



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC-W15047

Examensarbete 30 hp
Oktober 2015

Bräddvattenstudie i Håbo kommun

Patogenspridning från lokalt reningsverk
i recipient

Tobias Johansson

REFERAT

Bräddvattenstudie i Håbo kommun – Patogenspridning från lokalt reningsverk i recipient

Tobias Johansson

Klimatscenarier framtagna av SMHI visar bland annat på att nederbörds mängden kommer att öka i stora delar av Sverige. En ökad nederbörds mängd leder till att flöden i vattendrag och spillvattenledningar ökar, som i sin tur kan leda till att oönskade ämnen förorenar viktiga naturresurser så som dricksvattentäkter. Den största risken för mikrobiella föroreningar i vattentäkter och vattendrag kommer från Sveriges reningsverk, främst till följd av att reningsverkens flödeskapacitet överstigs på grund av kraftiga regn. Vid kraftiga regn riskerar reningsverk att bräddas, vilket leder till att ofullständigt renat spillvatten leds ut till sjöar.

Bålsta reningsverk, Håbo kommun, bräddas ibland på grund av höga flöden. Det otillräckligt renade spillvattnet leds då ut till reningsverkets utsläppspunkt söder om Bålsta stad i Norra Björkfjärden. Mindre än två kilometer ifrån reningsverkets utsläppspunkt ligger Bålsta vattenverks råvattenintag. Det är således av intresse att undersöka om vattenverkets råvattenintag påverkas av en bräddning. Utöver vattenverket ligger flera populära badplatser i närheten av reningsverkets utsläppspunkt.

Syftet med examensarbetet var att studera hur en bräddning av orenat spillvatten sprids i Mälaren under sommarens badsäsong, samt att identifiera vid vilka vind- och flödesförhållanden badplatserna och råvattentäkten har störst risk att förorenas. Syftet var även att studera hur en ökad nederbörds mängd påverkar delar av Bålsta reningsverks spillvattenledningsnät. För att nå examensarbetets syfte användes spridningsmodellen Delft3D samt ledningsnätmodellen MIKE-Urban. På grund av otillräcklig data om bland annat Bålsta reningsverks spillvattenledningsnät erhöles inget tillförlitligt resultat från MIKE-Urban modelleringen. Istället sammanställdes de saknade data om reningsverkets spillvattenledningsnät vilket resulterade i förslag om kompletterande åtgärder för att underlätta kommande spillvattenmodelleringar.

Resultat från spridningssimuleringen tydde på att ingen av de studerade platserna överskrider värden för utmärkt badvattenkvalitet enligt EU:s badvattendirektiv vid medelvindhastighet samt ett utsläpp av 77 m³ orenat spillvatten. En bräddning av 77 m³ orenat spillvatten baserades på reningsverkets bräddningsvolym från år 2010. För badplatserna ansågs det fördelaktigt att en bräddning sker under vindstilla förhållanden till följd av begränsad omblandning mellan Mälarens temperaturskiktning. Vid ett två dygn långt utsläpp av totalt 5 000 m³ orenat spillvatten med fem sekundeters vind erhöles majoriteten av badplatserna för höga patogenvärden. Reningsverkets personal bör i sådana situationer gå ut med allmänna varningar för badande i Norra Björkfjärden.

Nyckelord: Bräddvattenspridning, mikrobiell förorening, spridningssimulering, Delft3D, MIKE-Urban, SMHI, spillvattenledningsnät.

*Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära; Hydrologi.
Geocentrum, Villavägen 16
SE-752 36, Uppsala*

ABSTRACT

Study of sewage water overflow in Håbo municipality – Spreading of pathogens from the local treatment plant to recipient

Tobias Johansson

Climate change scenarios conducted by SMHI indicate increasing precipitation in most parts of Sweden. Such increases will lead to bigger flows in rivers and sewer networks, which in turn may lead to leakage of unwanted substances such as contagious microorganisms to drinking water supplies. The single largest risk of lake contamination is from sewage water treatment plants, mostly due to overflow of wastewater. High precipitation may flood the treatment plant causing untreated water to leak out and into surrounding lakes.

Bålsta treatment plant, in Håbo municipality, has overflow issues in periods with high precipitation, which lead to leakage of inadequately treated wastewater and thus local contamination in Lake Mälaren. Less than two kilometers from the release point of Bålsta treatment plant, Bålsta drinking water plant has its intake of raw water. Hence it is of great interest to study the dispersal of Bålsta treatment plant's wastewater in Lake Mälaren to prevent unwanted human exposure to contagious microorganisms. Håbo municipality also has popular swimming spots close to the treatment plant's outlet.

The aim of this study is to examine the pathogenic impact that an overflow of Bålsta treatment plant in summer time has on Bålsta drinking water plant and bathing spots. The study hoped to identify the conditions where certain places of interest were to be contaminated. In addition, the aim was to investigate the changes of sewage flow due to an increased precipitation. Two models were used to reach the aforementioned aims: (1.) a hydrodynamic model (Delft3D) to study the spread of wastewater following an overflow and (2.) an urban water model (MIKE–Urban) to study the total amount of sewage flow.

Due to insufficient data concerning Bålsta's sewage system, simulations from MIKE–Urban were unable to provide reliable results. Large parts of the sewage network had missing data regarding pipe dimensions, positioning and material, which resulted in a model with little precision. Instead of providing unreliable results, the study resulted in recommendations for further data collecting to help future investigations of Bålsta's sewage system.

With low overflows of untreated water, Delft3D modeling showed that none of the places of interest had pathogen levels that exceeded the European Union's Bathwater quality directive when simulated with mean values of wind, treated wastewater flow and wind direction. When extreme amounts of overflow were simulated in strong winds, five of seven places of interest were unfit for bathing according to the directive. In case of an overflow of more than the simulated outflow of 77 m³ untreated wastewater, the operators of Bålsta's treatment plant need to perform actions to prevent human exposure.

Keywords: Overflow, waterborne outbreaks, wastewater, simulations, microbial contamination, Delft3D, MIKE–Urban.

*Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences; Hydrology.
Geocentrum, Villavägen 16
SE-752 36, Uppsala*

FÖRORD

Examensarbetet är det sista och avslutande arbetet jag har gjort på min femåriga utbildning till civilingenjör i miljö- och vattenteknik. Det är därför med blandade känslor jag skriver dessa sammanfattande ord. När jag nu, efter flera månaders kämpande, lämnar in slutversionen av examensarbetet känner jag mig nöjd med den lärdom jag fått. Att ha lärt mig av de problem, hinder och de nya situationer arbetet inneburit har fått mig att växa professionellt och som person.

Examensarbetet är en fortsättning på tidigare samarbete mellan mig, konsultföretaget ÅF och Håbo kommun, och ett av flera arbeten kring Håbo kommuns VA-verksamhet. Roger Herbert, universitetslektor på institutionen för luft-, vatten- och landskapslära vid Uppsala Universitet har varit ämnesgranskare. Fritjof Fagerlund, universitetslektor vid Institutionen för geovetenskaper, Luft-, Vatten- och landskapslära vid Uppsala Universitet, har varit examinator.

Examensarbetets del med MIKE-Urban har varit möjligt tack vare DHIs Thesis licens vilken tillåtit mig att använda MIKE-Urban inom mitt examensarbete.

Jag vill rikta ett stort tack till ÅF och min handledare Eva-Karin Jonsson, senior konsult på ÅF, för hennes feedback och hjälp under examensarbetets gång. Jag vill också tacka Tobias Salmonsson och Marika Hansson, VA-ingenjör och planeringsingenjör inom VA i Håbo kommun, för viktig information, snabba svar på mail och för förtroendet jag fått. Ett stort tack riktas även till Sofia Åström och Maria Andersson, Oceanografer på SMHI i Göteborg, för att jag fick möjlighet att utföra en del av mitt examensarbete där. Jag vill också tacka de som korrekturläst mitt examensarbete och bidragit med feedback och idéer.

Slutligen vill jag tacka min familj och min flickvän för det ovärderliga stöd jag har fått.

Uppsala 2015

Tobias Johansson

Copyright © Tobias Johansson och Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten- och landskapslära, Uppsala universitet.

UPTEC-W15047, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, Uppsala, 2015

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATNING

Bräddvattenstudie i Håbo kommun – Patogenspridning från lokalt reningsverk i recipient

Tobias Johansson

Vatten har många olika användningsområden, till exempel dricksvatten, att tvätta sig i och för friluftsliv. Det är därför viktigt att hålla det vatten som finns rent från utsläpp och föroreningar. Ett sådant utsläpp kan komma från avloppsreningsverk. Reningsverk renar det vatten som vi människor spolar ner i bland annat handfat, toaletter och dusch. I avloppsvatten finns nämligen flera olika ämnen och mikroorganismer som påverkar sjöar och hav negativt. Några av dessa mikroorganismer bär även på sjukdomar och kan smitta människor som kommer i kontakt med det förorenade vattnet. Eftersom reningsverk renar avloppsvattnet kan antalet sjukdomsbärande mikroorganismer minskas med upp till 99,99 procent. Det renade vattnet är alltså nästan helt fritt från mikroorganismer, vilket betyder att vattnet är säkert att släppa ut i sjöar. Ibland händer det dock att reningsverk inte lyckas rena avloppsvattnet, främst till följd av höga flöden av avloppsvatten eller problem med utrustning på reningsverket. Då släpps orenat avloppsvatten som innehåller stora mängder ohälsosamma mikroorganismer ut vilket innebär förorening av sjöar och hav. Om man vet hur avloppsvattnet sprids vid utsläppspunktens närområde kan människor varnas innan de hinner komma i kontakt med de ohälsosamma mikroorganismerna. För att kontrollera att badvatten är rent från dessa typer av mikroorganismer har Europaparlamentet tagit fram regler för hur populära badplatser ska övervakas och klassificeras.

