S_{in} = \frac{Q_o S_o + Q_{rec} S_{ut}}{Q_o + Q_{rec}} \quad (22)$$

där beteckningarna är de samma som tidigare.

Tyvärr är det mycket svårt att använda dessa rådata direkt för att utvärdera försöket. De problem som beskrevs i avsnitt 7.4 medför att data blir mycket "hoppiga" vilket framgår av figurerna. Skillnaden mellan de manuellt uppmätta ammoniumhalterna och givarnas indikerar också att absolutnivåerna i många fall är felaktiga.

Eftersom problemen i huvudsak har varit förknippade med ammoniummätarna kommer databehandlingen fokuseras på de data som levererades från dessa. Flödesgivarna antas ge ett korrekt flöde. Så var naturligtvis ej fallet, men kontrollmätningar saknas och när större problem med givarna uppstår så stannar pumparna.

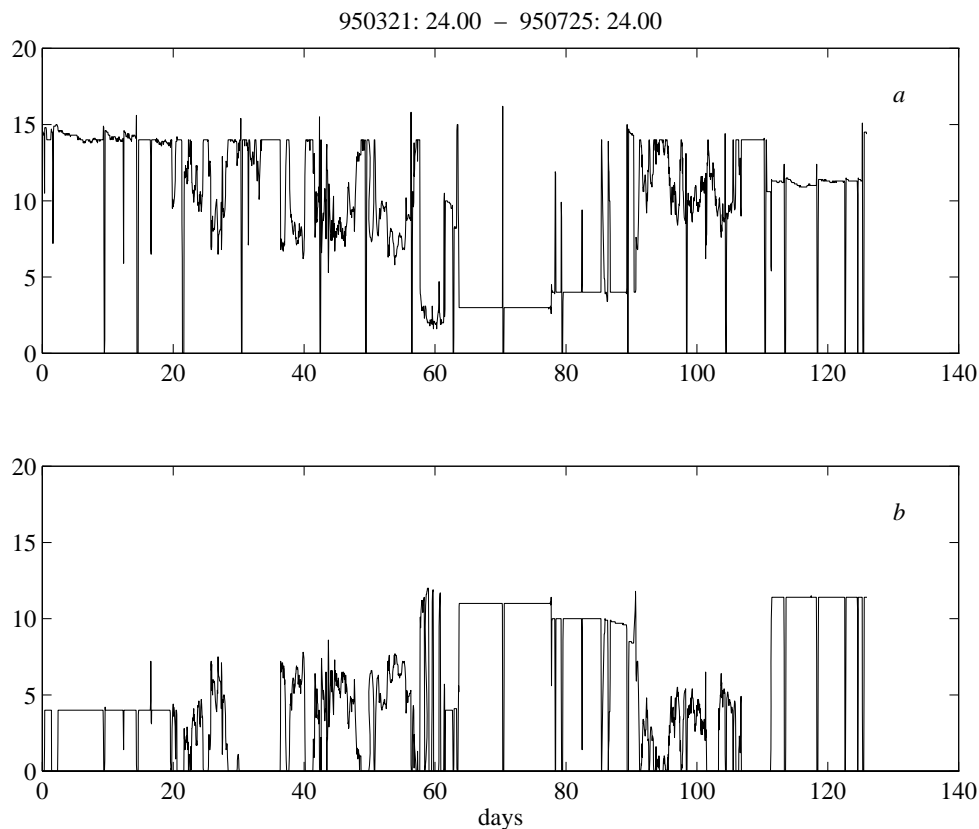


Figur 21: Uppmätta ammoniumkoncentrationer i tillflödet (a), inkommande vatten (beräknat) (b) och utgående vatten (c). Ringarna betecknar manuella mätningar.

7.5.1 Kalibrering, rengöring och kortare bortfall av data

Kalibrering av mätarna skedde i regel enligt följande: Två standardlösningar (å 2 l) med ammoniumkoncentrationerna 1.0 gN/m³ respektive 12 gN/m³ tillblandades och kylades ned till en temperatur nära vattnets temperatur. För att jonbuffra lösningarna något, tillsattes några teskedar NaCl. Sedan tömdes och rengjordes mätarens provbägare och slangar. Dessa och övrig kringutrustning sköljdes med avjoniserat vatten. Därefter snabbfylldes provbägaren med den svaga standardlösningen, tömdes och fylldes igen med normal pumphastighet. När givaren stabiliserat sig justeras motspänningen med "zero-skraven" tills det att givaren visade rätt ammoniumkoncentration. Sedan tömdes provbägaren och snabbfylldes med den starkare standardlösningen, tömdes och fylldes med normal hastighet igen. Motspänningen justerades denna gång med "span-skraven" tills det att givaren visade rätt ammoniumkoncentration. Proceduren upprepades sedan igen med den svaga och den starka lösningen tills det att givaren bedömdes visa acceptabelt nära standardlösningarna. Kalibreringsresultaten framgår av kommentarena i appendix E.

Rengöringen av instrumenten gjordes i regel på samma sätt som vid kalibreringen, men vid några tillfällen användes även saltsyra som sedan sköljdes bort noggrant. Kalibrering



Figur 22: Tillflödet (*a*) och recirkulerat flöde under försöksperioden (*b*).

genomfördes ungefär en gång i veckan och rengöring några gånger i veckan.

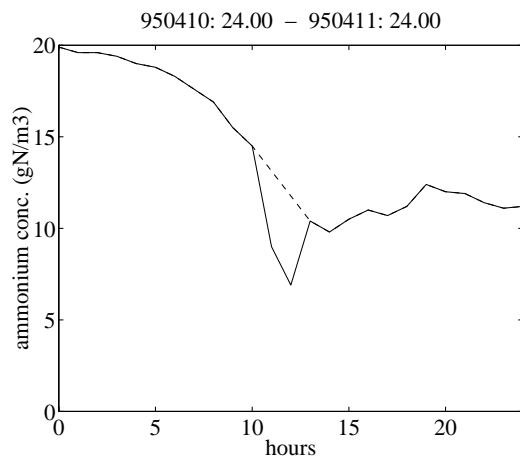
Majoriteten av de större "hoppen" i data i figur 21 har sin orsak i kalibrering och rengöring av ammoniummätarna. Samtliga 1-timmars data för försöksperioden gick igenom och jämfördes med kommentarena i appendix E. Det var då uppenbart att det vid vissa tillfällen, framförallt vid mindre rengöring, ej noterats att ingrepp skett på mätarna.

Tiderna mellan vilket kalibrering, rengöring eller andra kortvariga (mindre än en dag) problem uppstått noterades i matrisform, se appendix F. Som en approximation av de verkliga ammoniumkoncentrationerna mellan dessa tidpunkter valdes att linjärinterpolera från sista data punkt som kunde anses vara riktig till den första som kunde anses vara riktig efter avbrottet. I figur 23 illustreras approximationen vid en kalibrering som skett.

7.5.2 Justering av absoluta nivåer

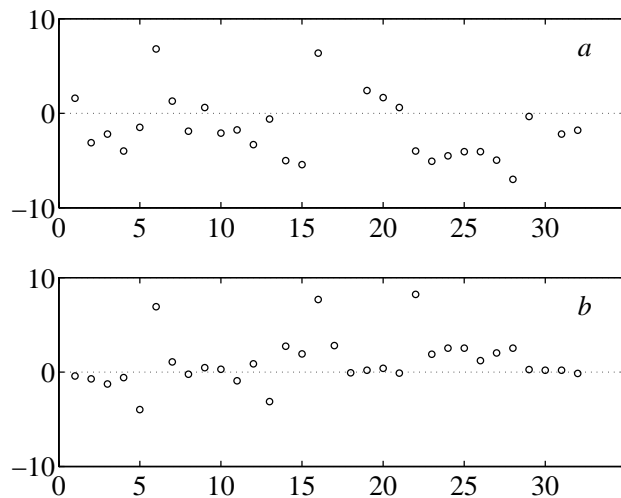
Ur figur 21 framgår att ammoniumkoncentrationerna som givarna gav ej helt överensstämmer med de manuella mätningar som gjordes. Genom att variansanalysen i avsnitt 6 visade att de manuella ammoniummätningarna är tillförlitliga kan man på goda grunder anta att det är mätarna som avviker från de verkliga koncentrationerna.

Hur stora avvikelserna är beror naturligtvis på kalibreringen, rengöringen och statusen på mätarna. Det verkar dock troligt att felet, dvs differensen mellan den ammoniumhalt givarna ger och den verkliga, inte växlar tecken särskilt ofta. Studerar man skillnaden



Figur 23: Exempel på interpolationen vid en kalibrering av mätaren på tillflödet.

mellan de manuellt uppmätta halterna och givarnas halter indikerar det att så också är fallet, se figur 24.



Figur 24: Differensen mellan den manuellt uppmätta ammoniumhalten och den från givaren i tillflödet (*a*) och givaren i utgående vatten från bädden (*b*).

De verkliga kurvorna för ammoniumkoncentrationerna skall i princip tangera de manuella mätningarna. Frågan är bara hur de uppmätta kurvorna skall justeras för att uppnå detta. I brist på bättre alternativ valdes att göra en linjärinterpolation av differenserna mellan tidpunkterna för de manuellt uppmätta halterna. Dessa linjärinterpolerade differenser adderades sedan till de kurvor som erhöles efter det att kortare bortfall av data interpolerats bort. Under de längre tider då data saknades eller ansågs som helt otillförlitliga genomfördes justeringen av kurvorna först efter det att data rekonstruerats för

dessa perioder, se avsnitt 7.5.3.

7.5.3 Rekonstruktion av data vid långa bortfall av data

Under några längre perioder under försöket är data från ammoniummätarna helt otillförlitliga eller saknas. Särskilt så valdes att inte ha mätarna igång under perioden 950524 till 950607 p g a tidsbrist och problem med elektroderna. Tyvärr fungerade inte styrprogrammet av pumparna helt tillförlitligt under den perioden. Därför fixerades pumpflödena manuellt till ett tillflöde av 11 l/s och ett recirkulerat flöde av 3 l/s. De tidsperioder som data saknades, eller ansågs som helt otillförlitliga framgår i appendix F.

Genom, att som redan påpekats i avsnitt 7.2.1, ammoniumkoncentrationen i tillflödet är relaterat till pumpat flöde till verket, kan ammoniumkoncentrationen i tillflödet approximativt återskapas. Två enkla alternativ för en sådan approximation finns. Det första är att använda den fysikaliskt baserade relationen (20) i avsnitt 7.2.1. Den andra är att ansätta en blackbox-modell som relaterar pumpat flöde in till verket till ammoniumkoncentrationen i utgående vatten från verket. Två dataserier användes för att avgöra vilken modell som är lämpligast: perioden 950322 till 950519 (*data1*) och perioden 950608 till 950714 (*data2*). Som ursprungsdata användes de för kalibrering och rengöring kompenserade data som justerats till att passera genom de manuella mätningarna enligt avsnitt 7.5.2. Under perioden för *data1* var data ej tillförlitliga mellan 950430.2300 och 950502.1000 p g a att membranet i elektroden var trasigt. Dessa data togs därför bort innan lämplig modell identifierades.

Modell baserad på konstant ammoniumbelastning in till verket

Om mängden ammonium i inkommande vatten till verket antas vara konstant och samma mängd lämnar eftersedimenteringen samt att pumpat flöde är det samma som flödet in till pumpstationen blir ammoniumkoncentrationen omvänt proportionell mot pumpat flöde. En sådan funktion, d v s

$$S_{NH_4}(t) = K/Q_{Rya}(t) \quad (23)$$

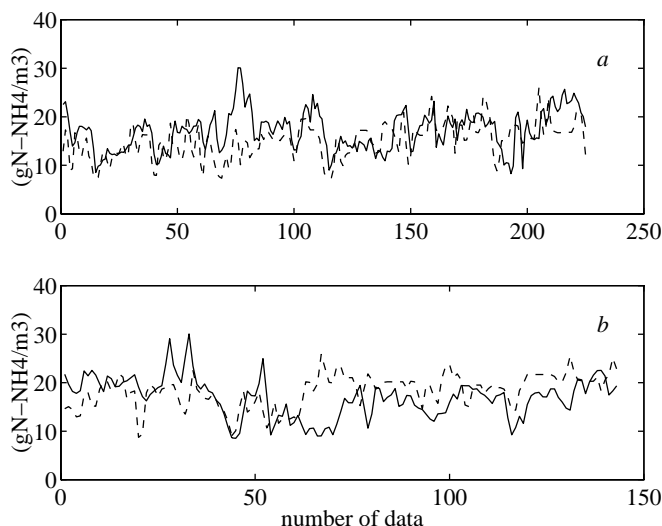
minstakvadratanpassades till de två dataserierna. Proportionalitetskonstanten K blev 63.3 för *data1*, 52.1 för *data2* och 58.0 när minstakvadratanpassningen gjordes på båda dataserierna, vilket kan jämföras med den från tidigare manuellt uppmätta data skattade proportionalitetskonstanten som var 61.0. Skillnaden mellan *data1* och *data2* indikerar att ammoniumbelastningen var något högre under perioden för *data1* än för *data2*.

Ett mått på hur väl modellen fungerar är den normerade minstakvadratsumman på skillnaden mellan simulerad ammoniumkoncentration och data, d v s

$$V = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (S_{NH_4,modell}(t) - S_{NH_4,data}(t))^2, \quad (24)$$

där n är antalet data och där $S_{NH_4,modell}(t)$ samt $S_{NH_4,data}(t)$ är simulerade respektive uppmätta (efter justeringarna) ammoniumhalter vid samplingsögonblicken. Funktionen V kallas allmänt förlustfunktionen och är ett mått på medelkvadratavvikelsen mellan simulerade data och verkliga data. Det är denna förlustfunktion som minimeras vid en minstakvadratanpassning.

Pumpflödet reflekterar både det verkliga flödet in till pumpstationen och det förväntade. Dessutom tar det några timmar, under omblandning, innan det pumpade vattnet når ammoniummätaren. Det kan därför finnas anledning att medelvärdesbilda data och dessutom studera effekten av att införa en tidsfördröjning mellan pumpat flöde och ammoniumkoncentration. Proportionalitetskonstanten bestämdes med minstakvadratmetoden på båda dataserierna tillsammans för tidsfördröjningar upp till och med ett dygn. Det visade sig då att värdet på förlustfunktionen ökade med tidsfördröjningen både för data som medelvärdesbildats över 6 timmar och för de vanliga 1-timmars värden. Då ingen tidsfördröjning används blir värdet på förlustfunktionen 28.2 för 1-timmars värdena och 25.6 för 6-timmars medelvärdena, när $K = 58$. I figur 25 jämförs simuleringarna med de justerade uppmätta ammoniumkoncentrationerna.



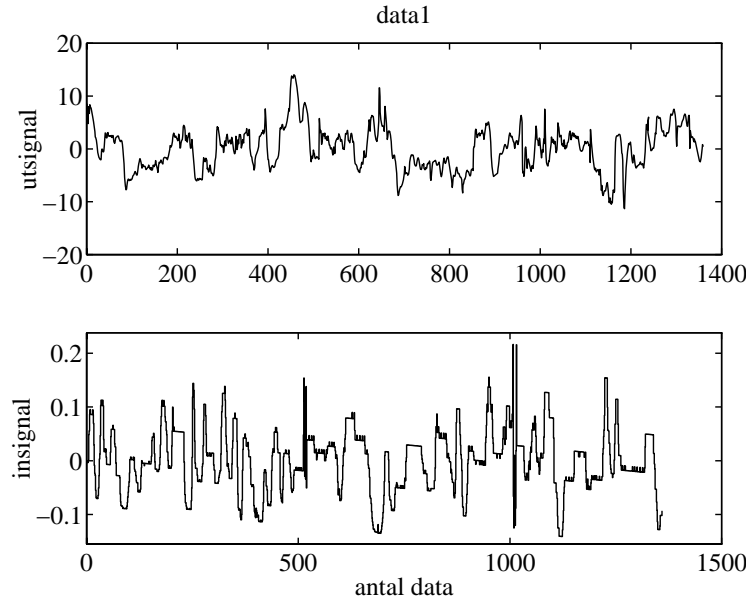
Figur 25: Uppmätta (heldragen) och simulerade (streckade) 6-timmars medelvärden av ammoniumkoncentrationen för *data1* (a) och *data2* (b), då proportionalitetskonstanten är 58.0.

Blackbox-modellering

Eftersom rekonstruerade data skall klippas ihop med resten av data kommer nivån på de rekonstruerade data bestämmas av nivån innan och efter bortfallen av data. Därför kan man ta bort alla linjära trender, d v s subtrahera en minstakvadratanpassad linje genom data, i både simulerade data och uppmätta data. En blackbox-modell som anpassas till dessa data istället ger i regel bättre resultat. Samma förfarande, d v s att ta bort trenderna, kan naturligtvis användas även på de simulerade data som ges av (23).

Ett antal blackbox-modeller av ARX, ARMAX, Output Error och Box-Jenkins struktur ansattes [10]. Dessa modeller ger en dynamisk överföringsfunktion som anger hur en utsignal (ammoniumkoncentrationen) beror på en insignal (pumpflödet eller en funktion av pumpflödet). För varje modellstruktur identifierades en modell på *data1* och validerades sedan på *data2*. Som kriterie för vilken modell som var bäst användes sedan framförallt

värdet på förlustfunktionen (24), räknat på *data2*, och den skattade variansen i modellparametrarna. Sedan jämfördes de bästa modellerna för varje modellstruktur med varandra. Två olika typer av insignaler provades: pumpat flöde till Ryaverket (Q_{Rya}) och dess invers ($1/Q_{Rya}$). Det visade sig att den senare gav ett bättre resultat framförallt genom att antalet parametrar i modellerna minskade. Data som användes vid identifieringen visas i figur 26 och 27.



Figur 26: 1-timmars data som användes för att generera modellerna (*data1*).

ARX-strukturen kan ses som ett specialfall av ARMAX och Box-Jenkins-strukturerna. Det visade sig att bästa modellen för både Box-Jenkins och ARMAX-strukturerna var av ARX-struktur. Bästa modellen av Output Error-struktur gav sämre resultat än de andra. Resultatet av identifieringen av lämplig modell blev alltså en blackbox-modell av ARX-struktur.

