

## Bilaga 1 – Anläggningsdata för Ängens avloppsreningsverk

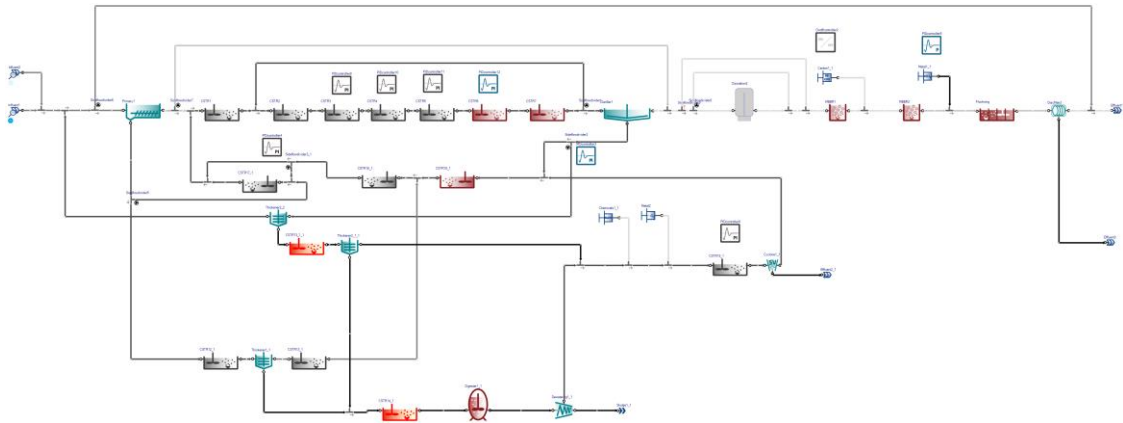
Huvudrapport: Scenarioanalys vid Ängens planerade avloppsreningsverk genom processsimulering

### 1 Inledning

Detta dokument innehåller detaljer gällande utformning av Ängens avloppsreningsverk i Lidköping, vilken används i simuleringsstudien.

### 2 Processflödesschema

Ett övergripande processflödesschema visas i Figur 1. För det verkliga planerade flödesschemat, inklusive delar som inte inkluderas vid simulering (så som exempelvis galler, sandfång etc.), hänvisas läsaren till Swecos rapporter för dimensionering av det nya reningsverket.



Figur 1. Flödesschema för Ängens avloppsreningsverk i simuleringsprogramvaran Sumo.

### RISE Research Institutes of Sweden AB

Postadress	Besöksadress	Tfn / Fax / E-post
Ideon Science Park	Scheelevägen 17	010-516 50 00
Beta 5	Forskningsbyn Ideon	033-13 55 02
223 70 LUND	Beta 5 Vån 4	info@ri.se

223 70 LUND

Detta dokument får endast återges i sin helhet, om inte RISE i förväg skriftligen godkänt annat.

### 3 Volymer och areor

Volymer och areor för olika delar av reningsverket har sammanställts i Tabell 1. Där visas även antal zoner per linje och antal parallella linjer som planerats. I modellen har samtliga parallella volymer slagits samman till en samlad volym för ökad effektivitet vid simulering.

Kapacitet för olika processteg samt inställningar som använts vid simulering anges i Tabell 2.

Tabell 1. Volymer och areor på processteg. Sådant som ej varit relevant för simulering har markerats med ”-”.

Processteg	Antal parallella	Total area [m <sup>2</sup> ]	Djup [m]	Total volym [m <sup>3</sup> ]
<b>Förbehandling</b>				
Försedimentering	4	320	5	1 600
<b>Slambehandling</b>				
Returslamluftning	3	110	5,45	600
Slamanox	3	110	5,45	600
Hydrolysbassäng	3	220	5,45	1 200
Blandslamlager	2	-	-	350
Slamlager förtjockat slam	1	-	-	180
Rötkammare	2 (seriekopplade) + efterkammare	-	-	2 200
<b>Biolinjer</b>	3 linjer			
Anaerob zon	1 (per linje)	127	5,5	700
Anox zon	1 (per linje)	110	5,5	600
Aerob/anox zon	3 (per linje)	891	5,5	4 538
Aerob zon	1 (per linje)	73	5,5	405
Deoxzon	1 (per linje)	82	5,5	450
Mellansedimentering	3	1 500	4,5	6 750
<b>Efterbehandling</b>	1 linje			
Deox (MBBR)	1	23,4	5	117
Efterdenitrifikation (MBBR)	2 (seriekopplade)	82	5	234
Flockningsvolym	4	26	-	117
Skivfilter	4	-	-	-

Tabell 2. Kapacitet på olika delar av reningsverket.

Processparameter	Enhet	Värde
$Q_{dim}$	$m^3 \cdot h^{-1}$	700
Maxflöde biosteg	$m^3 \cdot h^{-1}$	2* $Q_{dim} = 1\ 400$
Maxflöde mek och kem	$m^3 \cdot h^{-1}$	4* $Q_{dim} = 2\ 800$
Slamhalt aktivt slam	$g\ MLSS \cdot m^{-3}$	3 500
Nitratreturflöde	Kvot av $Q_{dim}$	0,5-4
Returslamflöde	Kvot av $Q_{dim}$	0,3-1,5 (stys som 0,7-1,0 av inkommande flöde)
Styrning av luftflöde till flexibla zoner	-	Kaskadreglering
Uppehållstid sidoströmshydrolys	h	20-30
Polymerdos förfällning	$g \cdot m^{-3}$	0,1-0,5
Fällningskemikaliedos förfällning	$ml \cdot m^{-3}$	10-60
Kapacitet ozonering	$m^3 \cdot h^{-1}$	1 120
Ozondos	$g\ O_3 \cdot m^{-3}$	5,6
Kapacitet luftning per bioblock	$Nm^3/h$	Ej känt vid tidpunkt för simulering

## Bilaga 2 – Extra provtagning och analyser

Huvudrapport: Scenarioanalys vid Ängens planerade avloppsreningsverk genom processimulering

### 1 Bakgrund

Användning av matematiska modeller för aktivt slamprocesser kräver normalt data som vanligtvis inte analyseras rutinmässigt på reningsverk. Därför krävs kompletterande provtagning och analyser för att täcka de luckor som finns i databehovet. För detta projekt har kompletterande provtagning gjorts på dygnsprov samt 1-timmasprov över 7 dygn, vilket presenteras i detta dokument. Data som är avvikande och har antagits ej representativa/felaktiga har markerats gult.

### 2 Dyngsmedelprovtagning

Labbanalyser vid dyngsmedelprovtagning är ackrediterade analyser.

Ink ARV		2019					2020				
		29-nov	02-dec	03-dec	04-dec	10-dec	26-feb	02-mar	05-mar	08-mar	09-mar
P-tot, Ofilt	mg/l	2.7	2.9	3.6	3.6	2.2	-	-	-	-	-
	mg/l	0.022	0.028	0.011	0.038	0.052	-	-	-	-	-
COD, Ofilt	mg/l	310	330	470	470	370	526	476	317	617	589
COD, Filt	mg/l	86	97	160	180	110	170	198	180	229	184
COD, Filt/Floc	mg/l	200	130	150	190	110	124	194	132	148	136
VFA, Ofilt, titrer	mgHA c/l	-	38.4	68.2	55.3	49.5	-	-	-	-	-
VFA, Filt, titrer	mgHA c/l	-	-	-	-	-	51	46.9	40.1	14.5	51.7
VFA, Filt, Hach	mgHA c/l	-	-	-	-	-	45.8	40.8	60.7	20.4	69.5
VFA, Filt, medel	mg COD/L	-	40.9	72.7	58.9	52.7	49.8	45.3	47.4	17.6	58.2
BOD <sub>7</sub>	mg/l	110	130	240	210	330	-	-	-	-	-

#### RISE Research Institutes of Sweden AB

Postadress  
 Ideon Science Park  
 Beta 5  
 223 70 LUND

Besöksadress  
 Scheelevägen 17  
 Forskningsbyn Ideon  
 Beta 5 Vån 4

Tfn / Fax / E-post  
 010-516 50 00  
 033-13 55 02  
 info@ri.se

Detta dokument får endast återges i sin helhet, om inte RISE i förväg skriftligen godkänt annat.

N-tot, Ofilt	mg/l	24	29	33	26	20	-	-	-	-	-
N-tot, Filt/Floc	mg/l	22	24	28	26	20	-	-	-	-	-
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	18	20	25	22	16	-	-	-	-	-
susp	mg/l	160	170	220	230	200	-	-	-	-	-
GF	mg/l	120	140	190	200	170	-	-	-	-	-
alkalinitet	mg HCO <sub>3</sub> /l	210	250	240	220	190	-	-	-	-	-
pH		7.4	7.4	7.3	7.2	7	-	-	-	-	-
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	-	-	-	-	-
		<0,002	<0,002	<0,002		<0,002	-	-	-	-	-
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	0	0	0	0.005	0	-	-	-	-	-
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	1.6	1.3	1.5	1.7	1.2	-	-	-	-	-
Sulfat	mg/l	33	41	28	39	38	-	-	-	-	-
Sulfid	mg/l	0.19	0.11	<0.1	<0.1	0.13	-	-	-	-	-
Cl	mg/l	89	110	120	110	93	-	-	-	-	-
Na	mg/l	63	67	72	76	69	-	-	-	-	-
K	mg/l	20	21	21	20	18	-	-	-	-	-
Ca	mg/l	37	41	39	37	36	-	-	-	-	-
Fe	µg/l	750	830	730	1200	110	-	-	-	-	-
Mg	mg/l	6.4	6.2	6.2	6.5	6.3	-	-	-	-	-
Al	µg/l	70	39	140	95	78	-	-	-	-	-
TIC	mol/L	-	0.0047	0.0046	0.0043	0.0036	0.0042	0.0039	0.0038	0.0041	0.0043
pH		-	7.6	7.388	7.316	7.244	7.5	7.48	7.42	7.46	7.48
T <sub>pH</sub>	°C	-	22	20.9	21.1	21.5	19	17	20	18	18
I (jonstyrka)		0.00858	0.00967	0.00969	0.00955	0.00847				Medel	0.0092
Provtagnings-flöde	m <sup>3</sup>	21342	16438	16069	16038	20557	16628	17184		14830	13545
BOD1-1	mg/l	20		74							
BOD1-2	mg/l	29		73							
BOD2-1	mg/l	62		189							
BOD2-2	mg/l	73		165							
BOD5-1	mg/l	119		225							
BOD5-2	mg/l	126		253							
BOD7-1	mg/l	129		244							
BOD7-2	mg/l	136		257							
BOD9-1	mg/l	133		260							
BOD9-2	mg/l	156		272							

Reppe		2019					2020				
		29-nov	02-dec	03-dec	04-dec	10-dec	26-feb	02-mar	05-mar	08-mar	09-mar
P-tot, Ofilt	mg/l	1.6	0.85	5	3.1	5.3	-	-	-	-	-
P-tot, Filt/Floc	mg/l	0.58	0.4	1.4	0.84	2.5	-	-	-	-	-
COD, Ofilt	mg/l	2000	1100	3900	4500	5900	3090	2535	3680	-	-
COD, Filt	mg/l	1500	840	1700	1300	2100	1910	1694	1721	-	-
COD, Filt/Floc	mg/l	1600	950	1700	1300	2200	1739	1370	1620	-	-
VFA, Ofilt, titrer	mgHA c/l	-	-	444	405.1	467	-	-	-	-	-
VFA, Filt, titrer	mgHA c/l	-	-	-	-	-	613.3 5	525.1	549.4 5	-	-
VFA, Filt, Hach	mgHA c/l	-	-	-	-	-	505	399	366	-	-
VFA, Filt, medel	mg COD/L			473.3	431.9	497.8	583.0	496.4	493.2	-	-
BOD <sub>7</sub>	mg/l	1400	760	1000	2900	2100	-	-	-	-	-
N-tot, Ofilt	mg/l	6.7	3.4	24	9.9	13	-	-	-	-	-
N-tot, Filt/Floc	mg/l	5.6	1.8	13	5.9	9.1	-	-	-	-	-
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	0.72	0.048	1.9	0.28	0.083	-	-	-	-	-
susp	mg/l	550	140	2400	680	3200	-	-	-	-	-
GF	mg/l	540	140	2400	680	3200	-	-	-	-	-
alkalinitet	mg HCO <sub>3</sub> /l	91	55	74	18	2	-	-	-	-	-
pH		7.9	5.8	5.9	5.5	4.9	-	-	-	-	-
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	-	-	-	-	-
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	0.039	0.012	0.058	0.031	<0,002 0	-	-	-	-	-
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0.29	0.009	0.69	0.37	1.6	-	-	-	-	-
Sulfat	mg/l	7.9	8.6	40	11	4.7	-	-	-	-	-
Sulfid	mg/l	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	-	-	-	-	-
Cl	mg/l	14	15	91	25	25	-	-	-	-	-
Na	mg/l	150	150	240	160	200	-	-	-	-	-
K	mg/l	4	2.1	8.5	7.5	11	-	-	-	-	-
Ca	mg/l	7.4	7.1	15	10	11	-	-	-	-	-
Fe	µg/l	99	27	64	110	94	-	-	-	-	-
Mg	mg/l	1.8	1.5	3.7	2.7	4	-	-	-	-	-
Al	µg/l	27	21	100	35	37	-	-	-	-	-

TIC	mol/L	-	-	0.0017	0.0013	0.0022	0.0011	0.0004	-	-	-
pH		-	-	7.702	6.297	5.697	6.92	6.72	-	-	-
T_pH	°C	-	-	21.5	21.5	21.8	19	19	-	-	-
I (jonstyrka)		0.0050	0.0046	0.0093	0.0051	0.0061				Medel I	0.0060
Provtagningsflöde	m3	469	331	423	440	410		349			
BOD1-1	mg/l	675		560							
BOD1-2	mg/l	500		575							
BOD2-1	mg/l	929		1249							
BOD2-2	mg/l	936		957							
BOD5-1	mg/l	1454		1808							
BOD5-2	mg/l	1258		1529							
BOD7-1	mg/l	1514		2368							
BOD7-2	mg/l	1418		1765							
BOD9-1	mg/l	2942		2608							
BOD9-2	mg/l	1559		1791							

Utg ARV		2019					2020				
		29-nov	02-dec	03-dec	04-dec	10-dec	26-feb	02-mar	05-mar	08-mar	09-mar
P-tot, Ofilt	mg/l	0.084	0.045	0.046	0.063	0.032	-	-	-	-	-
P-tot, Filt/Floc	mg/l	0.0064	0.008	0.0076	0.0097	0.015	-	-	-	-	-
COD, Ofilt	mg/l	22	24	23	25	22	-	-	-	-	-
COD, Filt	mg/l	22	<20	22	23	21	17.6	24	20.2	20.4	-
COD, Filt/Floc	mg/l	130	88	59	160	120	-	-	-	-	-
VFA, Ofilt, titrer	mgHA c/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VFA, Filt, titrer	mgHA c/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VFA, Filt, Hach	mgHA c/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VFA, Filt, medel	mg COD/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BOD <sub>7</sub>	mg/l	<3,0	4	<3,0	<3,0	<3,0	-	-	-	-	-
N-tot, Ofilt	mg/l	3.7	8.6	7.9	5.5	5.5	-	-	-	-	-
N-tot, Filt/Floc	mg/l	3.8	11	8.1	5.9	5.6	-	-	-	-	-
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	0.55	1.6	2	1.4	0.28	-	-	-	-	-

<b>susp</b>	<b>mg/l</b>	6.7	6.1	6.2	5.8	5.5	-	-	-	-	-
<b>GF</b>	<b>mg/l</b>	4.4	3.6	3.5	3.4	3.4	-	-	-	-	-
<b>alkalinitet</b>	<b>mg HCO<sub>3</sub>/l</b>	130	120	130	140	110	-	-	-	-	-
<b>pH</b>		7.4	7.3	7.4	7.5	7.4	-	-	-	-	-
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	<b>mg/l</b>	2.1	6.1	5.1	2.9	3.9	-	-	-	-	-
<b>NO<sub>2</sub>-N</b>	<b>mg/l</b>	0.038	0.05	0.035	0.043	0.035	-	-	-	-	-
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	<b>mg/l</b>	0.022	<0.005	<0.005	0.008	0.006	-	-	-	-	-
<b>Provtagnin gs-flöde</b>	<b>m<sup>3</sup></b>	17164	16105	16035	15499	16511					

### 3 1-timmasprovtagning under 7 dygn

Samtliga prov från 1-timmasprovtagning hittas nedan. Analyserna är gjorda med snabbanalyser (Hach kuvetter).

Datum: 28-nov

19-11-28 08:00	Inkommande ARV						
Timme	COD	COD <sub>filt</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Susp
19-11-28 01:00	765	745	34.46	3.84	28	2.24	0.19
19-11-28 02:00	733	267	35.9	3.88	23.3	2.13	0.22
19-11-28 03:00	708	178	31.2	3	18.9	1.7	0.19
19-11-28 04:00	839	156	27.1	2.56	15.7	1.43	0.14
19-11-28 05:00	690	749	25.8	2.25	14.5	1.29	0.11
19-11-28 06:00	691	292	26.2	2.35	15.3	1.4	0.12
19-11-27 07:00	822	360	49.7	5.35	22.9	2.12	0.18
19-11-27 08:00	769	359	49.6	5.21	31.9	2.9	0.21
19-11-27 09:00	782	921	50.8	5.5	35.9	3.26	0.26
19-11-27 10:00	840	490	83.4	6.18	40.1	3.87	0.34
19-11-27 11:00	802	404	55.3	6.1	34.1	3.5	0.23
19-11-27 12:00	825	1071	51.8	5.98	31.3	3.46	0.28
19-11-27 13:00	756	1080	51.5	5.61	30.5	3.12	0.26
19-11-27 14:00	756	517	86.7	5.9	31	3.22	0.3
19-11-27 15:00	856	348	59.2	7.5	32	4.05	0.32
19-11-27 16:00	840	273	72.1	8.23	31.2	4.15	0.36
19-11-27 17:00	778	823	53.6	5.09	27.3	3.17	0.34
19-11-27 18:00	774	323	52.1	5.35	27.1	3.03	0.36
19-11-27 19:00	757	367	47.4	4.3	25.2	2.45	0.24
19-11-27 20:00	753	737	45.8	3.94	24.5	2.48	0.24
19-11-27 21:00	755	348	42.7	4.11	24.2	2.41	0.24
19-11-27 22:00	753	271	44	4.59	25.4	2.35	0.18
19-11-27 23:00	741	684	42	4.26	27.2	2.43	0.24
19-11-28 00:00	730	290	77.9	4.41	28.4	2.35	0.24



29-nov		Inkommande ARV					
Timme	COD	COD <sub>filt</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Susp
19-11-29 01:00	352	87.3	29.7	2.81	30.4	1.57	0.14
19-11-29 02:00	249	69.4	20.9	2.47	32.4	1.37	0.12
19-11-29 03:00	285	72.3	30.9	2.03	30.3	0.09	0.14
19-11-29 04:00	179	59.6	23.3	1.57	24.5	1.12	0.14
19-11-29 05:00	192	62.7	***	0.92	23.8	0.93	0.1
19-11-29 06:00	742	73.5	25.6	1.6	28.1	1.07	0.12
19-11-28 07:00	393	51.6	38.2	2.69	43.6	1.62	0.12
19-11-28 08:00	451	59.4	41.4	3.81	55.9	2.39	0.26
19-11-28 09:00	837	96.7	52.2	4.9	62	3.09	0.32
19-11-28 10:00	1077	84.9	48.4	4.7	63.7	3.01	0.26
19-11-28 11:00	340	95.8	45	3.91	52.6	2.39	0.28
19-11-28 12:00	667	139	53.6	5.01	55	2.94	0.32
19-11-28 13:00	428	105	41.6	3.94	45.8	2.17	0.28
19-11-28 14:00	456	163	45.5	3.4	51.8	2.9	0.28
19-11-28 15:00	532	153	39.7	3.77	46.5	2.44	0.26
19-11-28 16:00	1148	143	22.2	3.53	41.3	1.97	0.22
19-11-28 17:00	300	119	34.8	3.33	41.6	2.01	0.22
19-11-28 18:00	296	127	34.2	3.29	43.8	1.9	0.2
19-11-28 19:00	227	133	32.1	3.05	42.4	1.77	0.2
19-11-28 20:00	700	140	32.3	3.11	43.8	1.7	0.18
19-11-28 21:00	207	131	30.3	3.17	39.9	1.7	0.16
19-11-28 22:00	286	117	32.5	2.4	39.5	1.61	0.2
19-11-28 23:00	470	114	35	2.78	37.6	1.71	0.2
19-11-29 00:00	542	132	39.2	2.83	42.3	1.66	0.16

30-nov		Inkommande ARV					
Timme	COD	COD <sub>filt</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Susp
19-11-30 01:00	271	119	17.4	1.72	22.8	1	0.14
19-11-30 02:00	233	104	14.8	1.72	20.1	0.91	0.14
19-11-30 03:00	199	99.3	13.8	1.45	15.9	0.81	0.1
19-11-30 04:00	193	98.4	13.9	1.33	18.6	0.75	0.1
19-11-30 05:00	141	92.9	13.9	1.37	15.3	0.6	0.04
19-11-30 06:00	251	83.2	19.6	1.44	15.8	0.63	0.16
19-11-29 07:00	442	133	32.2	1.21	18.7	0.6	0.16
19-11-29 08:00	257	114	27.3	1.11	21.1	1.05	0.12
19-11-29 09:00	590	154	23.5	1.07	42.8	1.2	0.26
19-11-29 10:00	407	143	20.8	1.48	24.7	1.18	0.16
19-11-29 11:00	384	154	20.6	1.23	20.9	1.03	0.24

19-11-29 12:00	715	227	18.5	1.11	18.1	1.2	0.32
19-11-29 13:00	893	128	17	0.7	17.9	1.09	0.24
19-11-29 14:00	617	123	18.3	3.27	20.5	1.28	0.32
19-11-29 15:00	502	121	39.3	1.14	18.2	1.27	0.22
19-11-29 16:00	345	105	32	1.21	18.3	1.09	0.3
19-11-29 17:00	464	121	33.1	3.66	17.8	1.05	0.16
19-11-29 18:00	276	104	35.1	2.83	17.5	0.96	0.18
19-11-29 19:00	266	***	29.6	3.15	19.1	1.06	0.22
19-11-29 20:00	***	114	36.4	2.71	19.1	1.04	0.08
19-11-29 21:00	***	95	31.4	2.51	20.8	1.02	0.16
19-11-29 22:00	***	98.2	24.4	2.23	20.2	0.91	0.14
19-11-29 23:00	551	85	33.9	2.16	20.7	0.96	0.14
19-11-30 00:00	210	87	36.4	1.97	21.1	0.95	0.14