Bålsta reningsverk, Håbo kommun, har ibland utsläpp av orenat avloppsvatten som innehåller stora mängder av mikroorganismer i Norra Björkfjärden, Mälaren. Detta examensarbete utfördes för att ta reda på om närliggande badplatser påverkas av dessa organismer. I arbetet studerades därför spridningen av orenat avloppsvatten i Mälaren för att bedöma avloppsvattnets påverkan på närliggande badplatser. Dessutom studerades Bålsta reningsverks avloppsledningsnät för att försöka identifiera när och var det uppkommer för höga flöden i ledningsnätet. Delft3D-Flow användes för att studera spridningen av avloppsvatten i Mälaren medan MIKE-Urban MOUSE användes för att studera reningsverkets ledningsnät.

Simuleringarna i Delft3D utfördes under ett två veckor långt besök på SMHIs oceanografiska avdelning i Göteborg. Resultat från besöket visade att ingen av de sju platser som studerades överskred de värden som Europaparlamentet satt för utmärkt badvattenkvalité oberoende på vindriktningen ifall 77 m³ orenat avloppsvatten spreds i Mälaren. Vid ett större utsläpp på 5 000 m³ orenat avloppsvatten överskred dock majoriteten av de studerade platserna reglerna för godkänt badvatten. Tiden det tar för det orenade avloppsvattnet att transporteras till närmsta badplats var dock tillräckligt lång för att personal på reningsverket ska hinna varna badande människor vid badplatsen.

Allt eftersom examensarbetet modellering med MIKE-Urban pågick upptäcktes stora kunskapsluckor i informationen om ledningsnätet. Flera viktiga parametrar så som ledningars dimension saknades, vilket omöjliggjorde en korrekt modell. Trots kvalitativt uppskattningsförsök togs beslutet att inte redovisa osäkra resultat. Istället rekommenderades åtgärder för att komplettera den mängd information som Håbo kommun idag saknar.

Innehåll

1.	INLEDNING	1
1.1	SYFTE.....	2
1.2	ARBETSMETOD	2
1.3	AVGRÄNSNING.....	2
2.	BAKGRUND OCH TEORI	3
2.1	AVLOPPSSYSTEM	3
2.2	VATTENBURNA SJUKDOMSUTBROTT.....	5
2.3	SPILLVATTEN	5
2.4	MIKROORGANISMER I SPILLVATTEN	6
2.4.1	Bakterier	6
2.4.2	Protozoer	7
2.4.3	Virus	8
2.4.4	Indikatororganismer	10
2.5	BADVATTENDIREKTIVET	11
2.5.1	Provtagning av badvatten	11
2.6	BÅLSTA RENINGSVERK	13
2.6.1	Bräddpunkter	14
2.7	MÄLAREN	16
2.8	MODELLERINGSPROGRAM	17
2.8.1	Delft3D–Flow.....	17
2.8.2	MIKE–Urban MOUSE	18
3.	METOD.....	19
3.1	MIKE–URBAN.....	19
3.2	DELFT3D.....	19
3.2.1	Analysplatser för spillvattenmodellering.....	19
3.2.2	Modelleringsområde.....	20
3.2.3	Utsläpp från avloppsreningsverket	22
3.2.4	Flöden i Kräggaviken	22
3.2.5	Vind	23
3.2.6	Temperaturskiktning.....	25
3.2.7	Valda scenarier	25
4.	RESULTAT.....	27
4.1	MIKE–URBAN.....	27
4.2	DELFT3D.....	27
4.2.1	Generella resultat – Oskiktade och skiktade scenarier	27
4.2.2	Temperaturberoende spridning.....	30
4.2.3	Temperaturskiktade simuleringar	32

4.3	FLÖDESSTRÖMMAR I UTSLÄPPSPUNKTEN	52
4.3.1	Vattenströmmar	53
5.	DISKUSSION	56
5.1	SPRIDNINGSMODELL	56
5.1.1	Vindhastigheten	56
5.1.2	Vindriktning	56
5.2	MODELLDISKUSSIONER.....	57
5.3	MIKE–URBAN.....	59
5.3.1	Föreslagna utredningar	59
5.4	SAMMANFATTNING	60
6.	SLUTSATS	61
7.	REFERENSER.....	62
7.1	LITERATURKÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER.....	62
7.2	PERSONLIG KOMMUNIKATION	67
BILAGA A		68
	PATOGENPROVER FRÅN BADPLATSER	68
BILAGA B		70
	GRAFER FRÅN SAMTLIGA REDOVISADE SCENARIER	70

1. INLEDNING

Vatten är inte bara jordens viktigaste livsmedel, det är också förutsättningen för allt liv (Lundström, 2012). På grund av antropogena källor påverkas vattendrag och sjöar negativt runt om i världen (Shiva, 2005). I vissa fall har sjöar blivit helt otjänliga som dricks-, fiske- och hygienvatten, vilket påverkat närliggande samhällen mycket negativt. Sverige har alltid haft gynnsamma förutsättningar för dricksvattenproduktion (Dryselius, 2012). Till följd av god vattenkvalité i sjöar och vattendrag har ungefär hälften av Sveriges dricksvattenverk baserat sin dricksvattenproduktion på sjöar så som Mälaren, som används av bland annat Håbo kommun som dricksvattentäkt (Håbo kommun, 2014). I kombination med att forskningen inom klimatförändring och sjukdomsalstrande mikroorganismer kommit längre samt att vattenrelaterade sjukdomsutbrott uppmärksammas mer, har svenska kommuner insett att förutsättningar för att garantera god vattenkvalité i ytvatten försämrats (Bäckström et al., 2013). Eftersom flera av de svenska ytvattentäkterna används som utsläppspunkt från lokala avloppsreningsverk finns risk att oönskade ämnen och sjukdomsalstrande mikroorganismer hamnar i vattentäkten (Dryselius, 2012). Håbo kommun är exempel på en kommun vars reningsverk släpper ut vatten i närheten av ett vattenverks intagspunkt (Håbo, 2014). Genom att skydda vattentäkter från föroreningar så som gödningsämnen, gifter och patogener kan råvattenkvaliteten fortsättningsvis hållas god. Sjöar som Mälaren används inte bara som dricksvattentäkt utan även för friluftsliv, näringsliv och turism (Vattenmyndigheten, Norra Östersjön, u.å.b). Att hålla god miljö- och hygienstatus i sjön är således viktigt för fler intressen än dricksvattenförsörjning.

Världen är i en pågående klimatförändring som bland annat förändrar synen på dricksvattenberedning (Dryselius, 2012). Framtagna klimatscenarier från SMHI visar att faktorer som kan komma att påverka dricksvattenberedningen negativt kommer att öka (SMHI, 2015). Ökad temperatur och nederbörds mängd är exempel på sådana faktorer. Dessutom kommer vattentillgången att öka i stora delar av Sverige. Enligt Dryselius (2012) är den enskilt viktigaste åtgärden för att förhindra de negativa effekterna av klimatförändringen på dricksvattenberedningen att säkerställa en god och jämn vattenkvalité i vattentäkter. Svenskt Vatten AB skrev år 2007, att den största risken för mikrobiella föroreningar i sjöar och vattendrag kommer från avloppsverksamhet, främst till följd av bräddning vid kraftiga regnväder, vilka predikteras att öka (Svenskt Vatten, 2007). Vid bräddning av avloppsreningsverk släpps orenat avloppsvatten ut i vattentäkten, där det sprids med hjälp av bland annat vindar och vattenströmmar (Liungman, 2013). Då vindarna och vattenströmmarna är ogynnsamma kan de mikrobiella föroreningarna spridas till närliggande badplatser. Badande kan då bli smittade av en förorening utan att ens veta om att människan blivit exponerad för föroreningen.

Idag påvisas förekomster av fekala föroreningar i vattentäkten med provtagningsmetoder som kan vara dyra och komplicerade (Abrahamsson et al., 2009). Processerna är tidskrävande och provresultaten kommer oftast för sent för att verksamhetsutövare ska hinna varna allmänheten innan denne blivit exponerad för föroreningen. Om verksamhetsutövare på reningsverk vet hur eventuellt bräddvatten sprids vid olika vind- och flödesförhållanden, kan närliggande intresseplatser så som badplatser och vattenverk varnas i god tid innan föroreningarna riskerar att nå platserna (Bengtsson Sjors, 2014). Exempelvis kan extra desinficeringsmedel i vattenverken användas för att minimera riskerna att mikroorganismer överlever vattenverkets processer (Abrahamsson et al., 2009). På samma sätt finns det tid att gå ut med varningar om ohälsosamt badvatten i enlighet med Europaparlamentets direktiv 2006/7/EG om förvaltning av badvattenkvaliteten (Europeiska unionens officiella tidning, 2006).

Ett viktigt steg för att kunna reducera VA-verksamhetens påverkan på miljön i vattendrag är att studera när och var kommuners avloppsledningsnät och reningsverk riskerar att överbelastas av höga flöden (Bengtsson Sjörs, 2014). Om verksamhetsutövare vet hur ledningsnät påverkas av nederbörd kan bräddningar förebyggas innan de hunnit inträffa.

1.1 SYFTE

Examensarbetets syfte var att studera hur avloppsvatten från Bålsta reningsverk sprids i Mälaren vid bräddning, samt att undersöka om eventuellt bräddvatten kan förorena närliggande badplatser och Bålsta vattenverks råvattenintag. Förhoppningen var att identifiera och beskriva vid vilka förhållanden bräddat vatten har störst risk att förorena intresseplatserna. Syftet var även att studera hur en ökad nederbördsmängd påverkar delar av Bålsta reningsverks spillvattenledningsnät och att identifiera eventuella bräddpunkter.