Både 1-timmars värden och 6-timmars medelvärden användes vid identifieringen. Den bästa modellen för fallet med 1-timmars medelvärden blev

$$S_{NH_4}(t) = 0.96S_{NH_4}(t-1) + 3.14/Q_{Rya}(t-3) \quad (25)$$

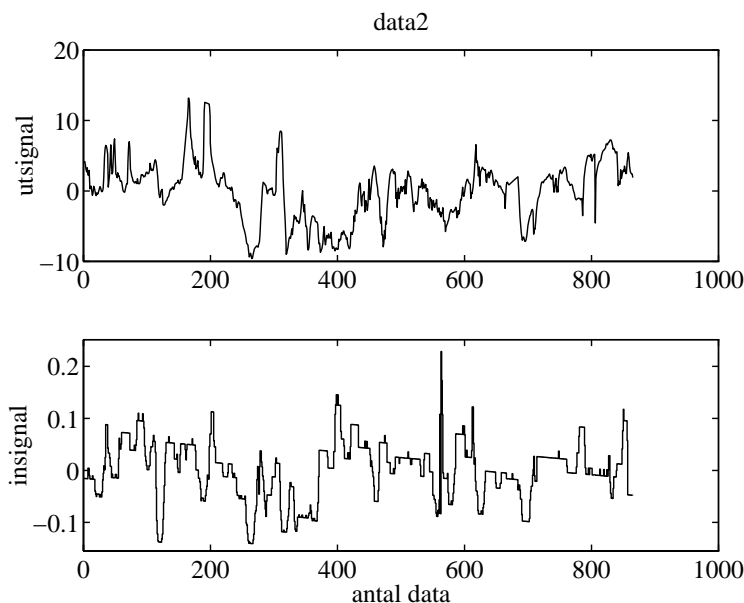
där t är tiden i timmar och standardavvikelserna för parametrarna skattas till 0.7% av 0.96 och 13.7% av 3.14.

För fallet med 6-timmars medelvärden blev den bästa modellen

$$S_{NH_4}(t) = 0.742S_{NH_4}(t-6) + 16.64/Q_{Rya}(t-6), \quad (26)$$

där t är tiden i timmar. Standardavvikelserna för parametrarna skattades till 5% av 0.742 och 16% av 16.64.

Värdet på förlustfunktionen för de två ARX-modellerna och den fysikaliskt baserade stationära modellen framgår i tabell 7. Av tabellen framgår att blackbox-modellerna har



Figur 27: 1-timmars data som användes vid valideringen av modellerna (*data2*).

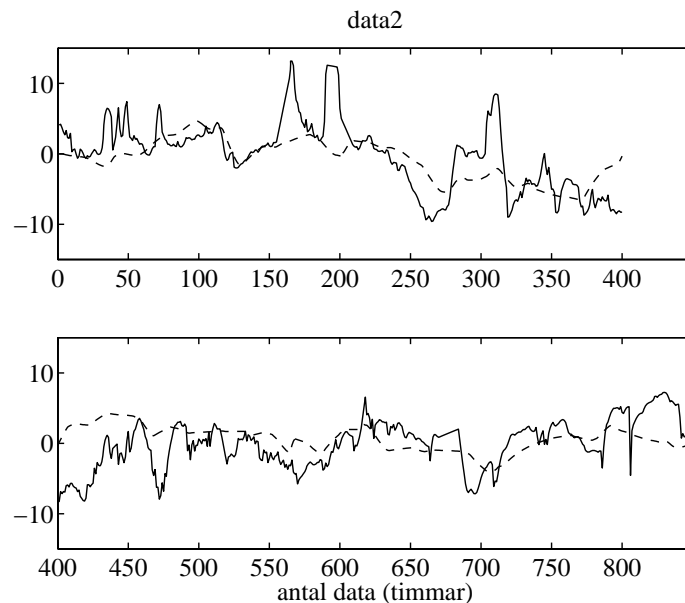
ett lägre värde på förlustfunktionen, medan skillnaden mellan 1-timmars och 6-timmars ARX-modellerna inte berättigar medelvärdesbildningen. Faktum är att om man jämför simulerade data för de två modellerna är resultatet nästan identiskt. I figur 28 jämförs de med ekv. (25) simulerade data och de uppmätta data på den dataserie som inte användes för parameterskattningen (*data2*).

Tabell 7: Värdet på förlustfunktionen V för de olika modellerna

Modell	<i>data1</i>	<i>data2</i>	<i>data1</i> och <i>data2</i>
Stationär (1-timmars)	21.5	23.7	22.4
Stationär (6-timmars)	19.0	20.6	19.6
ARX (1-timmars)	14.4	14.8	14.6
ARX (6-timmars)	13.0	13.4	13.2

Rekonstruktion och inpassning av data

Rekonstruktionen av ammoniumkoncentrationen i tillflödet för de aktuella perioderna, som framgår i appendix F, gjordes med hjälp av ARX-modellen (25). Först skapades insignalen $1/Q_{Rya}(t)$ för varje period och sedan togs de linjära trenderna i varje sådan insignalserie bort. Utsignalen beräknades sedan m h a ekv (25) där startvärdet sattes till $S_{NH_4}(0) = 0$. Till den beräknade utsignalen adderades sedan den linje som gick från sista uppmätta data som ansågs vara riktig innan avbrottet till den första som ansågs vara riktig efter avbrottet. Resultatet ersatte sedan data från den period som ansågs vara otillförlitlig eller saknades.



Figur 28: Jämförelse mellan uppmätta (heldragna) och simulerade (streckade) ammoniumhalter för *data2*.

Under försökets gång var det betydligt färre tillfällen som man med säkerhet kunde säga att ammoniummätaren på utgående vatten från biobädden ej gav tillförlitliga data. Två sådana perioder kunde dock konstateras. Den första perioden, 950503.1500 till 950504.1100, rekonstruerades data genom linjärinterpolation på samma sätt som beskrevs i avsnitt 7.5.1. Den andra perioden var tiden mellan 950524.1500 och 950607.1600 då mätaren var avstängd. Under den perioden var belastningen in till biobädden låg och halten ut approximeras därför med en koncentration på 0.1 gN/m^3 .

Efter rekonstruktionen av data som beskrivits i det här avsnittet så justerades samtliga data enligt avsnitt 7.5.2.

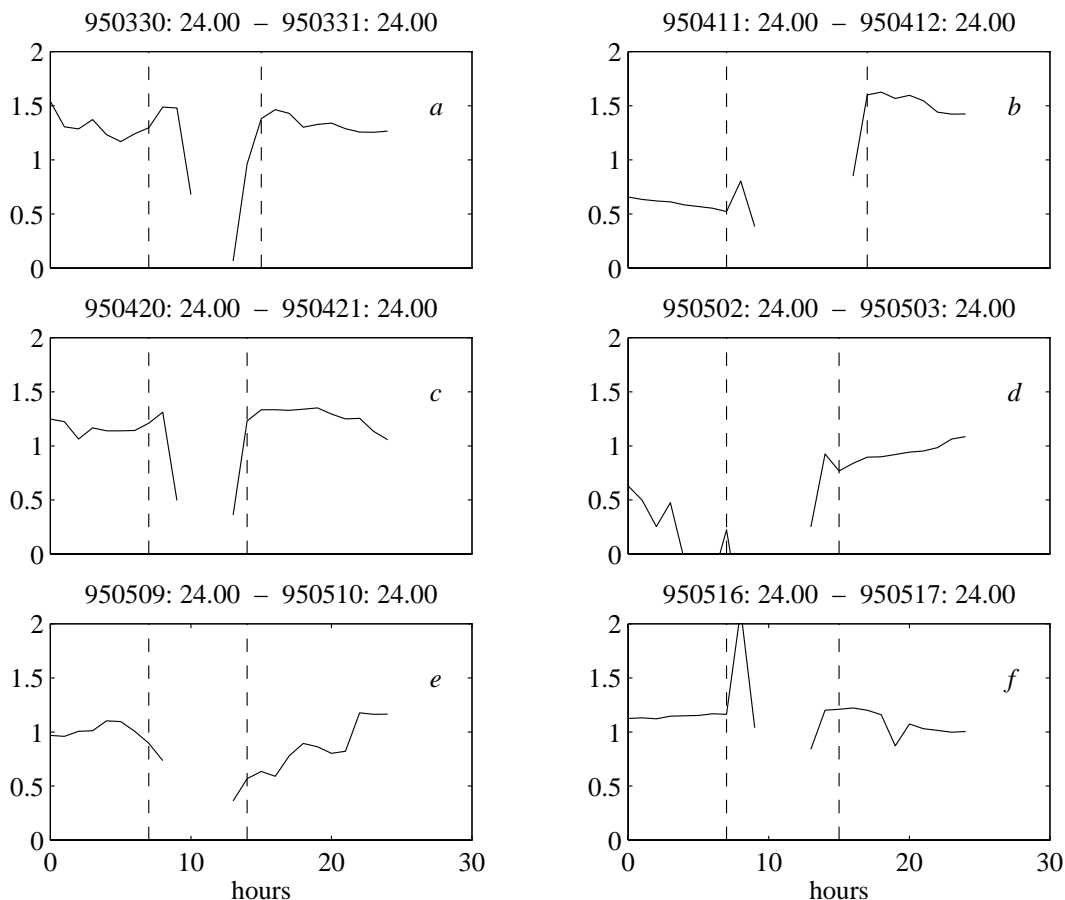
7.5.4 Dränkning och perioder utan flöde

Tillfällena när dränkning skedde och andra tillfällen när pumparna stod stilla framgår av appendix G. I regel skedde dränkning mellan en gång i veckan och varannan vecka under försöksperioden. I figurerna 29 och 30 visas den framräknade nitrifikationshastigheten, baserad på de justerade kurvorna, för de dagar då dränkning genomfördes. De streckade linjerna markerar mellan vilka datapunkter som dränkningen direkt har påverkat mätningarna. I appendix G finns motsvarande kurvor för tillflöden, recirkulerade flöden och ammoniumkoncentration i tillflödet.

Genom att vi studerar nitrifikationshastigheten, är det de tillfällen då nitrifikationen inte är fullständig, d v s när belastningen varit hög, som är intressant att analysera. Detta tillsammans med de kommentarer som finns i appendix G gör att det endast är kurvorna i figur 29a, c, e och f samt figur 30e och f som är intressanta. Ur dessa figurer framgår att dränkning av bädden inte nämnvärt påverkar nitrifikationshastigheten på kort sikt. Däremot kan dränkningen ha en positiv inverkan på längre sikt och även på kort sikt

under andra tider på året.

Under tiden för dränknigen är syrehalten mycket låg i biobädden och därför kan man anta att nitrifikationen i stort sett står stilla, men genom att nitrifikationshastigheten efter dränknigen förblir ungefär den samma som innan verkar det inte som om de nitrifierande bakterierna påverkas av dränknigen. Innan resultaten av försöket analyserades togs därför data under dränkningstillfällena bort från dataserierna.



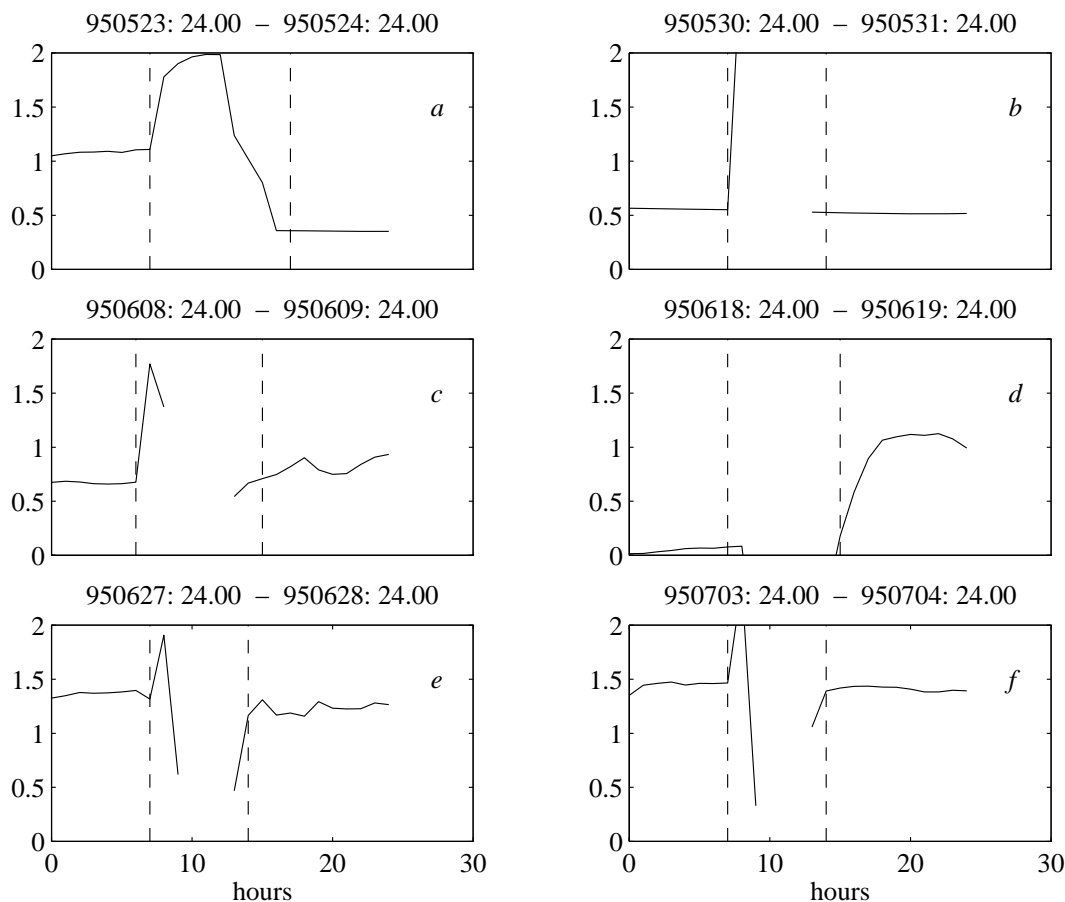
Figur 29: Nitrifikationshastigheten ($\text{gN/m}^2\text{d}$) vid dränkningstillfällena.

7.6 Resultat från stegsvarsförsöket

De resultat som förväntades innan försöket genomfördes kunde tyvärr inte uppfyllas till fullo, framförallt på grund av osäkra mätdata. En del resultat och indikationer, som man trots allt kan sluta sig till, presenteras i det här avsnittet.

7.6.1 Profilmätningar

Profilmätningar genomfördes på bädden i slutet av varje period med konstant belastning, d v s totalt tre tillfällen: 950504, 950615 och 950706.



Figur 30: Nitrifikationshastigheten vid dränkningstillfällena.

Utförandet av profilmätningarna var i stort sett det samma vid alla försökstillfällena. Totalflödet hölls konstant vid 14 l/s och ingående ammoniumkoncentration ändrades genom att ändra förhållandena mellan recirkulerat flöde och tillflöde. Vid första mätningen stängdes recirkulationen av för att på så sätt uppnå maximal ammoniumkoncentration in till bädden. Detta resulterade bl a i de stegändringar som analyserades i avsnitt 5. För varje mätning ökades sedan recirkulationen något med följd att ammoniumkoncentrationen minskade. Mellan varje mätning gick det ca 2 timmar för att förhållandena skulle stabilisera sig. Prover togs på inkommande vatten direkt från spridaren, i ett av mät-hålen 3 eller 4, samt i utgående vatten från bädden. Proverna analyserades sedan med avseende på ammonium, nitrit, nitrat, alkalinitet och pH. Samtliga mätdata och några kommentarer finns sammanfattade i appendix H.

I början av de två senare försökstillfällena var det betydligt mer slam i vattnet än vid de senare mätningarna vilket kan ha påverkat nitrifikationshastigheten negativt. Därför gjordes ytterligare profilmätningar 950616. För det sista tillfället utnyttjades data från variansmätningarna 950705.

Nitrifikationshastigheten

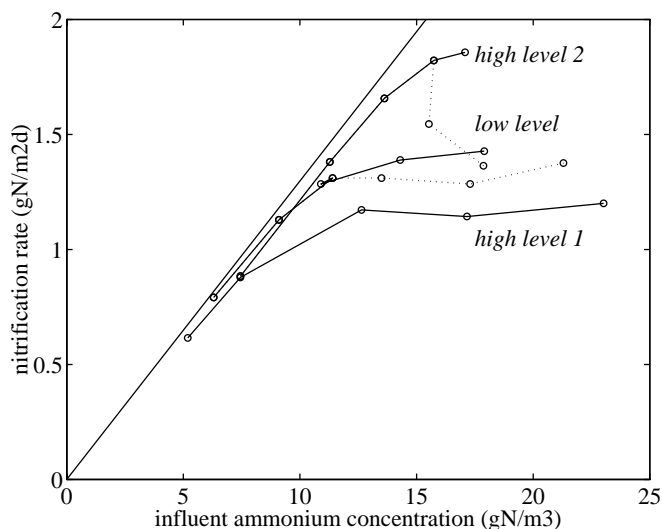
I figur 31 visas nitrifikationshastigheten över hela bädden för de tre (fem) profilmätningarna. Temperaturerna vid de aktuella tidpunkterna framgår i tabell 8. Den stora skillnaden i nitrifikationshastighet mellan mätningarna 950504 och mätningarna 950705 kan förmodligen inte förklaras av skillnaden i temperatur.

I laboratorier har temperaturberoendet hos den maximala tillväxthastigheten (μ_m) hos de nitrifierande bakterierna uppmätts till att vara ungefär [4]:

$$\mu_m(T) = 10^{0.0413T-0.944} \text{ d}^{-1}. \quad (27)$$

Ekvation (42) och (43) i appendix B ger en förenklad modell av den stationära nitrifikationshastigheten. Enligt den förenklade modellen är syre hastighetsbegränsande för höga ammoniumkoncentrationer. Nitrifikationshastighetens temperaturberoende bestäms då av temperaturberoendet för μ_m , D'_{O_2} och $S_{O_2}^{sat}$, som antas vara syrekoncentrationen i hela bulken. Temperaturberoendet för dessa finns angivna i appendix B.

Under antagande att bakteriekoncentrationen var den samma i bädden under alla provomgångar kan de teoretiska kvoterna mellan nitrifikationshastigheterna beräknas och jämföras med de uppmätta kvoterna. Genom att syre antas vara hastighetsbegränsande i hela bädden har värdet på bakteriekoncentrationen i biofilmen ingen betydelse för kvoten. I tabell 9 finns dessa kvoter listade för en inkommande ammoniumhalt av 17.5 gN/m^3 .



Figur 31: Uppmätta nitrifikationshastigheter för de tre profilerna (prickat för de data som troligen påverkats av mindre slamflykter).

Ur tabell 9 framgår att den uppmätta ökningen från Hög nivå 1 till Hög nivå 2 är betydligt större än den teoretiska. Man skall dock observera att den teoretiska modellen som använts inte tar hänsyn till att den lägre tillväxthastigheten (orsakad av den lägre temperaturen) ger en lägre stationär bakteriekoncentration. Det är dock tveksamt om detta skulle kunna förklara den stora skillnaden. Av större betydelse kan vara att vattnet

Tabell 8: Vattentemperaturerna vid profilmätningarna

	temperatur (°C)	datum
Hög nivå 1	13.8	950504
Låg nivå	16.4	950615-950616
Hög nivå 2	17.5	950705-950706

Tabell 9: Kvoterna mellan nitrifikationshastigheterna

Kvot	teoretisk	uppmätt
Hög nivå 2/Låg nivå	1.06	1.32
Hög nivå 1/Låg nivå	0.87	0.80
Hög nivå 2/Hög nivå 1	1.22	1.65

var betydligt renare vid provomgången för Hög nivå 2 än för Hög nivå 1, vilket märktes vid filtreringen av vattnet, se appendix H.