01-dec		Inkommande ARV					
Timme	COD	COD <sub>fit</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sup>+</sup> <sub>4</sub>	PO <sup>3-</sup> <sub>4</sub>	Susp
19-12-01 01:00	273	108	35.6	2.82	25	1.75	0.04
19-12-01 02:00	240	109	32.1	2.5	23	2.1	0.08
19-12-01 03:00	450	108	31.8	1.74	21.1	1.62	0.12
19-12-01 04:00	220	71.6	31.2	2.21	17.9	1.45	0.14
19-12-01 05:00	602	171	28.2	2.79	16.1	2.16	0.16
19-12-01 06:00	239	141	25.7	2.36	16.2	1.66	0
19-11-30 07:00	150	114	22.3	1.41	14.3	0.6	0.1
19-11-30 08:00	377	84.4	25.5	1.96	19.7	1.23	0.06
19-11-30 09:00	316	102	36	2.92	22.9	1.96	0.06
19-11-30 10:00	306	117	37.6	3.7	28.5	2.67	0.16
19-11-30 11:00	962	137	45.8	4.4	30.4	2.78	0.28
19-11-30 12:00	933	154	41.6	4.15	26.1	2.61	0.14
19-11-30 13:00	798	166	52.8	3.79	21.2	2.49	0.16
19-11-30 14:00	355	152	38.6	3.56	19.3	2.24	0.18
19-11-30 15:00	346	146	28	3.45	20.6	2.18	0.18
19-11-30 16:00	260	136	34.5	3.31	21	2.28	0.16
19-11-30 17:00	261	147	33.3	3.1	20.7	1.99	0.18
19-11-30 18:00	426	133	33.9	3.06	21.5	1.96	0.14
19-11-30 19:00	258	154	34.6	3.03	19.5	1.98	0.16
19-11-30 20:00	235	137	30.1	2.94	20.5	1.9	0.18
19-11-30 21:00	237	139	33.3	2.97	23	1.82	0.16
19-11-30 22:00	385	137	31.5	3.04	21	2.15	0.14
19-11-30 23:00	325	127	33.4	2.95	21.7	1.97	0.14
19-12-01 00:00	352	119	37.3	2.92	25.1	2.11	0.12

02-dec	Inkommande ARV
--------	----------------

Timme	COD	COD <sub>filt</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Susp
19-12-02 01:00	310	131	36.1	2.75	23.1	1.93	0.12
19-12-02 02:00	268	118	30.2	2.51	21.2	1.65	0.1
19-12-02 03:00	431	108	26.8	2.18	18.2	1.51	0.16
19-12-02 04:00	337	123	26.5	2.2	18.5	1.51	0.1
19-12-02 05:00	220	117	26.7	1.88	20.7	1.27	0.12
19-12-02 06:00	257	99.7	30.6	2.01	17.5	1.48	0.08
19-12-01 07:00	206	105	22.9	2.04	15.3	1.17	0.14
19-12-01 08:00	993	151	25.4	1.94	18.1	1.03	0.12
19-12-01 09:00	250	141	35.7	2.82	22.9	1.94	0.22
19-12-01 10:00	336	143	42.9	4.55	29.7	3.03	0.2
19-12-01 11:00	385	152	43.6	4.08	29.1	3.05	0.18
19-12-01 12:00	531	192	46	4.36	32.3	3.1	0.26
19-12-01 13:00	479	147	38.5	4.16	26.1	2.8	0.16
19-12-01 14:00	646	184	39.7	3.72	33.8	2.57	0.2
19-12-01 15:00	438	170	42.3	3.64	23.6	2.47	0.22
19-12-01 16:00	736	172	33.3	3.32	22.3	2.41	0.16
19-12-01 17:00	333	159	34.5	3.37	31.9	2.36	0.22
19-12-01 18:00	314	144	33.9	3.13	23	2.19	0.14
19-12-01 19:00	304	152	35.7	3.32	23.3	2.25	0.18
19-12-01 20:00	276	116	32.7	2.86	23.4	2.15	0.22
19-12-01 21:00	300	134	33.8	3.01	22.6	2.04	0.16
19-12-01 22:00	321	139	35.1	3.11	23.2	2.52	0.16
19-12-01 23:00	375	133	35.6	3.03	24.6	2.67	0.16
19-12-02 00:00	484	136	34.4	2.73	25	2.13	0.1

03-dec		Inkommande ARV					
Timme	COD	COD <sub>filt</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Susp
19-12-03 01:00	422	136	38.4	3.04	26.5	2.12	0.14
19-12-03 02:00	345	110	30.9	2.73	24.1	1.81	0.14
19-12-03 03:00	334	113	27.6	2.62	21.5	1.64	0.16
19-12-03 04:00	290	140	28.2	2.4	21	1.5	0.1
19-12-03 05:00	443	174	27	2.36	19.7	1.44	0.16
19-12-03 06:00	331	168	34.6	2.34	17.9	1.49	0.12
19-12-02 07:00	470	117	31.7	3.16	24	2.02	0.14
19-12-02 08:00	313	133	50.3	3.9	28.4	2.76	0.14
19-12-02 09:00	430	126	44.5	4.39	36.4	3.15	0.14
19-12-02 10:00	524	155	48.9	4.9	39	3.41	0.34
19-12-02 11:00	802	170	47.7	4.68	31.7	2.98	0.26
19-12-02 12:00	695	209	47.3	4.66	28	2.77	0.36
19-12-02 13:00	785	297	47.9	4.63	27.2	2.88	0.28
19-12-02 14:00	1163	330	49.4	1.92	26.2	3.13	0.4

19-12-02 15:00	909	267	52.6	6.18	26.6	3.71	0.5
19-12-02 16:00	577	257	41.5	4.06	25.1	2.84	0.34
19-12-02 17:00	466	226	44	3.8	23.3	2.6	0.26
19-12-02 18:00	487	226	42.1	3.78	23.9	2.57	0.28
19-12-02 19:00	386	235	39.7	3.91	22	2.24	0.2
19-12-02 20:00	383	214	38.4	3.42	24.2	2.27	0.26
19-12-02 21:00	366	205	32.5	3.47	21.6	2.28	0.24
19-12-02 22:00	385	193	35.5	3.45	26.7	2.39	0.24
19-12-02 23:00	659	190	38	3.36	28.1	2.25	0.18
19-12-03 00:00	697	163	35.8	3.22	25.2	2.26	0.16

04-dec		Inkommande ARV					
Timme	COD	COD <sub>fit</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Susp
19-12-04 01:00	505	129	32.9	3.29	47.9	2.27	0.2
19-12-04 02:00	399	127	30.1	3.09	61.4	1.96	0.28
19-12-04 03:00	271	125	29.7	2.54	46.5	1.68	0.28
19-12-04 04:00	1048	148	34.4	2.51	41.2	1.54	0.32
19-12-04 05:00	1036	130	34.5	2.14	43.7	1.45	0.2
19-12-04 06:00	321	148	30.2	2.29	44.1	1.54	0.36
19-12-03 07:00	418	168	34.8	1.73	54.8	1.94	0.32
19-12-03 08:00	893	176	26.9	3.58	70.9	2.79	0.2
19-12-03 09:00	484	189	38.5	4.79	69.8	3.32	0.36
19-12-03 10:00	336	178	38.8	4.52	70.5	2.81	0.28
19-12-03 11:00	385	195	38.5	4.58	65.2	2.87	0.28
19-12-03 12:00	428	224	42.2	5.24	66.6	2.71	0.2
19-12-03 13:00	1127	277	43.2	4.75	58.6	3.22	0.32
19-12-03 14:00	1000	242	42.5	4.47	64	2.95	0.22
19-12-03 15:00	725	268	38.6	4.35	55.2	2.59	0.22
19-12-03 16:00	436	210	27.9	3.33	46.8	3.21	0.26
19-12-03 17:00	1057	165	35.9	3.18	49.5	2.32	0.22
19-12-03 18:00	609	157	37.5	3.57	38.3	2	0.2
19-12-03 19:00	1015	175	45.6	3.51	53	2.17	0.2
19-12-03 20:00	345	174	35.6	3.2	46.7	2.02	0.22
19-12-03 21:00	361	162	30.4	3.48	47.8	2.03	0.18
19-12-03 22:00	236	178	33.5	3.55	51.4	2.23	0.22
19-12-03 23:00	373	170	33.7	3.45	57	1.86	0.16
19-12-04 00:00	214	130	35.7	3.41	60.4	2.21	0.16

Datum: 28-nov

19-11-28  
08:00

		<b>Reppe</b>							
<b>Timme</b>	<b>Timme</b>	<b>COD</b>	<b>COD<sub>filt</sub></b>	<b>N<sub>tot</sub></b>	<b>P<sub>tot</sub></b>	<b>NH<sup>+</sup><sub>4</sub></b>	<b>PO<sup>3-</sup><sub>4</sub></b>	<b>Susp</b>	
19-11-28	01:00	1	3443	6935	48.1	3.96	2.63	1.14	0.88
19-11-28	02:00	2	3095	4333	42.5	3.43	2.15	1.09	1
19-11-28	03:00	3	2741	10334	39.9	2.86	1.79	0.766	0.88
19-11-28	04:00	4	2542	4335	32.7	2.59	1.55	0.599	0.8
19-11-28	05:00	5	2193	6515	35.7	2.32	1.19	0.36	0.56
19-11-28	06:00	6	2113	4681	26	2.62	0.822	0.241	0.48
19-11-27	07:00	7	7088	5711	208	6.31	12.4	7.3	4.5
19-11-27	08:00	8	9680	6516	206	4.83	12.1	6.59	3.6
19-11-27	09:00	9	9260	9961	169	1.63	10.6	6.07	2.6
19-11-27	10:00	10	8552	6084	161	1.61	8.92	5.43	2.8
19-11-27	11:00	11	8189	6129	150	1.63	9.68	5.09	2.7
19-11-27	12:00	12	7975	5173	141	1.99	10.5	4.69	4.6
19-11-27	13:00	13	7720	371	121	1.46	8.37	4.46	4.4
19-11-27	14:00	14	9377	7809	120	10.3	7.27	5.25	4.2
19-11-27	15:00	15	8554	5514	93.5	2.72	6.17	3.73	3.7
19-11-27	16:00	16	5878	5613	92.5	11.5	5.3	3.54	4.1
19-11-27	17:00	17	5456	5609	98.3	2.23	4.68	2.87	3.3
19-11-27	18:00	18	5016	3083	86.8	0.99	4.43	2.55	2.9
19-11-27	19:00	19	4576	3020	85.6	0.604	4.1	2.22	2.5
19-11-27	20:00	20	4107	3928	72.8	0.501	3.1	1.91	2.5
19-11-27	21:00	21	3407	2224	68.7	0.495	2.87	1.77	2.2

19-11-27 22:00	<b>22</b>	3145	2279	82.3	0.503	3.38	1.37	1.6
19-11-27 23:00	<b>23</b>	2872	2184	57.1	1.11	3.2	1.44	1.7
19-11-28 00:00	<b>24</b>	2561	1377	59.8	1.01	2.76	1.66	1.4

29-nov		Reppe						
Timme	Timme	COD	COD <sub>filt</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Susp
19-11-29 01:00	<b>1</b>	2314	1919	16.9	1.35	0.34	0.23	0.2
19-11-29 02:00	<b>2</b>	2376	1879	24.4	1.36	1.68	0.39	0.26
19-11-29 03:00	<b>3</b>	3097	2484	70.3	2.1	3.33	1.02	0.36
19-11-29 04:00	<b>4</b>	3018	2313	61.2	2.15	2.02	0.65	0.4
19-11-29 05:00	<b>5</b>	3896	2137	***	1.98	1.41	0.96	1.2
19-11-29 06:00	<b>6</b>	3627	1778	52.4	0.15	0.64	0.86	3.2
19-11-28 07:00	<b>7</b>	1656	1230	33.1	1.67	0.77	0.26	0.52
19-11-28 08:00	<b>8</b>	1554	1196	25.8	1.56	0.87	0.23	0.36
19-11-28 09:00	<b>9</b>	1440	1094	21.2	1.2	1	0.16	0.4
19-11-28 10:00	<b>10</b>	1348	1104	18.3	1.03	0.64	0.11	0.32
19-11-28 11:00	<b>11</b>	1765	1035	15.3	1.1	0.42	0.17	0.36
19-11-28 12:00	<b>12</b>	1575	996	18.6	1.02	0.41	0.1	0.36
19-11-28 13:00	<b>13</b>	1517	957	13.4	1.01	0.3	0.11	0.4
19-11-28 14:00	<b>14</b>	1571	906	13.3	0.94	0.26	0.14	0.4
19-11-28 15:00	<b>15</b>	1576	877	11.4	0.95	0.27	0.13	0.4
19-11-28 16:00	<b>16</b>	1450	1002	13.6	1.01	0.28	0.11	0.37
19-11-28 17:00	<b>17</b>	1464	1938	15.1	0.9	0.25	0.07	0.32
19-11-28 18:00	<b>18</b>	2267	1981	14.4	0.8	0.24	0.02	0.32
19-11-28 19:00	<b>19</b>	2228	1850	18.5	0.9	0.22	0.07	0.24
19-11-28	<b>20</b>	2475	2025	12.6	0.85	0.28	0.06	0.2

20:00								
19-11-28								
21:00	<b>21</b>	2601	2297	10.4	0.71	0.18	0.1	0.24
19-11-28								
22:00	<b>22</b>	2420	2074	12.2	0.71	0.17	0.09	0.32
19-11-28								
23:00	<b>23</b>	2354	1939	9.3	0.76	0.26	0.11	0.44
19-11-29								
00:00	<b>24</b>	2257	1827	12.1	0.69	0.2	0.14	0.2

30-nov		Reppe						
Timme	Timme	COD	COD <sub>filt</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sup>+</sup> <sub>4</sub>	PO <sup>3-</sup> <sub>4</sub>	Susp
19-11-30								
01:00	<b>1</b>	1767	1286	19.9	0.92	0.39	0.041	0.26
19-11-30								
02:00	<b>2</b>	1718	1231	20.1	0.85	0.27	0.017	0.22
19-11-30								
03:00	<b>3</b>	1548	1208	20.1	0.78	0.26	0.11	0.18
19-11-30								
04:00	<b>4</b>	1530	1197	13.6	0.76	0.25	0.02	0.44
19-11-30								
05:00	<b>5</b>	1507	1180	16.2	0.74	0.25	0.019	0.2
19-11-30								
06:00	<b>6</b>	1638	1344	26	2.4	0.27	***	0.14
19-11-29								
07:00	<b>7</b>	5207	1577	42.5	***	0.44	0.21	0.9
19-11-29								
08:00	<b>8</b>	4668	1465	40	1.14	0.44	0.08	0.28
19-11-29								
09:00	<b>9</b>	4250	1390	27.6	1	0.69	0.11	0.3
19-11-29								
10:00	<b>10</b>	4215	1285	23	0.98	0.52	0.12	2.4
19-11-29								
11:00	<b>11</b>	3877	1290	20.3	1.1	0.41	0.23	2.4
19-11-29								
12:00	<b>12</b>	3814	1305	30.5	1.27	0.12	0.25	1.9
19-11-29								
13:00	<b>13</b>	3034	1266	16	2.16	0.49	0.16	1.84
19-11-29								
14:00	<b>14</b>	3170	1318	18.9	2	0.41	0.17	1.14
19-11-29								
15:00	<b>15</b>	3274	1708	31.5	2.5	0.62	0.26	1.22
19-11-29								
16:00	<b>16</b>	3363	1798	40.3	0	0.49	0.21	1.2
19-11-29								
17:00	<b>17</b>	3094	1718	***	1.91	0.48	0.2	1.08
19-11-29								
	<b>18</b>	2961	1553	39.6	1.9	0.58	0.17	0.72

18:00								
19-11-29								
19:00	<b>19</b>	2727	1607	38	1.7	0.5	0.17	0.76
19-11-29								
20:00	<b>20</b>	2455	1456	50.9	1.56	0.33	0.19	0.72
19-11-29								
21:00	<b>21</b>	2262	1460	27	1.48	0.38	0.17	0.6
19-11-29								
22:00	<b>22</b>	2141	1428	26.7	1.38	0.4	0.14	0.46
19-11-29								
23:00	<b>23</b>	1987	1370	24.2	1.32	0.33	0.13	0.4
19-11-30								
00:00	<b>24</b>	1986	1308	26.2	1.14	0.37	0.08	0.38

01-dec		Reppe						
Timme	Timme	COD	COD <sub>filt</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Susp
19-12-01								
01:00	<b>1</b>	1318	1128	15.7	1.03	0.19	0.01	0.12
19-12-01								
02:00	<b>2</b>	1259	1102	14.5	1.01	0.12	0.01	0.1
19-12-01								
03:00	<b>3</b>	1192	1022	12.5	0.93	0.29	0.01	0.06
19-12-01								
04:00	<b>4</b>	1172	994	10.8	0.89	0.07	0.02	0.14
19-12-01								
05:00	<b>5</b>	1108	969	10.2	0.8	0.2	0.02	0.12
19-12-01								
06:00	<b>6</b>	1100	967	9.6	0.8	0.21	0.35	0.08
19-11-30								
07:00	<b>7</b>	1664	1325	22	1.84	0.37	0.2	0.24
19-11-30								
08:00	<b>8</b>	1674	1352	21.1	1.56	0.36	0.14	0.3
19-11-30								
09:00	<b>9</b>	1562	1246	19.3	2.81	0.3	0.15	0.2
19-11-30								
10:00	<b>10</b>	1569	1184	18.9	2.13	0.27	0.12	0.24
19-11-30								
11:00	<b>11</b>	1509	1184	16	2.49	0.39	0.1	0.22
19-11-30								
12:00	<b>12</b>	1559	1087	13.6	1.93	0.21	0.17	0.24
19-11-30								
13:00	<b>13</b>	1392	407	13.2	1.14	0.32	0.1	0.2
19-11-30								
14:00	<b>14</b>	1362	425	14.4	1.97	0.26	0.11	0.2
19-11-30								
15:00	<b>15</b>	1412	407	12.8	1.1	0.39	0.09	0.18
19-11-30								
16:00	<b>16</b>	1359	412	10.6	1.19	0.4	0.1	0.16



19-11-30 17:00	<b>17</b>	1342	393	70.5	0.95	0.26	0.07	0.14
19-11-30 18:00	<b>18</b>	1467	427	14	1.18	0.38	0.09	0.1
19-11-30 19:00	<b>19</b>	1532	487	19.6	1.4	0.25	0.04	0.16
19-11-30 20:00	<b>20</b>	1396	447	21	1.23	0.26	0.02	0.14
19-11-30 21:00	<b>21</b>	1306	409	18.3	1.06	0.28	0.02	0.08
19-11-30 22:00	<b>22</b>	1276	389	14	0.96	0.23	0.1	0.14
19-11-30 23:00	<b>23</b>	1236	356	15.3	0.95	0.2	0.02	0.14
19-12-01 00:00	<b>24</b>	1596	465	19.6	1.09	0.26	0.04	0.22

02-dec		Reppe						
Timme	Timme	COD	COD <sub>filt</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Susp
19-12-02 01:00	<b>1</b>	987	936	6.04	0.3	0.12	0.03	0.14
19-12-02 02:00	<b>2</b>	1038	979	5.22	0.32	0.1	0.02	0.08
19-12-02 03:00	<b>3</b>	999	934	7.16	0.33	0.07	0.05	0.08
19-12-02 04:00	<b>4</b>	1021	935	5.37	0.34	0.12	0.03	0.1
19-12-02 05:00	<b>5</b>	1083	1013	7.36	0.41	0.13	0.02	0.12
19-12-02 06:00	<b>6</b>	1104	1016	5.76	0.38	0.12	0.03	0.08
19-12-01 07:00	<b>7</b>	991	898	7.06	0.47	0.1	0.02	0.08
19-12-01 08:00	<b>8</b>	953	839	6.47	0.47	0.11	0.05	0.08
19-12-01 09:00	<b>9</b>	1002	881	6.52	0.43	0.12	0.03	0.06
19-12-01 10:00	<b>10</b>	1129	1034	6.89	0.39	0.11	0.05	0.12
19-12-01 11:00	<b>11</b>	1035	943	9.04	0.46	0.17	0.02	0.12
19-12-01 12:00	<b>12</b>	1065	951	9.37	0.6	0.1	0.06	0.1
19-12-01 13:00	<b>13</b>	1197	320	8.72	0.57	0.12	0.02	0.08
19-12-01 14:00	<b>14</b>	1162	328	10.1	0.6	0.13	0.05	0.1
19-12-01 15:00	<b>15</b>	1168	328	9.62	0.64	0.17	0.07	0.1

15:00								
19-12-01								
16:00	<b>16</b>	1127	310	33.5	0.59	0.11	0.02	0.06
19-12-01								
17:00	<b>17</b>	1102	326	12.3	0.64	0.11	0.02	0.06
19-12-01								
18:00	<b>18</b>	1092	287	12.3	0.5	0.12	0.02	0.12
19-12-01								
19:00	<b>19</b>	1072	333	11.4	0.44	0.06	0.04	0.1
19-12-01								
20:00	<b>20</b>	1060	304	12.6	0.45	0.11	0.04	0.1
19-12-01								
21:00	<b>21</b>	1089	318	11.5	0.41	0.12	0.07	0.1
19-12-01								
22:00	<b>22</b>	1090	297	17	0.42	0.14	0.03	0.08
19-12-01								
23:00	<b>23</b>	1064	288	16.1	0.39	0.09	0.05	0.06
19-12-02								
00:00	<b>24</b>	1041	309	12.6	0.39	0.09	0.04	0.1

03-dec		Reppe						
Timme	Timme	COD	COD <sub>filt</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Susp
19-12-03								
01:00	<b>1</b>	25654	1457	26.7	1.04	0.44	0.42	1.5
19-12-03								
02:00	<b>2</b>	3471	1901	52.4	1.57	1.1	0.72	0.88
19-12-03								
03:00	<b>3</b>	3549	1973	60	1.93	1.48	0.59	1.24
19-12-03								
04:00	<b>4</b>	3215	1803	53.4	1.54	1.18	0.59	1.12
19-12-03								
05:00	<b>5</b>	2908	1659	47.3	1.49	0.9	0.49	1
19-12-03								
06:00	<b>6</b>	2373	1532	42.9	1.4	0.67	0.44	0.88
19-12-02								
07:00	<b>7</b>	1074	1012	9.15	0.48	0.1	0.1	0.16
19-12-02								
08:00	<b>8</b>	1134	1032	7.34	0.47	0.14	0.09	0.2
19-12-02								
09:00	<b>9</b>	1024	961	39.8	0.53	0.1	0.04	0.08
19-12-02								
10:00	<b>10</b>	2113	1364	42.4	1.52	1.41	1.7	1.24
19-12-02								
11:00	<b>11</b>	3266	2089	59.5	2.11	3.99	2.82	3.64
19-12-02								
12:00	<b>12</b>	2983	2019	59.6	2	2.92	1.83	3.32
19-12-02								
13:00	<b>13</b>	2744	1157	57.4	1.97	2.31	1.66	3.16