1.2 ARBETSMETOD

För att nå examensarbetets syfte användes två modelleringsverktyg. Ett av verktygen var Delft3D–FLOW, utvecklat och framtaget av det holländska företaget Deltares, som användes för att studera partikelspridningen i vatten under olika vind- och flödesförhållanden (Deltares, 2014). Delft3D-modelleringen utfördes mellan den 25 maj till den 7 juni 2015 på SMHIs oceanografiska avdelning i Göteborg med handledning av Sofia Åström, oceanograf på SMHI. De modellerade scenarierna baserades på Bålsta reningsverks flödesstatistik mellan år 2010 till år 2015, samt vinddata från tre av SMHIs väderstationer.

Det andra verktyget var modelleringsprogrammet MIKE–Urban MOUSE, utvecklat och framtaget av DHI, Danmark, som användes för att studera nederbördsberoende flöden i Bålsta reningsverks spillvattenledningsnät (DHI, 2015). Vid examensarbetets början var målet att studera hela Bålsta reningsverks verksamhetsområde. Under examensarbetets gång blev det nödvändigt att avgränsa MIKE–Urbans modellområde till Krägga och Torresta, två stadsdelar i Håbo kommun.

1.3 AVGRÄNSNING

Examensarbetet avgränsades till att enbart studera Bålsta reningsverks mikrobiella påverkan på närliggande badplatser samt Bålsta vattenverk. Ingen fokus lades på den påverkan på djur och växtliv som bräddat avloppsvatten kan ha. Vid uppställning av partikelspridningsmodellen modellerades endast flöden från mindre vattendrag vars flöden kunnat erhållas från Vatteninformationssystem, Sverige. Att modellera med numeriska beräkningsmetoder innebär en viss grad av approximation. Detta ger att resultaten från modelleringen endast bör användas som indicier när de visar att extra uppmärksamhet av intresseplats bör vidtas.

Modellering med Delft3D–Flow skedde under två veckor. Eftersom simulering av ett scenario tog cirka 16 timmar fanns begränsade möjligheter att studera hur en specifik variabel påverkade spridningen.

På grund av bristfälligt underlag om Bålsta spillvattenledningsnät antogs flera parametervärden gällande position, diameter samt råhetsfaktor för spillvattensmodelleringen. Antaganden har varit utifrån standardvärden från rekommendationer, tumvärden samt manualvärden. På grund av otillgänglig valideringsdata har ingen möjlighet funnits för att validera de uppställda MIKE–Urban modellerna.

2. BAKGRUND OCH TEORI

I detta kapitel presenteras ämnen som ingått i examensarbetets litteraturstudie samt ämnen som ansetts viktigt för examensarbetet. Exempelvis redovisas ett urval av de mikroorganismer som finns i avloppsvatten, Bålsta reningsverk reningsprocesser samt regler och direktiv för badplatser i Sverige.

2.1 AVLOPPSSYSTEM

I dagens definition av avloppsvatten räknas avloppsvatten från hushåll, allmän verksamhet och industrier, dräneringsvatten samt dagvatten (Lidström, 2013).

Avloppsvatten (spillvatten) från hushåll omfattar vatten från exempelvis tvättning, bad och toaletter (Lidström, 2013). Dessa kan antingen benämnas som svartvatten eller gråvatten. Svartvatten kommer från människans urin och fekalier via toaletten, medan gråvatten, även kallat BDT-vatten, består av bad-, dusch-, disk- och tvättvatten. Beroende på vilken fraktion avloppsvattnet kommer ifrån varierar vattnets sammansättning. Spillvatten från hushåll innehåller bland annat fosfor, kväve och organiskt material vilka kan bidra till påverkan på recipient (Bäckström et al., 2013). Industrier kan producera spillvatten. Dock varierar sammansättningen av spillvattnet från industrier beroende på industrins verksamhet (Lidström, 2013).

Sveriges första avloppssystem kom till för att undvika översvämning (Lidström, 2013). Urbaniseringen gav upphov till förändrad avrinning till följd av förändring i de naturliga avrinningsförhållandena. Ju större andel hårdgjorda ytor, desto mer ytavrinning uppstod vid nederbörd. Det var inte förrän i slutet av 1800-talet då dricksvattenledningar anlades, som behovet av att frakta bort avloppsvatten blev för stor och avloppssystem utvecklades. Enligt Lidström (2013) började avloppssystem byggas ut i början av 1900-talet, men att anlägga avloppssystem i hela landet tog tid. Det uppskattas att mellan 20 och 50 procent av Sveriges befolkning saknade avloppsförbindelser år 1947.

Enligt den traditionella klassificeringen av avloppssystem finns kombinerade och separata system (Åström et al., 2009). I det kombinerade systemet rinner dagvatten och spillvatten i samma ledning ut till reningsverk. Det separata systemet delar upp spill- och dagvatten i olika ledningar för att inte belasta spillvattenledningarna vid höga flöden. Till en början fanns främst kombinerade avloppssystem där dagvatten och spillvatten rann ut till recipient från samma ledning (Lidström, 2013). Allt eftersom forskare och allmänheten insåg att obehandlat avloppsvatten hade en negativ påverkan på vattenkvaliteten i recipienten, byggdes flera reningsverksanläggningar. I mitten av 1900-talet ökade således byggandet av reningsverk kraftigt.

Att kombinera spillvatten och dagvatten kan innebära problem eftersom nederbörden varierar i frekvens och intensitet (Lidström, 2013). Vid lite nederbörd kan spillvattenflödet vara för lågt för att kunna transportera fasta föroreningar vilket kan leda till att ohälsosamma svavelväten bildas och i vissa fall även orsaka stopp i ledningarna. En omvänd situation kan också leda till problem då nederbörden kan vara för stor, vilket leder till att spillvattenlednings flödeskapacitet överstigs. Då finns risken att källare och gator översvämmas. Dessa problem kan uppträda både i kombinerade och separerade system. En sådan översvämning skedde i Halmstads separerade spillvattensystem augusti år 2014, vilket höll på att resultera i att cirka 8 000 hushåll fick vattensador (Grönlund et al., 2014). Utöver översvämningsrisken vid stor nederbörd kan problem även uppstå då reningsverkens kapacitet överskrids, vilket leder till att avloppsvattnet inte renas som planerat (Lidström, 2013). Detta

ger att ämnen som har en negativ påverkan för miljö och hälsa läcker ut i recipient. Genom att anlägga separata ledningar för dagvattnet och spillvattnet kunde dessa problem minimeras. Dessutom kan dagvattnet ledas ut till recipient direkt utan att belasta reningsverket, vilket minskar belastningen på reningsverken. Sedan 1960-talet har kombinerade system börjat byggas om till separata system. Detta är dock väldigt kostsamt och av de 102 000 kilometer ledning Sverige har är cirka åtta procent av dem kombinerade system. Dagvattenledningarna står för cirka 35 procent av den totala längden och spillvattennätet för cirka 57 procent. I Håbo kommun förekommer endast separata spillvattensystem (Hanson, pers. med., 19 mars 2015). Dagvattnet från Håbo kommun leds ut till Mälaren utan behandling.

När nya spillvattenledningar dimensioneras fokuserar projektörer främst på det dimensionerade områdets vattenförbrukning, dygnsvariation och läckage från mark in i ledning (Svenskt vatten, 2013). I ekvation som används för att dimensionera spillvattenflöde har dräneringsvatten från hus således inte tagits med (Lidström, 2013). Ledningar utan dräneringsvatten skall då dimensionera efter följande formel:

$$q_{dim} = q_{spill} + q_{inläck} \quad (1)$$

I ekvation 1 är q_{spill} det dimensionerade spillvattenflödet i liter per sekund medan $q_{inläck}$ är vatten som läcker in i ledningar från omgivningen, uttryckt i liter per sekund. Beroende på hur många boende som det finns i området som dimensioneras finns det olika sätt att uttrycka q_{spill} . För områden med fler än 1 000 boende uttrycks q_{spill} med ekvation 2.

$$q_{spill} = q_{s medel} * p * c_{d max} * c_{t max} + q_{s indu} \quad (2)$$

I ekvation 2 är $q_{s medel}$ den specifika spillvattenavrinningen i liter per sekund omräknat från vattenförbrukningen per dag per person som varierar mellan 100 och 260 liter. Parametern p är antalet anslutna personer, $c_{d max}$ och $c_{t max}$ är faktorer för att beräkna de maximala spillvattenflödena som kan förekomma, värdena tas från tabell 4,13 och 4,14 ur Svenskt Vatten *Grundläggande lärobok om vatten- och avloppsteknik* (Lidström, 2013, sid. 63). $q_{s indu}$ är industrispillvattenflödet uttryckt i liter per sekund.

För dimensionering mellan 100 till 1 000 boende erhålls det dimensionerade spillvattenflödet ur figur 6,2 ur Lidström (2013, sid 110).