Temperaturen skiljer relativt lite mellan provomgångarna för Låg nivå och Hög nivå 2 och dessutom var vattnet ungefär lika rent i båda fallen. Det är därför tänkbart att den låga ammoniumbelastningen som rådde under ca en månad innan provomgången för Låg nivå medförde att bakteriekoncentrationen blev lägre än den för Hög nivå 2.

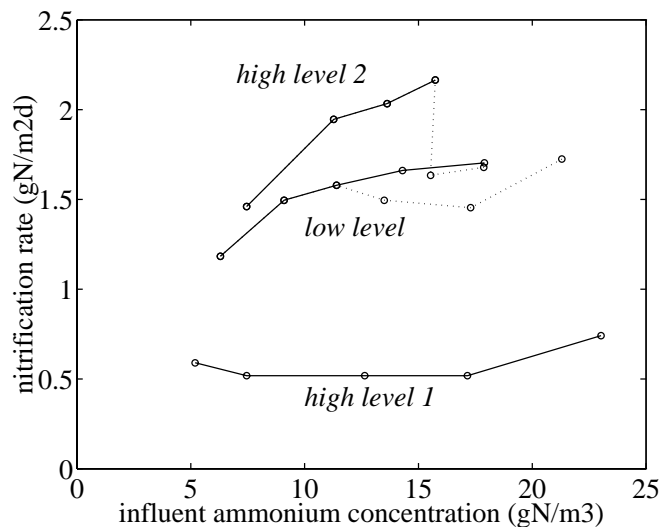
I figurerna 32 och 33 framgår de uppmätta nitrifikationshastigheterna i den övre och undre delen av biobädden. I mätningarna för Hög nivå 1 användes provhåll 3 och i de övriga provhåll 4. Den stora skillnaden mellan nitrifikationshastigheten för Hög nivå 1 i den övre delen och i den undre delen av bädden tyder på att provhåll 3 inte gav en representativ bild av vattnet i det skiktet av bädden. Till exempel kan man tänka sig att en mindre mängd vatten rann längs med kanten av bädden rakt ovanför provhålet.

Däremot borde mätningarna för Låg nivå och Hög nivå 2 vara jämförbara. Tyvärr var ammoniumhalterna i mätområdet lägre för Hög nivå 2, men man kan ändå se en klar tendens till att nitrifikationshastigheten var betydligt större för Hög nivå 2 än för Låg nivå i den nedre delen med tanke på att de högsta värdena uppmättes när vattnet innehöll större mängder slam. Observera också att nitrifikationskurvan planar ut för Låg nivå.

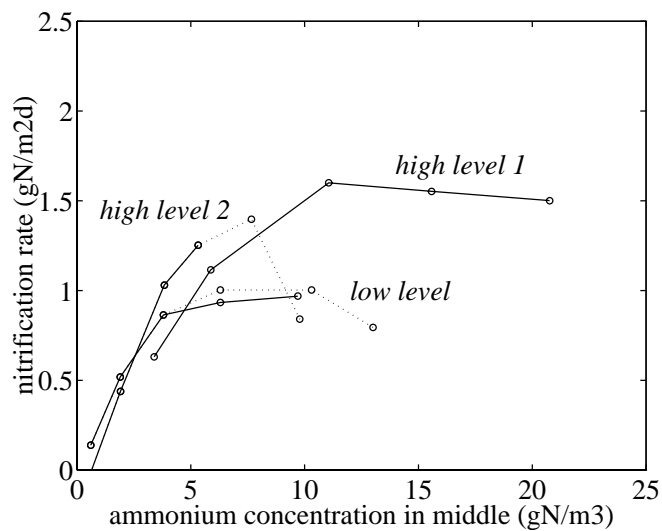
En tänkbar tolkning av mätdata är att efter en så pass lång tid av låg belastning i den nedre delen av biobädden har bakteriekoncentrationerna där minskat och biofilmen dessutom minskat i tjocklek. Ökningen av nitrifikationshastigheten med ökande ammoniumhalt blir mindre ju tunnare biofilmen är, och ju lägre bakteriekoncentration desto lägre nitrifikationshastighet. I den övre delen av bädden där näringstillförseln varit större bör biofilmen vara tjockare och därmed nitrifikationshastigheten högre med en tydligare ökning då ammoniumhalten ökar.

Nitrithalterna

I figur 34 visas de uppmätta nitrithalterna i utgående vatten. Enligt förenklade modeller är dessa främst beroende av utgående ammoniumhalt och temperatur [2]. De bakterier



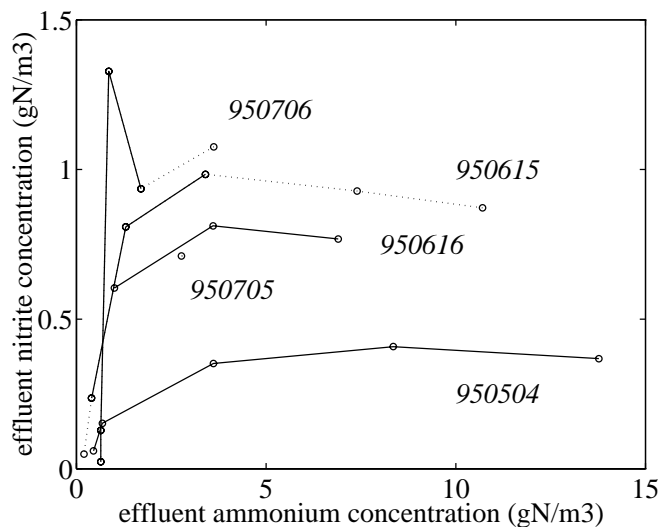
Figur 32: Uppmätt nitrifikationshastighet mellan inkommande vatten och provhål i mitten (hål 3 för high level 1 och hål 4 för de andra). Kurvorna är prickade för de data som kan ha påverkats av mindre slamflykter.



Figur 33: Uppmätt nitrifikationshastighet mellan mittenhål (hål 3 för high level 1 och hål 4 för de andra) och utgående vatten. Kurvorna är prickade för de data som kan ha påverkats av mindre slamflykter.

som oxiderar nitrit till nitrat (*Nitrobacter*) är mindre temperaturberoende än de som oxiderar ammonium till nitrit (*Nitrosomonas*). Därför ökar utgående nitrithalt med temperaturen, vilket stämmer med de uppmätta halterna.

I figur 35 visas motsvarande kurvor för proverna från mittenhålet. Skillnaden mellan nitrithalten för Hög nivå 2 (950706) och Låg nivå (950615/950616) verkar vara signifikant



Figur 34: Uppmätta nitrithalter i utgående vatten. Kurvorna är prickade för de data som kan ha påverkats av mindre slamflykter.

och kan knappast förklaras av en grads temperaturskillnad. En förklaringsmodell kan vara följande: Den höga ammoniumkoncentrationen in till bädden innan mätningarna för Hög nivå 2 ger *Nitrosomonas* en konkurrensfördel gentemot *Nitrobacter*, som därför blir något färre i proportion till ammoniumoxiderarna. Detta skulle i så fall resultera i en något högre nitritkoncentration.

Genom att det är omöjligt att veta hur pass representativ bild provtagningarna i mittenhålen ger av vattnet i det skiktet vid varje tillfälle skall man inte dra för stora slutsatser av dessa mätningar.

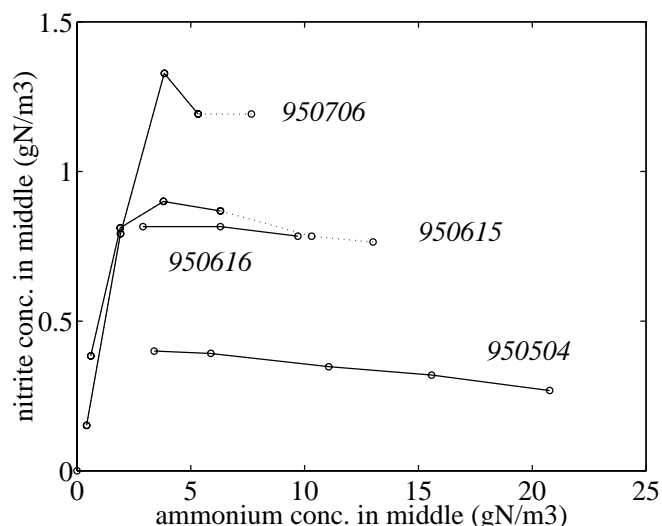
7.6.2 Studie av temperaturberoendet

För att kunna avgöra effekterna av temperatur bör det ha varit likadana förhållanden i bädden under längre tider vid olika temperaturer. Om försöket fallit ut som planerat hade så varit fallet, men som framgår av figur 36 varierade förhållandena ganska kraftigt under varje period som det skulle varit konstant belastning (jmf figur 19 och 21).

Ur figur 36 ser man att det egentligen bara är två perioder med ganska konstanta förhållanden som är jämförbara: 1020-1320 timmar (950505-950518) och 2220-2450 timmar (950626-950706). I figur 37 och 38 visas inkommande ammoniumhalt, utgående ammoniumhalt, nitrifikationshastighet och vattentemperatur för dessa två perioder.

I tabell 10 sammanfattas medelvärdena under de två perioderna. För den senare av perioderna kan man i figur 38 se att inkommande ammoniumhalt är betydligt högre under en kortare period. Under samma period var dock totalflödet genom bädden lägre än vanligt så att ammoniumbelastningen i stort sett var oförändrad. Medelvärdet av inkommande ammoniumhalt har därför beräknats som medelvärdet av ammoniumbelastningen dividerat med ett flöde av 14 l/s.

Från tabell 10 framgår att den uppmätta nitrifikationshastigheten är ungefär 11%



Figur 35: Uppmätta nitrithalter i provhålet i mitten av bädden (hål 3 950504 och hål 4 för de övriga). Kurvorna är prickade för de data som kan ha påverkats av mindre slamflykter.

Tabell 10: Medelvärden för perioderna 950505-950518 och 950626-950706

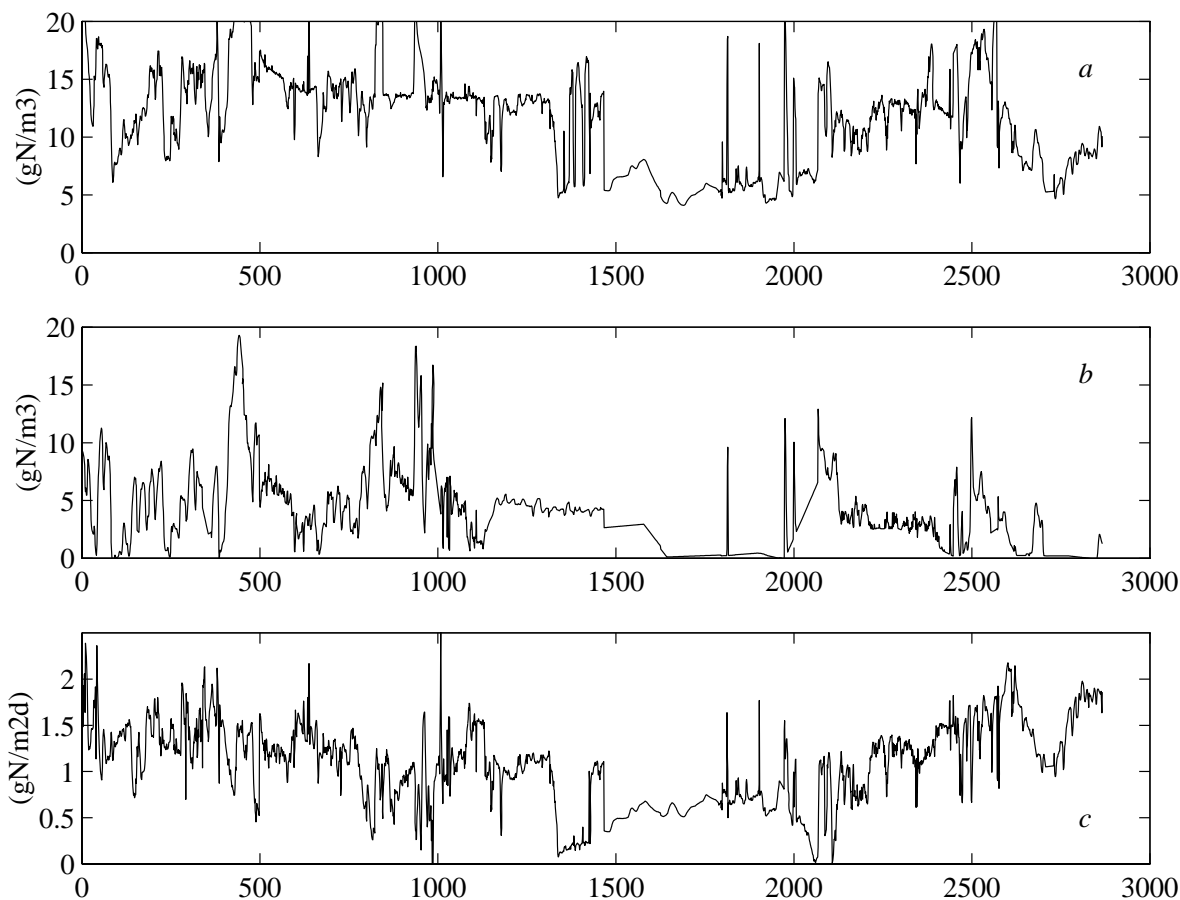
	950505-950518	950626-950706
Inkommande ammoniumhalt (gN/m ³)	12.75	12.09
Utgående ammoniumhalt (gN/m ³)	4.01	2.46
Nitrifikationshastighet (gN/m ² d)	1.14	1.27
Vattentemperatur (°C)	13.84	17.38

högre vid den högre temperaturen, trots en något lägre ammoniumbelastning under perioden och en ganska mycket lägre ammoniumbelastning innan perioden. Kvoten mellan de uppmätta nitrifikationshastigheterna är 1.11 vilket man kan jämföra med motsvarande kvot i tabell 9, baserad på en förenklad modell, som är 1.22.

Medelvärden beräknade över i stort sett hela perioderna Hög nivå 1 (500-1320 timmar) och Hög nivå 2 (2220-2700 timmar) ges i tabell 11. Kvoten mellan nitrifikationshastigheterna blir i det fallet 1.28 för de uppmätta och 1.30 med den teoretiska modellen.

Tabell 11: Medelvärden för perioderna 950412-950518 och 950626-950717

	950412-950518	950626-950717
Inkommande ammoniumhalt (gN/m ³)	13.65	13.79
Utgående ammoniumhalt (gN/m ³)	5.26	2.71
Nitrifikationshastighet (gN/m ² d)	1.10	1.41
Vattentemperatur (°C)	12.69	17.72



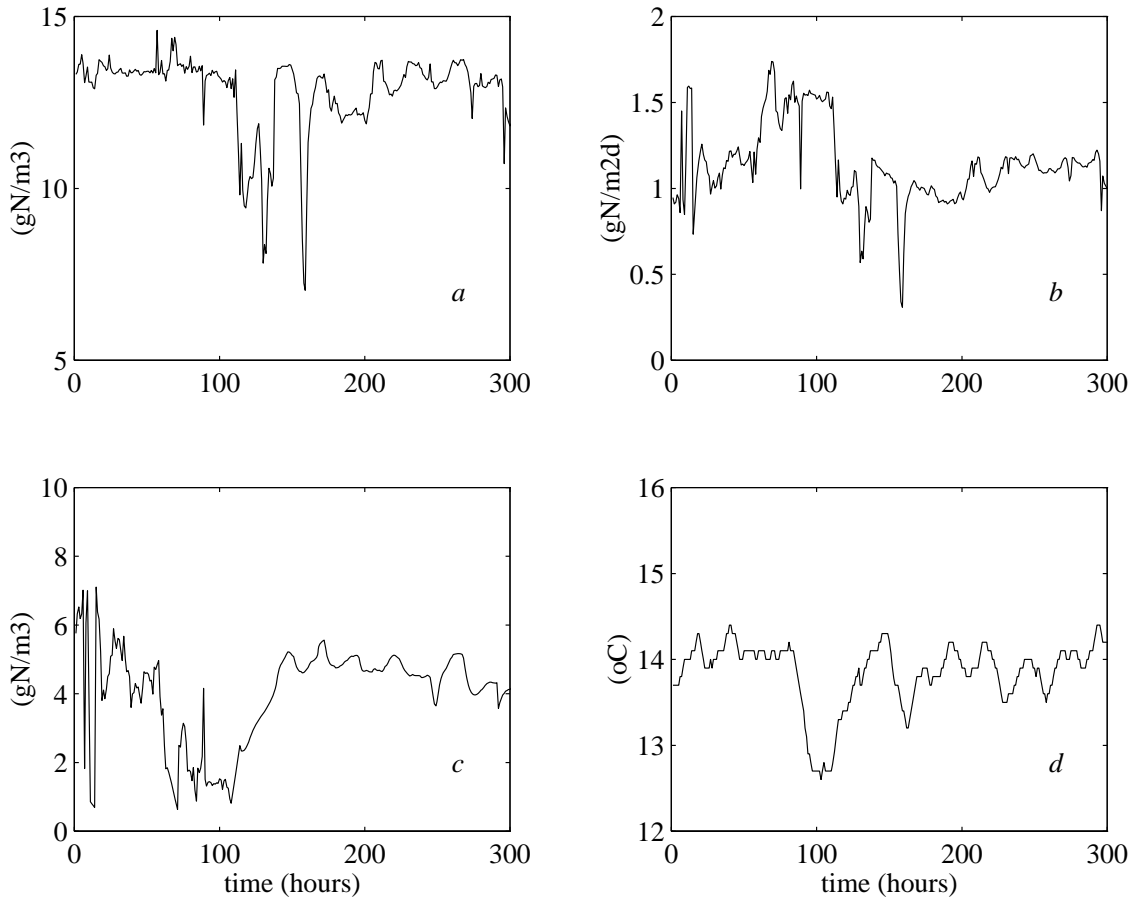
Figur 36: Inkommande (*a*) och utgående (*b*) ammoniumkoncentration samt nitrifikationshastighet (*c*) efter all förbehandling av data.

7.6.3 Långsam dynamik

Ett av huvudsyftena med det långa stegsvaret var att genom försöket kunna observera den (bakteriella) långsamma dynamiken vid en ökning från låg belastning till en hög belastning.