19-12-02 14:00	<b>14</b>	2549	1033	46.7	1.9	2.28	1.42	2.32
19-12-02 15:00	<b>15</b>	2585	997	47.2	1.81	1.91	1.21	2.56
19-12-02 16:00	<b>16</b>	2382	873	36.4	1.59	1.61	1.08	0.76
19-12-02 17:00	<b>17</b>	2601	792	33.4	1.65	1.46	0.93	1.64
19-12-02 18:00	<b>18</b>	2221	866	50.7	1.72	1.51	0.85	1.6
19-12-02 19:00	<b>19</b>	2453	1001	61.3	1.59	1.69	0.99	1.44
19-12-02 20:00	<b>20</b>	2827	1043	62.4	1.67	1.46	0.65	1.12
19-12-02 21:00	<b>21</b>	2708	693	67.1	1.57	1.49	0.9	1.16
19-12-02 22:00	<b>22</b>	2459	1033	59.92	1.48	1.17	0.69	0.96
19-12-02 23:00	<b>23</b>	2367	1201	50.1	1.28	0.86	0.6	1.16
19-12-03 00:00	<b>24</b>	2549	852	41.7	1.23	0.76	0.82	1.6

04-dec		Reppe						
Timme	Timme	COD	COD <sub>filt</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	NH <sup>+</sup> <sub>4</sub>	PO <sup>3-</sup> <sub>4</sub>	Susp
19-12-04 01:00	<b>1</b>	71.46	1049	25.3	1.3	1.54	1.72	5.4
19-12-04 02:00	<b>2</b>	6380	1108	27	1.21	1.3	1.53	3.6
19-12-04 03:00	<b>3</b>	6055	1110	27.2	1.12	1.1	1.29	3.92
19-12-04 04:00	<b>4</b>	5806	1464	41.5	1.18	1.14	1.37	3.84
19-12-04 05:00	<b>5</b>	5368	1691	52.6	1.88	1.09	1.21	3.58
19-12-04 06:00	<b>6</b>	3741	1825	46	1.39	0.96	1.27	3.08
19-12-03 07:00	<b>7</b>	2731	1574	46	1.08	0.41	0.6	0.96
19-12-03 08:00	<b>8</b>	2884	1615	30.7	0.71	0.35	0.41	0.92
19-12-03 09:00	<b>9</b>	2883	1348	25.2	0.89	0.45	0.39	1.4
19-12-03 10:00	<b>10</b>	2924	1283	27.9	1.54	0.31	0.42	1.2
19-12-03 11:00	<b>11</b>	3133	1285	24.1	0.81	0.4	0.44	1.28
19-12-03	<b>12</b>	2939	1218	19.8	0.75	0.44	0.44	1.32

12:00								
19-12-03								
13:00	<b>13</b>	2679	4468	19.6	0.69	0.39	0.4	1.32
19-12-03								
14:00	<b>14</b>	2522	412	15.7	0.65	0.23	0.32	1.12
19-12-03								
15:00	<b>15</b>	2207	392	17.9	0.62	0.3	0.31	1
19-12-03								
16:00	<b>16</b>	2010	421	18.1	0.88	0.41	0.21	0.64
19-12-03								
17:00	<b>17</b>	2923	839	18.8	1.43	0.57	1.18	1.04
19-12-03								
18:00	<b>18</b>	2881	801	20.7	1.56	0.52	1.41	1.12
19-12-03								
19:00	<b>19</b>	2683	701	17.2	0.57	0.66	1.32	2.11
19-12-03								
20:00	<b>20</b>	2553	628	20.8	1.42	0.65	1.19	1.22
19-12-03								
21:00	<b>21</b>	2474	683	18.8	1.42	0.57	1.09	1.42
19-12-03								
22:00	<b>22</b>	2113	527	18.7	1.5	0.5	1.06	0.9
19-12-03								
23:00	<b>23</b>	3619	499	18.3	1.19	0.62	1.19	0.8
19-12-04								
00:00	<b>24</b>	5168	473	18.1	1.26	1.19	1.64	1.04

## Bilaga 3 – Sammanställning av genomförande och resultat från laboratorieförsök med industrivatten från Reppe

Huvudrapport: Scenarioanalys vid Ängens planerade avloppsreningsverk genom processimulering

### 1 Bakgrund

För att utföra karaktärisering av det industriella avloppsvattnet från Reppe separat från inkommande vatten till nuvarande reningsverk i Lidköping krävdes olika typer av biologiska test. Dessa utfördes av RISE i laboratorium på avdelningen för Kemiteknik, Lunds Tekniska Högskola, i december 2019.

### 2 Genomförande

Två typer av tester genomfördes:

1. Långtidsluftade försök för att erhålla inerta COD-fraktioner;
2. Respirometrieförsök för att erhålla den biologiskt lättillgängliga COD-fraktionen.

Dessa försök beskrivs nedan.

#### 2.1 Långtidsluftade försök

De långtidsluftade försöken utförs för att beräkna värden för inert löst och inert partikulärt organiskt material, vilket mäts som COD. Metoden som använts är den som beskrivs som metod #2 i Orhon et al. (1994), vilken sammanfattas nedan.

Industriavloppsvatten från Reppe (insamlat dygnsprov 2019-12-03) samt returslam från Lidköpings avloppsreningsverk samlades in. Total- och filtrerad COD analyserades för industriavloppsvattnet, medan slamhalt och glödförlust (triplikatprov) analyserades för returslammet (MLSS och MLVSS). Värden för dessa visas i Tabell 1 och användes för beräkningar av tillsats av slam till reaktorn.

Tabell 1. Värden för initial provtagning.

Provtagningsparameter	Enhet	Värde
Total COD avloppsvatten	mg/L	4 469
Löst COD avloppsvatten	mg/L	1 626
Suspenderad substans slam (MLSS)	mg/L	5 560
Glödförlust suspenderad substans slam (MLVSS)	mg/L	4 946

#### RISE Research Institutes of Sweden AB

Postadress  
Ideon Science Park  
Beta 5  
223 70 LUND

Besöksadress  
Scheelevägen 17  
Forskningsbyn Ideon  
Beta 5 Vån 4

Tfn / Fax / E-post  
010-516 50 00  
033-13 55 02  
info@ri.se

Detta dokument får endast återges i sin helhet, om inte RISE i förväg skriftligen godkänt annat.

Två parallella reaktorer (2 L) utrustades med omrörare och luftningsutrustning. I en reaktor tillsattes ofiltrerat industrisvavlopplsvatten, medans det i den andra tillsattes filtrerat industrisvavlopplsvatten (samma prov som det som i den andra reaktorn tillsattes ofiltrerat). I båda reaktorerna tillsattes även fosfatbuffert ( $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ ), allylthiourea (ATU) och ammoniumklorid ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ). pH justerades med natriumhydroxid ( $\text{NaOH}$ ) för att nå pH 7,4 vid start av försöken. En liten mängd returslam tillsattes till varje reaktor som ymp för att få igång biologisk aktivitet utan att tillsätta för stor mängd COD då det annars kan påverka resultaten. Halter och tillsatta mängder visas i Tabell 2 och Tabell 3.

Både filtrerad och ofiltrerad COD analyseras i båda reaktorer eftersom partikulär COD bildas även i den reaktor där filtrerat avloppsvatten luftas. Detta sker eftersom en del av biomassan bildar inert partikulärt COD när biomassan dör och med hjälp av detta kan man genom att mäta skillnaden mellan partikulärt COD i reaktorn med ofiltrerat avloppsvatten och den med filtrerat avloppsvatten i slutet av experimentet beräkna andelen inert partikulärt COD som härstammar från avloppsvattnet och vad som bildas genom tillväxt och avdödning av biomassa. Om man istället endast luftar ofiltrerat avloppsvatten tills allt biologiskt tillgängligt COD förbrukats och halten inte längre ändras är det omöjligt att skilja på andelen som härstammar från avloppsvatten och det som bildats under försöket. En liknande metodik används för att beräkna löst inert COD.

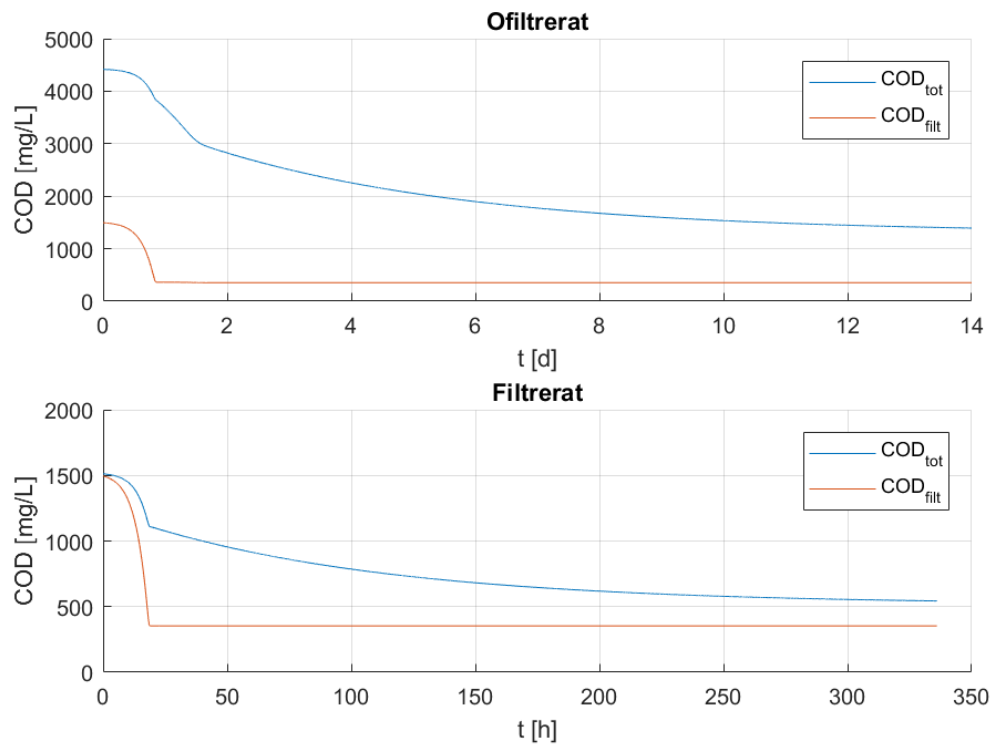
Vid start analyserades total och filtrerad COD i de båda reaktorerna, sedan startades försöken med både omrörning och luftning. Försöken försimulerades för att få en uppskattning om hur COD-halten skulle sjunka under försökets gång (Figur 1), men då försimuleringen bygger på antaganden gällande de inerta COD-fraktionerna (vilka försöken utförs för att beräkna) ska det endast ses som en första uppskattning. Försöken pågick sedan i två veckor. Total och filtrerad COD analyserades under denna tid med jämna mellanrum. Efter försökstidens slut beräknades halten av inert löst COD samt inert partikulärt COD enligt Orhon et al. (1994). Försöksupställningen kan ses i Figur 2.

Tabell 2. Koncentrationer av använda kemikalier.

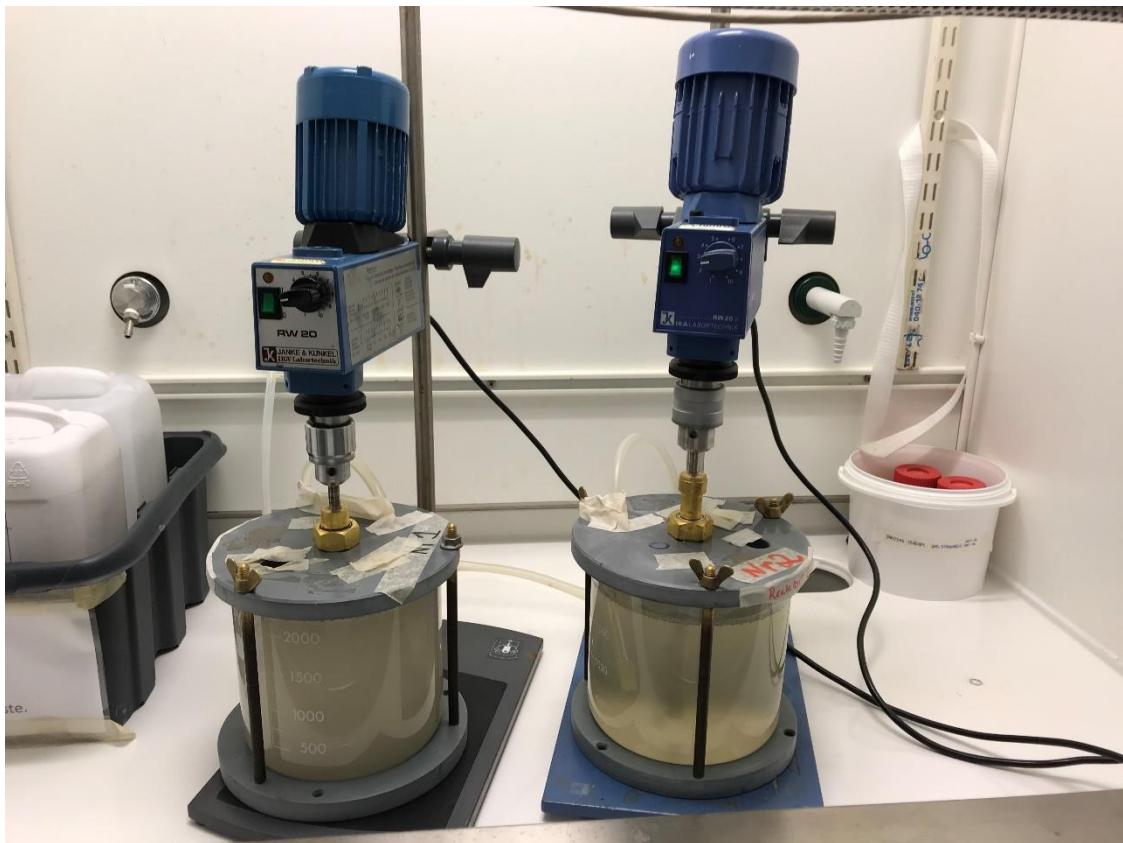
Kemikalie	Enhet	Koncentration
Fosfatbuffert [ $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ ]	mmol/L	1 000
Ammoniumklorid [ $\text{NH}_4\text{Cl}$ ]	g N/L	14
ATU	g/L	4
Natriumhydroxid [ $\text{NaOH}$ ]	mol/L	1

Tabell 3. Volym av olika medier som tillsats till varje reaktor samt pH-värde vid start av försök.

	Reaktor 1	Reaktor 2
Avloppsvatten [mL]	2 000	1 930
Fosfatbuffert [mL]	30	30
Ammoniumkloridlösning [mL]	14	14
ATU [mL]	10	10
NaOH [mL]	21	20
Slam [mL]	20	20
pH vid start	7,39	7,39



Figur 1. Försimulering av COD-halten i de två reaktorena under försökstiden.



Figur 2. Försökupställning med två luftade och omrörda reaktorer.



## 2.2 Respirometrieförsök

Respirometrieförsök gjordes för att uppskatta den andel COD som är biologiskt nedbrytbar och lätt tas upp av biomassa. Samma vatten- och slamprov som användes till de långtidsluftade försöken användes även till respirometrieförsöken, och med resultaten från båda kan även övriga COD-fraktioner (framför allt långsamt nedbrytbar (hydrolyserbart) COD) beräknas. Metoden som använts är den som beskrivs som metod #2 i Ekama et al. (1986), vilket sammanfattas nedan.

En bestämd mängd industriavloppsvatten och returslam förbereddes för att få en lämplig F/M-kvot under försöket (vilket krävs för att få resultat som går att utnyttja). En lämplig F/M-kvot måste testas fram, men som en första uppskattning användes metoden som presenteras i Ekama et al. (1986). Detta justerades sedan efter det första försöket för att få bättre resultat. Fosfatbuffert, ATU, ammoniumklorid och natriumhydroxid tillsattes sedan till avloppsvattnet för att nå ett stabilt pH, ge näringsämnen till biomassan samt förhindra nitrifikation. Kranvatten tillsattes sedan för att nå en total volym på exakt 1 000 mL. Två likadana satser förbereddes för parallella försök.

Avloppsvattenblandningen blandades med slammet och tillsattes till två parallella respirometrireaktorer (se Figur 3) som startades omedelbart. I reaktorerna mäts syre kontinuerligt och luftning slås av och på cykliskt. När luftning slagits av kan syreförbrukningshastigheten (oxygen utilization rate, OUR) beräknas utifrån den linjära lutningen på kurvan då syrehalten sjunker. Försöken fortsatta tills dess att en distinkt skillnad i OUR kan urskiljas, vilket innebär att all lättillgänglig COD förbrukats av biomassan och att endast COD som först måste hydrolyseras innan den kan konsumeras återstår. Varje försök pågick i 3-5 timmar.



Figur 3. Försökupställning under respirometrieförsöken (en av två reaktorer).



När OUR för hela försöket beräknats (en datapunkt för varje cykel där luftning slagits av) kan den totala mängden syre som förbrukats beräknas genom integration av OUR över tiden, enligt Ekama et al. (1986).

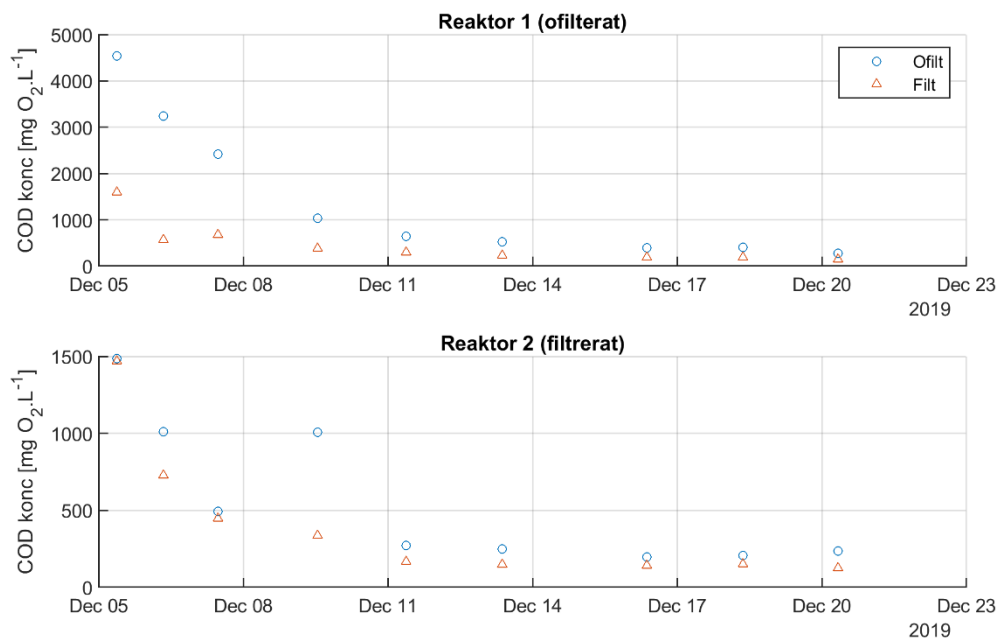
### 3 Resultat

#### 3.1 Långtidsluftade försök

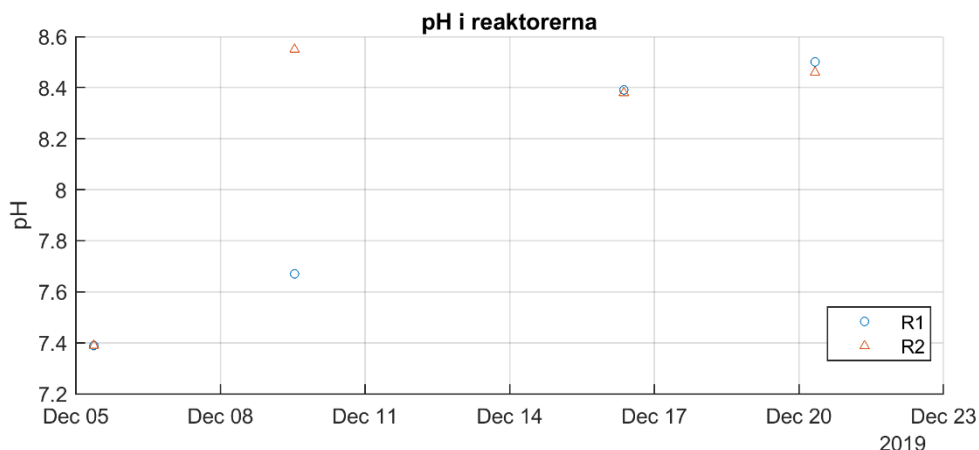
Filtrerad och ofiltrerad COD i de båda reaktorerna under försökstiden visas i Figur 4. Den slutliga halten av både löst och partikulär COD blev mycket låg, vilket innebär att en stor majoritet av COD i industriavloppsvattnet från Reppe är biologiskt nedbrytbart. Efter beräkning enligt Orhon et al. (1994) erhöles följande värden för inerta fraktioner:

- Löst inert COD = 124 mg O<sub>2</sub>/L (2,7 % av total COD; 8,4 % av löst COD).
- Partikulärt inert COD = ~ 0 mg O<sub>2</sub>/L (0 % av total COD).

pH var stabilt inom optimalt område under försökstiden (se Figur 5). Samtliga resultat (numeriska värden) visas i Tabell 4.



Figur 4. COD-halt (filtrerad och ofiltrerad) i de båda reaktorerna under försökstiden.



Figur 5. pH i de båda reaktorerna under försökstiden.

Tabell 4. Värden för uppföljning under försökstiden.