När den teoretiska planeringen av spillvattenledningarna är färdig skall ledningsnätet byggas praktiskt. Ett avloppsledningsnät är, till skillnad från dricksvattennätet, till stor del baserat på självfall (Lidström, 2013). Det är alltså med hjälp utav gravitationen som avloppsvattnet rinner i spillvattennätet till reningsverket. För att gravitationen ska kunna transportera avloppsvattnet behövs en ”minsta lutning” på ledningsnätet. Lutningen varierar beroende på rörmaterial. Det rekommenderas att lägga spillvattenledningarna i samma lutning som markytan för att undvika onödigt schaktande samt att underlätta byggandet av ledningsnätet. På grund av exempelvis skillnader i topografi och för långa avstånd mellan hushåll och reningsverk är det vanliga att enbart självfall inte räcker till att transportera avloppsvattnet från hushåll till reningsverk. Genom att bygga pumpstationer som med hjälp av mekanisk energi lyfter upp avloppsvattnet till en högre höjd löses eventuella problem på grund av topografiska skillnader. Detta tillåter inte bara ytterligare spillvattentransport med självfall, utan pumpning minimerar också eventuellt bakåtfloeden i spillvattennätet. Det är fördelaktigt att använda pumpstationer under korta sträckor eftersom pumpstationer och pumpledningar generellt kräver mer underhåll än vanliga ledningar. Problem kan dock uppstå när pumparnas

flödeskapacitet överstigs på grund av höga flöden eller när pumparna havererar (Åström et al., 2009). För att undvika bakåtfloeden och eventuell källaröversvämning vid hög belastning, driftstopp i pumparna eller stop i avloppsledningsnätet kan spillvattnet nödavledas genom bräddavlopp. Detta innebär dock att orenat spillvatten riskerar att förorena områden det nödavledes till. Hög belastning i spillvattennätet kan inträffa om det finns felkopplingar av dagvattenledningar eller då spillvattenledningar är otäta och vatten från marken omkring läcker in.

2.2 VATTENBURNA SJUKDOMSUTBROTT

När en människa exponeras för sjukdomsalstrande mikroorganismer finns risken att den exponerade människan smittas av sjukdomar. I följande stycken nämns några fall av kända vattenburna sjukdomsutbrott.

Ett av Sveriges mest kända fall av fekal påverkan på en vattentäkt är händelsen i Lilla Edet, Västra Götaland, år 2008 där cirka 2 400 av kommunens 12 900 invånare smittades av virus och bakterier som förekom i avloppsvatten (Ekvall, 2010). Lilla Edet ligger längst Göta älv vilken används som dricksvattentäkt av över 700 000 personer. Göta älv tar dessutom emot avloppsvatten från cirka 100 000 personer varav 95 procent renas i avloppsreningsverk, medan resterande fem procent renas i enskilda anläggningar (Åström et al., 2007). Provtagningar i Göta älv har påvisat samband mellan nederbörd och ökade halter av patogener, till stor del på grund av bräddning och nödavledning från lokala reningsverk.

Ett de senaste vattenburna sjukdomsutbrotten skedde år 2010 i Östersund då ett utbrott av protozoen *Cryptosporidium* smittade cirka 27 000 människor (SMI, 2011). I rapporten *Cryptosporidium i Östersund* utgiven av Smittskyddsinstitutet år 2011 redovisas att två felkopplingar av avlopp i flera flerfamiljshus ledde till att obehandlat avloppsvatten spreds till råvattentäkten. Dessutom hade stora skyfall lett till omfattande bräddningar av avloppsvatten. Olyckan har uppskattats kosta minst 220 miljoner kronor i form av bland annat sjukfrånvaro och produktionsbortfall.

I Milwaukee, USA, år 1993 skedde det hittills största dokumenterade utbrottet av *Cryptosporidium* där över 403 000 människor smittades av *Cryptosporidium* varav 54 personer avled till följd av smittan (SMI, 2011). Utbrottet uppskattades kosta 96,2 miljoner amerikanska dollar (WHO, 2008). Även detta utbrott var till följd av kraftig nederbörd i kombination med snösmältning vid strandnära betesmarker (Svenskt Vatten, 2007).

2.3 SPILLVATTEN

Innehållet i spillvatten är direkt korrelerat med vad människor spolar ner i exempelvis handfat, toalett och dusch. Generellt innehåller spillvatten mycket organiskt material samt näringsämnen så som kväve och fosfor (Almqvist et al., 2007). Mikroorganismer i avloppsvattnet kommer främst från fekalier (Schönning, 2003). En betydande mängd bakterier kommer dock från BDT-vatten, där de flesta tillförda bakterier klassas som ”naturliga mikroorganismer” och deltar i nedbrytningen av organiskt material i reningsverkets processer. Innehållet av sjukdomsalstrande mikroorganismer i spillvatten varierar beroende på huruvida en individ är smittad av en smittsam mikroorganism eller inte (WHO, 2008). Ifall en individ är smittad sprids således de smittsamma mikroorganismerna via fekalier till spillvattnet och vidare till reningsverket. En person kan exempelvis bli smittad av en patogen utomlands och omedvetet sprida den vidare hemma. För att undersöka ifall sjukdomsbärande mikroorganismer har förorenat en recipient, och därigenom bedöma om det finns en eventuell hälsorisk, tas vattenprover efter organismer som indikerar förorening.

2.4 MIKROORGANISMER I SPILLVATTEN

Nedan följer en redovisning av några mikroorganismer som förekommer i svenska avloppssystem.

Mikroorganismer kan både vara encelliga och flercelliga (Abrahamsson et al., 2011). Gruppen innefattar förutom bakterier och protozoer även bland annat virus, trots att virus inte kan leva och föröka sig utan en värdorganism. Mikroorganismer finns i hela världen, men arter varierar beroende på organismers nischning (Dahlberg, 2011). I människors tarmar förekommer flera mikroorganismer som är en del av människans normala tarmflora, men ifall en sjukdomsalstrande mikroorganism når tarmen finns en risk att den infekterade människan drabbas av besvärliga magproblem (Larsson, 2012).

De mest intressanta mikroorganismerna inom vattensammanhang i Sverige är de som kan överleva i kallt vatten och som har en viss resistans mot svenska vattenverks reningsprocesser (Abrahamsson et al., 2009). Protozoerna *Giardia* och *Cryptosporidium* är exempel på mikroorganismer som är starkt resistenta mot klor. Dessa protozoer har goda överlevnadsmöjligheter i vatten och har blivit uppmärksammade i samband med *Cryptosporidium*utbrottet i Östersund år 2010 och *Giardia*utbrottet i Bergen (Dryselius, 2012; SMI, 2011).

Sjukdomsalstrande mikroorganismer, så kallade patogener, är ett samlingsnamn på bland annat bakterier, virus och protozoer som vid kontakt med människa kan orsaka sjukdomar (Abrahamsson et al., 2009). Ofta krävs endast en liten mängd patogener för att en människa ska bli infekterad. Dessutom är det komplicerat att detektera vissa patogener vilket gör det svårt att bedöma huruvida vatten är helt fritt från patogener och således rent från mikrobiella föroreningar. Effekten av en infektion varierar beroende på vilken patogen som smittar. Har en person exempelvis fått i sig *Campylobacter* finns risken att personen drabbas av diarré. Exponeras en person av viruset Norovirus kan personen drabbas av magsjuka, som vanligen kallas vinterkräksjuka. I Tabell 1 sammanställs patogeners resistans mot desinfektionsmedlet klor, dess överlevnadsmöjlighet i vatten, förekomsten i avloppsvatten samt dess infektiösa förmåga.

2.4.1 Bakterier

Tack vare bakteriers oerhört goda förmåga att anpassa sig till olika miljöer återfinns de i hela världen (Abrahamsson et al., 2009). Bakterier är encelliga organismer som kan konsumera nästan alla typer av organiska föreningar. Generellt är bakterier känsliga mot klorering, vilket är skälet till varför klor används i vattenverk och badhus (Svenskt Vatten, 2007). Nedan redovisas några bakterier som förekommer i svenska avloppsreningsverk och vattendrag.

2.4.1.1 *Campylobacter*

Campylobacter är den bakterie som orsakar flest inrapporteringar av diarrésjukdomsutbrott i Sverige (Socialstyrelsen, 2013). Bakterien har en låg infektiös dos vilket innebär att vid exponering av 500 *Campylobacter*-bakterier finns hög sannolikhet att den exponerade drabbas av tarmrelaterade problem. Vanliga symptom från *Campylobacter* är kräkningar, diarré och buksmärtor, vilka kan leda till behov av sjukvård. I ovanliga fall leder campylobacterinfektionen till följsjukdomar och komplikationer så som Irritabel tarm syndrom, IBS, Reaktiv artrit samt Guillain-Barrés syndrom, GBS. Följsjukdomarna förekommer främst då den infekterade lidit av diarré i mer än sju dagar. Reaktiv artrit kan utlösas av flera olika tarminfektioner och enligt Pope m.fl. (2007) drabbas en till fem procent av ledbesvär till följd av en campylobacterinfektion. Det uppskattas att upp till fem procent av

dessa blir kroniska. GBS är en neurologisk sjukdom och är den allvarligaste följsjukdomen av en campylobacterinfektion. Dess symptom är en akut förlamning som i värsta fall kan spridas till andningsmuskulaturen. Cirka 30 procent av alla GBS-fall har uppkommit som följd av en campylobacterinfektion där risken är mellan 1/1 000 till 1/10 000 att campylobacterinfektionen leder till GBS (Poropatich et al., 2011). Av de 6 000 till 8 500 anmälda fall av campylobacterrelaterade sjukdomsfall per år uppskattas endast att 2 000 till 3 000 infekteras i Sverige (Socialstyrelsen, 2013).