Tidigare simuleringar med en dynamisk modell har visat att dynamiken syns tydligast strax efter stegändringen [14]. Tyvärr uppstod ett flertal problem just vid tiden kring stegändringen vilket gör analysen betydligt mer komplicerad. Om förhållandena hade varit bättre kontrollerade och i stort sett konstanta innan och efter ändringen från låg till hög nivå skulle den förväntade dynamiken gett en mjuk insvängning från en låg till en hög nitrifikationshastighet. Genom att förhållandena inte var sådana måste en modell användas för att eventuellt kunna se någon dynamik. Att jämföra med den ganska komplicerade dynamiska modellen som tidigare utvecklats kräver en hel del programmering. En sådan jämförelse kommer därför göras vid ett senare tillfälle. Här nöjer jag mig med att jämföra med följande statistiska modell där uttrycket för nitrifikationshastigheten härleds i appendix B:

Biobädden delas in i fyra seriekopplade CSTR, se figur 11. En stationär massbalans



Figur 37: Inkommande ammoniumhalt (*a*), utgående ammoniumhalt (*b*), nitrifikationshastighet (*c*) och vattentemperatur (*d*) för perioden 950505-950518.

över varje CSTR ger:

$$Q(S_{NH_4,i-1} - S_{NH_4,i}) - (A_{tot}/4)J(S_{NH_4,i}) = 0, \quad i = 1, 2, 3, 4, \quad (28)$$

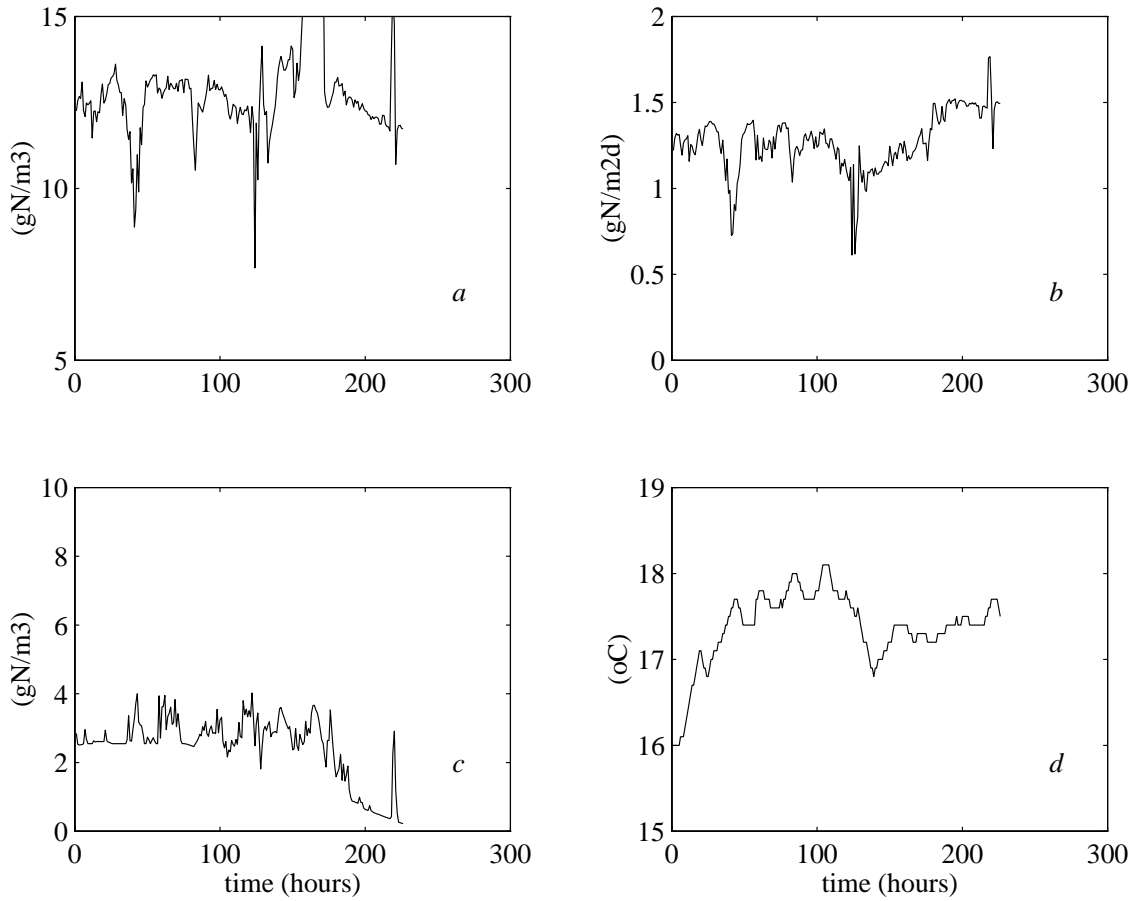
där Q är flödet genom bädden (m^3/d), $S_{NH_4,i}$ är ammoniumkoncentrationen i CSTR i (gN/m^3), A_{tot} är totala arean av biofilm i bädden ($9320 m^2$) och $J(S_{NH_4,i})$ är nitrifikationshastigheten i CSTR i (gN/m^2d). Nitrifikationshastigheten i CSTR i ges av (se appendix B):

$$J(S_{NH_4,i}) = \sqrt{\frac{2D'_{NH_4}(T)X\mu_m(T)}{Y} \left(S_{NH_4,i} - S_{NH_4,i}^w - K_{s,NH_4} \ln \left(\frac{K_{s,NH_4} + S_{NH_4,i}}{K_{s,NH_4} + S_{NH_4,i}^w} \right) \right)} \quad (29)$$

där $S_{NH_4,i}^w$ är ammoniumkoncentrationen vid biofilmens underlag i CSTR i .

Om vi låter

$$S_{rl} = \frac{D'_{O_2}(T)S_{O_2}^{sat}(T)}{4.33D'_{NH_4}(T)}$$



Figur 38: Inkommande ammoniumhalt (a), utgående ammoniumhalt (b), nitrifikationshastighet (c) och vattentemperatur (d) för perioden 950626-950706.

ges $S_{NH_4,i}^w$ av

$$S_{NH_4,i}^w = \begin{cases} 0 & \text{om } S_{NH_4,i} \leq S_{rl} \\ S_{NH_4,i} - S_{rl} & \text{om } S_{NH_4,i} > S_{rl} \end{cases} \quad (30)$$

Värdena på Monod mättnadskonstanten K_{s,NH_4} , diffusionskoefficienterna D' , maximala tillväxthastigheten μ_m , utbyteskoefficienten Y och mättnadskoncentrationen av syre $S_{O_2}^{sat}$ är finns i appendix B.

Koncentrationen av aktiva nitrifierande bakterier X , valdes till 900 gCOD/m^3 , vilket ger en nitrifikationshastigheten över bädden av $1.41 \text{ gN/m}^2\text{d}$ vid 17.72°C , jmf tabell 11.

I simuleringarna används de från förbehandlade data framräknade ammoniumkoncentrationerna in till bädden som $S_{NH_4,0}$ och den uppmätta vattentemperaturen i utgående vatten från verket som T . Utgående ammoniumhalt ges då av $S_{NH_4,4}$ och totala nitrifikationshastigheten över bädden beräknas som

$$J_{tot} = Q(S_{NH_4,0} - S_{NH_4,4})/A_{tot}$$

Den enda svårigheten vid användningen av modellen är att ekvation (28) måste lösas

med avseende på $S_{NH_4,i}$ för varje CSTR. Detta gjordes med hjälp av sökrutinen *fzero* i MATLAB.

I figur 39 jämförs uppmätta (och förbehandlade) data med simuleringar av modellen för perioden strax innan nivåändringen till slutet av perioden Hög nivå 2 (950614-950710). Observera att tidsintervallen då dränkning pågått är "bortklippta". Orsakan till de stora avvikelserna mellan simulerade och uppmätta data innan nivåändringen (mellan 60 och 120 timmar i figuren) är att tillförlitliga data saknas och att därför gjordes vid förbehandlingen av data en linjärinterpolation av den utgående ammoniumhalten däremellan.

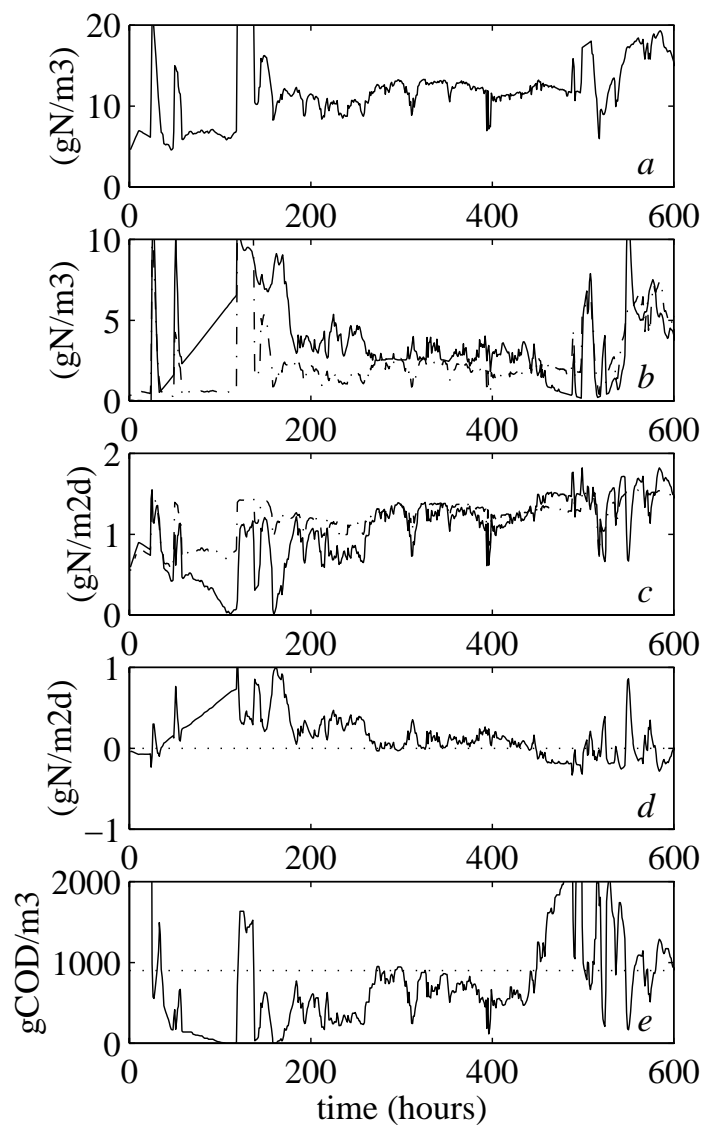
I figur 39c och d ser man att modellen ger en högre nitrifikationshastighet än den uppmätta i en till två veckor efter nivåändringen för att därefter överensstämmer bättre. I modellen antas bakteriekoncentrationen vara densamma under hela tiden. Skillnaden mellan simulerade och uppmätta nitrifikationshastigheter indikerar därför att bakteriekoncentrationerna i bädden ökar succesivt efter nivåändringen. Det antagna temperaturberoendet hos den maximala tillväxthastigheten ytterligare styrker denna indikation. De perioder med likartade förhållanden som studerades i avsnitt 7.6.2 och sammanfattas i tabell 10 indikerar ett svagare temperaturberoende än det som antagits. Tidigare undersökningar av manuella data har också pekat på ett svagt temperaturberoende. Om ökningen av den maximala tillväxthastigheten hos de nitrifierande bakterierna skulle vara mindre än det som ges av (45) i appendix B skulle modellen ge en ännu högre nitrifikationshastighet perioden närmast efter nivåändringen eftersom temperaturen ökade under hela den studerade perioden.

För att få en uppfattning om hur bakteriekoncentrationen förändras bestämdes för varje T och $S_{NH_4,0}$ vilken bakteriekoncentration X i modellen som ger samma utgående ammoniumhalt $S_{NH_4,4}$ som den uppmätta. Resultatet visas i figur 39e. Några av de stora förändringarna i den framräknade bakteriekoncentrationen kan förklaras.

Alldeles i början (0-50 timmar) är den framräknade bakteriekoncentrationen orimligt hög. Det beror på att den uppmätta ammoniumhalten i utgående vatten från bädden var mycket nära noll. På grund av det i modellen använda uttrycket för nitrifikationshastigheten måste bakteriekoncentrationen ökas oerhört mycket för att uppnå en mycket liten minskning av den utgående ammoniumhalten för så små halter.

Närmaste tiden efter denna (50-120 timmar) var det, som nämnts tidigare, problem med mätaren på utgående vatten. Den interpolerade utgående ammoniumhalten är orsaken till den mycket låga bakteriekoncentrationen.

Även dygnet kring nivåändringen var det en rad problem. En dränkning skedde av misstag precis i anslutning till ändringen, styrsystemet krånglade vilket medförde att flödet blev mycket större än 14 l/s och ammoniummätaren på utgående sög inget vatten, vilket förklarar toppen mellan 120 och 140 timmar.



Figur 39: Inkommande ammoniumhalt (*a*), utgående ammoniumhalt (*b*), nitrifikationshastighet (*c*), differensen mellan simulerad och uppmätt nitrifikationshastighet (*d*) och den bakteriekoncentration X som ger differensen noll (*e*). De prickade kurvorna i (*b*) och (*c*) är simulerade värden.

8 Identifieringsexperiment med slumpvis varierande flöde

I slutet av november genomfördes ett experiment för att ytterligare studera den snabba dynamiken i biobädden. Syftet var att se om den förenklade modellen med seriekopplade tankreaktorer (CSTR) duger för att beskriva dynamiken inte bara vid stegändringar i inkommande ammoniumhalt vid konstant flöde.

Under hela försökets gång var recirkulationen avstängd för att få bättre kontroll över vattnet in till bädden. I förväg bestämdes en binär slumpserie som bestämde när flödet genom bädden skulle ändras. Arbetspunkten för flödet lades till 12 l/s. I figur 40 visas de uppmätta flödena och ammoniumkoncentrationerna.

Tyvärr visade det sig att responsen i utgående ammoniumhalt på ändringarna i flödet var väldigt små. Detta berodde på två orsaker:

- Ammoniumkoncentrationen in till bädden var låg vilket gav en låg koncentration ut ur bädden. Vid låga koncentrationer ut ur bädden blir effekterna mindre av ändringar i ammoniumbelastning.
- Dynamiken i ammoniummätarna hade inte kontrollerats innan försöket. Genom att dynamiken i mätarna är långsammare än dynamiken i bädden "smetas" de verkliga förändringarna i utgående ammoniumhalt ut.

Efter ett antal ändringar upptäcktes att mätaren var för långsam och därför förlängdes tidsintervallen mellan förändringarna i flödet för att få större utslag.

Om ammoniummätaren hade varit snabbare och ammoniumbelastningen högre vid experimenttillfället hade linjära modeller kunnat ansättas och identifieras på samma sätt som i avsnitt 7.5.3.

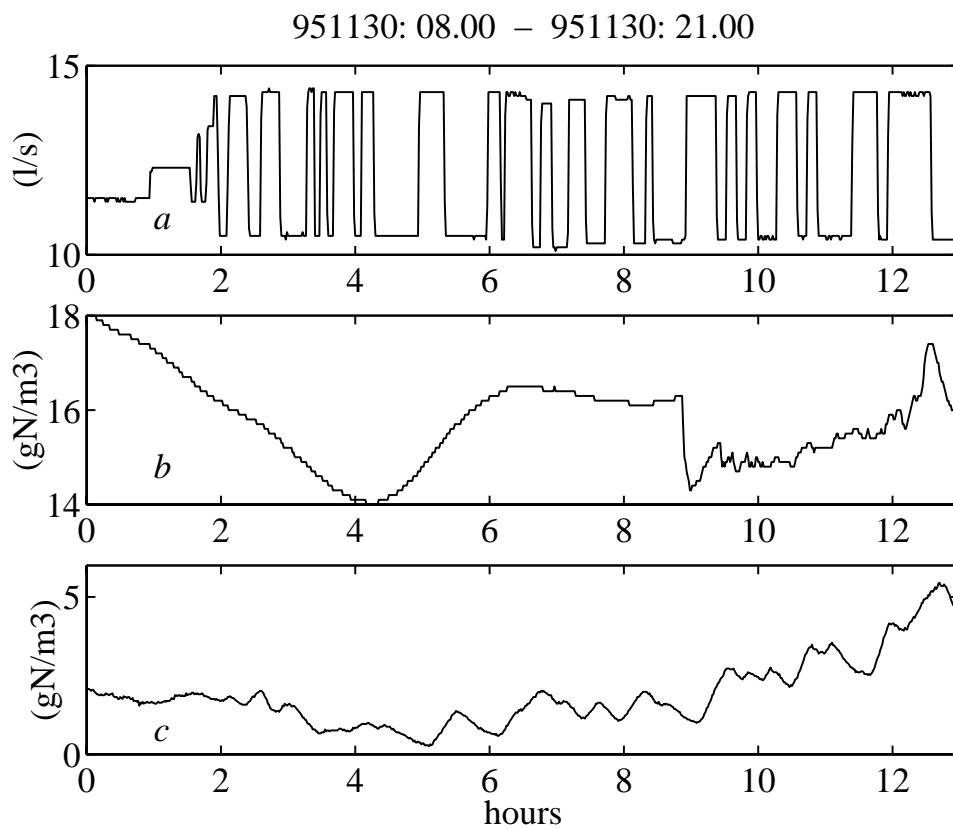
En jämförelse mellan simulerade data och uppmätta gjordes utan identifiering av någon modell. Två modeller användes.

Den första modellen som användes var den förenklade modellen som användes i avsnitt 7.6.3. Bakteriekoncentrationen X i modellen valdes till 2520 gCOD/m³ vilket gav samma nitrifikationshastighet som den uppmätta då försöket startades (1.70 gN/m²d). Till den stationära modellen lades till en dödtid på 8.5 minuter (jmf tabell 2 i avsnitt 3) och den dynamiska modellen av ammoniummätaren på utgående vatten (se avsnitt 4). Resultatet presenteras i figur 41a.

Den andra modellen av nitrifikationen i biobädden var den enklast möjliga. Nitrifikationshastigheten över bädden sattes till 1.70 gN/m³ och sedan lades en dödtid på 8.5 minuter och den dynamiska modellen av ammoniummätaren till modellen. Resultatet presenteras i figur 41b.