Provtagningsdatum		Reaktor 1 (ofiltrerat)				Reaktor 2 (filtrerat)			
Datum	Tid	Total COD [mg/L]	Filtrerad COD [mg/L]	Uttagen provvolym [mL]	pH	Total COD [mg/L]	Filtrerad COD [mg/L]	Uttagen provvolym [mL]	pH
2019-12-05	09:00	4 544	1 592	7	7,39	1 484	1 470	7	7,39
2019-12-06	08:15	3238	572*	6	-	1 010	728*	6	-
2019-12-07	11:30	2 415	676	7	-	492	448	7	-
2019-12-09	13:00	1 033	381	6	7,67	1 001	338	7	8,55
2019-12-11	09:05	643	302	6	-	271	169	6	-
2019-12-13	08:55	521	230	7	-	250	147	7	-
2019-12-16	08:50	400	186	7	8,39	197	141	13	8,58
2019-12-18	08:45	407	192	7	-	205	150	7	-
2019-12-20	08:10	281	141	7	8,50	237	126	7	8,46

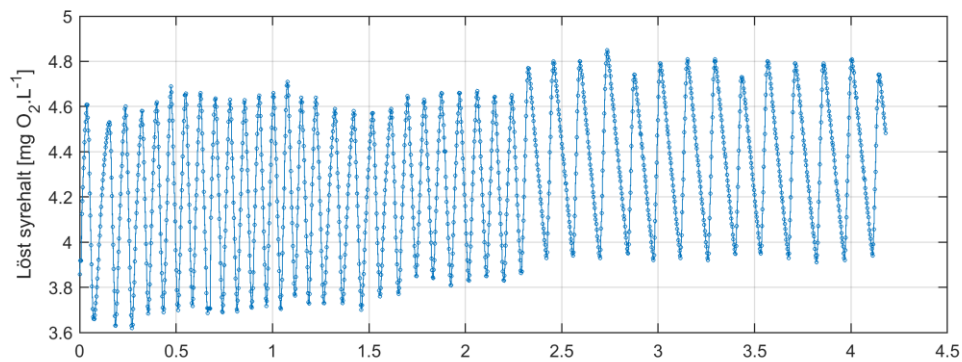
### 3.2 Respirometrieförsök

I Tabell 5 visas de beräknade halterna av lättillgängligt COD i industriavloppsvattnet från Reppe, baserat på de respirometrieförsök som utförts. 4 försök gav förmodade representativa värden, från vilka ett medelvärde sedan beräknats.

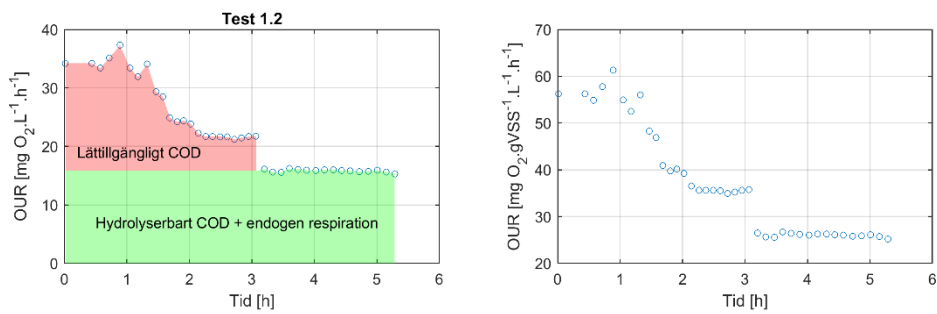
Ett exempel på hur syrehalten i reaktorn varierar under ett försök visas i Figur 6. OUR-data från samtliga representativa försök visas i Figur 7, Figur 8, Figur 9 samt Figur 10, där man kan urskilja hur de olika fraktionerna av COD bidrar till total OUR. I dessa figurer visas även specifik OUR, där samma OUR-data normaliserats till slamhalten (g VSS). I figurerna kan oftast två distinkta OUR-platåer urskiljas, vilket indikerar att fler än två COD-fraktioner (lättillgängligt och hydrolyserbart) finns i avloppsvattnet. Detta kan exempelvis vara ämnen som hydrolyseras med olika hastighet. För användning i modellen delas dock COD endast in i de två fraktionerna.

Tabell 5. Resultat från de försök som anses ge representiva resultat samt beräknat medelvärde.

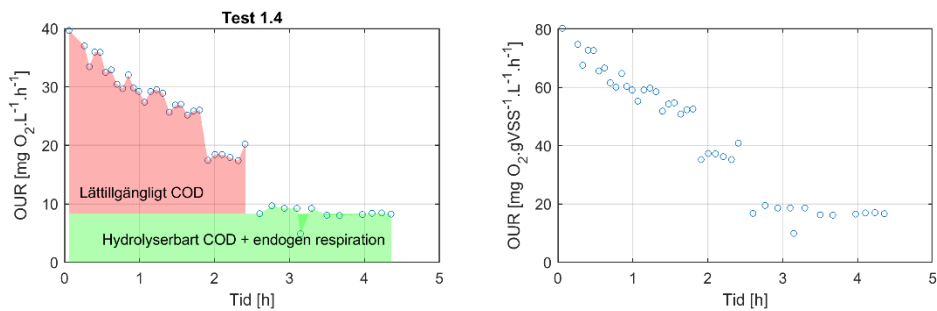
Test #	Uppmätt halt lättillgänglig COD [mg O <sub>2</sub> /L]	Andel av total COD [%]	Andel av löst COD [%]
1.2	284	6,4	17,5
1.4	525	11,7	32,3
2.3	416	9,3	25,6
2.5	386	8,6	23,7
<b>Medel</b>	<b>403</b>	<b>9,0</b>	<b>24,8</b>



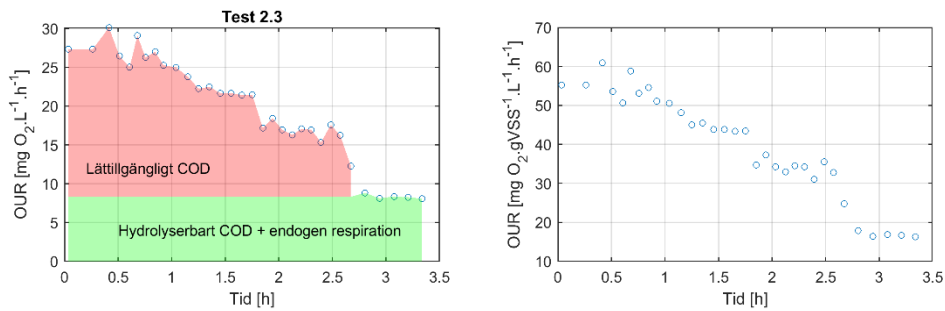
Figur 6. Exempel på variation i syrehalt under OUR-test (från Test 1.2).



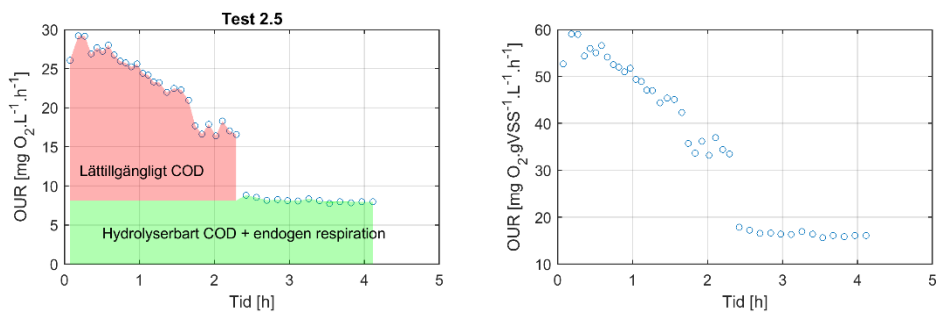
Figur 7. Resultat från Test 1.4. OUR (t.v.) samt specifik OUR (t.h.).



Figur 8. Resultat från Test 1.4. OUR (t.v.) samt specifik OUR (t.h.).



Figur 9. Resultat från Test 2.3. OUR (t.v.) samt specifik OUR (t.h.).



Figur 10. Resultat från Test 2.5. OUR (t.v.) samt specifik OUR (t.h.).

## 4 Referenser

Ekama, G. A., Dold, P. L., & Marais, G. V. R. (1986). Procedure for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Science & Technology*, 18(6), 91–114.

Orhon, D., Artan, N., & Ateş, E. (1994). A description of three methods for the determination of the initial inert particulate chemical oxygen demand of wastewater. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 61(1), 73–80.  
<https://doi.org/10.1002/jctb.280610111>

## Bilaga 4 – Karaktärisering av avloppsvatten

Huvudrapport: Scenarioanalys vid Ängens planerade avloppsreningsverk genom processimulering

### 1 Inledning

Detta dokument beskriver proceduren för att karaktärisera kommunalt avloppsvattnet som idag inkommer till avloppsreningsverket samt industriellt avloppsvatten från Lantmännen Reppe AB för användning i simuleringsstudier av det framtida reningsverket. Karaktäriseringen innebär att uppmätta föroreningsparametrar översätts till de tillståndsvariabler som används i processmodellen. Processmodellen som används är SumoS, vilket inkluderar 2-stegs nitrifikation/denitrifikation, svavelföreningar samt jonbalans och pH-beräkning. Just svavelföreningar är viktigt för att ge en korrekt pH-beräkning i systemet, vilket anses viktigt för att korrekt kunna utvärdera kemin omkring struvitutfällning (vilket också inkluderas i modellen).

Inkommande avloppsvatten samt industriavloppsvatten från Reppe karaktäriserades separat, vilket möjliggör att inkommande avloppsvatten kan delas in i två strömmar: industriavlopp från Reppe samt övrigt kommunalt spillvatten (med ursprung från invånare och mindre industrier). Karaktärisering av det övriga kommunala spillvattnet har beräknats som skillnaden mellan det totala inkommande avloppsvattnet och vattnet från Reppe. Eftersom vatten från Reppe transporteras till reningsverket finns risk att dess sammansättning förändras innan det når reningsverket. Störst risk anses vara nedbrytning av lättillgängligt COD i ledningsnätet, men möjligen kan viss hydrolys av mer komplext material till mer lättillgänglig form också ske. Denna omfattning är mycket svår att uppskatta och har därför inte inkluderats i beräkningarna. Eftersom avloppsvattnet från Reppe mestadels innehåller biologiskt tillgänglig COD (vilket visas i detta dokument samt i Bilaga 3) innebär det att de biologiskt tillgängliga COD-fraktionerna i det kommunala avloppsvattnet möjligen underskattas då dessa beräknas genom skillnaden mellan det som idag kommer in till reningsverket och det som släpps från Reppe. Dessa fraktioner sedan förs med när belastningen skalas upp till framtida belastning då fraktionerna från det kommunala spillvattnet antas vara lika med dagens situation medan belastningen är högre (samt andelen belastning från Reppe lägre). Dessa resultat ska därför med största sannolikhet ses som ett värsta scenario där andelen biologiskt tillgängligt material möjligen underskattas något, då en högre andel biologiskt tillgänglig COD till största del innebär positiva effekter på reningsverkets funktion.

Karaktäriseringsberäkningarna grundas på den extra provtagning och analys som utförts, vilken beskrivs i Bilaga 2. Terminologi för modellvariabler följer den som används i simuleringsprogramvaran Sumo som används i projektet (enligt konvention från Corominas et al. (2010)).

#### RISE Research Institutes of Sweden AB

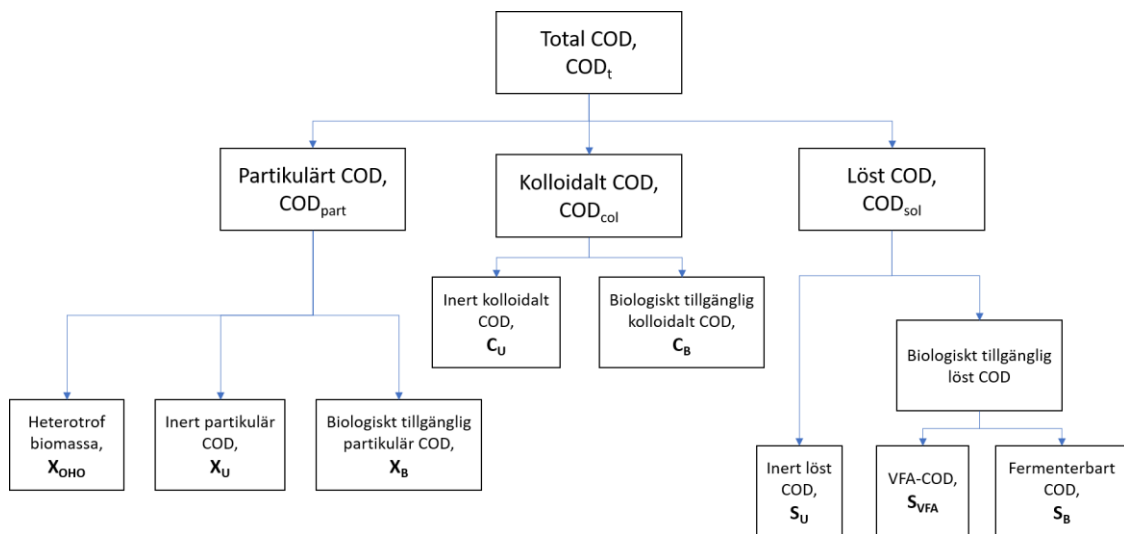
Postadress	Besöksadress	Tfn / Fax / E-post
Ideon Science Park	Scheelevägen 17	010-516 50 00
Beta 5	Forskningsbyn Ideon	033-13 55 02
223 70 LUND	Beta 5 Vån 4	info@ri.se

Detta dokument får endast återges i sin helhet, om inte RISE i förväg skriftligen godkänt annat.

## 2 Modellvariabler

### 2.1 COD-fraktioner

Inkommande COD-fraktioner i Sumo, och hur de relaterar till vad som faktiskt kan fysiskt mätas, visas i Figur 1. Total COD avser ofiltrerat prov; löst COD avser prov filtrerat genom filter med  $0,1 \mu\text{m}$  porstorlek alt. prov där flockningsmedel tillsätts och sedan filtreras genom filter med  $0,45 \mu\text{m}$  porstorlek; kolloidalt COD beräknas som skillnaden mellan prov filtrerat genom filter med  $0,45 \mu\text{m}$  porstorlek (utan flockning) och löst COD. Modellvariablerna är fetmarkerade i figuren.



Figur 1. Indelning av COD i inkommande avloppsvatten till modellfraktioner i Sumo.

## 3 Karaktärisering av inkommande avloppsvatten till nuvarande reningsverk

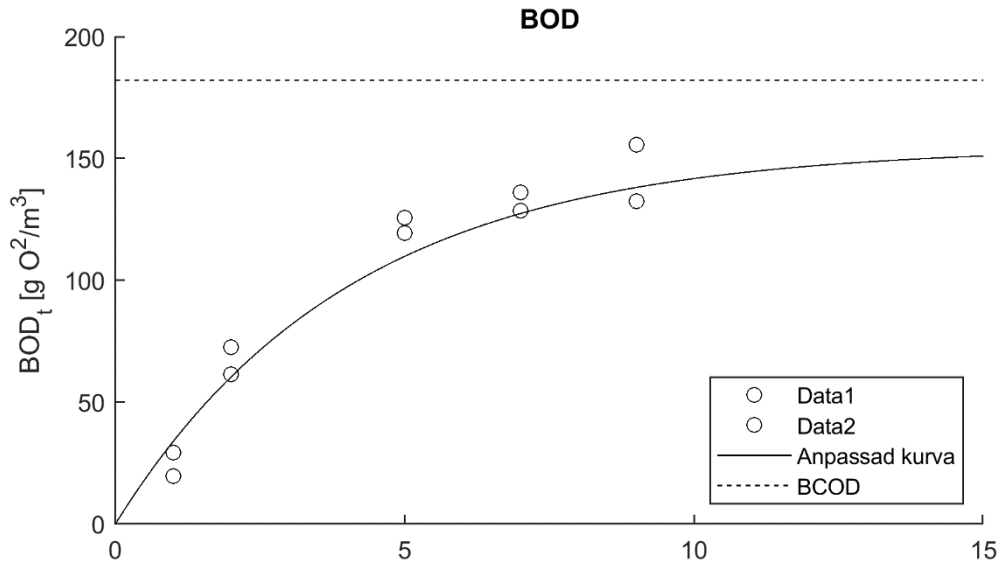
### 3.1 COD-fraktioner

Under karaktäriseringsprovtagningen analyserades i inkommande vatten till nuvarande reningsverk (kommunalt avlopp + avlopp från Reppe): total COD ( $\text{COD}_{t,\text{ink}}$ ); filtrerad COD ( $\text{COD}_{\text{filt},\text{ink}}$ ); flockad och filtrerad COD ( $\text{COD}_{\text{ff},\text{ink}}$ ); VFA ( $\text{COD}_{\text{VFA},\text{ink}}$ ) samt  $\text{BOD}_{1,2,5,7,9}$  (för beräkning av total mängd biologiskt tillgänglig COD,  $\text{BCOD}_{\text{ink}}$ ). I utgående avloppsvatten från nuvarande reningsverk analyserades filtrerad COD ( $\text{COD}_{\text{filt},\text{eff}}$ ). Ett viktigt antaganden har gjorts: andelen biologiskt tillgänglig COD relativt total COD ( $\text{BCOD}_{\text{ink}}/\text{COD}_t$ ) är konstant och beräknas från mätning vid två tillfällen (vilket ofta är fallet, se Weijers (1999)).  $\text{BCOD}_{\text{ink}}$  har beräknats från BOD-test över flertalet dygn (enligt Roeleveld & van Loosdrecht (2002)) och uppgick till 59 procent samt 64 procent av total COD vid dessa tillfällen (se Figur 2 samt Figur 3).

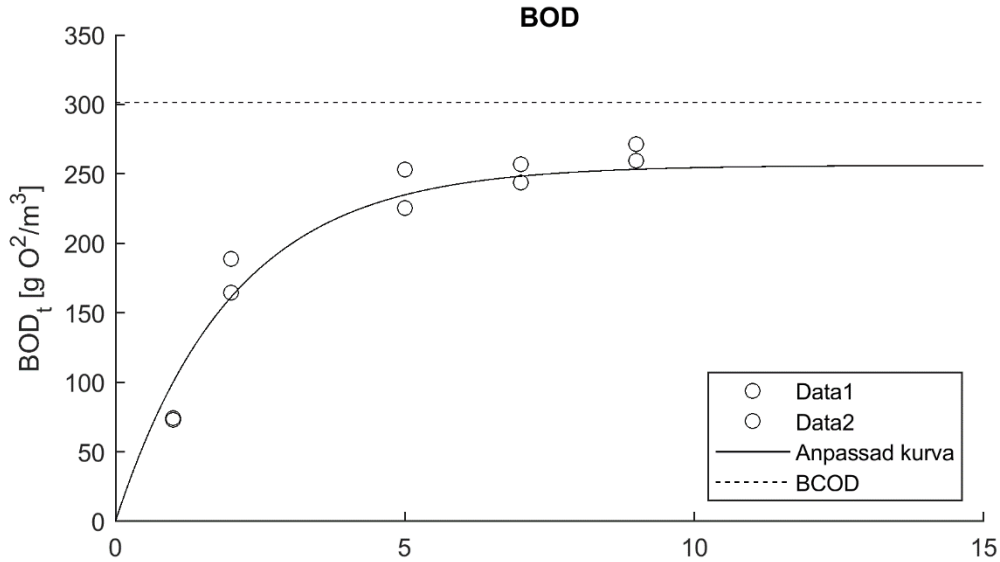
Beräkningsgången för att dela in COD i fraktioner var följande:

1.  $\text{COD}_{\text{sol}} = \text{COD}_{\text{ff},\text{ink}}$ ;
2.  $\text{COD}_{\text{part}} = \text{COD}_t - \text{COD}_{\text{filt},\text{ink}}$ ;
3.  $\text{COD}_{\text{col}} = \text{COD}_{\text{filt},\text{ink}} - \text{COD}_{\text{ff},\text{ink}}$ ;
4.  $S_U = \text{COD}_{\text{filt},\text{eff}}$ ;
5.  $S_{\text{VFA}} = \text{COD}_{\text{VFA},\text{ink}}$ ;
6.  $S_B = \text{COD}_{\text{sol}} - S_U - S_{\text{VFA}}$ ;
7.  $X_{\text{OHO}} = 0,05$  (antaget baserat på standardvärde i Sumo);
8. Eftersom  $\text{BCOD}_{\text{ink}} = 0,92 \cdot X_{\text{OHO}} + X_B + C_B + S_B + S_{\text{VFA}} \Rightarrow$

- a.  $C_B = \text{COD}_{\text{col}} / (\text{COD}_{\text{col}} + \text{COD}_{\text{part}}) * (\text{BCOD}_{\text{ink}} - 0.92 * X_{\text{OHO}} - S_B - S_{\text{VFA}})$ ;  
 b.  $X_B = \text{BCOD}_{\text{ink}} - (0.92 * X_{\text{OHO}} + C_B + S_B + S_{\text{VFA}})$ ;  
 9.  $C_U = \text{COD}_{\text{col}} - C_B$ ;  
 10.  $X_U = \text{COD}_{\text{part}} - X_{\text{OHO}} - X_B$ .

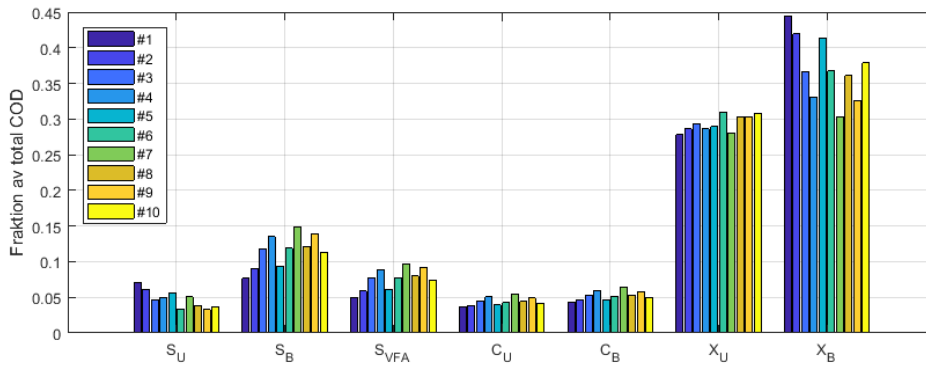


Figur 2. BOD-test vid provtillfälle 1.



Figur 3. BOD-test vid provtillfälle 2.

Figur 4 visar hur fraktionerna varierar mellan olika provtagningstillfällen. Fraktionerna visar på relativt liten variation mellan tillfällena, och är ofta nära medelvärdet för alla analyser. Dock så visar resultaten på viss spridning i förhållandet mellan löst och partikulärt biologiskt tillgänglig COD ( $S_B$  och  $X_B$ ), medan den total biologiskt tillgängliga fraktionen är konstant (på grund av tidigare antagande).



Figur 4. Beräknade och uppskattade fraktioner av inkommande COD vid 10 provtagningstillfällen (ej inkluderat  $X_{OHO}$ , som uppskattas separat och utgör en del av  $X_U$  och  $X_B$  i denna figur).