2.4.1.2 *Escherchia coli*

Bakteriegruppen *Escherchia coli*, *E.coli*, betraktades tidigare som en icke sjukdomsframkallande bakteriegrupp som förekommer i mag- och tarmkanaler hos djur och människor (Folkhälsomyndigheten, 2013a). *E.coli* finns i stora doser i avföring från en infekterad individ. Eftersom den i princip endast förekommer i fekala föroreningar fungerar bakteriegruppen förhållandevis bra som indikatororganism för fekal påverkan på vatten (WHO, 2004). Till en början fanns tron att det endast fanns en grupp *E.coli*, men under årens lopp upptäcktes flera grupper av bakterien där några grupper visade sig vara var sjukdomsframkallande (Folkhälsomyndigheten, 2013a). Det finns sex stycken *E.coli*-grupper som kan orsaka diarréliknande eller sjukdomar hos människor, dock har endast Entrethemorragisk *E.coli*, EHEC, anmälningsplikt. EHEC är zoonitisk, vilket innebär att den kan spridas från djur till människor. Symptomen av en EHEC-infektion kan variera från blodig diarré till vanliga magkramp, vilka vanligtvis försvinner efter cirka en vecka (Folkhälsomyndigheten, 2013b). I vissa fall visas inga symptom alls. I fem procent av EHEC fallen drabbas den infekterade av njursvikt vilket kräver intensivvård. Det största kända utbrottet skedde i Tyskland år 2013 där en ovanlig variant av EHEC smittade över 4 000 individer, varav 50 personer avled till följd av njursvikt. I Sverige smittades 135 personer år 2005 av en vanligare och mindre allvarlig form av EHEC till följd av konsumtion av isbergssallad vilken hade blivit vattnad med vatten som blivit förorenat med fekalier från nötdjur. Ingen av de elva människorna som utvecklade njursvikt avled. Vid misstänkt smitta från bland annat livsmedel och vatten skall miljökontoret, eller liknande kommunal verksamhet kontaktas.

2.4.1.3 *Intestinala enterokocker*

Intestinala enterokocker är en undergrupp till gruppen ”Fekala streptokocker” men fick benämningen enterokocker efter att forskningsresultat visat en genetisk skillnad från streptokocker (WHO, 2004; Pinto, 1999). Inom Intestinala Enterokocker finns fyra typer av bakterier som har fått en egen gruppbenämning då de främst förekommer i fekala föroreningar (WHO, 2004). Bakteriegruppen har senare upptäckts i till exempel marker som inte blivit påverkade av fekalier. Intestinala enterokocker är en vanlig indikatororganism som främst används på grund av att den har en längre överlevnadstid än *E.coli* bakterierna. Den förökar sig inte i vatten och är relativt billig och enkel att analysera. Intestinala enterokocker sprids mellan människor och varmblodiga djur och från människor till människor.

2.4.2 Protozoer

De encelliga organismerna protozoer, även kallade urdjur, finns i de flesta av världens miljöer (WHO, 2004). En infekterad människa kan drabbas av diarréliknande sjukdomar. Protozoer kan bli upp till 25 centimeter stora, dock är de flesta osynliga för ögat (Abrahamsson et al., 2009). Protozoer har stark klorresistans och överlever länge i kallt vatten, oftast längre än de indikatororganismer som används för att detektera fekal påverkan på vattnet (SMI, 2011). I kombination med en låg infektiös dos är protozoer generellt besvärliga att ha i ytvatten. Det finns flera faktorer som gör protozoer till viktiga patogener relaterade till bad- och

dricksvatten (Hansen, 2011). Till exempel utsöndras protozoerna *Cryptosporidium* och *Giardia* i stora mängden från infekterade djur och människors avföring, dessutom är många protozoer zoonotiska vilket innebär att översvämmade åkrar och avloppsreningsverk riskerar att förorena vattentäkter (Wennberg, 2015; Hansen, 2011).

2.4.2.1 *Cryptosporidium*

År 1996 utförde Livsmedelsverket och Smittskyddsinstitutionen en kartläggning av den kraftigt klorresistenta protozoen *Cryptosporidium* (Hansen, 2011). Av de undersökta ytvattenverken kunde *Cryptosporidium* detekteras i 32 procent av dem. *Cryptosporidium* sprids i sitt oocysta-stadie från djur och människor i höga doser, speciellt från unga kalvar där antal spridda oocystor per dag kan överstiga 10^{10} (Dryselius, 2012). Oocystorna har en lång överlevnad i vatten där de kan överleva mellan veckor till månader (WHO, 2008). Antalet *Cryptosporidium* protozoer i spillvatten varierar kraftigt. Ottoson (2005) sammanställer i sin doktorsavhandling "*Comparative Analysis of Pathogen Occurrence in wastewater*" att mellan 1 till 52 000 oocystor detekterats i inkommande vatten till reningsverk, beroende på antalet anslutna som är infekterade av *Cryptosporidium*. Protozoen smittar oralt via mat, dryck eller kallsupar vid badplatser. Studier på friska människor har visat att *Cryptosporidium* har en infektiös dos på 10 oocystor (Ottoson, 2005). *Cryptosporidium* har en längre överlevnadstid än de flesta indikatororganismer vilket ger att ett negativt provsvar på indikatororganismer inte garanterar att vattnet är fritt från *Cryptosporidium* (Hansen, 2011). I Sverige har smitta från *Cryptosporidium* anmälningsplikt och det rapporteras årligen mellan 70 till 140 fall av *Cryptosporidiosis* per år.

2.4.2.2 *Giardia*

Giardia har många likheter med *Cryptosporidium*, bland annat utsöndras stora halter i avföring från djur och människor (Hansen, 2011). Prover från orenat avloppsvatten har visat förekomsten av upp till 88 000 cystor per liter (WHO, 2008). I färskvatten är den högsta rapporterade halten 240 oocystor per liter. Sjukdom till följd av exponering av *Giardia* har anmälningsplikt, och av de 1 500 fall som årligen rapporteras i Sverige uppskattas det att två tredjedelar av de smittade blivit exponerade av *Giardia* utomlands (Hansen, 2011). En person kan vara smittad av *Giardia* utan att uppleva något symptom, medan andra upplever vattniga diarréer, uppspändheter och gasbildning som varar mellan en vecka till ett år efter exponering (Larsson, 2014; WHO, 2008). Av *Giardia*-arten är endast två genotyper zoonotiska (Dryselius, 2012).

2.4.3 Virus

Det diskuteras huruvida virus är en levande organism eller inte eftersom de inte "lever" utan en värdorganism, de är då livlösa komplex av RNA- eller DNA-strängar som för vissa virusarter har ett skyddande membran (Abrahamsson et al., 2009). Virus har förmågan att smitta de flesta typer av organismer så som bakterier, protozoer, växter och djur. På grund av förekomsten i vatten och sin låga infektiösa dos är Norovirus, Adenovirus och Rotavirus intressanta med avseende på dricksvattenberedning och badvattenkvalité (Dryselius, 2012). De flesta virus har en högre klorresistans än bakterier men mindre än protozoer. Det finns dessutom virus som har resistans mot UV-ljus vilket kan ge problem i dricksvattenberedning. Eftersom vattentemperaturen kommer stiga till följd av klimatförändringens kommer riskerna för vattenburen virussmitta delvis att minska. Dock beror riskerna för vattenburen virussmitta på flera olika parametrar, så som ökande humushalter samt jonsvagare vatten, vilket gör det svårt att säga huruvida riskerna kommer att öka eller minska (Svenskt Vatten, 2007).

2.4.3.1 Norovirus

Noroviruset har påträffats i vatten som inte innehållit de vanligaste indikatorbakterierna och på grund av dagens begränsade analysmetoder kan Norovirus även förekomma i halter under detektionsgränser (SMI, 2012). Noroviruset har en låg infektionsdos, smittar från person till person, via livsmedel och överlever bra i vatten (WHO, 2008). Människor är dessutom mottagliga för en norovirusinfektion trots ifall de tidigare varit smittade av viruset. Detta på grund av att Noroviruset kan få små förändringar i sin genotyp vilket innebär att de antikroppar som en människa utvecklat mot en tidigare smitta, inte fungerar på den nya genotypen (SMI, 2012). Det uppskattas att Noroviruset står för 90 procent av alla virusrelaterade gastroenteritfall, och förväntas öka i procent till följd av klimatförändringen. Norovirus-sorten som smittar människan går inte att odla i laborationsrum vilket lett till begränsad forskning om Noroviruset. Istället bygger dagens kunskap om Noroviruset på forskning av liknande virusarter.

2.4.3.2 Adenovirus

Det finns ungefär 70 varianter av Adenoviruset, dock framkallar endast 51 av dem reaktioner med en människas immunförsvar (Abrahamsson et al., 2009; WHO, 2008). Adenoviruset har ett dubbelsträngigt DNA-genom vilket ger viruset en viss resistans mot dricksvattendesinfektion med UV-ljus (WHO, 2008). Från studier om Bålsta vattenverks patogenreducerande förmåga hade Adenovirus störst risk av de undersökta patogenerna att smitta vattenkonsumenter (Johansson, 2015). Symptomen av en Adenovirusinfektion varierar från ögonbesvär till tarm- och magproblem (WHO, 2008). Det är dock vanligt att barn bär på Adenovirus utan att uppleva något symptom. Adenoviruset sprids i stora mängder från bland annat fekalier och kan förekomma i renat spillvatten, råvattentäkter, och ibland även i renat dricksvatten. Viruset har en låg infektiös dos och är svårt att detektera, men trots detta fanns år 2005 inga rapporterade dricksvattenrelaterade utbrott (Abrahamsson et al., 2009). Forskning tyder på att viruset främst sprids mellan människor genom oral väg och då viruset är i kontakt med ögat, men det också finns teorier om att viruset sprids via mat och vatten.