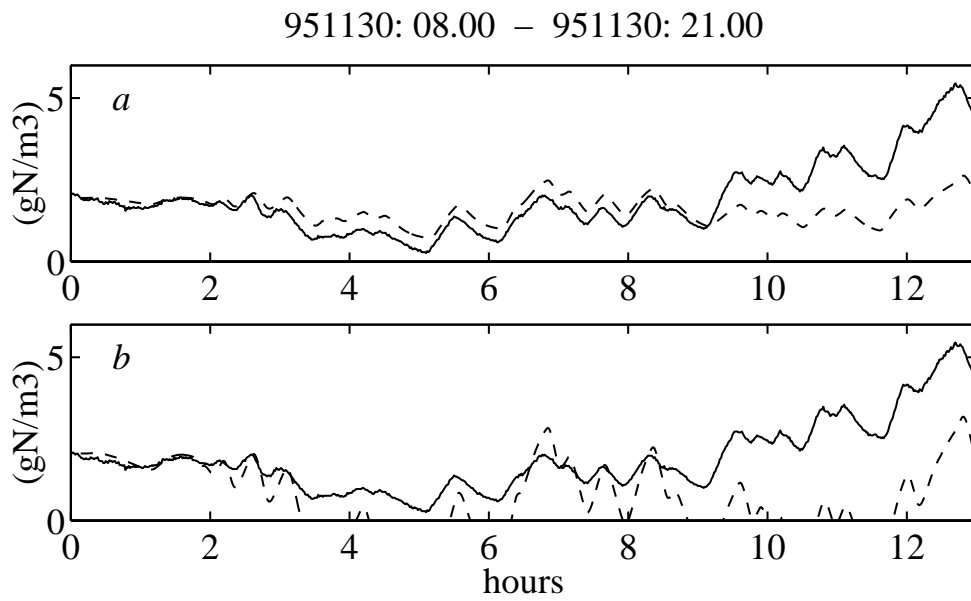
I figur 41a kan man se att nitrifikationshastigheten och dynamiken verkar beskrivas på ett hyfsat sätt med den första olinjära modellen. Observera att dynamiken i båda modellerna endast ges av medeluppehållstiden och dynamiken i mätaren. Den senare modellen med konstant nitrifikationshastighet ger ett betydligt sämre resultat och är helt klart inte tillräcklig när belastningen är så låg som den var i det här försöket, se figur 41b.

De troligaste orsakerna till avvikelserna mellan simulerad och uppmätt utgående ammoniumhalt i figur 41a är att inkommande ammoniumhalt inte var den som gavs av



Figur 40: Uppmätt flöde genom bädden (*a*), inkommande ammoniumhalt (*b*) och utgående ammoniumhalt (*c*).

mätaren eller att mätaren på utgående vatten började driva. I figur 40 framgår att det var problem med ammoniummätaren på utgående vatten från verket (inkommande till bädden) under försökets gång, särskilt efter 9 timmar då avvikelserna ökade kraftigt, vilket därför är den troligaste orsaken till avvikelserna.



Figur 41: Uppmätt utgående ammoniumhalt från givaren (heldragen kurva) och simulerad utgående ammoniumhalt från givaren (streckad kurva) med den olinjära modellen (*a*) och med konstant nitrifikationshastighet (*b*).

9 Särskilda iakttagelser

Under experimenten som utfördes under året gjordes några iakttagelser, utöver de som nämnts i samband med varje experiment, som kan vara värda att kommentera.

9.1 Lossning av biofilm eller stopp i bädden?

Under perioden Låg nivå (mycket låg ammoniumbelastning) i det långvariga stegsvars-försöket började det lukta surt (dy) om utgående vatten. Lukten som var särskilt tydlig vid dränkningen av biobädden observerades även av driftspersonalen. Det verkade som den tilltog i början av juni.

Den 7:e juli på kvällen ökade slammängden från en av sedimenteringsbassängerna innan biobädden. I samband med detta blev utgående vatten svartfärgat och luktade mycket surt och illa. Detta pågick under ca 15 minuter och i samband med detta stannade tillflödespumpen.

Några prover på det missfärgade vattnet togs och studerades i mikroskop. Efter vad man kunde se (Ann Mattsson) skiljde sig inte proverna nämnvärt från prover av slam. Proverna fotograferades.

Orsakerna till det som observerades är svårt att bestämma. Två tänkbara orsaker är:

- Under den långa perioden med låg belastning har biofilmen i de nedre delarna av biobädden utarmats och kanske därför inte fäst lika bra i fyllnadsmaterialet. När så (en större mängd?) slam passerade rev det med sig delar av biofilmen.
- Någonstans i biobädden hade en propp bildats. Av någon anledning, kanske slammet/orsaken till att pumpen stannade, släppte proppen. Den sura lukten kan ha berott på syrebrist någonstans, vilket talar för den här förklaringen.

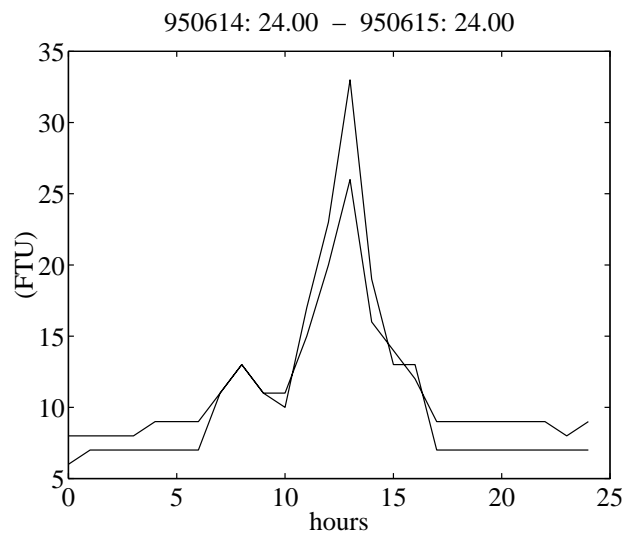
Den totala mängden fast material som kom ut ur bädden uppskattar jag till mindre än en halv kubikmeter. Om alltihop var biofilm så rör det sig ändå om en ganska liten del av den totala ytan biofilm som kan uppskattas till $0.5 \text{ mm} \times 9320 \text{ m}^2 \approx 5 \text{ m}^3$.

Dagen efter höjdes belastningen tillfälligt för att undersöka om något särskilt kunde utläsas. Tyvärr noterades nog felaktiga flöden, vilket gör det svårt att säga något. Anmärkningsvärt är dock att en nitrihalt i utgående vatten på 1.56 gN/m^3 uppmättes vilket var den högsta som uppmättes under hela försökets gång.

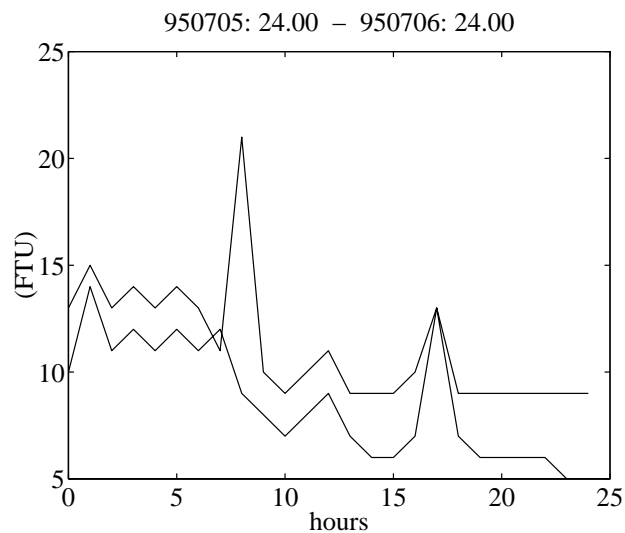
9.2 Effekter av slamflykt

Effekterna av slamflykt på biobäddens kapacitet är svårt att avgöra framförallt för att det är svårt att kvantisera och mäta slamflykter. På utgående vatten från verket (efter biobädden) sitter två grumlighetsmätare. Data från dessa studerades och jämfördes med nitrifikationshastigheten över bädden. Tyvärr kunde ingen korrelation dem emellan ses. Detta betyder inte att slam i vattnet inte påverkar nitrifikationshastigheten. Grumligheten är bara *ett* mått, mätarna är ganska otillförlitliga och dessutom mäter de medelvärdet av vattnet från samtliga efersedimenteringsbassänger och inte bara de som är innan pilotanläggningen.

I avsnitt 7.6.1 gjordes manuella mätningar av nitrifikationshastigheten i samband med profilmätningarna. Då observerades vid två av tillfällena "mindre" slamflykter som verkade påverka nitrifikationshastigheten i alla fall så länge de pågick. I figur 42 och 43 visas de uppmätta grumligheterna vid de två provtillfällena.



Figur 42: Uppmätt grumlighet i utgående vatten från bädden 950615.



Figur 43: Uppmätt grumlighet i utgående vatten från bädden 950706.

Från figurerna kan man se att observationerna som gjordes överensstämmer med data från grumlighetsmätarna. I början av de två provtillfällena var grumligheten större. Från figur 31 kan man uppskatta att nitrifikationshastigheten minskade 10-20% på grund av slammet i vattnet, men att den ökade så fort som slammängderna i vattnet minskade.

9.3 Iakttagelser vid rivningen av pilotanläggningen

Den 13:e december stängdes tillflödet till biobädden av och den 15:e december plockades block ur de två översta lagrena av biobädden ur och undersöktes samt fotograferades. Blocken som plockades ur låg i radiell riktning.

Följande observationer gjordes:

- Ingen variation i radiell riktning kunde ses förutom att den centimeter av bäddmaterialet som legat närmast kanten av biobädden var torrare och mörkare än de inre delarna. Detta beror troligen på att luften kommit åt bättre där efter att bädden hade stängts av.
- Sidorna av varje block hade samma utseende som inuti blocken.
- Inga bara fläckar utan biofilm observerades.
- Blocken från de översta lagret var något mörkare än i de från det andra lagret, särskilt den översta decimetern. Även detta beror säkert delvis på uttorkning efter avstängningen.
- Biofilmen var gul/brun/grön till färgen, jämn och satt hårt fast på plasten. Tjockleken mättes med skjutmått på ett flertal ställen och uppskattades till ca 0.5 mm.
- Över hela bäddmaterialet fanns ca 1 cm långa rödaktiga maskar (nematoder?). En uppskattning är att de utgjorde en femtedel av den totala biomassan.

10 Resultat, diskussion och fortsatt arbete

Resultaten från försöken som studerats sammanfattas punktvis nedan:

Impulssvarsförsöken

- Volymen vatten i bädden är i stort sett oberoende av flödet. Medeluppehållstiden vid normal belastning är 5-10 minuter.
- Vätskefilmens tjocklek på biofilmen är i medel 0.5 mm, vilket gör en teoretisk analys med gränsskikt omöjlig.
- Fyra eller fem stycken seriekopplade idealt omrörda tankar approximerar flödesfördelningen ganska väl.

Ammoniummätarna

- Ammoniummätare av typen omrörd tank med en mätelektrod kan modelleras som ett andra ordningens system.

Kortvariga stegsvarsförsök i ammoniumhalt

- En modell med seriekopplade idealt omrörda tankreaktorer och en enkel, men fysikaliskt baserad, modell av nitrifikationshastigheten fungerar väl för att beskriva den snabba dynamiken i bädden vid ändringar i inkommande ammoniumhalt för de sammanhang som processen kommer användas.
- Den snabba dynamiken i biofilmen kan försummas jämfört med dynamiken orsakad av flödesfördelningen.
- Responstiden vid förändrade ammoniumhalter för de nitrifierande bakterierna är mindre än några minuter oavsett tidigare belastning.

Rekonstruktion av ammoniumhalten in till bädden

- Ammoniumhalten kan till viss del rekonstrueras från pumpat flöde in till verket, vilket indikerar att med en bra modell av tillflödet till verket kan ammoniumhalten predikteras.
- Ammoniumhalten kan antingen predikteras med en blackbox-modell eller med en fysikaliskt baserad modell.

Långvarigt stegsvarsförsök i ammoniumhalt

- Dränkning av biobädden påverkar inte nitrifikationshastigheten på kort sikt, men kan ha positiva effekter på längre sikt.

- En studie av perioder med likartade förhållanden, men vid olika temperaturer, indikerar ett starkare temperaturberoende än vad som tidigare noterats. Det teoretiska temperaturberoendet hos de nitrifierande bakterierna som brukar användas vid jämförelser med försök i laboratorieskala kan vara giltigt även för denna process.
- Profilmätningarna som gjordes i slutet av varje period med "konstanta" förhållanden indikerar ungefär 20% högre nitrifikationshastighet efter en längre period med hög belastning jämfört med efter en längre period med mycket låg belastning (ca 50% av kapaciteten).
- Data tiden närmast efter höjningen i belastning indikerar en succesiv ökning av nitrifikationshastigheten under en till två veckor efter ändringen, vilket stöds av tidigare simuleringar.

Identifieringsexperiment med varierande flöde

- För de sammanhang som biobädden kommer användas fungerar en modell med seriekopplade CSTR och en förenklad fysikaliskt baserad modell av nitrifikationshastigheten tillsammans med medeluppehållstidsfördelningen väl för att beskriva nitrifikationshastigheten och den snabba dynamiken. Däremot duger inte en modell där konstant nitrifikationshastighet antas.

Särskilda iakttagelser

- Mindre slamflykter verka minska nitrifikationshastigheten med 10-20%, men återhämtningen efter slamflykten upphört verkar vara mycket snabb.
- Biofilmen har i den översta delen av biobädden en tjocklek av ungefär 0.5 mm.
- I den översta delen av biobädden kunde inga bara fläckar utan biofilm på bäddmaterialet observeras efter det att anläggningen stängts av.

I de flesta av försöken som genomfördes användes kontinuerliga ammoniummätare. En del av målen med försöken har ej uppnåtts framförallt på grund av problem med dessa. Vid studier av den snabba dynamiken i biobädden eller anläggningar av liknande typ bör mätarna vara snabbare än de som användes.

I rapporten har inga jämförelser med den tidigare utvecklade dynamiska modellen av biobädden genomförts och presenterats, men däremot med en förenklad modell av densamma. Jämförelser mellan den mer komplicerade modellen och experimentella data kommer göras efter det att simuleringsprogrammet skrivits om i en mer lätthanterlig form.

Under hösten 1995 gjordes en längre tids datainsamling under varierande förhållanden med de kontinuerliga ammoniummätarna. Dessa data skall bland annat användas för att skatta bakteriekoncentrationen på samma sätt som i avsnitt 7.6.3. Det är tänkbart att en modell kan göras av hur den skattade bakteriekoncentrationen förändras i tiden och att detta skulle vara ett bra sätt att kunna göra prediktioner av nitrifikationshastigheten upp till några dagar framåt i tiden.

Referenser

- [1] I. Andersson and A. Mattsson. Nitrifikation i biobädd - dosering av ammoniumsulfat och natriumhydroxid. Rapport 1996:4, GRYAAB, Karl IX v. 417 22 Göteborg, Sweden, 1996.
- [2] W. Gujer and M. Boller. Design of a nitrifying tertiary trickling filter based on theoretical concepts. *Wat. Res.*, 20(11):1353–1362, 1986.
- [3] E. Hansson. Nitrifikation i biobädd - försök utförda december 1990-augusti 1992. Rapport 1994:2, GRYAAB, Karl IX v. 417 22 Göteborg, Sweden, 1994.
- [4] G. Knowles, A.L. Downing, and M.J. Barrett. Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture, with the aid of an electronic computer. *J. gen. Microbiol.*, 38:263–278, 1965.
- [5] A. Lyngå and M. Årebäck. Nitrifikation i biorotor - försök utförda februari-april 1991. Technical Report Rapport 1991:4, GRYAAB, Karl IX väg, 417 22 Göteborg, Sweden, 1991.
- [6] A. Mattsson and A. Rane. Dränkt biobädd - försök utförda september 1991-april 1992. Rapport 1992:6, GRYAAB, Karl IX v. 417 22 Göteborg, Sweden, 1992.
- [7] A. Mattsson and A. Rane. Nitrifikation i biobädd - försök utförda december 1990-augusti 1992. Technical Report Rapport 1993:1, GRYAAB, Karl IX väg, 417 22 Göteborg, Sweden, 1993.
- [8] A. Mattsson and A. Svensson. Nitrifikation i biorotor - försök utförda juni-augusti 1991 och slutrapport. Technical Report Rapport 1992:4, GRYAAB, Karl IX väg, 417 22 Göteborg, Sweden, 1992.
- [9] Process-Styrning AB, Box 410, 135 24 Tyresö, Sweden. *Beskrivning: AMMONIUM-MÄTARE B461*.
- [10] T. Söderström and P. Stoica. *System identification*. Prentice Hall, International (UK) Ltd, 1989.
- [11] C. T. Wezernak and J. J. Gannon. Oxygen-nitrogen relationships in autotrophic nitrification. *Applied Microbiology*, 15(5):1211–1215, 1967.
- [12] T. Wik. Dynamisk modellering av nitrifikation i biobädd. Technical Report CTH/RT/I-930005, Control Eng. Lab., CTH, S-412 96 Göteborg, Sweden, 1993.
- [13] T. Wik and C. Breitholtz. Steady state solution of a two-species biofilm problem. *Biotechnology and Bioengineering*, 50(6):675–686, 1996.
- [14] T. Wik and C. Lindeborg. Modelling the dynamics of a trickling filter for waste water treatment. In *The Third IEEE Conference On Control Applications*, pages 1035–1040, Glasgow, UK, August 24th-26th 1994. The IEEE Control Systems Society.
- [15] T. Wik, A. Mattsson, E. Hansson, and C. Niklasson. Nitrifikation in a tertiary trickling filter at high hydraulic loads. *Wat. Sci. Tech.*, 32(8):185–192, 1996.

Appendix

A Data för uppehållstidsmätningarna

Upphållstidsmätningarna eller impulssvarsförsöken genomfördes den 23:e mars 1995. I tabellen nedan framgår de uppmätta resultaten och tidpunkterna för försökens start. Observera att försöken är numrerade efter flödet och inte efter tidpunkten de utfördes.