### 3.2 Kvävefraktioner

Kvävefraktionerna (andel av total kvävehalt) som kan analyseras direkt är ammonium- och ammoniakkväve ( $S_{NHx}$ ), nitritkväve ( $S_{NO2}$ ) samt nitratkväve ( $S_{NO3}$ ). I övrigt analyseras total kvävehalt (TN) samt flockad + filtrerad kvävehalt ( $TN_{ff}$ ).  $TN_{ff}$  anses utgöra den totala lösta kvävefraktionen ( $N_{sol}$ ) medan den partikulära fraktionen beräknas från  $TN - TN_{ff}$ . Den partikulära fraktionen inkluderar då även de kolloidala kvävefraktionerna. De olika kvävefraktionerna förutom de som kan analyseras direkt anses utgöra en andel av motsvarande COD-fraktion (exempelvis så är inert partikulärt kväve en andel av inert partikulärt COD). Dessa andelar kalibreras därmed genom att de justeras till dess att den beräknade totala kvävehalten samt  $N_{sol}$  och  $N_{part}$  baserat på COD-fraktionerna överensstämmer med uppmätta värden. Beräkningarna utförs med följande ekvationer:

1.  $N_{part,beräkn} = COD_t * (f_{XOHO} * f_{N,bio} + f_{CU} * f_{N,CU} + f_{CB} * f_{N,CB} + f_{XU} * f_{N,XU} + f_{XB} * f_{N,XB});$
2.  $N_{sol,beräkn} = COD_t * (f_{SB} * f_{N,SB} + f_{SU} * f_{N,SU}) + S_{NHx} + S_{NO2} + S_{NO3};$
3.  $TN_{beräkn} = N_{part,beräkn} + N_{sol,beräkn}$

Figur 5 visar hur andelen uppmätt partikulärt och löst kväve varierar mellan analystillfällen (5 st). Även här uppvisas endast mindre variation. Figur 6 visar uppmätt och kalibrerade kvävefraktioner samt totalkväve baserat på samma 5 analyser. Värdena jämförs med standardvärden i Sumo och litteraturen för att rimlighetsbedöma resultaten. Samtliga fraktioner använde ursprungsvärden från Sumo och gav bra resultat, förutom  $f_{N,XB}$  som behövde justeras från 0,03 till 0,01. Detta är lägre än de värden som ofta ses i litteraturen (vanliga värden är 0,02-0,06 enligt Roeleveld & van Loosdrecht (2002)).  $f_{N,SU}$  beräknades från mätdata till 0,057 (värde i Sumo 0,05). Nitrit- och nitratkväve var under detektionsgräns vid analys och dessa fraktioner sätts till 0.

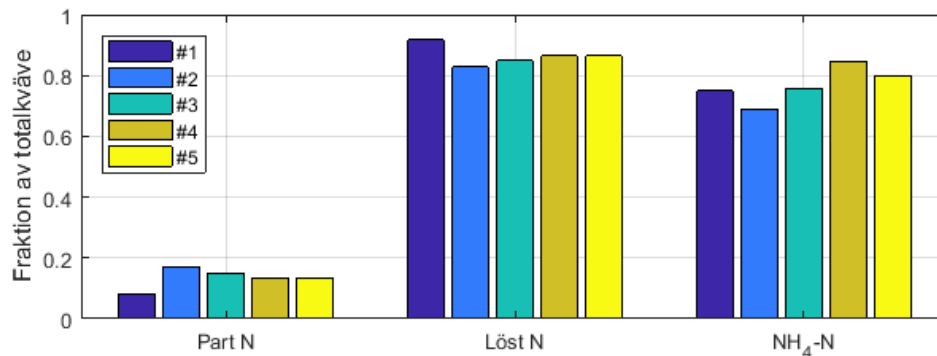
Tabell 1. Kväveinnehåll i organiskt material i inkommande avloppsvatten vid Lidköpings ARV.

Parameter	Enhet	Kalibrerat modellvärde	Ursprungsvärde Sumo	Vanliga värden*
$f_{N,bio}$	g N/g COD	0,07	0,07	-
$f_{N,CU}$	g N/g COD	0,01	0,01	0,01-0,06**
$f_{N,CB}$	g N/g COD	0,01	0,03	0,02-0,06**
$f_{N,XU}$	g N/g COD	0,01	0,01	0,01-0,06
$f_{N,XB}$	g N/g COD	0,01	0,03	0,02-0,06
$f_{N,SB}$	g N/g COD	0,03	0,03	0,02-0,04
$f_{N,SU}$	g N/g COD	0,057	0,05	0,01-0,02

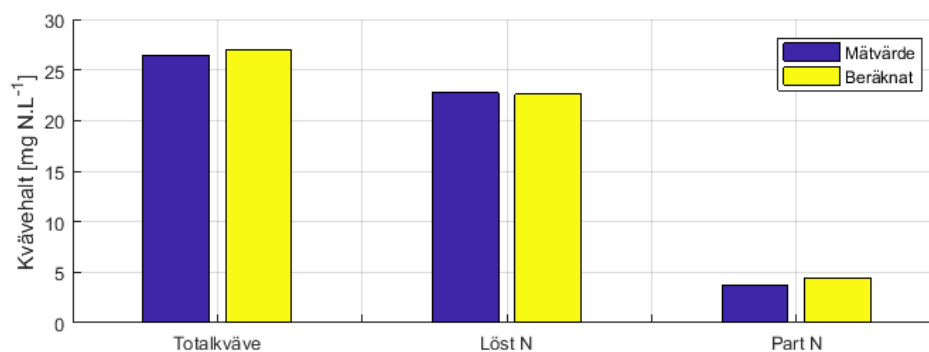
\* För kommunalt avloppsvatten enligt Roeleveld & van Loosdrecht (2002)

\*\* Antages lika för kolloidalt COD och partikulärt COD





Figur 5. Uppmätta kvävefraktioner vid 5 analystillfällen.



Figur 6. Jämförelse mellan uppmätta kvävefraktioner och motsvarande modellberäkningar.

### 3.3 Fosforfraktioner

Fosforfraktionerna (andel av total fosforhalt) bedöms på samma sätt som för kvävefraktionerna. Det som kan analyseras direkt är ortofosfat (PO<sub>4</sub>-P (S<sub>PO4</sub>) inkl. övriga jonformer) medan övriga måste bestämmas indirekt på samma sätt som kvävefraktionerna. Även här analyseras totalfosfor (TP) samt flockad + filtrerad totalfosfor (TP<sub>ff</sub>). TP<sub>ff</sub> analyseras både i inkommande vatten och i renat avloppsvatten för att bestämma den lösta inerta fosfordelen. Likt kvävefraktionerna associeras fosfor med andel av fosfor i de olika COD-fraktionerna. Följande ekvationer används:

- $P_{part,beräkn} = COD_t * (f_{XOHO} * f_{P,bio} + f_{CU} * f_{P,CU} + f_{CB} * f_{P,CB} + f_{XU} * f_{P,XU} + f_{XB} * f_{P,XB});$
- $P_{sol,beräkn} = COD_t * (f_{SB} * f_{P,SB} + f_{SU} * f_{P,SU}) + S_{PO4};$
- $TP_{beräkn} = P_{part,beräkn} + P_{sol,beräkn}$

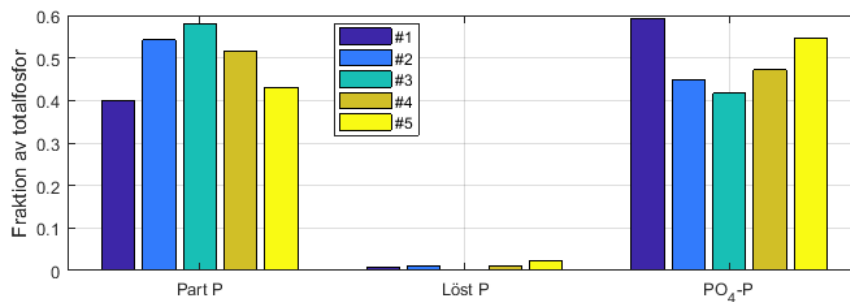
Tabell 2. Fosforinnehåll i organiskt material i inkommande avloppsvatten vid Lidköpings ARV.

Parameter	Enhet	Kalibrerat modellvärde	Ursprungsvärde Sumo	Vanliga värden*
f <sub>P,bio</sub>	g P/g COD	0,02	0,02	-
f <sub>P,CU</sub>	g P/g COD	0,004		0,005 – 0,01**
f <sub>P,CB</sub>	g P/g COD	0,004		0,01 – 0,015**
f <sub>P,XU</sub>	g P/g COD	0,004		0,005 – 0,01
f <sub>P,XB</sub>	g P/g COD	0,004		0,01 – 0,015
f <sub>P,SB</sub>	g P/g COD	0,0007		0,01 – 0,015
f <sub>P,SU</sub>	g P/g COD	0	0	0,002 – 0,008

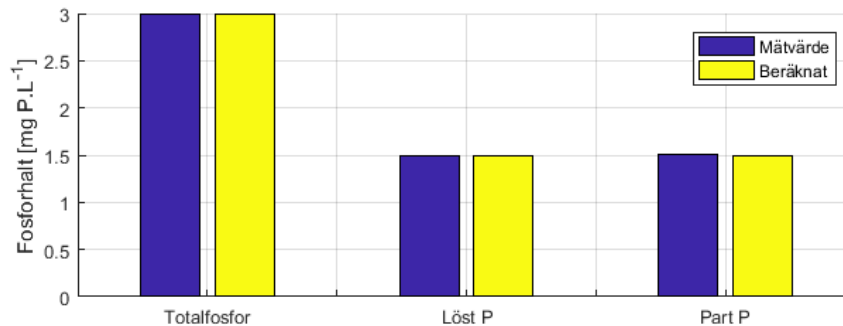
\* För kommunalt avloppsvatten enligt Roeleveld & van Loosdrecht (2002)

\*\* Antages lika för kolloidalt COD och partikulärt COD

De kalibrerade fosforhalterna som associerar med de olika COD-fraktionerna är betydligt lägre än ursprungsvärden i Sumo samt litteraturvärden. Ingen sammanställning för värden vid svenska förhållanden finns dock publicerat, så representativa värden för jämförelse saknas. Orsaken till skillnaden jämfört med internationell data är inte känd, men skulle kunna bero på skillnader i hantering av fosforinnehåll i tvätt- och diskmedel. I Sverige finns sedan ett antal år finns förbud för användning av fosfor i tvätt- och diskmedel vilket medför betydligt lägre fosforhalter i kommunalt avloppsvatten i Sverige än i dessa länder, vilket dock främst borde innebära lägre halt av fosfat och inte organiskt bundet fosfor. Detta understryker behovet av en sammanställning av svenska data för jämförelser.



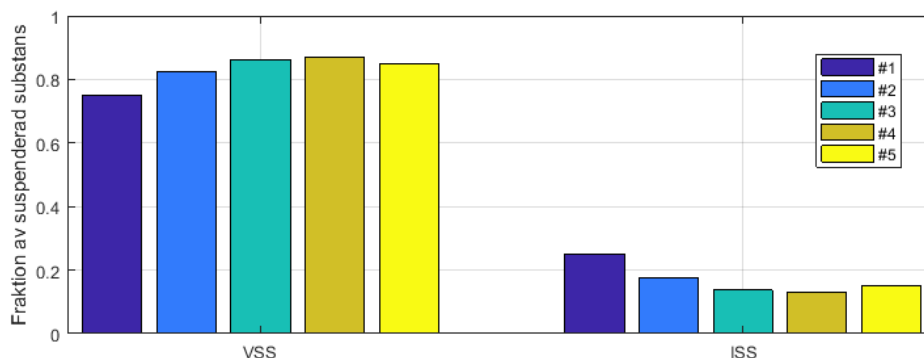
Figur 7. Uppmätta fosforfraktioner vid 5 analystillfällen.



Figur 8. Jämförelse mellan uppmätta fosforfraktioner och motsvarande modellberäkningar.

### 3.4 Suspenderat material

I inkommande avloppsvatten till nuvarande reningsverk analyserades suspenderad substans (TSS) samt glödförlust (VSS). Inorganisk suspenderad substans (ISS) beräknades som skillnaden mellan dessa. Andelen VSS och ISS vid de olika provtagningstillfällena ses i Figur 9.



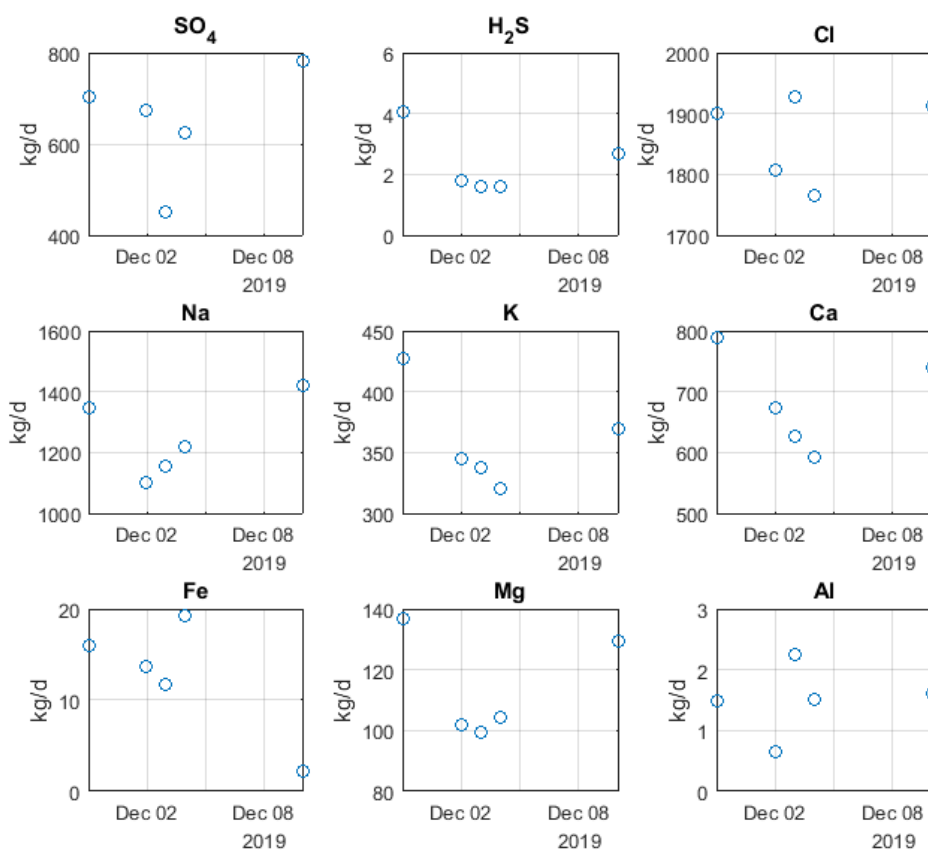
Figur 9. Uppmätta TSS-fraktioner vid 5 analystillfällen.

### 3.5 Metaller och joner

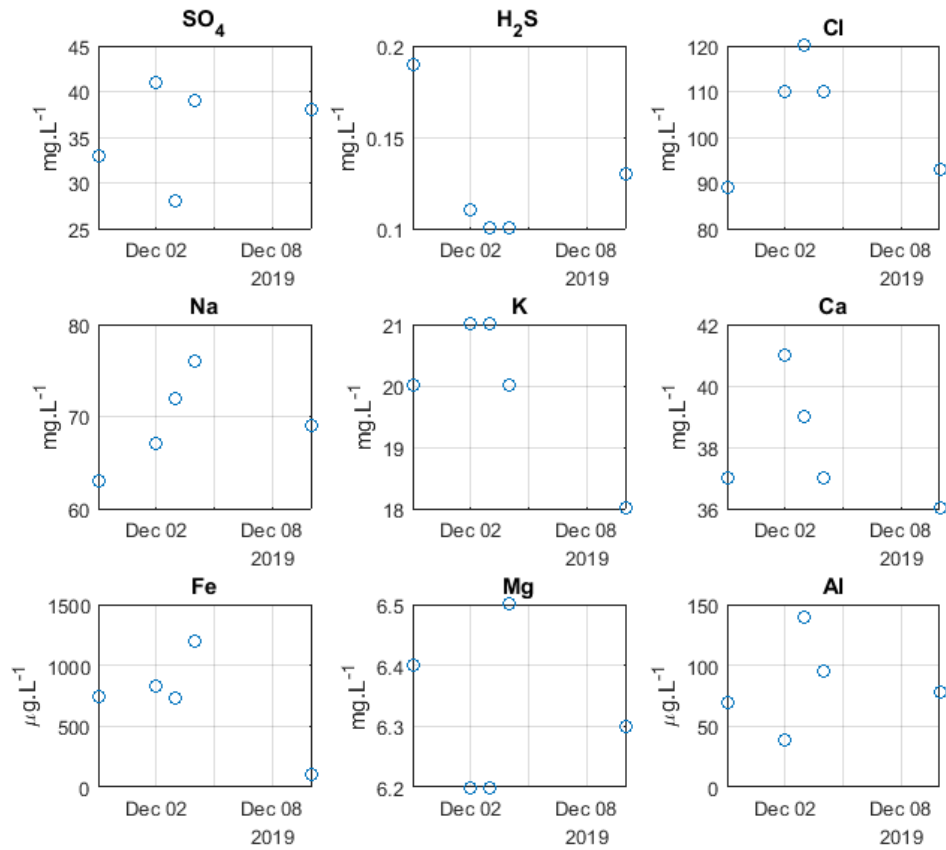
De övriga föroreningar som behöver kvantifieras i modellen är de metaller och joner som används för att beräkna pH. För detta beräknades medelbelastningar och halter av respektive ämne från fem provtagningstillfällen. Beräknade medelvärden visas i Tabell 3, medan uppmätta halter och belastningar vid varje analystillfälle visas i Figur 10 och Figur 11.

Tabell 3. Uppmätt belastning och medelhalt av metaller och joner till det nuvarande reningsverket.

Ämne	Medelbelastning [kg/d]	Medelhalt [ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
SO <sub>4</sub>	647	35,8
H <sub>2</sub> S	2,35	0,130
Cl	1860	103
Na	1250	69,0
K	360	19,9
Ca	684	37,9
Fe	12,6	0,700
Mg	114	6,32
Al	1,50	0,08
TIC [enhet gäller massa C]	822	50,1



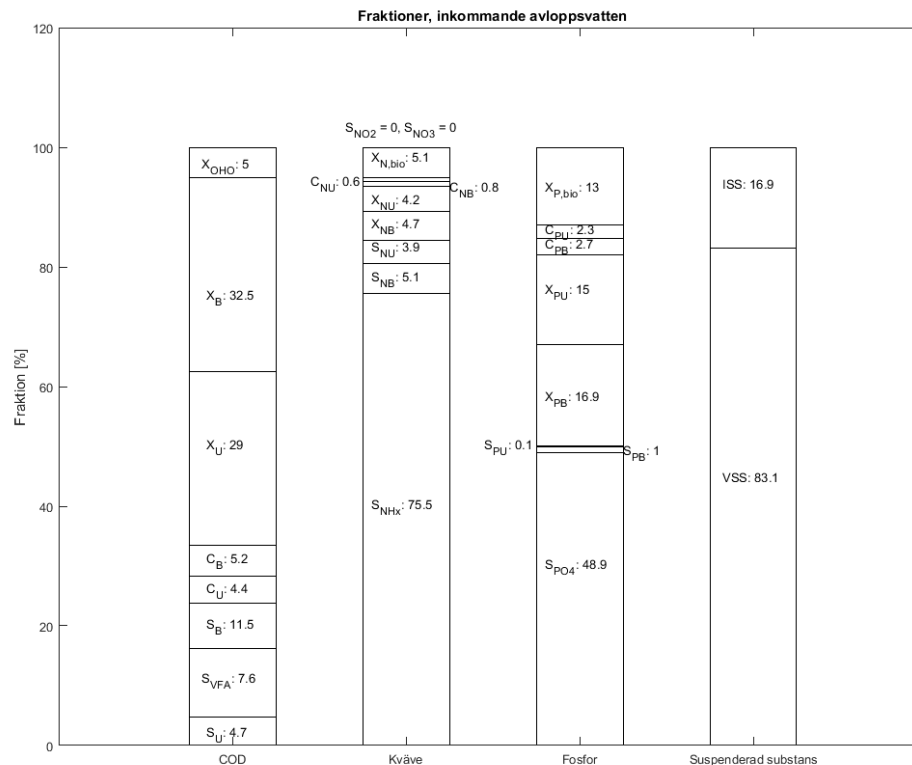
Figur 10. Uppmätt belastning av olika joner och metaller till nuvarande reningsverk.



Figur 11. Uppmätta halter av olika joner och metaller till nuvarande reningsverk.

### 3.6 Sammanfattning av fraktioner

Den slutliga beräknade sammansättningen i fraktioner av total COD, kväve, fosfor och suspenderad substans för inkommande avloppsvatten till nuvarande reningsverk i Lidköping visas i Figur 12.



Figur 12. Slutliga fraktioner av COD, kväve, fosfor och suspenderad substans (i % av uppmätt total mängd) för inkommande avloppsvatten till det nuvarande reningsverket i Lidköping.

## 4 Karaktärisering av avloppsvatten från Reppe

### 4.1 COD-fraktioner

Eftersom avloppsvattnet från Reppe är industriellt kan inte de riktlinjer för karaktärisering av kommunalt avloppsvatten som finns (Roeleveld & van Loosdrecht (2002); Melcer et al. (2003)) användas. Flera olika metoder har därför fått användas:

1. Fysikokemisk analys, inkl. analys av total COD ( $COD_t$ ), filtrerad COD ( $COD_{filt}$ ); flockad + filtrerad COD ( $COD_{ff}$ ) samt VFA ( $COD_{VFA}$ ) (se Bilaga 3);
2. Långtidsluftade satsreaktorer i labbskala enligt Orhon et al. (1994) (se Bilaga 3);
3. Respirometrianalys enligt Ekama et al. (1986) (se Bilaga 3).

Från de fysikokemiska analyserna kan det urskiljas att halten av löst COD är relativt jämn mellan provtagningstillfällena, medan halten av partikulär COD uppvisar stora variationer. Dessa karaktäriseras därför separat för att kunna utvärdera olika scenarier.

De långtidsluftade labbförsöken visade att nästan all COD är biologiskt nedbrytbar. Endast en liten fraktion av löst COD är biologiskt inert och återstår i slutet av försöken. Således är:

- $X_U = 0$ ;
- $C_U = 0$ ;
- $f_{SU} = 0.084$  (som andel av totalt löst COD, vilket mäts som  $COD_{ff}$ );
- kolloidalt COD beräknas som  $COD_{col} = COD_{filt} - COD_{ff}$ ;

- partikulärt COD beräknas som  $COD_{part} = COD_t - COD_{filt}$ .

Från detta ges:

- $X_B = COD_{part}$ ;
- $C_B = COD_{col}$ .

Från respirometrieförsöken ges den totala andelen biologiskt lättillgängligt COD ( $S_B + S_{VFA}$ ), vilket under försöken visades vara 17,5 – 32,3 procent av löst COD (medel 24,8 %). Vid de fysikokemiska analyserna uppmättes VFA-halter på cirka 32 procent av löst COD, vilket leder till slutsatserna att all biologiskt lättillgänglig COD i avloppsvattnet från Reppe utgörs av VFA, alltså:

- $S_B = 0$ ;
- $S_{VFA} = COD_{VFA}$ .