Tabell 1. Sammanställning över ett urval av patogener som förekommer i svenska vattentäkter och vattendrag. Antalet patogener i avloppsvatten presenteras i tabellen som antalet kolonibildande patogener, från engelskans Colony-forming unit (CFU) (Socialstyrelsen, 2006)

	Hälsobetydelse	Överlevnad i råvattentäckt vid 20 °C	Klorresistent	Infektions förmåga	CFU per liter orenat avloppsvatten
Virus					
<i>Adenovirus</i>	Hög	> Månad	Måttlig	Hög	250–250 000
<i>Rotavirus</i>	Hög	> Månad	Måttlig	Hög	<1–10 000
<i>Norovirus</i>	Hög	> Månad	Måttlig	Hög	<1 000–1 600 000
Bakterier					
<i>Campylobakter</i>	Hög	Vecka – Månad	Låg	Måttlig	500–44 000 000
<i>Salmonella typhi</i>	Hög	Vecka – Månad	Låg	Hög	930–290 000
<i>E.coli</i>	Hög	Vecka – Månad	Låg	Låg	–
Protozoer					
<i>Cryptosporidium</i>	Hög	> Månad	Hög	Hög	1–560
<i>Giardia intestinalis</i>	Hög	Vecka – Månad	Hög	Hög	100–52 000

Från Tabell 1 erhålls att protozoer behåller sin infektiösa förmåga längre än virus och bakterier i kallt vatten. På grund av deras låga infektionsdoser riskerar de vara en smittokälla året om för vattenkonsumenter och entusiastiska badare (Svenskt Vatten, 2005).

2.4.4 Indikatororganismer

Att analysera allt vattnet efter samtliga patogener skulle vara kostsamt, tidsineffektivt och tekniskt svårt (Dryselius, 2012). Istället har svensk lagstiftning rekommenderat att studera specifika typer av mikroorganismer, så kallade indikatororganismer. Exempel på två vanliga indikatororganismer är *E.coli* och koliforma bakterier som båda förekommer naturligt i varmblodiga djur (Åström et al., 2009). Då verksamhetsutövare vill studera mikrobiell påverkan hos en ytvattentäkt studeras framförallt totalantalet koliforma bakterier, termotoleranta koliformer samt *E.coli*. Provresultat för totalantalet koliforma bakterier kan dock vara missvisande då dessa kan återfinnas naturligt i naturen (WHO, 2008). Kolifager är indikatororganismer som påvisar fekal viruspåverkan på vattnet (Bäckström et al., 2013). Ändelsen *fag* menar på att viruset angriper bakterier, en kolifager är således ett virus som angriper koliforma bakterier. Att endast ta prover på indikatororganismer kan ge en falsk bild att vattnet är fritt från fekala föroreningar. Förekomsten av indikatororganismer i vattenprov är däremot en mycket stark indikator på att vattnet innehåller fekala föroreningar.

I Naturvårdsverkets rapport ”Risk för smittspridning via avloppsslam Redovisning av behandlingsmetoder och föreskrifter” (2003) sammanställer Schönning en tabell över indikatororganismer i spillvattennätets olika steg (Tabell 2).

Tabell 2. Förekomsten av indikatororganismer i spillvattenledningssystem från brukare till recipient samt gränsvärden för mikrobiell förorening av ytvattentäkt. Tabellen är omarbetad från Schönning sammanställning (2003) samt Svenskt Vatten (2008)

Indikatorbakterier	Avföring	Obehandlat avloppsvatten	Behandlat avloppsvatten	Gränsvärden för mikrobiell förorening för ytvatten
Totala koliformer [cfu/ml]	$10^7 - 10^9$	$10^3 - 10^5$	$10^1 - 10^3$	< 50
<i>E.coli</i> [cfu/ml]	$10^7 - 10^9$	$10^3 - 10^5$	$10^0 - 10^3$	< 5
Enterokocker [cfu/ml]	$10^5 - 10^7$	$10^3 - 10^4$	$10^1 - 10^2$	< 5

Vid jämförelse mellan Tabell 2 och värden från Ohlssons (2011) rapport ”Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status” utfördes ett antal mätningar på *E.coli* och enterokocker mellan olika reningsprocesser. På de sju prover som togs på inkommande avloppsvatten till Halmstad tätorts reningsverk varierade antalet *E.coli*-bakterier per 100 ml mellan $2,4 \cdot 10^6$ och $2,5 \cdot 10^7$, antal enterokocker per 100 ml mellan $2,3 \cdot 10^5$ och $1,6 \cdot 10^6$. Från ytterligare mätningar föreföll det att koncentrationen *E.coli* var lägre vid lågt spillvattenflöde än vid högt. Vid jämförelse av patogenhalter i avloppsvatten mellan Schönning och Ohlssons sammanställningar med Bålsta reningsverks provtagningar erhålls att Bålsta reningsverk har patogenvärden i samma storleksordning som Schönning och Ohlsson (Tabell 3).

Håbo kommun utförde våren år 2014 fem stycken patogenprover i inkommande och utgående spillvatten vilka redovisas i Tabell 3. För spillvatten som passerat avloppsreningsverket reducerades minst 99,98 procent av Koliforma bakterier och *E.coli* (Nordqvist, 2014). Bräddvatten som passerar inloppspumpen och bräddas i senare del av avloppsreningsverket anses inte utgöra någon risk för mikrobiell förorening då det enligt Nordqvist (2014) genomgått en viss rening. En stor del av mikroorganismerna försvinner exempelvis som primärslam och returslam tidigt i reningsverkets processer. Således är endast bräddning vid inloppspumparna den enda mikrobiella risk och därför av intresse att studera vidare.

Tabell 3. Uppmätta patogenhalter i inkommande- och utgående spillvatten från Bålsta avloppsreningsverk våren 2014. Proverna är tagna mellan 9.00 och 11.00 under onsdagar (Nordqvist, 2014)

Datum	Ingående			Utgående			Reduktion [%]	
	Kolif. Bakt. /100 ml	<i>E.coli.</i> /100 ml	Kolif. Bakt. /100 ml	<i>E.coli.</i> /100 ml	Giardia	<i>Cryptos.</i>	Kolif. Bakt.	<i>E.coli</i>
2014-03-12	2 400 000	1 400 000	27 000	12 000	–	–	99,9888	99,9914
2014-03-19	2 400 000	1 600 000	20 000	7 700	–	–	99,9917	99,9952
2014-03-26	2 400 000	2 400 000	44 000	14 000	0	0	99,9817	99,9941
2014-04-02	2 400 000	2 400 000	26 000	7 700	–	–	99,9892	99,9968
2014-04-09	2 400 000	2 400 000	21 000	5 000	0	0	99,9913	99,9979

2.5 BADVATTENDIREKTIVET

Europaparlamentets och Europeiska unionen gav år 2006 ut ett uppdaterat direktiv om förvaltning av badvattenkvalité och om vikten att skydda och värna om vatten, särskilt ytvatten på grund av dess begränsade förmåga att återhämta sig från antropogena källor (EU, 2006). I direktivet rekommenderas användandet av modern teknik för att bevara, skydda och förbättra miljön samt för att skydda människor från ohälsosamt vatten. Direktivet skall appliceras på varje ytvattenförekomst där ansvarig myndighet förväntar sig ett stort antal badande. I den tekniska delen av direktivet rekommenderas den ansvariga myndigheten att alltid anpassa analysmetoder efter den vetenskapliga och tekniska utvecklingen (EU, 2006). Svenska myndigheter har till följd av direktivet övervakat 446 olika badplatser i Sverige (Badplatsen, 2015). Dessa badplatser kontrolleras tre till fyra gånger per år efter bland annat skräp, cyanobakterier samt indikatororganismerna *E.coli* och *Intestinala enterokocker*. Om en badplats har över 200 badgäster per dag ansvarar kommunerna för att klassificera badplatser som EU-bad, det är också kommunerna som ansvarar att provtagning för baden tas. Beroende på antalet indikatororganism som påträffas vid analysen erhåller proverna en klassificering om badvattenkvaliteten (Tabell 4). Efter badsäsongen klassificeras badvattnet utifrån de fyra föregående årens provresultat. Ifall ett badvatten klassificerats som otjänligt skall kommunen bland annat identifiera orsakerna till varför vattnet inte klarat gränsvärdena, samt vidta lämpliga åtgärder för att förhindra, minska eller undanröja orsakerna (EU, 2006).

Tabell 4. Bedömning av badvattenkvalité från EU-bad (Europeiska unionens officiella tidning, 2006)

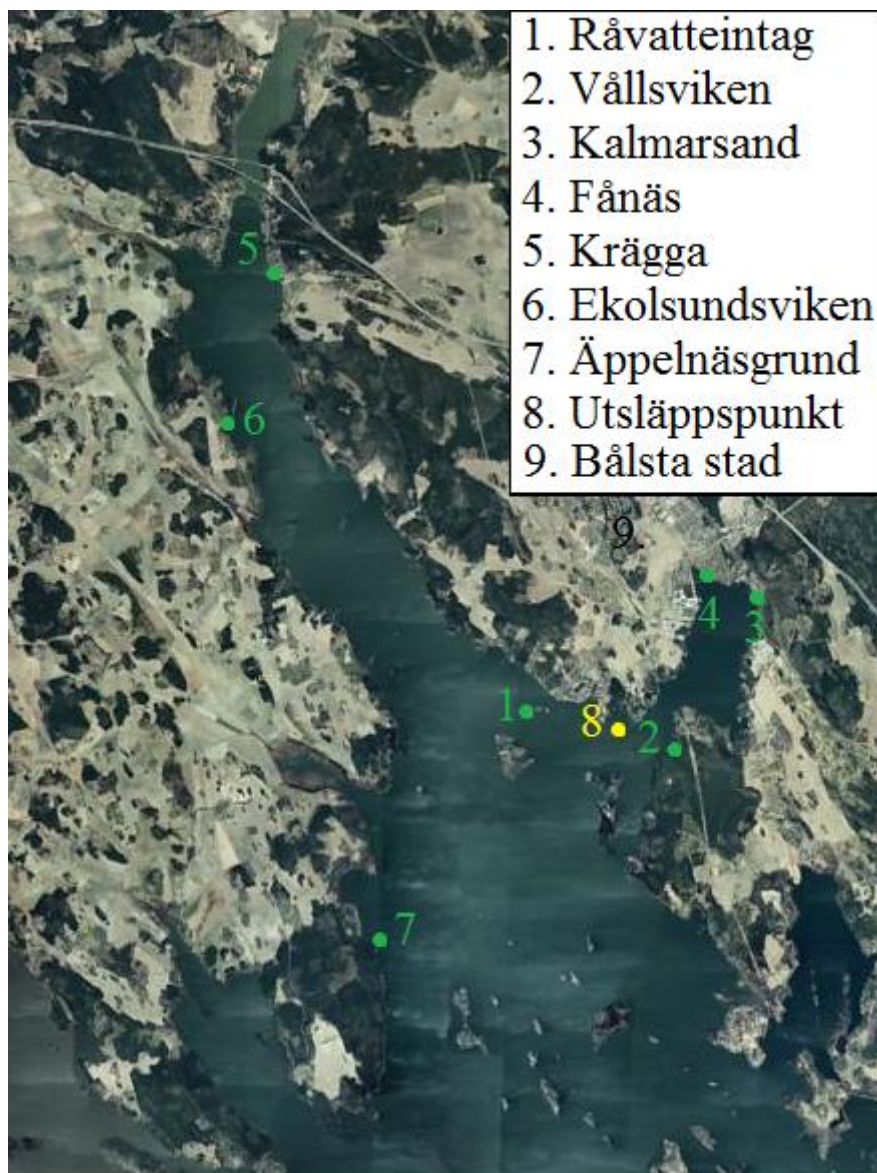
Parameter	Utmärkt kvalité	Bra kvalité	Tillfredsställande kvalité	Dålig kvalité
Intestinala enterokocker (cfu/100 ml)	200 ¹	400 ¹	330 ²	> 330 ²
<i>Escherchia coli</i> (cfu/100 ml)	500 ¹	1 000 ¹	900 ²	> 900 ²