Tabell 12: Klockslag och tillsatt mängd LiCl

Försök	kl	Flöde	g LiCl
1	14.10	7.3	60.8
2	15.05	7.3	60.8
3	11.30	14.5	60.0
4	13.15	14.5	60.0
5	16.00	14.5	30.0

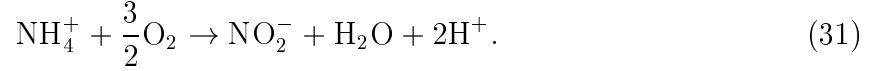
Tabell 13: Data från impulsvarsöken

Försök 1		Försök 2		Försök 3		Försök 4		Försök 5	
tid (s)	konc ($\mu\text{g/l}$)	tid (s)	konc ($\mu\text{g/l}$)	tid (s)	konc ($\mu\text{g/l}$)	tid (s)	konc ($\mu\text{g/l}$)	tid (s)	konc ($\mu\text{g/l}$)
30	0	60	5	30	0	30	0	30	1
60	1	90	27	60	37	60	27	60	17
90	22	120	43	90	61	90	89	90	33
120	48	150	195	105	485	105	284	105	214
135	150	180	378	120	975	120	820	120	217
150	222	200	384	130	1101	130	753	130	360
165	286	220	795	140	1233	140	918	140	475
180	441	240	986	150	962	150	1158	150	567
190	520	260	1151	160	1234	160	1418	160	625
200	492	280	1480	170	1227	170	1406	170	903
210	706	300	1563	180	1362	180	1556	180	550
220	840	330	1899	190	1889	190	2022	190	824
230	1111	360	2220	200	1622	200	2017	200	895
240	1143	390	2508	210	1983	210	2288	210	1256
250	1214	420	2310	220	2097	220	2256	220	1037
260	1415	450	2363	230	2063	230	2105	230	988
270	1509	480	2548	240	1965	240	2292	240	1023
280	1495	540	2100	250	2029	250	1969	250	1056
290	1664	600	1803	260	1855	260	1872	260	1019
300	1990	660	1590	270	2070	270	2009	270	1070
315	2167	720	1355	285	1940	285	1821	285	1031
330	2118	780	1039	300	1836	300	1707	300	1020
345	2195	840	877	315	1647	315	1700	315	879
360	2396	900	671	330	1732	330	1448	330	886
375	2390	960	517	360	1365	360	1367	360	784
390	2586	1020	460	390	1150	390	1118	390	552
420	2347	1080	340	420	1030	420	1008	420	516
450	2437	1140	260	450	783	450	767	450	435
480	2662	1200	234	480	630	480	671	480	404
540	2148	1320	145	540	477	540	450	540	253
600	1784	1440	104	600	343	600	292	600	185
720	1293	1560	67	720	162	720	151	720	90
840	868	1680	43	840	79	840	68	840	46
960	522	1800	28	960	43	960	37	960	29
1200	226	2100	10						
1500	83								
1800	32								
2520	5								

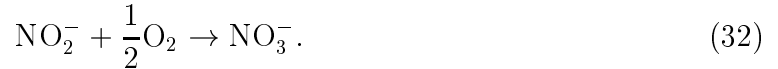
B En enkel modell baserad på Monod-kinetik

In many cases when the nitrite concentration is not of interest, a rather simple steady state model of the nitrification rate can be derived. Except that the dynamics is neglected and that the nitrite concentration is not considered, the necessary assumptions are more or less the same as for more complex biofilm models.

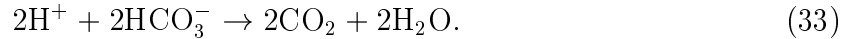
The nitrifying bacteria *Nitrosomonas* and *Nitrobacter* are carrying out the oxidation of ammonium into nitrate in two steps. First *Nitrosomonas* is oxidizing ammonium into nitrite according to



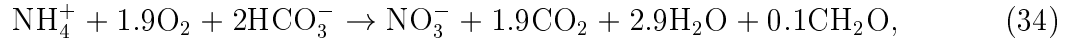
Nitrobacter then oxidize the nitrite into nitrate according to



The bicarbonate in the waste water neutralize the H^+ according to



Note that these are all ideal stoichiometric relations. The bacteria are actually using some of the carbon, oxygen, nitrogen and hydrogen for making more complex molecules building up their biomass. However, combining the stoichiometric relations above with the results of Wezernak and Gannon [11], and using the fact that reaction (32) is carried out much faster than reaction (31), the following net reaction can be assumed:



where CH_2O represents produced biomass.

Only one dimension is considered since the gradients of the substrate concentrations S_i inside the biofilm are much smaller parallel to the biofilm surface than perpendicular to the biofilm surface. Furthermore, the biofilm is assumed to be homogeneous and the concentrations of active nitrifying bacteria is assumed constant over the thickness of the biofilm.

If we denote the volumetric production rate of substrate i at distance x from the biofilm substratum by $r_i(S(x))$ a stationary massbalance over a film segment dx yields

$$\frac{d}{dx}J_i(x) = r_i(S(x)), \quad i = \text{NH}_4^+, \text{O}_2, \text{HCO}_3^-, \quad (35)$$

where J_i is the outward flux of substrate i .

Since the net reaction (34) is the only reaction considered, the production rates for oxygen and bicarbonate can be written as

$$r_i = \nu_i r_{\text{NH}_4}, \quad i = \text{O}_2, \text{HCO}_3^- \quad (36)$$

where ν_i are the stoichiometric coefficients in (34).

The transport of the substrates inside the biofilm is assumed to follow Fick's law:

$$J_i(x) = -D'_i \frac{d}{dx} S_i(x), \quad i = \text{NH}_4^+, \text{O}_2, \text{HCO}_3^-, \quad (37)$$

where D' are the diffusion coefficients for the substrates inside the biofilm. In general they are assumed to be a constant fraction of the diffusion coefficients in water, i.e. $D' = fD$ where f is in the range 0.6 – 0.9 and D are the diffusion coefficients in water.

The functions J_i and S_i are continuous and monotonous. Hence, (35) and (37) can be combined, and dx eliminated, which gives

$$J_i(x)dJ_i = -fD_i r_i(S_i) dS_i, \quad i = \text{NH}_4^+, \text{O}_2, \text{HCO}_3^-. \quad (38)$$

No substrates can diffuse through the substratum and hence $J_i = 0$ and $dS_i/dx = 0$ at $x = 0$. By differentiating (37), setting it equal to (35), using (36) and then integrate from the substratum to an arbitrary x and integrate once more from x to the biofilm surface the following relation between the substrates can be derived:

$$S_j(x) = S_j^b - \frac{\nu_j D_i}{\nu_i D_j} (S_i^b - S_i(x)), \quad i, j = \text{NH}_4^+, \text{O}_2, \text{HCO}_3^-. \quad (39)$$

where S^b are the concentrations at the biofilm surface, which in many cases can be set equal to the bulk concentrations.

This means that if one of the substrate concentrations is known, the others are also known. Hence, integration of (38) from $x = 0$ to the biofilm surface then gives the substrate flux into the biofilm:

$$J_{f,i} = (2fD_i \int_{S_i^w}^{S_i^b} r_i(S_i) dS_i)^{0.5}, \quad i = \text{NH}_4^+, \text{O}_2, \text{HCO}_3^-. \quad (40)$$

where S_w are the concentrations at the substratum ($x = 0$).

The integral above can be solved for some simple rate expressions. One such example is the simplest form of Monod-expression, which is often used in this kind of systems:

$$r_{NH_4}(x) = X \frac{\mu_m}{Y} \frac{S_l(x)}{K_{s,l} + S_l(x)}, \quad l = \text{NH}_4^+, \text{O}_2, \text{HCO}_3^-, \quad (41)$$

where X is the concentration of active nitrifying bacteria, μ_m is the maximum growth rate of the bacteria, Y is the yield coefficient, S_l is the concentration of the rate limiting substrate, and $K_{s,l}$ is the Monod-half saturation coefficient for the rate limiting substrate.

The rate limiting substrate can be defined in many ways. The idea is that depending on the concentrations of the reactants at the biofilm surface, one of the substrate concentrations will reach values close to zero at some depth in the biofilm while the others will remain higher due to the relation (39).

If the biofilm is sufficiently thick it is assumed that the concentration of the rate limiting substrate is zero at the substratum. The transition concentrations that determine which substrate that is rate limiting is then found by setting all the substrate concentrations at the substratum to zero. From (39) we find that substrate i is rate limiting if

$$S_i^b \leq \frac{\nu_j D_i}{\nu_i D_j} S_j^b, \quad \forall j.$$

Solving the integral in (40) for the rate limiting substrate when the Monod-expression (41) is used we get

$$J_{f,l} = \sqrt{\frac{2\nu_l f D_l X \mu_m}{Y} (S_l^b - K_{s,l} \ln[1 + S_l^b / K_{s,l}])} \quad (42)$$

and the nitrification rate can be calculated from

$$J_{f,NH_4} = \frac{\nu_{NH_4}}{\nu_l} J_{f,l} \quad (43)$$

The use of a Monod-expression with respect to the rate limiting substrate will give small discontinuities at the transition concentrations.

More or less the same steady state model has been derived for design purposes in a similar manner by Gujer and Boller so that these discontinuities are avoided [2]. They used a Monod expression with respect to the ammonia concentration and solved (40) for an arbitrary $S_{NH_4}^w$ which gives

$$J_{f,NH_4} = \sqrt{\frac{2f D_l X \mu_m}{Y} (S_{NH_4}^b - S_{NH_4}^w - K_{s,NH_4} \ln \left(\frac{K_{s,NH_4} + S_{NH_4}^b}{K_{s,NH_4} + S_{NH_4}^w} \right))}. \quad (44)$$

First it is determined which substrate that is rate limiting and if it is not ammonium then $S_{NH_4}^w$ is calculated using eqn. (39).

The difference between the two model approaches is that for the former the nitrification rate is independent of the ammonium concentration when ammonium is not rate limiting, while in the approach used by Gujer and Boller the nitrification rate always increases with increasing ammonium concentration. However, the increase is moderate when ammonium is not rate limiting.

When using the above models, the following temperature dependant variables are useful:

Maximum growth rate for *Nitrosomonas*:

$$\mu_m(T) = 10^{0.0413T - 0.944} \text{ d}^{-1}. \quad (45)$$

Diffusion coefficient for oxygen within the biofilm (assumed to be 80% of the value in water):

$$D'_{O_2} = 8.52 \cdot 10^{-5} + 3.729 \cdot 10^{-6}T - 4.286 \cdot 10^{-9}T^2 + 2.0 \cdot 10^{-9}T^3 \text{ m}^2/\text{d} \quad (46)$$

Diffusion coefficient for ammonium within the biofilm (assumed to be 80% of the value in water):

$$D'_{NH_4} = 9.12 \cdot 10^{-5} + 1.595 \cdot 10^{-6}T + 7.571 \cdot 10^{-8}T^2 - 6.667 \cdot 10^{-10}T^3 \text{ m}^2/\text{d} \quad (47)$$

Saturation concentration of oxygen in water:

$$S_{O_2}^{sat} = 14.53 - 0.411T + 9.6 \cdot 10^{-3}T^2 - 1.2 \cdot 10^{-4}T^3 \quad (48)$$

Typical values of other parameters are:

For the values used above the nitrification rate calculated from (44) is shown in Figure 44.

Tabell 14: Typical values of some parameters

Monod saturation coefficient	K_{s,NH_4}	1.0	gN/m ³
Monod saturation coefficient	K_{s,O_2}	0.4	gO ₂ /m ³
Monod saturation coefficient	K_{s,HCI_3}	0.3	mol HCO ₃ ⁻ /m ³
Yield coefficient <i>Nitrosomonas</i>	Y	0.15	gCOD/gN
Concentration of <i>Nitrosomonas</i>	X	1000	gCOD/m ³

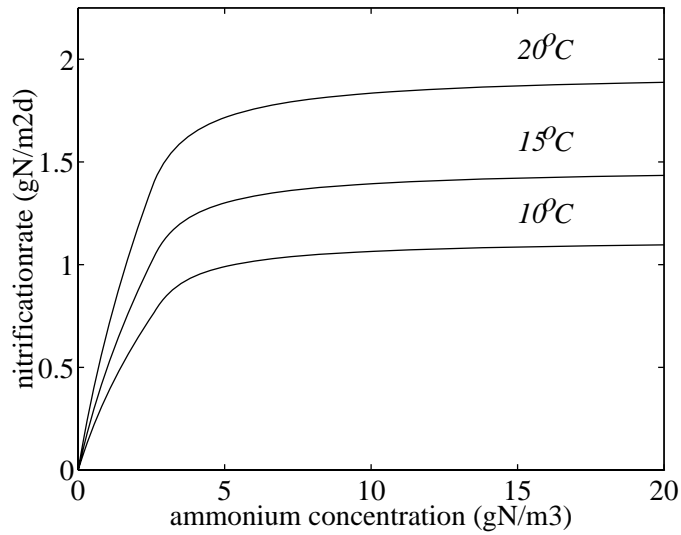


Figure 44: The nitrification rate at 20°C, 15°C and 10°C.

C Enkel variansanalys av data från 92 07 08

% Variance measurements 92 07 08
% FM=morning data, EM=afternoon data
% Each row corresponds to the sampling holes counted from above
% The columns are Alkalinity, Ammonium, Nitrite+nitrate
% Nitrite was measured only in the effluent. The morning data
% are given in FMNO2ut and the afternoon data in EMNO2ut

FM1=[3.44 22 0.96
2.88 19 4.7
2.7 17.8 6.1
2.06 13.4 10.1
1.7 10.7 12.1
1.14 6.7 15.7
0.94 5.12 17];

FM2=[3.38 23.3 1.1
2.62 17.7 6.2
2.56 17.8 6
2.24 14.5 8.8
1.66 10.4 12.6
1.1 6.4 16.44
1.06 6 16.74];

FM3=[3.46 23.9 0.81
2.66 18.5 5.9
2.72 18.2 5.8
2.38 15.4 8.2
1.7 11 12.2
1.18 6.6 15.7
0.94 5.2 17.34];

EM1=[3.46 23.9 0.96
2.7 18.6 5.9
2.58 17.6 6.5
2.22 14.8 8.9
1.68 10.7 12.5
1.12 6.4 16.06
0.86 4.4 17.8];

EM2=[3.5 24.2 0.98
2.66 17.9 6.3
2.48 16.6 7.5
2.02 13.1 10.6
1.58 10.1 13.2
1.12 6.3 16.44
0.94 4.5 17.9];

EM3=[3.5 23.6 0.97
2.86 19 5.1
2.64 17.6 6.6
2.08 13.8 10.2
1.6 9.9 13.4
1.22 6.9 15.96
0.96 5 17.79];

```
FMNO2ut=[0.85 0.89 0.85];
```

```
EMNO2ut=[0.91 0.89 0.91];
```

```
>> [FMmeanNO2,FM2NO2,FMstdNO2,FMsigmaNO2] = stat(FMNO2ut)
```

```
FMmeanNO2 =
```

```
0.8633
```

```
FM2NO2 =
```

```
0.0011
```

```
FMstdNO2 =
```

```
0.0189
```

```
FMsigmaNO2 =
```

```
0.0231
```

```
>> [EMmeanNO2,EM2NO2,EMstdNO2,EMsigmaNO2] = stat(EMNO2ut)
```

```
EMmeanNO2 =
```

```
0.9033
```

```
EM2NO2 =
```

```
2.6667e-04
```

```
EMstdNO2 =
```

```
0.0094
```

```
EMsigmaNO2 =
```

```
0.0115
```

```
s2NO2=(FM2+EM2)/4
```

```
s2NO2 =
```

```
3.3333e-04
```

```

>> sigmaNO2=sqrt(s2NO2)

sigmaNO2 =

0.0183

>> FMtot=FM1+FM2+FM3;
>> FMmean=FMtot/3

FMmean =

3.4267 23.0667 0.9567
2.7200 18.4000 5.6000
2.6600 17.9333 5.9667
2.2267 14.4333 9.0333
1.6867 10.7000 12.3000
1.1400 6.5667 15.9467
0.9800 5.4400 17.0267

>> EMmean=(EM1+EM2+EM3)/3

EMmean =

3.4867 23.9000 0.9700
2.7400 18.5000 5.7667
2.5667 17.2667 6.8667
2.1067 13.9000 9.9000
1.6200 10.2333 13.0333
1.1533 6.5333 16.1533
0.9200 4.6333 17.8300

>> FMs2=(FM1-FMmean).^2+(FM2-FMmean).^2+(FM3-FMmean).^2

FMs2 =

0.0035 1.8867 0.0421
0.0392 0.8600 1.2600
0.0152 0.1067 0.0467
0.0515 2.0067 1.8867
0.0011 0.1800 0.1400
0.0032 0.0467 0.3651
0.0096 0.4736 0.1811

>> EMs2=(EM1-EMmean).^2+(EM2-EMmean).^2+(EM3-EMmean).^2

EMs2 =

0.0011 0.1800 0.0002
0.0224 0.6200 0.7467
0.0131 0.6667 0.6067
0.0211 1.4600 1.5800
0.0056 0.3467 0.4467
0.0067 0.2067 0.1283
0.0056 0.2067 0.0074

```

```
>> FMstd=sqrt(FMs2/3)
```

```
FMstd =
```

```
0.0340 0.7930 0.1184  
0.1143 0.5354 0.6481  
0.0712 0.1886 0.1247  
0.1310 0.8179 0.7930  
0.0189 0.2449 0.2160  
0.0327 0.1247 0.3488  
0.0566 0.3973 0.2457
```

```
>> EMstd=sqrt(EMs2/3)
```

```
EMstd =
```

```
0.0189 0.2449 0.0082  
0.0864 0.4546 0.4989  
0.0660 0.4714 0.4497  
0.0838 0.6976 0.7257  
0.0432 0.3399 0.3859  
0.0471 0.2625 0.2068  
0.0432 0.2625 0.0497
```

```
>> FMsigma=sqrt(FMs2/2)
```

```
FMsigma =
```

```
0.0416 0.9713 0.1450  
0.1400 0.6557 0.7937  
0.0872 0.2309 0.1528  
0.1604 1.0017 0.9713  
0.0231 0.3000 0.2646  
0.0400 0.1528 0.4272  
0.0693 0.4866 0.3009
```

```
>> EMSigma=sqrt(EMs2/2)
```

```
EMSigma =
```

```
0.0231 0.3000 0.0100  
0.1058 0.5568 0.6110  
0.0808 0.5774 0.5508  
0.1026 0.8544 0.8888  
0.0529 0.4163 0.4726  
0.0577 0.3215 0.2532  
0.0529 0.3215 0.0608
```

```
>> FMprocent=2*FMsigma./FMmean
```

```
FMprocent =
```

```
0.0243 0.0842 0.3032  
0.1029 0.0713 0.2835
```

```
0.0655 0.0258 0.0512
0.1441 0.1388 0.2150
0.0274 0.0561 0.0430
0.0702 0.0465 0.0536
0.1414 0.1789 0.0353
```

```
>> EMprocent=2*EMsigma./EMmean
```

```
EMprocent =
```

```
0.0132 0.0251 0.0206
0.0772 0.0602 0.2119
0.0630 0.0669 0.1604
0.0974 0.1229 0.1796
0.0653 0.0814 0.0725
0.1001 0.0984 0.0314
0.1150 0.1388 0.0068
```

```
>> s2Alk=(sum(FMs2(:,1))+sum(EMs2(:,1)))/(7*2*2)
```

```
s2Alk =
```

```
0.0071
```

```
>> sigmaAlk=sqrt(s2Alk)
```

```
sigmaAlk =
```

```
0.0842
```

```
>> s2NH4=(sum(FMs2(:,2))+sum(EMs2(:,2)))/(7*2*2)
```

```
s2NH4 =
```

```
0.3302
```

```
>> sigmaNH4=sqrt(s2NH4)
```

```
sigmaNH4 =
```

```
0.5747
```

```
>> s2NO3=(sum(FMs2(:,3))+sum(EMs2(:,3)))/(7*2*2)
```

```
s2NO3 =
```

```
0.2656
```

```
>> sigmaNO3=sqrt(s2NO3)
```

```
sigmaNO3 =
```

```
0.5154
```