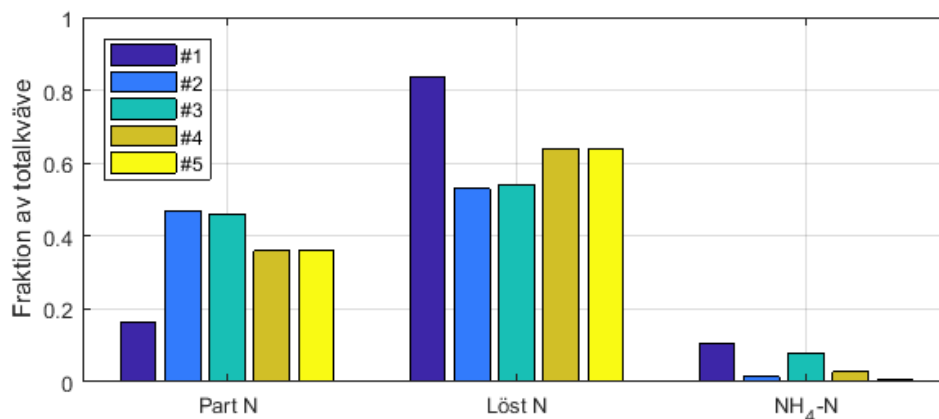
Från detta återstår en löst COD-fraktion som kräver hydrolys och således är långsamt biologiskt nedbrytbar. Detta återfinns normalt inte i kommunalt avloppsvatten varför en sådan fraktion inte är inkluderad i Sumo. Här beräknas denna fraktion, vilken vi benämner  $X_{B,sol}$ , enligt:

- $X_{B,sol} = COD_{ff} - COD_{ff} * f_{SU} - S_{VFA}$ .

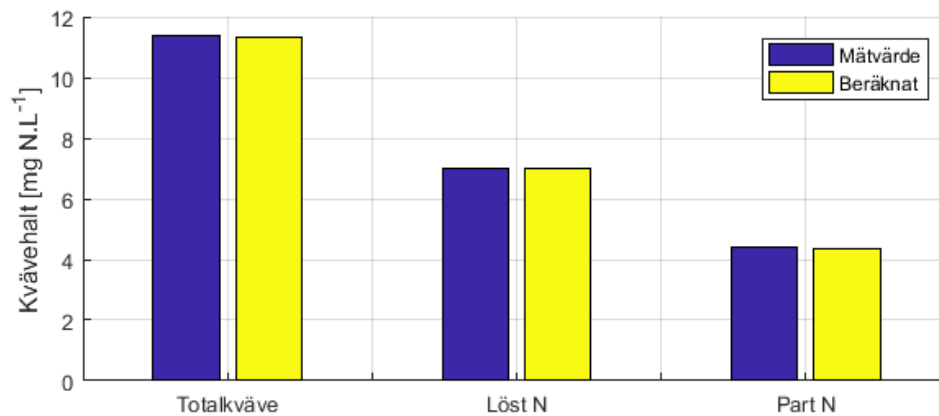
Fraktionen  $X_{B,sol}$  antages istället vara i kolloidal form, vilket innebär att den inte avskiljs i försedimenteringsmodellerna utan når det biologiska reningssteget (likt ett löst ämne).

## 4.2 Kvävefraktioner

Kvävefraktionerna anpassas på samma sätt som för inkommande vatten till reningsverket. Skillnaden blir att partikulärt och kolloidalt bundet inert kväve ( $X_{NU}$  och  $X_{CU}$ ), samt kväve associerat med  $S_B$ , är 0. Eftersom industrivattnet inte antas innehålla heterotrof biomassa blir även det kväve som associeras med detta,  $X_{N,bio}$ , 0. Uppmätta fraktioner vid 5 analystillfällen visas i Figur 13 medan mätvärde och kalibrerat modellvärde visas i Figur 14. Slutliga kalibrerade värden för andel av COD-fraktioner visas i Tabell 4. För den inerta kvävefraktionen kunde samma värde (0,057) användas som för det kommunala avloppsvatten med gott resultat.



Figur 13. Uppmätta kvävefraktioner vid 5 analystillfällen.



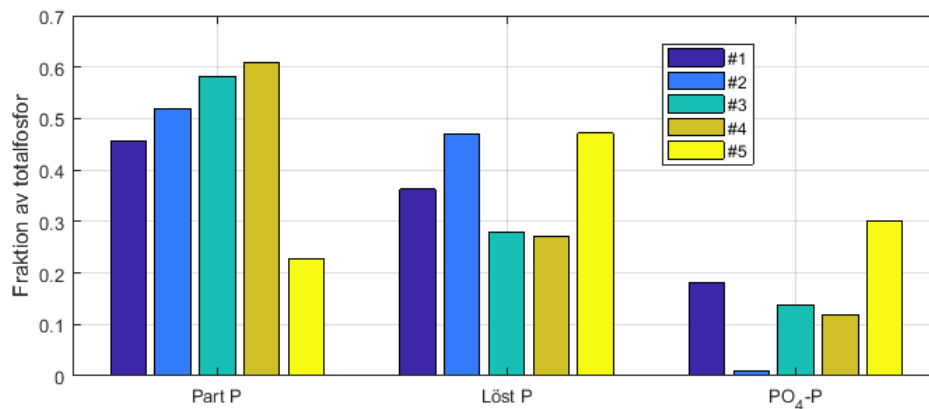
Figur 14. Jämförelse mellan uppmätta kvävefraktioner och motsvarande modellberäkningar.

Tabell 4. Kväveinnehåll i organiskt material i avloppsvatten från Reppe.

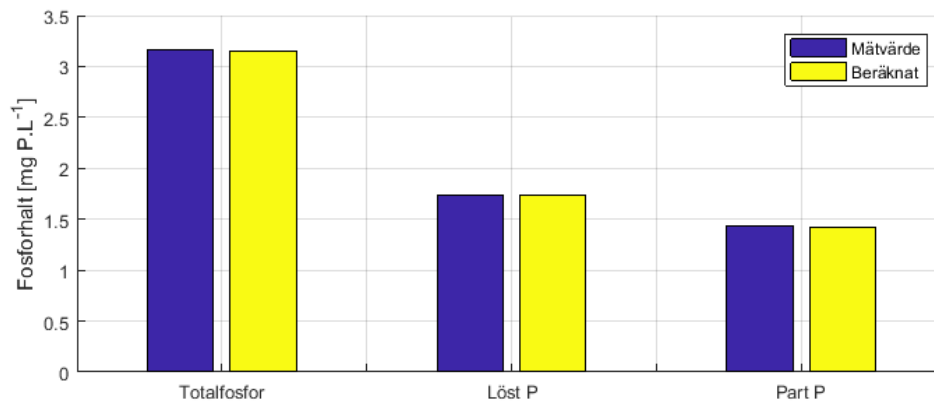
Parameter	Enhet	Kalibrerat modellvärde	Ursprungsvärde Sumo	Vanliga värden
$f_{N,bio}$	g N/g COD	-	0,07	-
$f_{N,CU}$	g N/g COD	-	0,01	-
$f_{N,CB}$	g N/g COD	0,0013	0,03	-
$f_{N,XU}$	g N/g COD	-	0,01	-
$f_{N,XB}$	g N/g COD	0,0013	0,03	-
$f_{N,SB}$	g N/g COD	-	0,03	-
$f_{N,SU}$	g N/g COD	0,057	0,05	-

### 4.3 Fosforfraktioner

Fosforfraktionerna beräknades på samma sätt som för inkommande vatten till reningsverket, med samma skillnader som beskrivs för kvävefraktionerna.



Figur 15. Uppmätta fosforfraktioner vid 5 analystillfällen.



Figur 16. Jämförelse mellan uppmätta fosforfraktioner och motsvarande modellberäkningar.

Tabell 5. Kväveinnehåll i organiskt material i avloppsvatten från Reppe.

Parameter	Enhet	Kalibrerat modellvärde	Ursprungsvärde Sumo	Vanliga värden*
$f_{P,bio}$	g P/g COD	-	0,02	-
$f_{P,CU}$	g P/g COD	-		0,005 – 0,01**
$f_{P,CB}$	g P/g COD	0,00061		0,01 – 0,015**
$f_{P,XU}$	g P/g COD	-		0,005 – 0,01
$f_{P,XB}$	g P/g COD	0,00061		0,01 – 0,015
$f_{P,SB}$	g P/g COD	-		0,01 – 0,015
$f_{P,SU}$	g P/g COD	0,0103	0	0,002 – 0,008

#### 4.4 Suspenderad substans

I för avloppsvatten från Reppe analyserades suspenderad substans (TSS) samt glödförlust (VSS). Inorganisk suspenderad substans (ISS) beräknades som skillnaden mellan dessa, men i samtliga fall var  $ISS = 0$  och  $TSS = VSS$ .

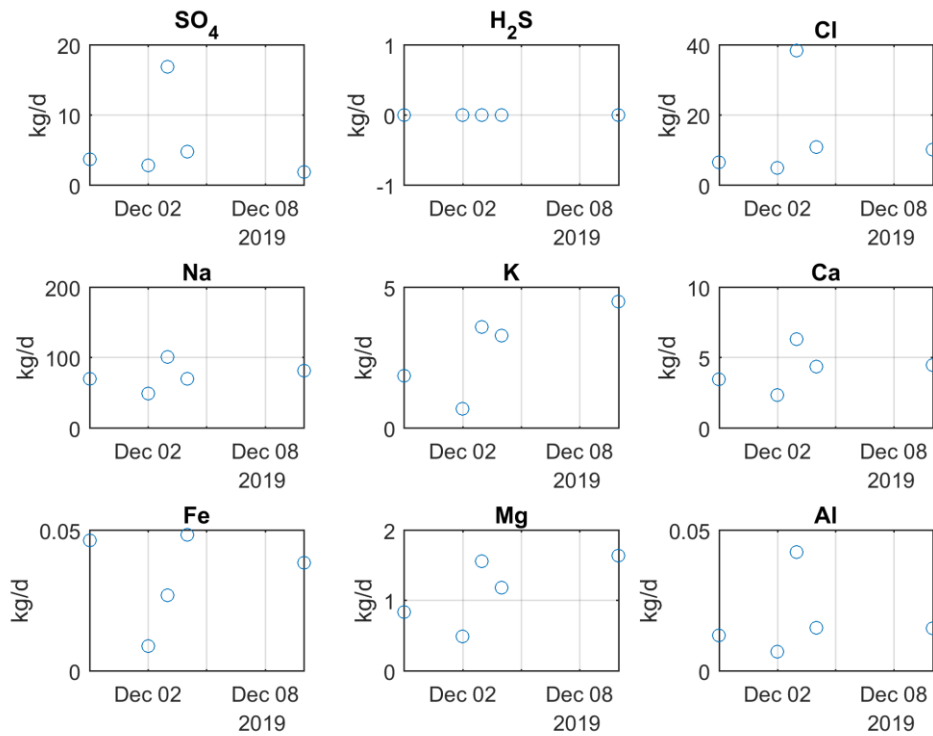
#### 4.5 Metaller och joner

Belastning och halter av metaller och andra joner visas i Tabell 6, Figur 17 samt Figur 18.

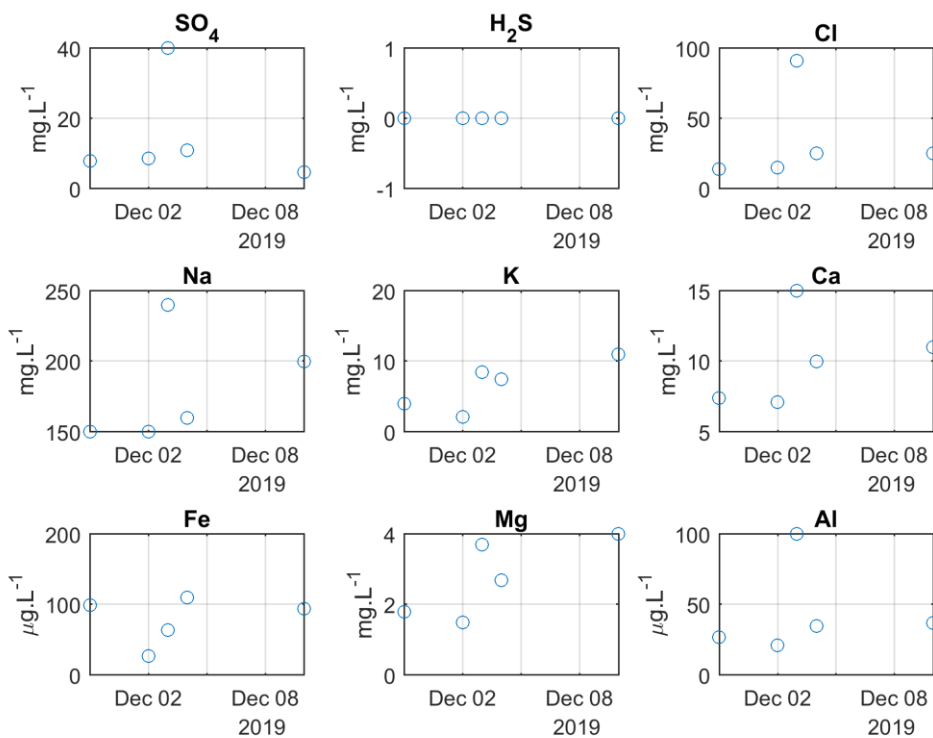
Tabell 6. Uppmätt belastning och medelhalt av metaller och joner i avloppsvatten från Reppe.

Ämne	Medelbelastning [kg/d]	Medelhalt [g.m <sup>-3</sup> ]
SO <sub>4</sub>	6,05	14,6
H <sub>2</sub> S	0	0
Cl	14,3	34,4
Na	74,8	180
K	2,80	6,74
Ca	4,22	10,2
Fe	0,03	0,08
Mg	1,15	2,77
Al	0,02	0,04
TIC [enhet gäller massa C]	6,97	17,2





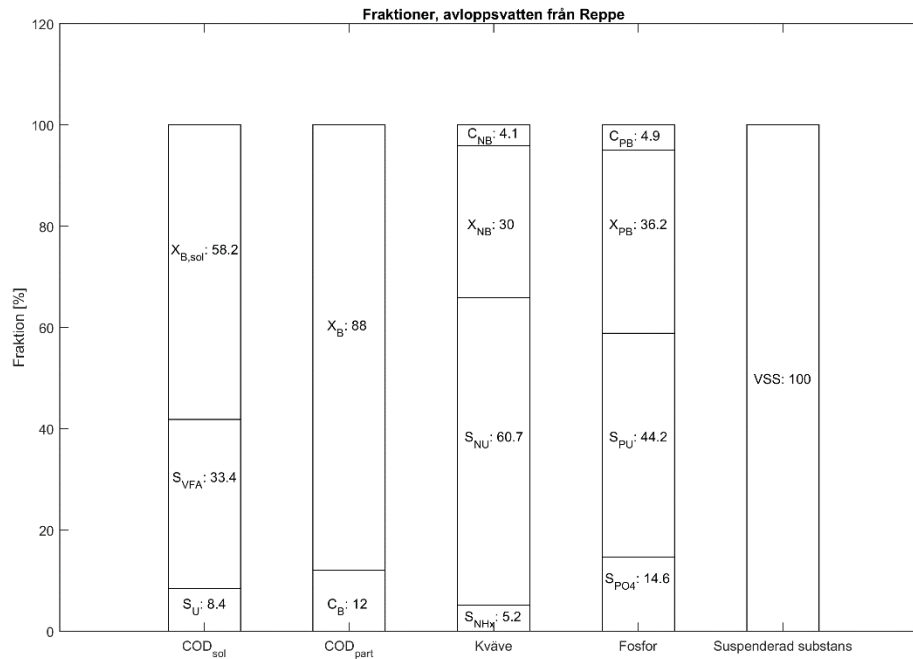
Figur 17. Uppmått belastning av olika joner och metaller i avloppsvatten från Reppe.



Figur 18. Uppmätta halter av olika joner och metaller i avloppsvatten från Reppe.

#### 4.6 Sammanfattning av fraktioner

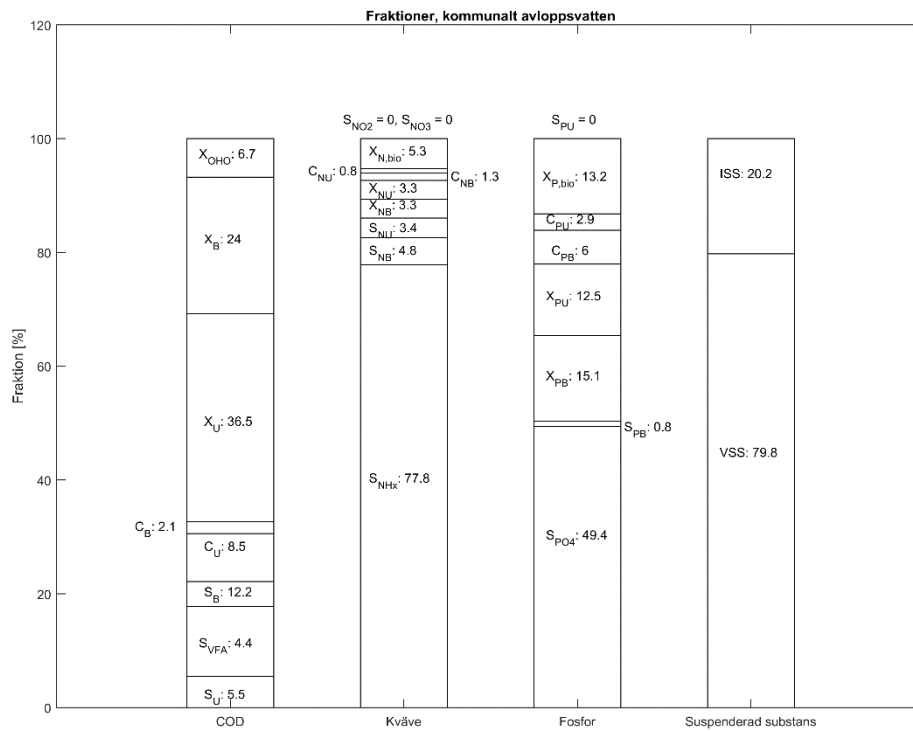
Beräknade fraktioner av COD, kväve, fosfor och suspenderad substans visas i Figur 19. Löst och partikulärt COD redovisas separat eftersom halten löst COD var relativt konstant mellan olika dagar medan totalt COD varierade stort. Att beräkna genomsnittliga fraktioner där både löst och partikulärt COD ingår hade alltså givit missledande resultat.



Figur 19. Slutliga fraktioner av COD, kväve, fosfor och suspenderad substans (i % av uppmätt total mängd) för avloppsvatten från Reppe.

### 5 Karaktärisering av kommunalt spillvatten

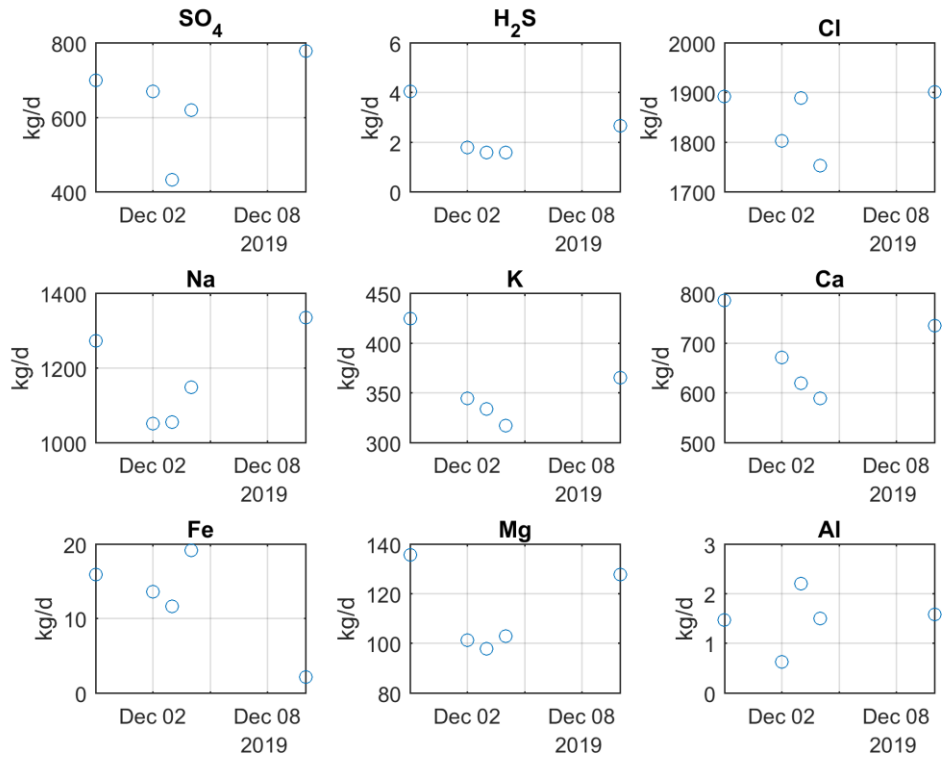
Fraktionering för kommunalt spillvatten (här definierat som dagens inkommande avloppsvatten till reningsverket men med avloppsvatten från Reppe borträknat, även om mindre industrier också ingår i denna fraktion) utfördes genom kvantifiering av samtliga fraktioner i båda avloppsvatten och beräkning av skillnaden mellan dem under de provtagningsdagar då total COD-belastning uppmätts i båda strömmar. Slutliga fraktioner visas i Figur 20. Beräknad belastning/halter av metaller och andra joner visas i Tabell 7 samt Figur 21 och Figur 22.