1) Resultaten baseras på en 90-percentilsbedömning baserat på provresultat från de tre föregående åren.

2) Resultaten baseras på en 95-percentilsbedömning baserat på provresultat från de tre föregående åren.

2.5.1 Provtagning av badvatten

För Bålsta och Uppsala län varar en badsäsong mellan den 21 juni till den 15 augusti (Havs- och Vattenmyndighetens föreskrifter, 2012). Om badsäsongen överstiger åtta veckor skall minst fyra stycken provtagningar äga rum, vilket är fallet för badplatser i Uppsala län. Ett av proven skall tas i början av badsäsongen och därefter får det högst gå 30 dagar tills nästa prov tas (EU, 2006). Bakterieproverna ska tas där flest människor förväntas bada, med fördel minst en meter under vattenytan. Proverna måste dock tas minst 30 centimeter under vattenytan.



Figur 1. Karta över Bålsta stad och närliggande intresseplatser.

Endast fyra av de sex, för examensarbetet, intressanta badplatserna hade dokumenterade vattenprover under perioden år 2010 – år 2015, dessa finns i bilaga A. Från resultaten kunde en god och tillfredsställande vattenkvalité observeras för samtliga badvatten med ett fåtal undantag. Fånäs och Håbo hade under augusti år 2013 höga halter av både Intestinala enterokocker samt *E.coli*. De höga halterna kunde observeras i prover ända in i tidiga juni år 2014. Därefter sjönk värdena och vattnet kunde återigen användas som badvatten. Kalmarsand samt Fånäs badplats har vid två tillfällen haft otjänligt badvatten men endast under ett provtillfälle i följd. Båda tillfällena ägde rum i augusti månad under år 2013 och år 2014. Eftersom Kalmarsand och Fånäs är i närheten av varandra är det inte omöjligt att bägge bad blev förorenade av ett och samma utsläpp. De höga halterna av indikatororganismer i Fånäs badplats noterades snabbt av Håbo kommun som fem dagar efter provtagningen hade varnat allmänheten om otjänligt badvatten (Håbo portalen, 2013).

2.6 BÅLSTA RENINGSVERK

Bålsta avloppsreningsverk ligger i Göksvik i Bålsta stads södra delar och uppfördes år 1975 (Andersson, 2014). Reningsverket har genomgått en modernisering år 1992 samt ombyggnationer år 2011 och år 2013. Den sistnämnde för att öka kapaciteten på reningsverket från 24 000 till 30 000 personekvivalenter (p.e.) samt att förbättra kvävereningen. Reningsverket tar emot avloppsvatten från Bålsta tätort samt stadsdelarna Yttergran, Övergran, Ekilla, Brunnsta och Krägga/Stämvik. Utöver dessa tar reningsverket emot spillvatten från 120 fastigheter i Ekolsund, Enköpings kommun.

Reningsverket är dimensionerat för 30 000 p.e. och hade år 2014 ett dygnsflöde på 9 900 kubikmeter (Tabell 5) (Andersson, 2014). År 2014 var 16 618 fysiska personer anslutna till verket, men från beräkningar baserade på inkommande BOD-7 halter (biologiskt syreförbrukande ämnen) per p.e. erhöles att 12 353 personer belastade reningsverket (Salmonsson, 2014). Mellan år 2011 till år 2014 varierade flödesbelastningen mellan cirka 11 600 och 16 000 p.e. jämfört med de dimensionerade 30 000 p.e. (Tabell 6).

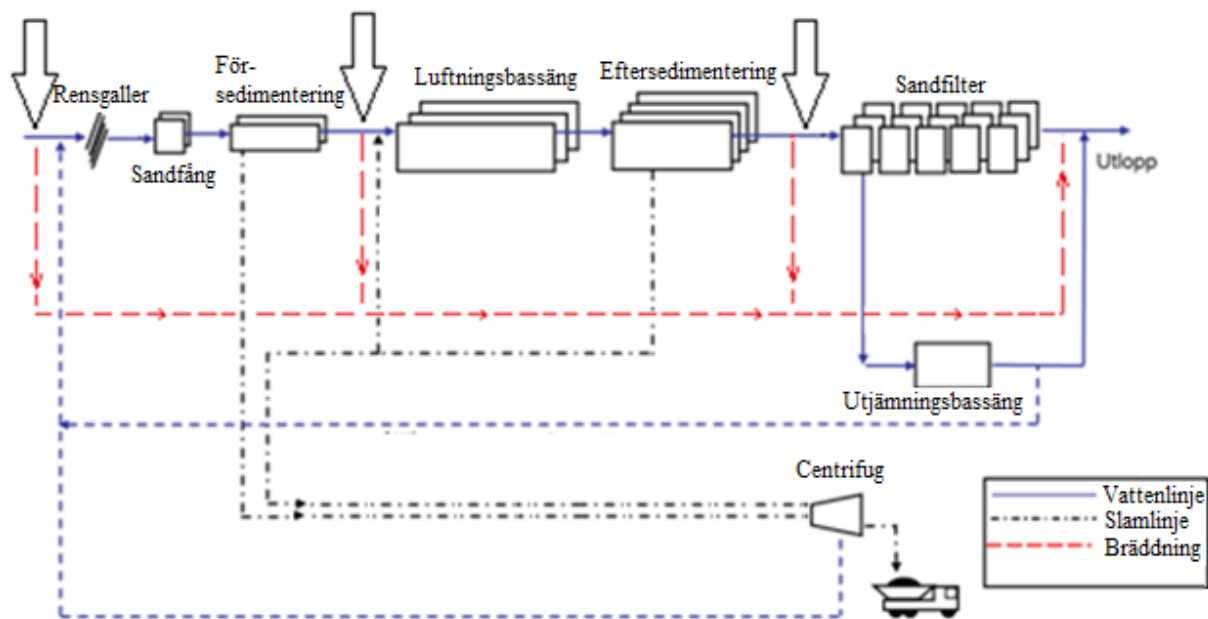
Tabell 5. Dimensionering av Bålsta reningsverk. Omarbetad från Bålsta avloppsreningsverks egenkontrollprogram (Andersson, 2014)

	Enhet	Belastning
Personekvivalent	p.e.	30 000
Dimensionerat timflöde	m ³ /h	475
Dimensionerat dygnsflöde	m ³ /d	9 900

Tabell 6. Dimensionerade flöden och belastning av reningsverket 2014. Från flödesdata från Bålsta reningsverk ges data från år 2011 till 2014 (Erikstam, 2011–2013; Salmonson, 2014)

	Enhet	År 2011	År 2012	År 2013	År 2014
Personekvivalent	p.e.	12 743	15 974	11 665	12 353
Årsflöde	m ³ /år	2 180 336	2 411 190	1 969 788	2 150 690
Timmedelflöde	m ³ /h	249	275	225	245
Dygnsmedelflöde	m ³ /d	597	6 606	5 396	5 892

När spillvattnet kommer till avloppsverket leds vattnet först till det mekaniska reningssteget i reningsverket (Figur 2) (Andersson, 2014). Den mekaniska reningen består av ett rensgaller, ett sandfång samt försedimentering. Rensgallret filtrerar bort partiklar som är större än två millimeter och tar bort skräp som inte är menade att hamna i avloppsledningar. Sandfången avlägsnar eventuell sand som har kommit in i spillvattennätet via otäta ledningar, sanden avlägsnas för att undvika slitage på mekanisk utrustning. Försedimenteringen avlägsnar partiklar som har högre densitet än avloppsvattnet vilket minskar belastningen på efterföljande reningssteg (Balmér, 2010). För att sedimenteringen skall fungera krävs det att partiklarna som önskas sedimentera har tillräckligt lång uppehållstid för att hinna nå botten av sedimentationsbassängerna. Genom att beräkna en approximerad sedimentationshastighet med avseende på sedimentationsbassängens ytbelastning kan flödesberäkningar ge en uppskattning vid vilket flöde ofullständig försedimentation sker. Vid höga flöden kan uppehållstiden för partiklarna i sedimentationsbassängerna vara för kort vilket leder till att oönskade partiklar följer med i senare reningssteg. Vid behov finns möjlighet att tillsätta fällningskemikalier för att öka sedimentationshastigheten hos partiklar. Under år 2014 användes inga fällningskemikalier eftersom avskiljningen var tillräckligt bra (Andersson, 2014).