D Programstruktur för styrning mot konstant ammoniumkoncentration

**** Inläsning av variabler (mätvärden)

SO = UTG.NH4 (utgående från verket)
SUT = BIO.GNH (utgående från biobädden)
QRYA = PFR.GFL (pumpat flöde till Rya)

**** Nivåer som ändras beroende på önskad ammoniumbelastning (2 nivåer: hög och låg)

SIN = 15 (hög), 5 (låg)
JMIN = 0.7 (hög), 0.25 (låg)

**** Bestämning av max och min-gränser för den uppmätta ammonium koncentrationen
**** i rännan in till biobädden

SOMIN = 30 / QRYA
SOMAX = 32

IF QRYA > 4 THEN SOMAX = 64 / (QRYA-2)

**** Om de uppmätta värdena hamnar utanför dessa gränser

IF SO > SOMAX THEN SO = 61 / QRYA
IF SO < SOMIN THEN SO = 61 / QRYA

**** Om koncentrationen i rännan är mindre än den önskade in till bädden

IF SO < SIN THEN SIN = SO

**** Bestämning av max och min-gränser för den uppmätta koncentrationen i
**** utloppet från biobädden

SUTMIN = 0.1
SUTMAX = SIN - JMIN * 9317 / (14*3.6*24)

**** Om de uppmätta värdena hamnar utanför dessa gränser

IF SUT > SUTMAX THEN SUT = SUTMAX
IF SUT < SUTMIN THEN SUT = SUTMIN

**** Börvärden för recirkulerat flöde (QREC) och flöde i rännan (QO)

QO = 14 * (SIN - SUT) / (SO - SUT)
QREC = 14 * (SO - SIN) / (SO - SUT)

E Kommentarer från perioden för stegsvarsförsöket

Datum	kl	Kommentarer för UTG.NH4 (utgående från verket)
95 03 20		Rengjort med 3M HCl. Fel på vägguttag.
95 03 22		Rengjort med 3M HCl. Kalibrering: 0.9, 16.9, 1.2, 11.2.
95 03 27		Rengjort med 3M HCl. Kalibrering: 1.6, 8.4, 1.6, 7.0.
95 03 29		Rengjort.
95 03 31		Rengjort + fyllt på lut. Dränkning.
95 04 04		Rengjort.
95 04 05		Kalibrering: 2.3, 6.8, 0.8, 16.
95 04 06	14.30 -	Kalibrering: 2.2, 17.1, 1.2, 11.6. Membran och innerlösning bytt. Värdena ändras då sladden till elektroden flyttas.
95 04 10	15.00 - 18.15	Byte av elektrod. Kalibrering: 0.0, 5.0, 2.5, 5.5. Byte till den tidigare elektroden. Kalibrering -, 30.1, 2.5, 8.0, 1.7, 7.5.
95 04 11	10.40 - 12.45	Kalibrering: 1.2, 10.9, 0.9, 14.7, 1.1, 14.2 (Driver?). Membran och innerlösning OK. Omröraren markerades så att samma hastighet hålls efter varje avstägning.
95 04 12	07.00 - 15.00	Dränkning.
95 04 18	07.10 - 07.30 10.30 - 12.30	Sköljt rent. Kalibrering: 2.8, 4.9, 0.2, 28.2, 0.7, 16. (Kändes som om justeringarna slutade där de började) Mätaren visade 24 innan och 19 efter kalibreringen.
95 04 21	07.00 - 12.00 11.45 - 13.45	Dränkning. Kalibrering: 0.7, 17.1, 0.8, 14.7, 0.8, 14.4. Mätaren visade 15.7 innan och 13.1 efter kalibreringen.

Datum	kl	Kommentarer för UTG.NH4 (utgående från verket)
95 04 24		Recirkulationspump trasig.
95 04 27		Recirkulationspump OK.
95 04 25		Rengjord med vatten.
95 05 03	07.00 - 12.30 10.00 - 14.10	Dränkning. Kalibrering: 2.7, 3.3, 1.4, 6.3 (gick ej att kalibrera till 12.5). Byte av membran och innerlösning. Kalibrering mot kortslutning och std 12.5. Kalibrering: 1.4, 11.0, 1.3, 9.7.
95 05 04	09.40	Profilmätningar av ammonium, nitrit, pH och alkalinitet.
95 05 09	13.00 - 16.00	Recirkulation ur funktion. Flödena satta till 13 + 1 l/s. Kalibrering: 2.0, 7.0, 1.2, 2.9. Byte av membran och innerlösning. Kalibrering: (-27 mV -kortslutning), 12.2. Värdet sjönk under kalibreringen p g a att ingen lut sögs. Kalibrering mot kortslutning igen, på höft mot std 12.5 och sedan mot utgående (~14.5).
95 05 10	06.30 - 12.30	Dränkning.
95 05 17	06.30 - 12.30	Dränkning.
95 05 23	16.00 - 22.00	Pumparna ur funktion.
95 05 24	- 15.00 15.30	Dränkning. Endast rent vatten i bägaren.
95 05 31	07.00 - 12.30	Dränkning.
95 06 07	12.00 - 14.30 ung kl 18.00	Uppstart av mätaren igen med utgående vatten. Kalibrering: 0.2, 30.2, 0.4, 14.1, 0.9, 13.5, 0.9, 12.6. Ev. var std 1.0 i själva verket 0.2 (korrigera m h a diagram). Eventuell lossning av biofilm. Svart vatten ut ur bädden under ca 20 min. Studie i mikroskop av vattnet visade stora mängder mask och material av aktiv slam-typ.
95 06 09	07.00 - 12.30	Dränkning.
95 06 12	10.00 - 13.00	Pumparna?

Datum	kl	Kommentarer för UTG.NH4 (utgående från verket)
95 06 14	10.30 - 17.00	Ny lut, misslyckad kalibrering, nytt membran och ny innerlösning. Kalibrering: 0.2, 30.2, 0.8, 12.7, 0.8, 15.4, 1.4, 8.3
95 06 15	17.00 - 18.00	Kalibrering: 0.8, 13.5. Profilmätningar. En mindre slamflykt skedde strax innan vilket kan ha påverkat de första värdena (hög belastning).
95 06 16	09.50	Avbruten kalibrering. Nya mätningar för hög belastning.
95 06 19		Dränkning.
95 06 20	10.40 16.00 16.33	Rengjord. Omslag till hög nivå. Mätaren driver. Kalibrera ned 3 mgN/l med span.
95 06 28	07.00 - 13.00	Dränkning.
95 06 29	11.40 - 13.20	Kalibrering (span och zero samtidigt): 0.2, 20.1, 0.8, 15.0.
95 07 04	07.00 - 12.30	Dränkning.
95 07 05		Variansmätningar ammonium, pH, nitrit, alkalinitet.
95 07 06		Profilmätningar. Mindre slamflykt innan mätning 2.

Datum	kl	Kommentarer för BIO.GNH (utgående från bädden)
95 05 10	06.30 - 12.30 07.30	Dränkning. Stiftet till NTC-givaren justerat. Signalerna OK.
95 05 17	06.30 - 12.30	Dränkning.
95 05 23	16.00 - 22.00	Pumparna ur funktion.
95 05 24	08.00 - 15.00 15.45	Dränkning. Endast rent vatten i bågaren.
95 05 31	07.00 - 12.30	Dränkning.
95 06 07	15.40 - 17.00 ung kl 18.00	Uppstart av mätaren igen med utgående vatten. Kalibrering: 1.0, 16.0, 0.9, 12.4. Eventuell lossning av biofilm. Svart vatten ut ur bädden under ca 20 min. Sur lukt vilket även har iakttagits tidigare vid dränkning av bädden. Studie i mikroskop av vattnet visade stora mängder mask och material av aktiv slam-typ.
95 06 09	07.00 - 12.30	Dränkning.
95 06 12	10.00 - 13.00	
95 06 15	17.00 - 18.00	Kalibrering: 0.8, 13.5. Profilmätningar. En mindre slamflykt skedde strax innan vilket kan ha påverkat de första värdena (hög belastning).
95 06 16		Nya mätningar för hög belastning.
95 06 19		Dränkning.
95 06 20	10.30 16.00	Slang utanför. Rengöring. Omslag till hög nivå.
95 06 28	07.00 - 13.00	Dränkning.
95 06 29	14.00 - 15.30	Kalibrering: 0.7, 16.5 (justering av span och zero).
95 07 04	07.00 - 12.30	Dränkning.
95 07 05		Variansmätningar ammonium, pH, nitrit, alkalinitet.
95 07 06		Profilmätningar. Mindre slamflykt innan mätning 2.

Datum	kl	Kommentarer för BIO.GNH (utgående från bädden)
95 05 10	06.30 - 12.30 07.30	Dränkning. Stiftet till NTC-givaren justerat. Signalerna OK.
95 05 17	06.30 - 12.30	Dränkning.
95 05 23	16.00 - 22.00	Pumparna ur funktion.
95 05 24	08.00 - 15.00 15.45	Dränkning. Endast rent vatten i bägaren.
95 05 31	07.00 - 12.30	Dränkning.
95 06 07	15.40 - 17.00 ung kl 18.00	Uppstart av mätaren igen med utgående vatten. Kalibrering: 1.0, 16.0, 0.9, 12.4. Eventuell lossning av biofilm. Svart vatten ut ur bädden under ca 20 min. Sur lukt vilket även har iakttagits tidigare vid dränkning av bädden. Studie i mikroskop av vattnet visade stora mängder mask och material av aktiv slam-typ.
95 06 09	07.00 - 12.30	Dränkning.
95 06 12	10.00 - 13.00	
95 06 15	17.00 - 18.00	Kalibrering: 0.8, 13.5. Profilmätningar. En mindre slamflykt skedde strax innan vilket kan ha påverkat de första värdena (hög belastning).
95 06 16		Nya mätningar för hög belastning.
95 06 19		Dränkning.
95 06 20	10.30 16.00	Slang utanför. Rengöring. Omslag till hög nivå.
95 06 28	07.00 - 13.00	Dränkning.
95 06 29	14.00 - 15.30	Kalibrering: 0.7, 16.5 (justering av span och zero).
95 07 04	07.00 - 12.30	Dränkning.
95 07 05		Variansmätningar ammonium, pH, nitrit, alkalinitet.
95 07 06		Profilmätningar. Mindre slamflykt innan mätning 2.

F Tider för kalibrering, rengöring och andra avbrott

Tabell 15: Kalibrering av mätaren på utgående vatten från verket

Startat	Avslutat
950322.0900	950322.1600
950327.1000	950327.1500
950405.1000	950405.1500
950406.1100	950406.1800
950410.1400	950410.1900
950411.1000	950411.1300
950418.1000	950418.1400
950421.1100	950421.1500
950503.1000	950503.1500
950509.1300	950509.1600
950614.1000	950614.1900
950629.1100	950629.1500

Tabell 16: Rengöring av mätaren på utgående vatten från verket

Startat	Avslutat
950329.1000	950329.1200
950331.0800	950331.1000
950404.0700	950404.0900
950418.0700	950418.0900
950424.1000	950424.1300
950620.1000	950620.1200

Tabell 17: Förmodligen okommenterad rengöring av mätaren på utgående vatten från verket

Startat	Avslutat
950324.0700	950324.0900
950410.0700	950410.1100
950413.0700	950413.0900

Tabell 18: Andra okommenterade problem med mätaren på utgående vatten från verket

Startat	Avslutat
950416.1500	950416.2200
950428.0800	950428.1700
950518.0700	950518.1600
950616.0800	950616.1600
950705.2100	950706.1100
950716.1100	950718.1000

Tabell 19: Längre perioder med otillförlitliga data för utgående vatten från verket

Startat	Avslutat
950430.2300	950502.1000
950524.1500	950607.1600
950614.1900	950616.1600

Tabell 20: Kalibrering av mätaren på utgående vatten från bädden

Startat	Avslutat
950320.0900	950320.1500
950328.1000	950328.1500
950405.0900	950406.1600
950410.1300	950410.1600
950411.1300	950411.1500
950418.0900	950418.1400
950421.0900	950421.1200
950503.1000	950503.1200
950509.1000	950509.1600
950607.1500	950607.2100
950629.1400	950629.1700

Tabell 21: Rengöring av mätaren på utgående vatten från bädden

Startat	Avslutat
950418.0700	950418.0900

Tabell 22: Förmodligen okommenterad rengöring av mätaren på utgående vatten från bädden

Startat	Avslutat
950403.0900	940403.1100
950507.0600	950507.0800
950614.1700	950614.2000

Tabell 23: Kommenterade och ej kommenterade problem med mätaren på utgående vatten från bädden

Startat	Avslutat
950503.1500	950504.1100
950507.1500	950507.2100
950612.1000	950612.1300

Tabell 24: Längre perioder med otillförlitliga data för utgående vatten från verket

Startat	Avslutat
950503.1500	950504.1100
950524.1500	950607.1600

G Kommentarer till data vid dränkningstillfällena

I figurerna 45, 46, 47 och 48 framgår tillflöde och recirkulerat flöde samt ammoniumkoncentrationerna in och ut ur biobädden vid dränkningstillfällena. Utseenderna på kurvorna i figur 47b och d samt figur 48d bör förklaras.

I figur 49 visas den uppmätta ammoniumkoncentrationen i tillflödet och i utgående vatten för dränkningstillfället som motsvarar det i figur 47b. Ur figuren framgår att givaren på tillflödet plötsligt gav ett betydligt högre värde efter kl 07.00 dränkningsdagen än vad den gjorde tidigare. Troligt är att någonting hände på eftermiddagen dagen innan, dvs efter kalibreringen, som sedan rättades till av personalen på morgonen efter. Eftersom pumparna styrde enligt styrprogrammet blev belastningen på bädden betydligt högre än vad den skulle vara, vilket i sin tur förklarar de höga ammoniumkoncentrationerna i utgående vatten innan dränkning.

Orsaken till den stora förändringen i uppmätt nitrifikationshastigheten för dränkningstillfället i figur 47d är antagligen att båda mätarna kalibrerades under dränkningstillfället.

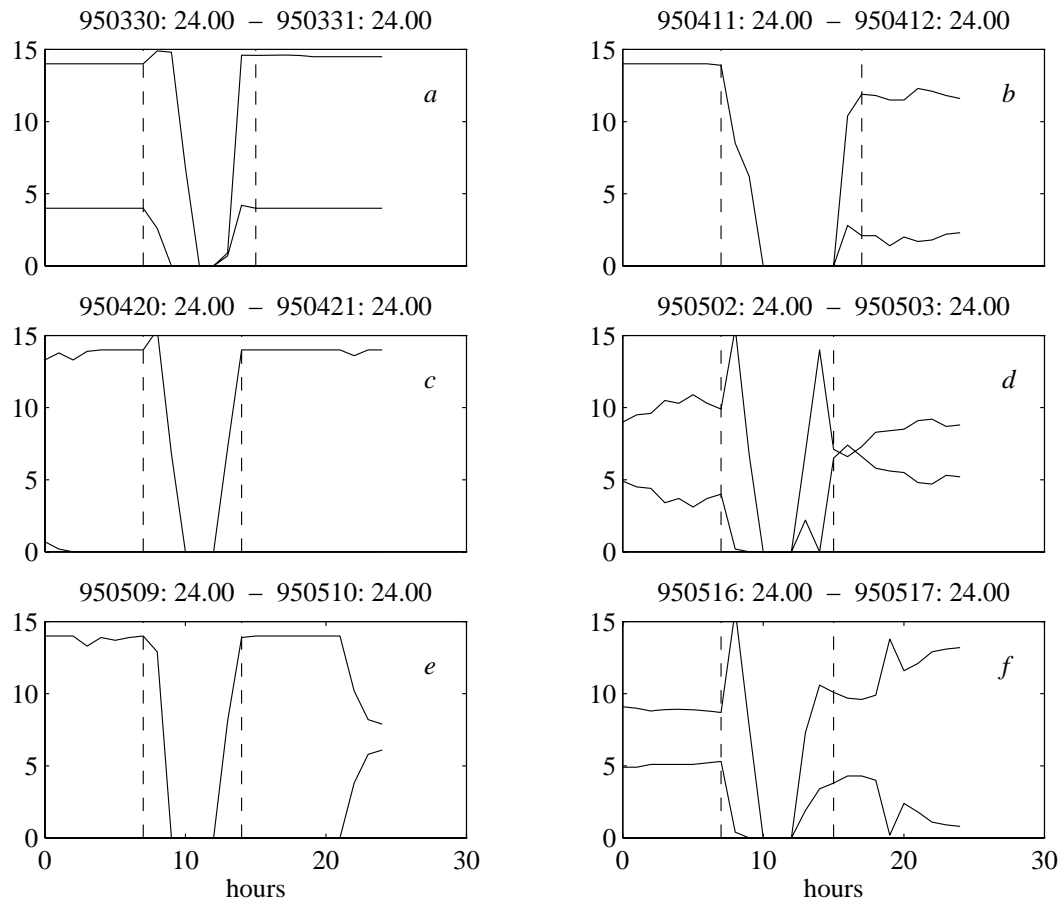
Slutligen är kurvorna i figur 48d med största sannolikhet inte korrekta. Samtliga kurvor i figurerna 47 och 48 är baserade på de justerade kurvorna som anpassats till att gå genom de manuella mätningarna. I figur 50 visas de manuella, de ursprungliga och de justerade ammoniumkoncentrationerna för dagarna kring dränkningstillfället. Under denna period var det en hel del problem med givarna och dessutom genomfördes profil-mätningar över bädden, se appendix E. I detta fall medförde justeringarna att problemen som uppstått påverkade den framräknade nitrifikationshastigheten väldigt mycket just vid tillfället för dränkning.

Orsaken till den stora förändringen i nitrifikationshastighet för tillfället i figur 48a är att givarna rengjordes vid dränkningstillfället och kopplades ur genom att endast rent vatten lämnades i bägarna och inget nytt vatten pumpades in, se appendix E.