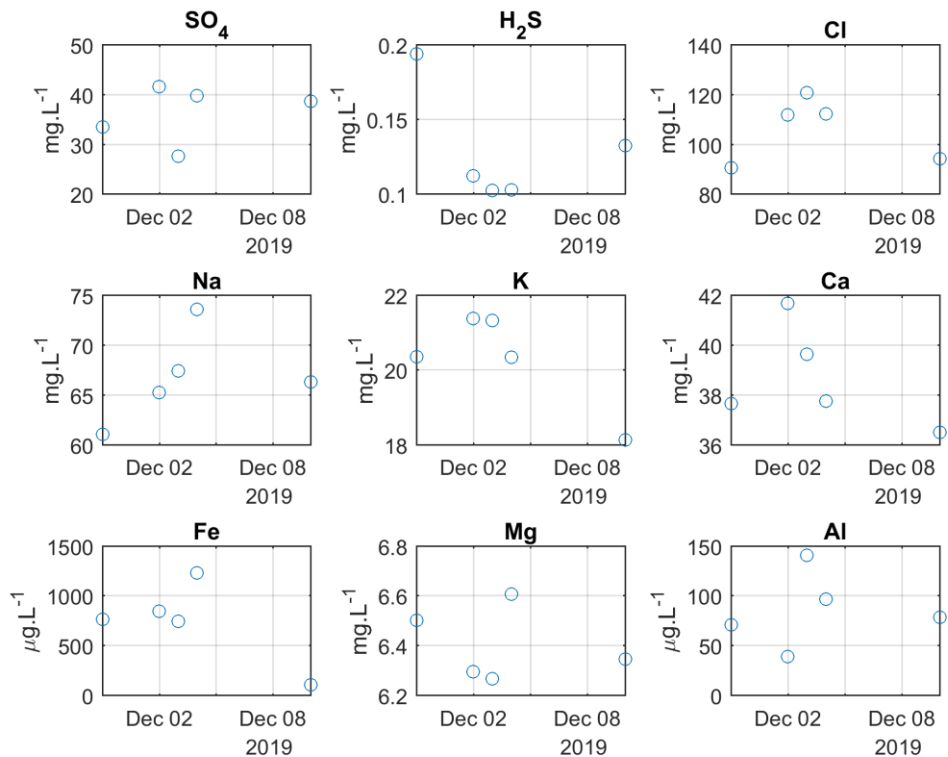
Figur 20. Slutliga fraktioner av COD, kväve, fosfor och suspenderad substans (i % av uppmätt total mängd) för kommunalt spillvatten till Lidköpings avlopprensingsverk.

Tabell 7. Uppmätt belastning och medelhalt av metaller och joner i kommunalt avloppsvatten.

Ämne	Medelbelastning [kg/d]	Medelhalt [ $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]
SO <sub>4</sub>	640	36,3
H <sub>2</sub> S	2,35	0,13
Cl	1848	105
Na	1173	66,4
K	357	20,2
Ca	680	38,5
Fe	12,5	0,71
Mg	113	6,41
Al	1,48	0,08
TIC [enhet gäller massa C]	843	47,7



Figur 21. Uppmått belastning av olika joner och metaller till nuvarande reningsverk.



Figur 22. Uppmåta halter av olika joner och metaller till nuvarande reningsverk.

## 6 Referenser

- Corominas, L., Rieger, L., Takács, I., Ekama, G., Hauduc, H., Vanrolleghem, P. A., Oehmen, A., Gernaey, K. V., Van Loosdrecht, M. C. M., & Comeau, Y. (2010). New framework for standardized notation in wastewater treatment modelling. *Water Science and Technology*, *61*(4), 841–857. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.912>
- Ekama, G. A., Dold, P. L., & Marais, G. V. R. (1986). Procedure for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Science and Technology*, *18*(6), 91–114.
- Melcer, H., Dold, P. L., Jones, R. M., Bye, C. M., Takács, I., Stensel, H. D., Wilson, A. W., Sun, P., & Bury, S. (2003). *Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling*. 99-WWF-3. Alexandria, VA, USA: Water Environment Research Foundation & London, UK: IWA Publishing.
- Orhon, D., Artan, N., & Ateş, E. (1994). A description of three methods for the determination of the initial inert particulate chemical oxygen demand of wastewater. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, *61*(1), 73–80. <https://doi.org/10.1002/jctb.280610111>
- Roeleveld, P. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science and Technology*, *45*(6), 77–87.
- Weijers, S. R. (1999). On BOD tests for the determination of biodegradable COD for calibrating activated sludge model no 1. *Water Science & Technology*, *39*(4), 177–185.

## Bilaga 5 – Litteraturstudie

Huvudrapport: Scenarioanalys vid Ängens planerade avloppsreningsverk genom processsimulering

### 1 Inledning

Detta dokument beskriver resultaten från den litteraturstudie som gjorts i projektet. Den ena delen av litteraturstudien fokuserar på att identifiera osäkra modellparametrar, dels i den biologiska modellen och dels för data relaterat till sammansättning av inkommande avloppsvatten. Den andra delen av studien syftar att sammanställa data för nedbrytning av COD-fraktioner som sker vid ozonering för att kunna utveckla och implementera en ozoneringsmodell som del av reningsverksmodellen.

### 2 Osäkerheter gällande modellparametrar

#### 2.1 Sammansättning av avloppsvatten (COD-fraktioner)

Idag finns ingen sammanställning av variationer i de detaljerade COD-fraktioner som krävs för processmodellering från svenska avloppsreningsverk. Sammansättningen kan skilja stort mellan olika reningsverk då den beror på faktorer så som utformning och längd på ledningsnätssystemet (och de biologiska processer som sker där) samt andelen kommunal och industriell belastning. Vid varje enskilt reningsverk så är dock variationen mindre och fraktionerna är relativt konstanta från dag till dag (Henze, 1992).

Metoden som använts för karaktärisering av inkommande avloppsvatten samt industriavloppsvattnet från Reppe beskrivs i detalj i Bilaga 4. Resterande diskussion gällande sammansättning bygger vidare på detta, vilket innebär att läsaren hänvisas till Bilaga 4 vid frågor gällande terminologi och modellvariabler och parametrar.

Då metoderna för att mäta fraktionerna är baserade bland annat på BOD-test, vilket är en relativt osäker metod, kan vissa fraktioner även behöva kalibreras när en simuleringsstudie utförs vid ett existerande reningsverk. Framför allt är det fördelningen mellan de partikulära COD-fraktionerna, där den inerta partikulära fraktionen ( $X_U$ ) kan behöva justeras. Roeleveld & van Loosdrecht (2002) anger en osäkerhet i BCOD på 10-20%, vilket i sin tur innebär att de parametervärden som beräknas med hjälp av denna variabel innehåller propagerade osäkerheter. Dock kan nämnas att Weijers (1999) fann att förhållandet mellan BCOD och  $COD_t$  var förhållandevis konstant vid test av avloppsvatten till samma reningsverk vid olika tidpunkter. Vid de två tillfällen som långtidstest av BOD gjordes för inkommande avloppsvatten till Lidköpings reningsverk beräknades kvoten till 0,59 och 0,64, motsvarande ett medelvärde på  $0,6145 \pm 0,0380$  ( $\pm 6,2\%$ ).

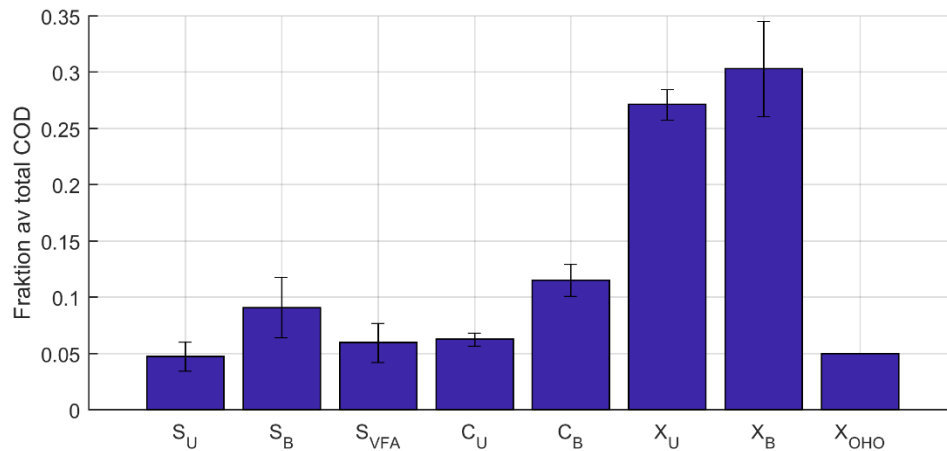
#### RISE Research Institutes of Sweden AB

Postadress  
Ideon Science Park  
Beta 5  
223 70 LUND

Besöksadress  
Scheelevägen 17  
Forskningsbyn Ideon  
Beta 5 Vån 4

Tfn / Fax / E-post  
010-516 50 00  
033-13 55 02  
info@ri.se

Detta dokument får endast återges i sin helhet, om inte RISE i förväg skriftligen godkänt annat.



Figur 1. Medelvärden samt variationer (standardavvikelse) av uppmätta COD-fraktioner baserat på tio provtagningstillfällen.

## 2.2 Biologiska parametrar

Flera biologiska parametrar har visats stabila över en stor variation av processkonfigurationer för kommunala avloppsreningsverk. Dessa inkluderar exempelvis utbytesparametern för heterotrof biomassa under aeroba ( $Y_{OHO}$ ) och anoxiska ( $Y_{OHO,anox}$ ) förhållanden (Choubert et al., 2009; Melcer et al., 2003; Rieger et al., 2013). Kritiska parametrar som tillväxparametrar för nitrifierande biomassa har också under senare tid visats stabila (Choubert et al., 2009; Melcer et al., 2003), så länge inte hämning av biomassan förekommer (vilket kan ske exempelvis vid vissa typer av industriella utsläpp).

En parameter som är mycket känslig för lokala förhållanden är halvmättnadskonstanten för syre, alltså den syrehalt då tillväxhastigheten för biomassa är hälften av den maximala (när tillväxhastigheten beskrivs enligt Monod-princip). Dess värde beror på masstransport in i flockarna och påverkas därför exempelvis av flockstorlek och icke ideala omblandningsförhållanden (så som döda zoner) där syrehalten inte är jämn på olika punkter i reaktorn. Detta kan bland annat påverka nitrifikations- och denitrifikationshastigheter samt fosfatupptag för fosfatackumulerande organismer (Meijer et al., 2001).

### 2.2.1 Modellering av bio-P med sidoströmshydrolys

Tooker et al. (2017) nämner tidigare studier som identifierat att dåvarande (2016) års kommersiella simulatorprogram, medan de beskriver konventionella bio-P processer väl, inte motsvarar uppmätt data för bio-P processer där sidoströmshydrolys används för extra VFA-produktion (vilket även kommer vara fallet i Lidköping). Efter detta utvecklade Varga et al. (2018) en ny bio-P-modell som inkluderar GAO (glykogenackumulerande organismer) som en separat biomassa som konkurrerar med PAO (polyfosfatackumulerande organismer). Ytterligare processer lades till modellen, vilken sedan kalibrerades och validerades mot både konventionella bio-P-processer och sidoströmsprocesser med goda resultat. Det är denna modell som är implementerad i senaste versionen av Sumo och som således används i detta projekt.

### 3 Ozoneringsmodell

#### 3.1 Sammanställning av litteraturdata

Ozon är en stark oxidant och reagerar både med organiskt material och andra föroreningar. Eftersom ett ozoneringssteg planeras att byggas vid Lidköpings nya avloppsreningsverk för behandling av mikroföroreningar påverkar det även parametrar i modellen så som COD. Mikroföroreningar är inte inkluderade i modellen, men en enkel modell för ozoneringssteget utvecklas och implementeras för att beskriva nedbrytning av partikulära och lösta COD-fraktioner över ozoneringssteget.

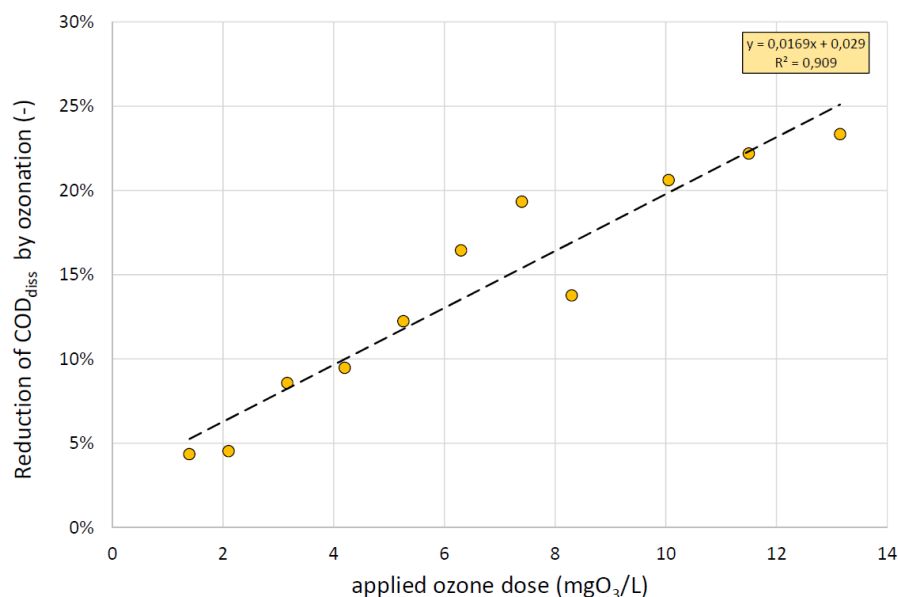
Under litteraturstudien har inga tidigare studier hittats där omvandling av COD-fraktioner undersökts på den detaljnivå som de anges i vid modelleringsstudier som denna. Det är något som skulle kunna undersökas som ett separat projekt när reningsverket är byggt, exempelvis som ett exjobb, om det anses relevant.

Kompetenzzentrum Wasser Berlin har under pilotförsök undersökt reduktionen av löst COD vid olika ozondoser där de fann ett linjärt samband (Michael Stapf, personlig kommunikation 2020-04-15), se Figur 2. Det empiriska matematiska samband de fann för reduktionen beskrivs enligt Ekvation 1:

$$\Delta COD_{sol} = 0,0169 * D_{O_3} + 0,029 \quad (1)$$

där  $\Delta COD_{sol}$ : reduktion av löst COD över reningssteget [-];  
 $D_{O_3}$ : applicerad ozondos [ $mg O_3 \cdot L^{-1}$ ].

Inkommande vatten till ozoneringssteget hade en COD-halt på omkring  $33 mg \cdot L^{-1}$  samt en löst COD-halt på omkring  $28 mg \cdot L^{-1}$  vid provtagningstillfällena. Dessa värden är i samma storleksordning som förväntade värden i Lidköping. Total COD-avskiljning varierade mellan 14 – 24 procent när avskiljning av löst COD varierade mellan 7 – 13 procent (vid ozondos på mellan  $0,69 - 0,91 mg O_3 \cdot mg DOC^{-1}$ ).



Figur 2. Matematiskt samband mellan applicerad ozondos och reduktion av löst COD i avloppsvatten vid en pilotanläggning i Berlin. Graf tillhandahållen från Michael Stapf (personlig kommunikation, 2020-04-15).

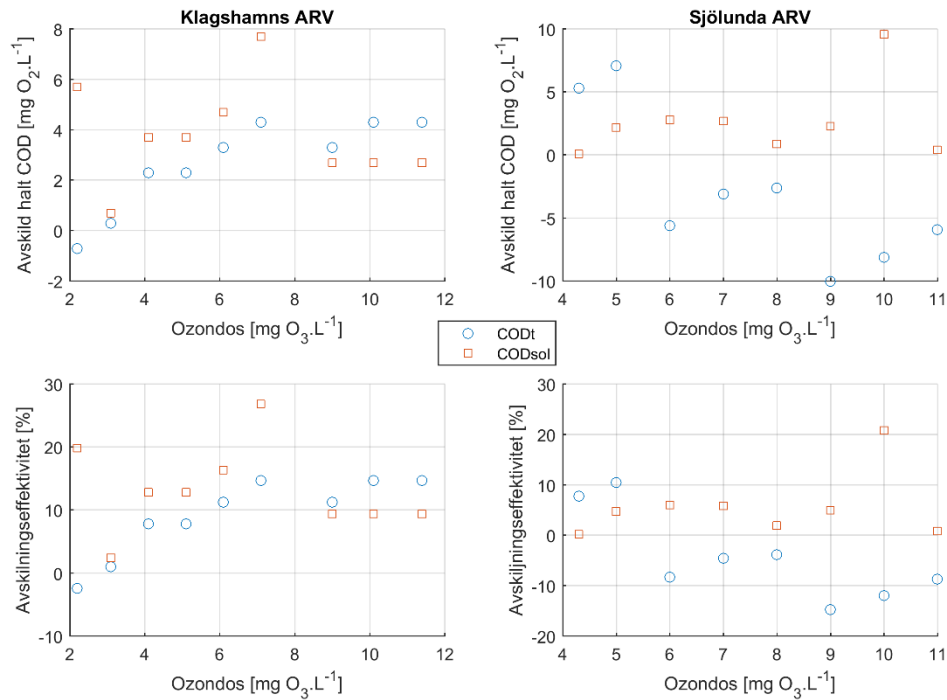


Sallanko & Okkonen (2009) undersökte avskiljning av COD och BOD<sub>7</sub> i renat kommunalt avloppsvatten. De fann en kraftig initial avskiljning vid låga ozondoser (1,5 g COD<sub>avskiljt</sub>/g O<sub>3</sub> vid 0-2,7 mg O<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>), medan en lägre avskiljning per gram ozon skedde vid ytterligare dosering (0,3 g COD<sub>avskiljt</sub>/g O<sub>3</sub> vid 2,7-11,9 mg O<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> samt 0,03 g COD<sub>avskiljt</sub>/g O<sub>3</sub> vid 11,9-26,3 mg O<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>). Samtidigt så ökade BOD<sub>7</sub> i vattnet vid lägre doser medan det minskade efter högre doser, vilket indikerar att större organiska molekyler bryts ned till material som är lättillgänglig för biomassan. I denna studie var också ingående COD-halt omkring 20 mg.L<sup>-1</sup> vid provtillfället.

Tripathi et al. (2011) undersökte även inverkan på kontakttid och avskiljning av COD, där de fann att avskiljningsgraden ökade med kontakttiden (vid konstant ozondos, 10 mg O<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) fram till 5 minuters kontakttid, därefter var COD-avskiljningen konstant. Total COD-avskiljning på omkring 30 procent uppnåddes. I denna studie konstaterades även att den andelen biologiskt tillgängligt organiskt material ökade kraftigt (56 procent) efter ozonering, vilket indikerar omvandling av inerta COD-fraktioner till biologiskt tillgängliga fraktioner. COD-halten i ingående vatten till ozoneringssteget var i denna studie avsevärt högre (60 – 80 mg.L<sup>-1</sup>) än vad som väntas i Lidköping, vilket gör det svårare att dra slutsatser för användning i modellutvecklingen.

Jing & Cao (2012) visade på liknande resultat som de som visas i Figur 2, men med ungefär dubbelt så hög avskiljning vid samma ozondos, för total COD-halt i avloppsvattnet (kontakttid 20 minuter). Där användes dock en kombination av ozon och UV, vilket gav högre avskiljningsgrad än vid endast användning av ozon. Dessutom var COD-halten i vattnet högre (cirka 70 mg.L<sup>-1</sup>) än vad som väntas i Lidköping, vilket gör det svårt att dra generella slutsatser även från detta. Vid denna studie ökade avskiljning av COD vid konstant ozondos (8 mg O<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) med ökad kontakttid ända upp till 30 minuter. Storleksdistributionen baserat på molekylvikt försköts samtidigt kraftigt mot låg molekylvikt (andelen < 3 kDalton ökade från 51,9 procent till 74 procent), vilket antyder nedbrytning av större partiklar i högre grad än av mindre partiklar.

Ekblad et al. (2019) undersökte COD som analysparameter att normalisera ozondosen mot istället för DOC genom tester på avloppsvatten från Klagshamn och Sjölunda reningsverk i Malmö. Vid dessa försök analyserades total och löst COD-halt före och efter ozonering, med resultat enligt Figur 3. Klagshamns reningsverk består bland annat av en lågbelastad aktivslamanläggning där utgående vatten användes för ozoneringsförsöken, vilket väntas motsvara liknande förhållanden som i Lidköping (COD<sub>t</sub> = 29 mg.L<sup>-1</sup>, COD<sub>sol</sub> = 28,7 mg.L<sup>-1</sup>). Avloppsvattnet från Sjölunda reningsverk togs dock efter en högbelastad aktivslamanläggning med hög utgående COD-halt (COD<sub>t</sub> = 67,9 mg.L<sup>-1</sup>, COD<sub>sol</sub> = 46,2 mg.L<sup>-1</sup>). Hydraulisk uppehållstid var i båda fallen cirka 10 minuter. Data från Sjölunda visar vissa oklarheter med en ökande total COD-halt, orsak till detta är inte känt. Data från Klagshamn visar på liknande effekt som vid pilotanläggningen i Berlin, samt liknande reduktionsgrad för total och partikulär COD, vilket indikerar att partikulär COD bryts ned i samma omfattning som löst. I praktiken kan det innebära att viss partikulär COD omvandlas till löst COD, och att andelen löst COD som bryts ned är högre än vad som kan utläsas ur dessa data.



Figur 3. COD-avskiljning vid olika ozondoser. Data från extra material till Ekblad et al. (2019).

Nilsson (2019) såg en viss ökning av löst COD vid analys av avloppsvatten före och efter ozonering vid Linköpings avloppsreningsverk, även om skillnaderna i halt var så låga att de ligger inom felmarginalerna för COD-analyser. Senare provtagning vid samma reningsverk gav inga entydiga resultat (Josefine Nilsson, personlig kommunikation 2020-04-16).

Ytterligare studier i Berlin visade på avskiljning av total COD på 5 – 15 procent vid specifika ozondoser på 0,2 – 1,2 mg O<sub>3</sub>.mg DOC<sup>-1</sup> (Miehe et al., 2017).

### 3.2 Slutsatser

De flesta studier vid liknande förhållanden som väntas vid Lidköping (utgående vatten från lågbelastad aktivslamanläggning) pekar på en ökande avskiljning av både partikulärt och löst COD vid ökad ozondos. Maximalt verkar omkring 15 procent reduktion ske. Viss ökning av biologisk tillgänglighet verkar ske, men denna ökning är svår att kvantifiera. Med tanke på de låga halter som förekommer väntas ozoneringen ha låg effekt på modellresultaten. En enkel modell motsvarande den som linjära avskiljningseffektivitet som beskrevs i Berlin verkar rimlig för implementering i Sumo.