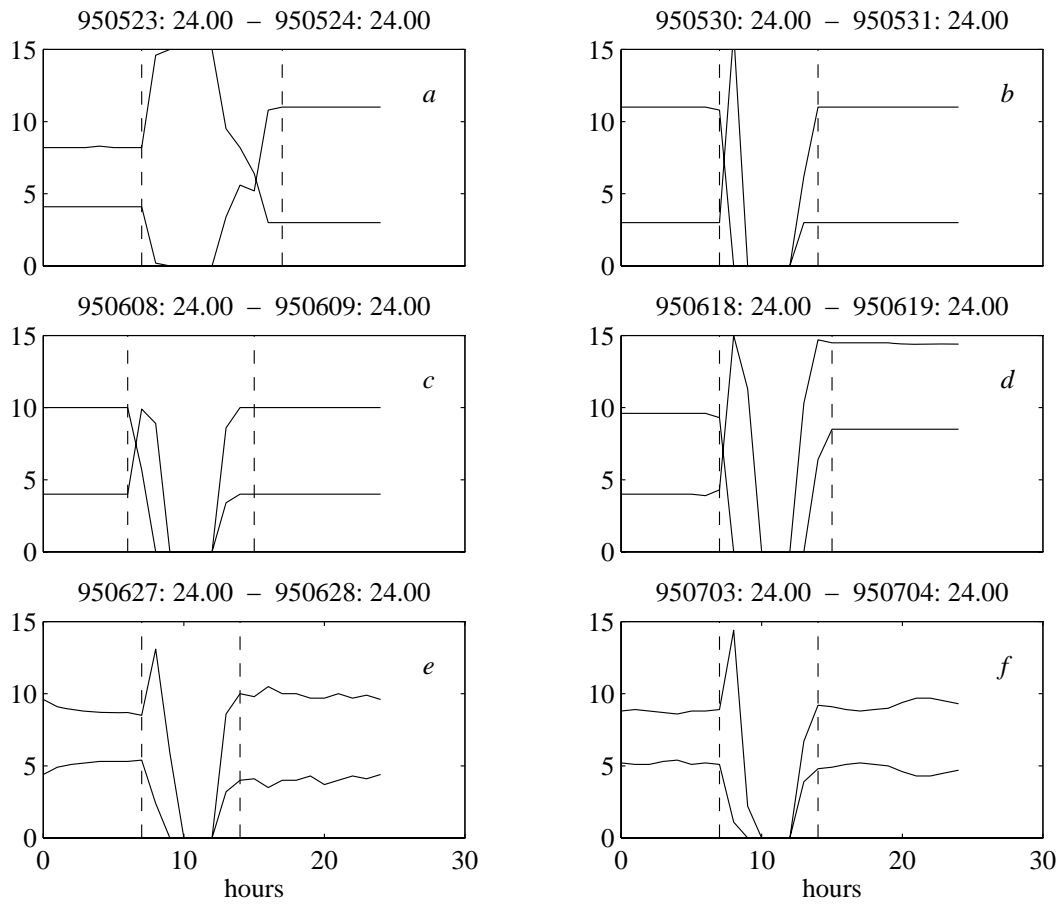
Från flödesdata kan man se att pumparna ej varit igång under ett antal perioder som inte noterats för dränkning. Några av dessa tillfällen noterades i dagboken, men andra finns inte kommenterade. I tabell 25 listas de perioder då pumparna ej varit i drift och som inte noterats som dränkning. Några av dem kan man anta är ej noterade dränkningar eftersom de inföll vid sådana tidpunkter.

Tabell 25: Tillfällen då pumparna ej var i drift.

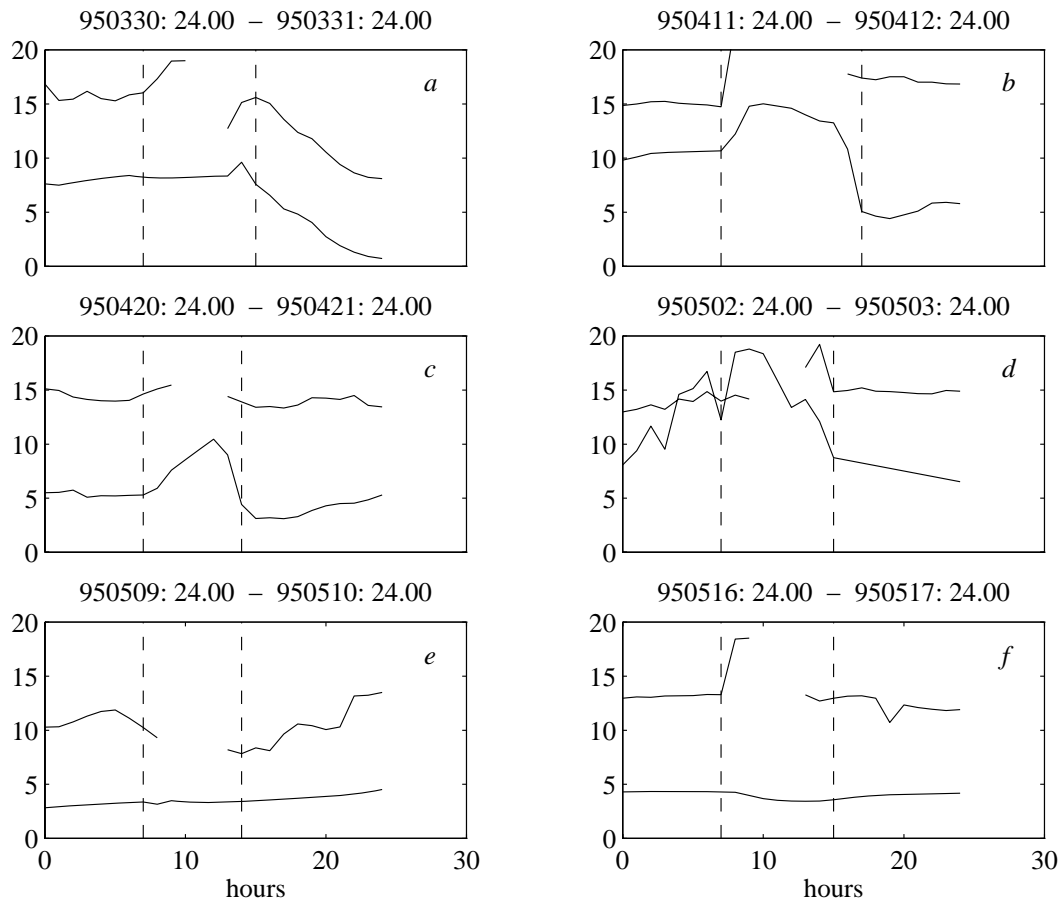
950405.0800	–	950405.1600
950523.1600	–	950523.2200
950710.0700	–	950710.1400
950713.0700	–	950713.1500
950718.0700	–	950718.1400
950722.1400	–	950722.1900



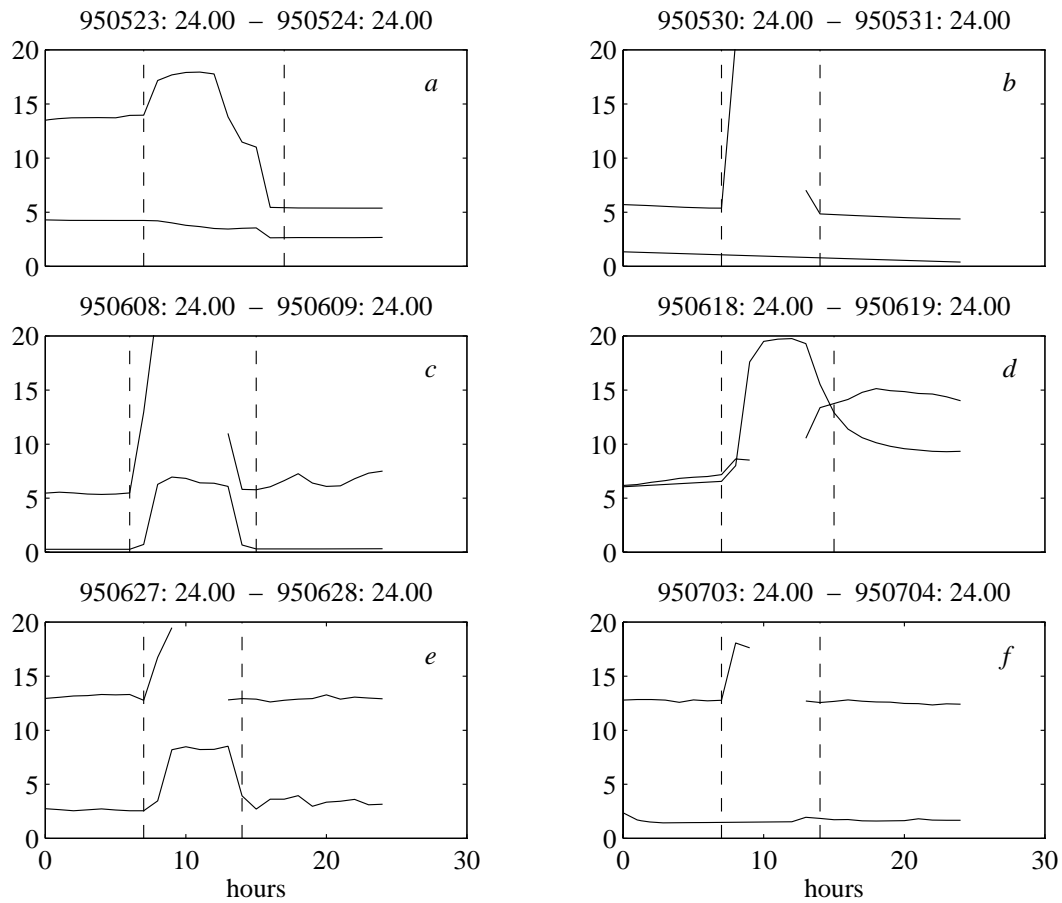
Figur 45: Tillflöde och recirkulerat flöde (l/s) vid dränkningstillfällena.



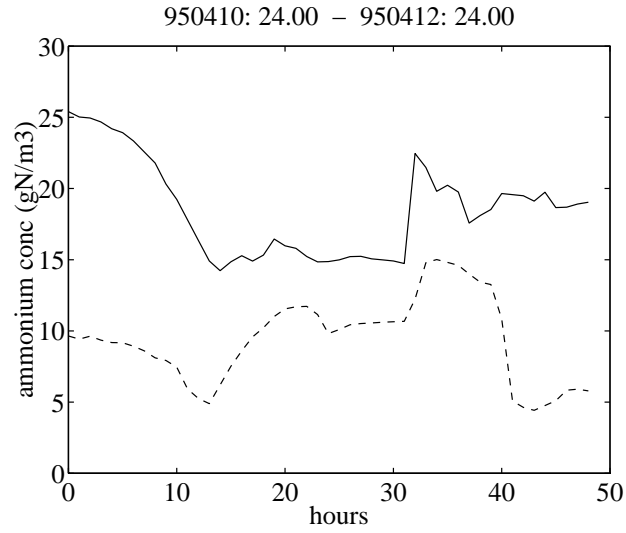
Figur 46: Tillflöde och recirkulerat flöde (l/s) vid dränkningstillfällena.



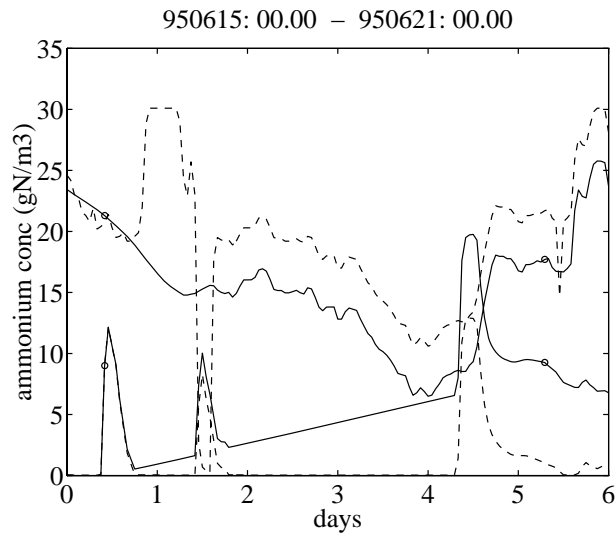
Figur 47: Framräknad ammoniumkoncentration in till bädden och uppmätt ammoniumkoncentration i utflödet vid dränkningstillfällena.



Figur 48: Framräknad ammoniumkoncentration in till bädden och uppmätt ammoniumkoncentration i utflödet vid dränkningstillfällena.



Figur 49: Ammoniumconcentrationen i tillflödet (—) och i utgående vatten (- -) vid andra dränkningstillfället



Figur 50: Ammoniumconcentrationen i tillflödet och i utgående vatten från bädden vid 10:e dränkningstillfället. Manuellt uppmätt (o), värdena från givarna (- -) och justerade värden (-).

H Data från profilmätningarna

Provtagningen gick till så att först hängdes en flaska (2.5 l) på provröret i mittenhålet. Sedan fylldes en flaska från spridaren och en flaska från utgående vatten innan flaskan på provröret togs bort. Före varje provtagning tömdes provröret och vatten fick rinna genom det under ca en minut för att på så sätt ta bort gammalt vatten och skräp som samlats i röret.

Analyserna av alkalinitet och pH gjordes omedelbart efter varje provtagning. I de flesta fall gällde det även för nitritanalysen. Ammonium- och nitratanalyserna gjordes på frysta prov efter försöksdagen.

Kommentarer 950504

Nitrit analyserades strax efter provtagning för de två första provtagningarna. De övriga tre analyserades i ordning från klockan 18 till 20. Solen sken på proverna innan dess.

Eventuellt kan toppenprov 5 och bottenprov 4 kastats om.

Ett eller två filterpapper krävdes för att filtrera 250 ml i samtliga fall.

Kommentarer 950615

Innan försöket var det en mindre slamflykt. De första tre proven krävde två eller tre filterpapper vid filtreringen. Från och med provomgång fyra räckte det med ett filterpapper för att filtrera 250 ml.

Kommentarer 950706

Observera att i provomgång 1 togs mittenprovet i hål 3 och i de andra omgångarna användes hål 4. Även denna gång var det en mindre slamflykt under de två första provomgångarna. I de senare proverna var vattnet nästan helt fritt från SS.

Tabell 26: Data från 950504

Prov- omg.	Placering	tid	NH_4^+ gN/m ³	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ gN/m ³	Alkalinitet mol/m ³	NO_2^- gN/m ³	pH
1	in	10.40	23.02	0.1	3.5	0.012	0
2	in	12.40	17.16	1.91	2.85	0.073	7.285
3	in	15.30	12.64	5.4	2.06	0.128	6.96
4	in	16.30	7.45	11	1.36	0.094	6.79
5	in	17.35	5.19	14.15	1.02	0.048	6.67
1	hål 3	10.41	20.76	2.65	3.14	0.268	0
2	hål 3	12.41	15.58	3.91	2.64	0.32	7.32
3	hål 3	15.31	11.06	7.54	1.92	0.348	7.07
4	hål 3	16.31	5.87	13.78	1.21	0.392	6.88
5	hål 3	17.36	3.39	16.2	.88	0.4	6.7
1	ut	10.42	13.77	10.24	1.98	0.368	6.77
2	ut	12.42	8.35	11.73	1.58	0.408	6.75
3	ut	15.32	3.61	15.08	0.88	0.352	6.48
4	ut	16.32	0.68	19.37	0.39	0.152	6.19
5	ut	17.37	0.45	21.04	0.46	0.060	6.25

Tabell 27: Data från 950615

Prov- omg.	Placering	tid	NH_4^+ gN/m ³	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ gN/m ³	Alkalinitet mol/m ³	NO_2^- gN/m ³	pH
1	in	10.30	21.3	na	3.58	0.012	7.49
2	in	12.45	17.3	na	3.18	0.130	7.26
3	in	14.30	13.5	na	2.82	0.270	7.26
4	in	16.25	11.4	na	2.48	0.300	7.30
5	in	18.25	9.1	na	2.00	0.129	7.15
6	in	19.25	6.3	na	1.68	0.041	7.18
1	hål 4	10.31	13	na	2.22	0.764	7.03
2	hål 4	12.46	10.3	na	2.34	0.784	7.10
3	hål 4	14.31	6.3	na	1.84	0.868	7.00
4	hål 4	16.26	3.8	na	1.48	0.900	6.96
5	hål 4	18.26	1.9	na	1.02	0.812	6.80
6	hål 4	19.26	0.6	na	0.84	0.384	6.78
1	ut	10.32	10.7	na	2.46	0.872	7.12
2	ut	12.47	7.4	na	1.92	0.928	6.98
3	ut	14.32	3.4	na	1.44	0.984	6.94
4	ut	16.27	1.3	na	1.12	0.808	6.80
5	ut	18.27	0.4	na	0.82	0.236	6.75
6	ut	19.27	0.2	na	0.78	0.049	6.82

Tabell 28: Data från 950616

Prov- omg.	Placering	tid	NH_4^+ gN/m ³	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ gN/m ³	Alkalinitet mol/m ³	NO_2^- gN/m ³	pH
1	in	11.17	17.9	na	3.34	0.015	7.37
2	in	14.00	14.3	na	2.78	0.125	7.23
3	in	16.00	10.9	na	2.26	0.165	7.2
1	hål 4	11.18	9.7	na	2.16	0.784	7.02
2	hål 4	14.01	6.3	na	1.69	0.816	7.01
3	hål 4	16.01	2.9	na	1.14	0.816	6.81
1	ut	11.19	6.9	na	1.78	0.768	6.94
2	ut	14.02	3.6	na	1.30	0.812	6.90
3	ut	16.02	1.0	na	0.94	0.604	6.80

Tabell 29: Data från 950705 (variansmätningarna)

Prov- omg.	Placering	tid	NH_4^+ gN/m ³	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ gN/m ³	Alkalinitet mol/m ³	NO_2^- gN/m ³	pH
1	in	11.45	17.08	0.05	3.04	0.012	7.52
1	ut	11.45	2.77	7.25	0.99	0.711	7.25

Tabell 30: Data från 950706

Prov- omg.	Placering	tid	NH_4^+ gN/m ³	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ gN/m ³	Alkalinitet mol/m ³	NO_2^- gN/m ³	pH
1	in	07.20	17.87	na	3.26	na	na
2	in	10.50	15.53	1.51	2.96	0.107	7.36
3	in	12.50	15.74	1.06	2.68	0.071	7.23
4	in	14.45	13.62	0.73	2.38	0.038	7.21
5	in	16.10	11.28	1.70	2.02	0.031	7.17
6	in	17.35	7.45	5.92	1.36	0.018	7.04
1	hål 4	09.40	9.79	9.36	1.84	1.2	7.05
2	hål 4	10.51	7.66	10.28	1.66	1.192	6.93
3	hål 4	12.51	5.32	10.83	1.37	1.192	6.72
4	hål 4	14.46	3.83	10.09	1.11	1.328	6.75
5	hål 4	16.11	1.91	10.64	0.74	0.792	6.64
6	hål 4	17.36	0.42	10.46	0.50	0.152	6.57
1	ut	07.20	7.36	12.66	1.52	na	na
2	ut	10.52	3.62	14.86	1.04	1.076	6.65
3	ut	12.52	1.70	14.68	0.86	0.936	6.58
4	ut	14.47	0.85	13.03	0.72	1.328	6.57
5	ut	16.12	0.64	11.38	0.64	0.128	6.64
6	ut	17.37	0.64	12.48	0.56	0.023	6.73