## 4 Referenser

- Choubert, J.-M., Stricker, A.-E., Marquot, A., Racault, Y., Gillot, S., & Héduit, A. (2009). Updated Activated Sludge Model n°1 Parameter Values for Improved Prediction of Nitrogen Removal in Activated Sludge Processes: Validation at 13 Full-scale Plants. *Water Environment Research*, 81(9), 858–865. <https://doi.org/10.2175/106143009X407393>
- Ekblad, M., Falås, P., El-taliawy, H., Nilsson, F., Bester, K., Hagman, M., & Cimbritz, M. (2019). Is dissolved COD a suitable design parameter for ozone oxidation of organic micropollutants in wastewater? *Science of the Total Environment*, 658, 449–456. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.085>
- Henze, M. (1992). Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes. *Water Science and Technology*, 25(6), 1–15.
- Jing, Z., & Cao, S. (2012). Combined application of UV photolysis and ozonation with biological aerating filter in tertiary wastewater treatment. *International Journal of Photoenergy*, 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/140605>
- Meijer, S. C. F., Van Loosdrecht, M. C. M., & Heijnen, J. J. (2001). Metabolic modelling of full-scale biological nitrogen and phosphorus removing wwtp's. *Water Research*, 35(11), 2711–2723. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00567-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00567-4)
- Melcer, H., Dold, P. L., Jones, R. M., Bye, C. M., Takács, I., Stensel, H. D., Wilson, A. W., Sun, P., & Bury, S. (2003). *Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling*. 99-WWF-3. Alexandria, VA, USA: Water Environment Research Foundation & London, UK: IWA Publishing.
- Miehe, U., Stapf, M., Schumann, P., & Völker, J. (2017). Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon, (November), 93. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.10585.42083>
- Nilsson, J. (2019). *Degradation of pharmaceutical residues in wastewater by advanced ozone oxidation treatment - Evaluation of control parameters, reactor design and treatment efficiency in a full-scale ozonation plant*. M.Sc. thesis. Department of Physics, Chemistry and Biology, Linköping University, Linköping, Sweden.
- Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takács, I., & Winkler, S. (2013). *Guidelines for Using Activated Sludge Models*. IWA Scientific and Technical Report No. 22. London, UK: IWA Publishing.
- Roeleveld, P. J., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science and Technology*, 45(6), 77–87.
- Sallanko, J., & Okkonen, J. (2009). Effect of ozonation on treated municipal wastewater. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 44(1), 57–61. <https://doi.org/10.1080/10934520802515350>
- Tooker, N. B., Li, G., Bott, C., Dombrowski, P., Schauer, P., Menniti, A., Shaw, A., Barnard, J. L., Stinson, B., Stevens, G., Dunlap, P., Takacs, I., Phillips, H., Analla, H., Russell, A., Ellsworth, A., McQuarrie, J., ... Gu, A. Z. (2017). Rethinking and Reforming Enhanced Biological Phosphorus Removal (EBPR) strategy - Concepts and mechanisms of side-stream EBPR. *Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference 2017, WEFTEC 2017*, 6(December), 4387–4404. <https://doi.org/10.2175/193864717822153076>

- Tripathi, S., Tripathi, D. M., & Tripathi, B. D. (2011). Removal of Organic Content and Color from Secondary Treated Wastewater in Reference with Toxic Potential of Ozone During Ozonation. *Hydrology Current Research*, 02(01), 1–6. <https://doi.org/10.4172/2157-7587.1000111>
- Varga, E., Hauduc, H., Barnard, J., Dunlap, P., Jimenez, J., Menniti, A., Schauer, P., Lopez Vazquez, C. M., Gu, A. Z., Sperandio, M., & Takács, I. (2018). Recent advances in bio-P modelling - A new approach verified by full-scale observations. *Water Science and Technology*, 78(10), 2119–2130. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.490>
- Weijers, S. R. (1999). On BOD tests for the determination of biodegradable COD for calibrating activated sludge model no 1. *Water Science and Technology*, 39(4), 177–185.

## Bilaga 6 – Modellstruktur

Huvudrapport: Scenarioanalys vid Ängens planerade avloppsreningsverk genom processimulering

### 1 Inledning

Detta dokument beskriver modellstruktur med uppbyggnad och volymfördelning samt styrningsmetodik.

### 2 Delmodeller

#### 2.1 Biokemisk reaktionsmodell

Eftersom en korrekt beräkning av pH och vattenkemi krävs för att beskriva fällningsreaktioner som utgör fosforutvinning i form av struvit användes modellen Sumo2 med beräkning av pH samt fällningsreaktioner aktiva. Denna modell inkluderar omvandling av substrat och näringsämnen som COD, kväve och fosfor samt en stor del olika joner. Modellen följer en så kallad ”supermodell”-struktur, där samma tillståndsvariabler och modellekvationer används i alla enhetsprocesser. Det är därför betingelserna i varje enskild reaktor (syrerikt, anoxiskt, anaerobt) som styr vilka typer av mikroorganismer som frodas.

### 3 Modelluppbyggnad i Sumo

Den biokemiska reaktionsmodell som används är Sumo2 med pH-beräkning och fällningsreaktioner aktivt. Sumo2 är en reningsverksövergripande modell med en s.k. supermodellstruktur, där samma tillståndsvariabler och modellekvationer används i alla enhetsprocesser. Det är därför betingelserna i varje enskild reaktor (syrerikt, anoxiskt, anaerobt) som styr vilka typer av mikroorganismer som frodas. Modellen inkluderar bland annat 2-steps nitrifikation/denitrifikation, bio-P, anammox, rötning etc. via ett stort urval av enhetsprocesser (suspenderad process, biofilm, rötning etc.). Modell beskriver omvandling av substrat och näringsämnen som COD, kväve och fosfor samt en stor del olika joner. Modeller som inte finns i Sumo utan har kodats inom projektet benämns *ny kod*.

Modellerade processer:

- **Inkommande avloppsvatten.** Två separata inflödespunkter, en för kommunalt spillvatten och en för industriellt vatten från Reppe.

#### RISE Research Institutes of Sweden AB

Postadress	Besöksadress	Tfn / Fax / E-post
Ideon Science Park	Scheelevägen 17	010-516 50 00
Beta 5	Forskningsbyn Ideon	033-13 55 02
223 70 LUND	Beta 5 Vån 4	info@ri.se

Detta dokument får endast återges i sin helhet, om inte RISE i förväg skriftligen godkänt annat.

- **Förbildningspunkter (ny kod).** Flöde över gränsvärde förbileds. Tre sådana punkter är inkluderade: inkommande avloppsvatten, försedimenterat avloppsvatten samt innan ozonering.
- **Försedimentering.** Försedimentering modelleras som en ideal avskiljning utan volym (med 60 procent avskiljning av suspenderad substans).
- **Aktivslamprocess.** 7 st totalomblandade reaktorer, en för att beskriva varje zon så som det beskrivs i specificerad design. Beroende på hur dessa utformas kan det i verkligheten krävas att vissa zoner beskrivs matematiskt med flera seriekopplade reaktorer för att korrekt representera omblandningsförhållanden. Zonerna består av: en selektor (anaerob zon), en anoxzon, tre flexibla zoner (kan vara luftad/oluftad), en konstantluftad zon och en deoxzon. Styrning av luftning på/av i flexibla zoner med variabelt syrebövråde beroende på utgående ammoniumhalt (ny kod). Tre separata linje sammanslagna volymmässigt till en linje för kortare simuleringstid.
- **Mellansedimentering.** Lagerindeldad fluxmodell (se Takács et al. (1991) för ungefärlig utformning) med biologiska reaktioner aktiva.
- **Slamlager och hydrolysbassäng.** Varje enhet modelleras som en totalomblandad reaktor med full biokemisk reaktionsmodell.
- **Förtjockning och avvattning.** Modelleras som ideal avskiljning av suspenderad substans (förtjockning till 3 procent TS (överskottsslam innan slamlager) och 6 procent TS (överskottsslam efter slamlager samt primärslam) med 90 procent avskiljning av suspenderat material (resterande mängd utgår i rejekt); avvattning till 25 procent TS).
- **Rötning.** Sumos röttningsmodell.
- **Struvitutfällning.** En totalomblandad reaktor där utfällning sker samt en hydrocyklon för avskiljning av struvit. Konstant tillsats av magnesiumklorid (ny kod) samt styrning av tillsats av natriumhydroxid för pH-kontroll.
- **Ozonering (ny kod).** En reaktor där dos ozon kan ställas in av användaren ( $\text{g O}_3 \cdot \text{m}^{-3}$ ). Proportionerlig avskiljning av COD (alla typer av COD) mot ozondos samt dosproportionell löst syrehalt i utgående vatten.
- **MBBR.** 2 st MBBR, där en används för nitrifikation samt för att reducera syrehalten från ozoneringen och den andra för efterdenitrifikation med tillsats av etanol. Möjlighet att ställa in konstant etanoldos eller on/off-styrning mot nitratbövråde.
- **Efterfällning.** Tillsats av polyaluminiumklorid (e.g. PAX) följt av plugflödesreaktor med 4 celler (reaktorer) i serie för fällningsreaktion.
- **Skivfilter.** Modelleras som ideal avskiljning av suspenderad substans.

Aktivslamprocessen har modellerats som en linje för effektivare simulering. Även rötchammare och denitrifierande MBBR har slagits ihop till en volym vardera för samma syfte.

### 3.1 Detaljer om modellering av fosforåtervinning

Fosforåtervinning motsvarande Phosphogreen-processen som angivits i Dahlberg & Kamp (2018) har implementerats på ett förenklat vis då granuleringsprocessen inte modelleras i detalj i Sumo. Istället används en fällningsmodell som vid rätt betingelser (pH samt halt av ammonium, fosfat och magnesium) faller ut struvit. I Sumo görs detta genom reaktion i en vanlig totalomblandad reaktor med ett efterföljande avskiljningssteg i form av en hydrocyklon som skiljer av endast struvit. I verkligheten designas processen med kort hydraulisk uppehållstid på omkring 1 h, men det är osäkert hur väl en vanlig totalomblandad reaktor motsvarar den verkliga processen då uppehållstiden för granulerna som fälls ut är betydligt längre än den hydrauliska uppehållstiden, samt att en recirkulationsström används i vilket undviker att de minsta struvitgranulerna spolats ut. Därför används i modellen en större reaktor med en ungefärlig uppehållstid på 0,5 d för att inte underskatta struvitproduktionen på grund av reaktorstorleken. Simulerad struvitproduktion kan därför möjligen vara något överskattad istället. När volymen minskas till motsvarande hydraulisk uppehållstid på 1 h blir simulerad struvitproduktion cirka

20 procent lägre. Vid kalibrering av modellen i fullskala vore det därför fördelaktigt att utvärdera omblandningsförhållanden och uppehållstid för granulerna i systemet och dess påverkan på struvitproduktionen, samt undersöka hur detta kan simuleras på ett mer realistiskt vis.

## 4 Implementerade styrstrategier

### 4.1 Ammoniumbaserad styrning

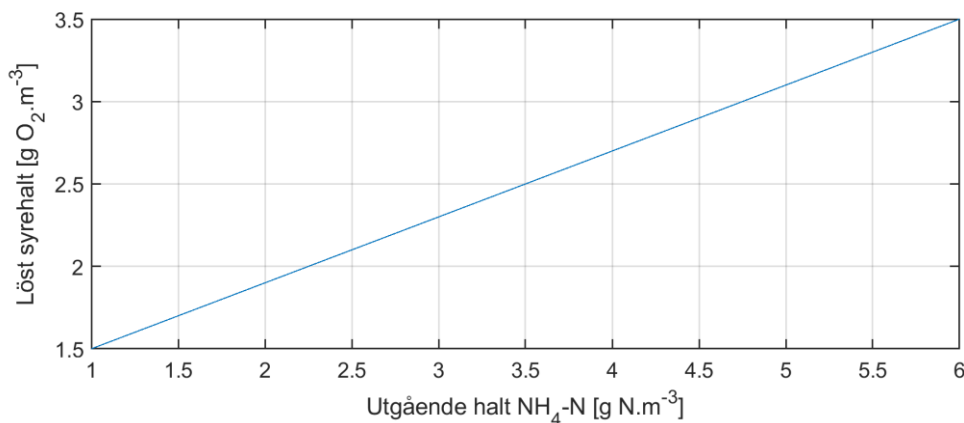
Luftning är en mycket energikrävande process på avloppsreningsverk. Ammoniumbaserad reglering av syretillförsel är en effektiv metod för att säkerställa att en optimal mängd syre tillförs för att upprätthålla tillräcklig nitrifikation och aerob slamålder utan att lufta för mycket (Åmand, 2013). Detta medför lägre energikostnader och bättre nyttjande av kolkälla i avloppsvattnet till denitrifikation. Lidköpings framtida avloppsreningsverk har designats med tre flexibla zoner i varje biosteg, där både luftning och oluftad omrörning är möjlig (se dokument *N\_Processbeskrivning*, daterad 2018-10-15). Dessutom finns ammoniumsensorer i både början och slutet på varje biolinje vilket möjliggör både framkopplande och återkopplande styrstrategier baserat på ammoniumhalten. I detta projekt för simulering av processlösningen används en enkel kaskadreglering baserat på utgående ammoniumhalt i biostegen (återkoppling). Följande regler används:

- I ox-zonen hålls ett syrebövråde på  $1,5 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ .
- När de flexibla zonerna luftas beräknas syrebövråde utifrån utgående halt ammoniumkväve (se nedan för beräkning). Samma bövråde används i samtliga flexibla zoner.
- Luftningen till de flexibla zonerna startas/stoppas i sekvens beroende på utgående halt ammoniumkväve, med ett definierat värde då luftning stoppas och ett då luftning startas i nästa reaktor.
- Regulatorn utvärderar data var 10:e (simulerad) minut.

Ett linjärt förhållande mellan utgående ammoniumkvävehalt och syrebövråde i luftade zoner används (se Figur 1), där användaren kan välja gränsvärden. De val användaren kan göra gällande luftningsprocessen i Sumo visas i Figur 2.

Eftersom denna studie endast görs för att bekräfta den design som gjorts för reningsverket anses denna enklare styrningsimplementering vara tillräcklig. När reningsverket sedan byggts och modellen kalibrerats mot faktiska data kan olika mer avancerade styrstrategier implementeras och testas för optimering av energianvändning. Modellen kan även användas vid detaljprojektering för att testa och utvärdera olika styrstrategier mot varandra och även utvärdera luftningsbehov.





Figur 1. Regulatorns syrebörvärde relativt uppmätt utgående halt ammoniumkväve.

Name	Default	Value	Unit
Controller on/off flag	1.0	1.0	
Controller sample time	10.0	10.0	min
NHx-N concentration for min DO setpoint	1.0	1.0	g N/m3
NHx-N concentration for max DO setpoint	6.0	6.0	g N/m3
DO setpoint at min NHx-N concentration	1.5	1.5	g O2/m3
DO setpoint at max NHx-N concentration	3.5	3.5	g O2/m3
NHx concentration to start process in next re...	3.5	3.5	g N/m3
NHx concentration to stop process in next re...	2.0	2.0	g N/m3

Figur 2. Användarens möjligheter till inställningar för luftningsprocessen i Sumo.

## 4.2 Slamhaltsstyrning

Slamhalt i bassängerna styrs genom reglering av uttag av överskottsslam. Börvärde anges för slamhalt (i simuleringarna har 3 500 mg MLSS.L<sup>-1</sup> använts), vilket jämförs med onlinedata från en TSS-givare i den aeroba/anoxa zonen.

## 4.3 Nitratreturflöde

Nitratreturflödet regleras som en kvot av inkommande avloppsvattenflöde. Kvoten kan ställas in av användaren i Sumo, tillsammans med max- och minflöde som gränsvärden.

Name	Default	Value	Unit	Scenario	Comment
Controller on/off flag	1.0	1.0		<input type="checkbox"/>	
QR/Qin ratio	4.0	3.0		<input type="checkbox"/>	Ratio internal recirculation to Qin AS (1-4)
Minimum recirculation flow	8400.0	8400.0	m3/d	<input type="checkbox"/>	Min recirculation flow
Maximum recirculation flow	67200.0	67200.0	m3/d	<input type="checkbox"/>	Max recirculation flow

Figur 3. Inställningar för nitratreturflöde i Sumo.

## 4.4 Sidoströmshydrolys

Sidoströmshydrolysen regleras genom styrning av uppehållstiden i reaktorn.

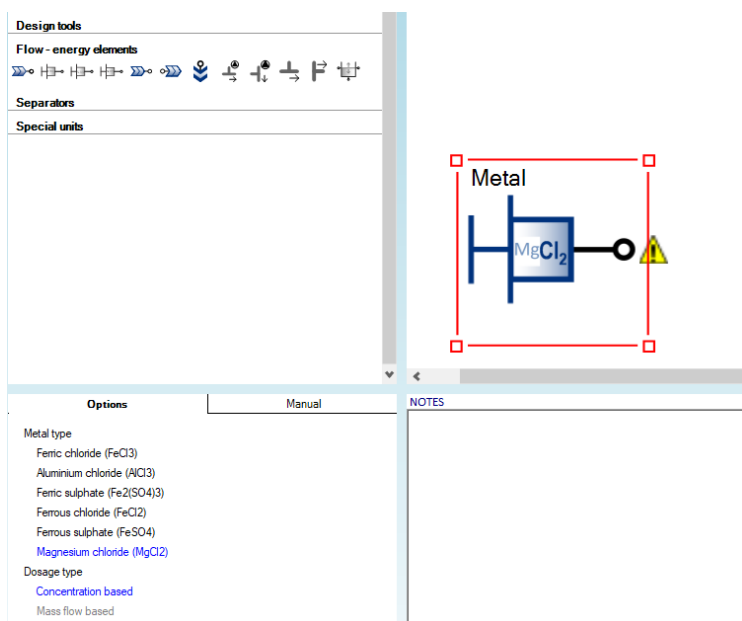


## 5 Utvecklade nya modellkomponenter

Ett flertal nödvändiga modellkomponenter saknades i standardutgåvan av Sumo och har därför kodats i modellspråket SumoSlang inom ramen för projektet och inkluderas i uppbyggd simuleringsmodell. Dessa beskrivs nedan.

### 5.1 Dosering av magnesiumklorid

En enkel modell för dosering av magnesiumklorid har kodats och lagts till som val bland doseringsutrustning i Sumo.



Figur 4. Dosering av magnesiumklorid i Sumo.

### 5.2 Ozoneringsreaktor

En enkel modell har implementerats med linjär avskiljning av COD (samma för alla lösta och partikulära fraktioner) enligt data från pilotanläggningen i Berlin (se Bilaga 5) och Ekvation 1. Löst syrehalt i utgående vatten från ozonering beskrivs enligt Ekvation 2, vilken baseras på data från fullskaleinstallation av ozonering i Linköping där ett linjärt samband mellan utgående syrehalt och ozondos uppmätts. Ozoneringsreaktorn i Sumo visas i Figur 5. Användaren ställer in önskad ozondos i Sumo enligt Figur 6.

$$\Delta COD_{sol} = 0,0169 * D_{O_3} + 0,029 \quad (1)$$

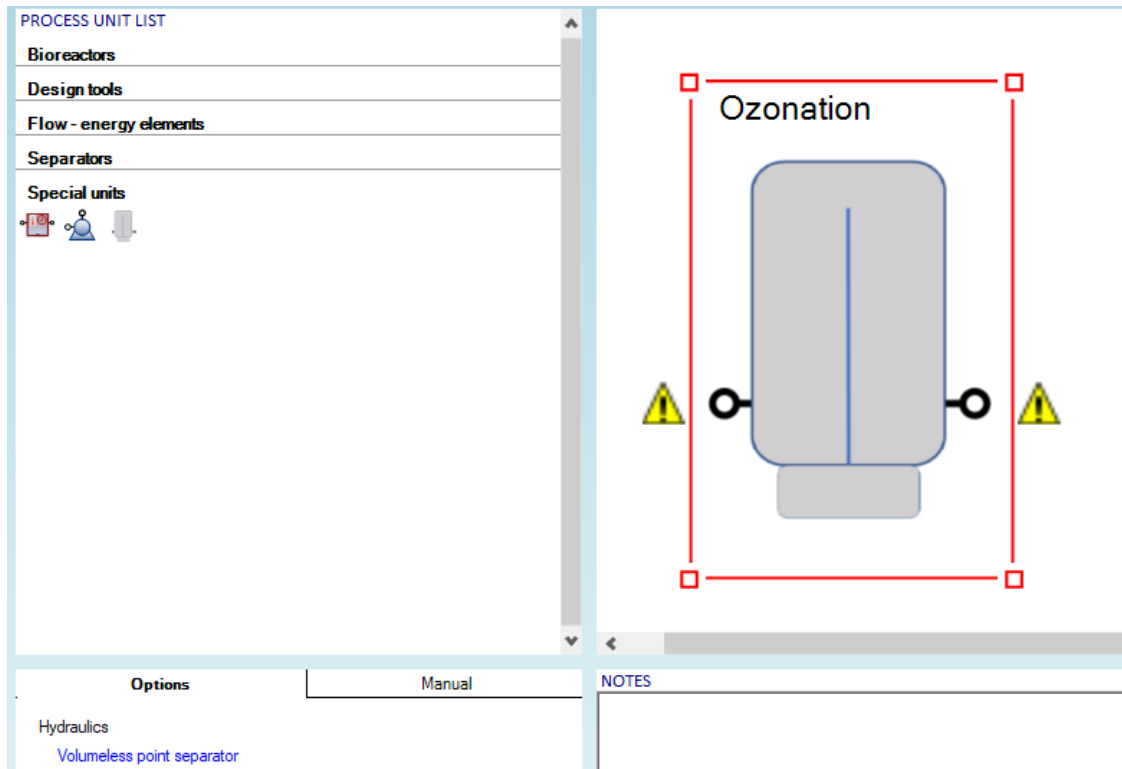
där  $\Delta COD_{sol}$ : reduktion av löst COD över reningssteget [-];

$D_{O_3}$ : applicerad ozondos [ $g O_3 \cdot m^{-3}$ ].

$$DO_{eff} = Q * 0,00005 + 13,846 \quad (2)$$

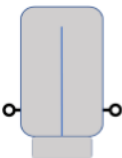
där  $DO_{eff}$ : löst syrehalt i utgående vatten från ozonering [ $g O_3 \cdot m^{-3}$ ];

$Q$ : vattenflöde genom ozoneringsreaktorn [ $m^3 \cdot d^{-1}$ ].



Figur 5. Val av ozonreaktor i Sumo.

Ozonation2				
Name	Default	Value	Unit	
Ozone dose	6.0	5.6	g O3/m3	



Figur 6. Inställningar för ozonreaktor i Sumo.

### 5.3 Förbiledning av flöde över ett visst värde

Då en flödesfördelare för förbiledning (bräddning) av vatten över ett visst värde saknas i Sumo har en sådan enkel modell kodats (med namn Bypass flow divider). Användaren ställer in gränsvärde för flöde, allt flöde över detta värde leds i det pumpade flödet i fördelaren.

The screenshot displays a software interface for process design. On the left, a 'PROCESS UNIT LIST' is shown with categories: Bioreactors, Design tools, Flow - energy elements (with various icons), Separators, and Special units. On the right, a diagram of a 'Side flow divider' is shown, consisting of a T-junction with a pump symbol and a rightward arrow, enclosed in a red rectangular box with warning icons. At the bottom, there are tabs for 'Options', 'Manual', and 'NOTES'. The 'Options' tab is active, showing a list of flow divider options: 'Side flow divider with side pump', 'Proportional side flow divider', and 'Bypass flow divider'.

## 6 Referenser

Åmand, L. (2013). *Styrning av luftningsprocesser i avloppsreningsverk*. Svenskt Vatten Utveckling Rapport Nr 2013-18. Svenskt Vatten Utveckling: Stockholm.

Dahlberg, C., & Kamp, M. (2018). *N<sub>2</sub> PM Processbeskrivning fosforåtervinning*. Jönköping, Sverige: Sweco Environment AB.