Figur 2. Omarbetat flödesschema för Bålsta reningsverk från Bålsta reningsverks egenkontrollprogram (Andersson, 2014). De stora pilarna representerar reningsverkets bräddningspunkter. Vid bräddning leds det orenade spillvattnet till reningsverkets utsläppspunkt i Norra Björkfjärden.

Efter den mekaniska reningen leds avloppsvatten till den biologiska delen av reningsverket som innehåller mikroorganismer för att bryter ner syreförbrukande material, renar vattnet från kväve och fosfor samt organiskt material (Andersson, 2014; Fredriksson, 2010). Det biologiska steget har en ej luftad bassäng följt av en luftad bassäng som har en recirkulationspump tillbaka till den ej luftade bassängen (Figur 2) (Andersson, 2014). Recirkulation av vatten ger en bättre kvävereduktion på grund av den bättre användningen av nitrifikation och denitrifikation. Dessa i kombination omvandlar ammonium (NH_4^+) till nitrit (NO_2^-) och nitrat (NO_3^-) som sedan blir den vanligt förekommande gasen kvävgas (N_2) (Fredriksson, 2010). Efter det biologiska reningssteget finns ytterligare en sedimentationsbassäng där de biologiskt verksamma mikroorganismerna ”återanvänds” genom att de pumpas tillbaka till början av den biologiska reningen som returslam. En mindre del av returslammet, motsvarande tillväxten slam, avlägsnas dock som biologiskt överskottsslam. Efter att överskottsslammet avlägsnas bereds slammet med avvattande, stabiliserande samt slamförtjockande kemikalier för att sedan fraktas till Gävle för vidare behandling (Andersson, 2014).

När avloppsvattnet separerats från slammet i eftersedimenteringen leds det till det kemiska reningssteget (Andersson, 2014). Här tillsätts flockningskemikalier för att partiklar lättare ska fastna i efterföljande Dynasandfilter. Det renade avloppsvattnet släpps därefter ut i Norra Björkfjärden (ibland kallat Norra Prästfjärden), cirka 1,5 kilometer ifrån intag av råvatten till vattenverket, där avloppsvattnet en gång togs upp. Det finns två utsläppspunkter från reningsverket på 12 och 15 meters djup.

2.6.1 Bräddpunkter

Reningsverket kan bräddas på tre olika ställen:

1. Innan pumpstationen då inkommande flöden överstiger $1\,050\text{ m}^3/\text{s}$ eller vid driftproblem (Nordqvist, 2014). Vid bräddning av inloppspumpen släpps helt obehandlat avloppsvatten ut i Mälaren.

2. Innan reningsverkets biologiska reningssteg då flöden dit överstiger 950 m³/h, vilket leder till att delvis patogenreducerat avloppsvatten leds ut.
3. Det sista steget där spillvatten kan bräddas är innan Dynasandfiltren då flödet överstiger 800 m³/h eller när slamflykt från mellansedimenteringen inträffar. Bräddning av slam inträffar oftast då VA-ingenjörer på Bålsta reningsverk försöker undvika att stora mängder slam sätter igen Dynasandfiltren och minskar filtrets permeabilitet (Salmonsson, 2015). Igensättning av Dynasandfilter skulle leda till större problem än vad bräddning av slam orsakar. Avloppsvatten som bräddas innan Dynasandfiltren har erhållit en näst intill full reduktion av mikrobiella föroreningar eftersom Dynasandfiltren också är det sista steget i reningsverket (Nordqvist, 2014).

Från Bålsta reningsverks årliga miljörapporter framgår det att reningsverket då och då bräddas, ofta till följd av kraftig nederbörd, snösmältning eller driftproblem (Salmonsson, 2014). Under år 2010 och år 2013 skedde de största bräddningarna under badsäsongen Tabell 7). År 2010 bräddades sammanlagt 490 m³ orenat spillvatten vid tre tillfällen mellan 11 juni och 16 augusti (Salmonsson, 2014) Det finns ingen data vad som orsakade dessa bräddningar, men i Håbo kommuns miljörapporter nämns att bräddningar under år 2010 skedde vid hydraulisk överbelastning, driftfel eller vid planerade åtgärder. Under år 2013 bräddades sammanlagt 3 954 m³ orenat spillvatten mellan den 10 juni och den 21 augusti. Dessa datum ligger utanför den officiella badsäsongen utlyst av Havs och vattenmyndigheten, dock ligger datumen inom rimliga tidsintervaller ifrån badsäsongen och omnämns därför i detta examensarbete. Ingen mer bräddning inträffade under badsäsongen år 2013. Bräddningsdata från år 2012 visar inga bräddvolym, utan endast datum då reningsverket bräddats (Tabell 7). Efter juni år 2013 minskade antalet bräddningar innan pumpstationerna markant, och endast en bräddning på 1,3 m³ noterades under sommaren år 2014 (Nordqvist, 2014). Minskningen tros bero på ombyggnationen av reningsverket då en ny inloppspump sattes i bruk.

Tabell 7. Datum för inkommande-, utgående- samt bräddningsvatten till och från reningsverket under badsäsongen mellan år 2010 och år 2015. Fält med sträck representerar okänt värde (Miljörapporter, 2010–2015)

Datum	Inkommande flöde [m ³ d ⁻¹]	Utgående flöde [m ³ d ⁻¹]	Bräddat flöde [m ³ d ⁻¹]
År 2010			
11 juni	4 818	5 971	26
25 juli	11 015	12 511	77
16 augusti	3 397	4 176	387
			Total volym bräddat: vatten 490 m ³
År 2011			
23 juni	2 011	8 647	112
10 augusti	1 813	6 278	94
11 augusti	1 194	8 565	357
			Total volym bräddat vatten: 563 m ³
År 2012			
Ingen bräddning under sommaren	–	–	Total volym brädda vatten: Inget värde
År 2013			
10 juni	–	3 366	1 325
11 juni	–	4 099	695
12 juni	–	4 728	12
13 juni	–	4 762	692
14 juni	–	5 087	253
15 juni	–	4 613	224
16 juni	–	4 553	339
17 juni	–	4 476	43
21 juni	–	2 358	7
			Total volym bräddat: vatten 3 590 m ³
År 2014			
8 augusti	15 606	8 797	1
			Total volym bräddat: vatten 1 m ³
År 2015			
Februari – mars	–	–	Uppskattad total mängd bräddat vatten 5 000 m ³

Våren år 2015 skedde bräddning vid inloppspumparna på grund av höga flöden i kombination med drifthaveri i inloppspumpen som följd av mycket rens i grovfiltret (Salmonsson, pers. med., 2 april 2015). Det uppskattas att över 5 000 m³ orenat avloppsvatten bräddades under några få dagar mellan februari och mars månad, främst till följd av drifthaveriet. Trots att bräddningarna år 2015 skedde under våren anses det relevant att studera hur kraftiga driftproblem påverkar närliggande badplatser och råvattenintag.

2.7 MÄLAREN

Håbo kommun ligger vid Mälaren som är Sveriges tredje största sjö på 1 096 km² och har ett avrinningsområde på 22 600 km². Detta ger Mälaren en medelvattenförning på 160 kubikmeter per sekund i sin utloppspunkt i Norrström (Sonesten et al., 2013; Vattenmyndigheten Norra Östersjön, u.å.a). Håbo kommun skärmar av två av Mälarens vattenförekomster. Söder om Håbo ligger Björkfjärden. I norr finns vattenförekomsten Ekoln, vars vattenföring till stor del kommer från Fyrisån. Björkfjärden är Mälarens största bassäng med 512 km² vattenyta, ett medeldjup på 16,9 meter och en teoretisk omsättningstid på 1,8 år

(tabell 1,2 från Sonesten et al., 2013). I Sjöns västra delar finns sju större åar som bidrar med cirka 70 procent av Mälarens hela tillrinning, där fyra av de största står för 46 procent (Vattenmyndigheten Norra Östersjön, u.å.b). Av de resterande 30 procent tillrinning kommer cirka 11 procent från Fyrisån och Örsundaån i Mälarens norra delar medan 19 procent kommer från små tillflöden och från närområdet kring sjön. Mälaren har ett medeldjup på 12,8 meter och ett maximalt djup på 66 meter. Av de 160 kubikmeter vatten som lämnar Mälaren varje sekund uppskattas att cirka fem procent av dessa kommer från kommunala avloppsreningsverk, dagvattensystem och industrier.

Mer än 2 miljoner människor använder Mälaren som vattentäkt, varav 1,5 miljoner i Stockholmsregionen (Vattenmyndigheten Norra Östersjön, u.å.b). Ifall Mälaren skulle visa sig otjänlig som vattentäkt finns i dagsläget ingen uthållig alternativ vattentäkt. Det finns därför stort intresse att behålla vattenkvaliteten hög för att garantera att kommande generationer kan använda Mälaren som vattentäkt.

Mälaren har en blandad morfologi med delar av öppna fjärdar, djupskurna vikar samt områden med smala sund (Åström et al., 2013). Det är främst vindhastigheten, vindriktningen och de större tillflödena som påverkar hydrodynamiken i Mälaren (Liungman, 2010). På en kort tidsskala bidrar vinden främst med vertikalomblandning och strömmar. Det är dock tillflöden från vattendragen som bidrar till nettotransporten av vatten från avrinningsområdet till havet via Stockholm och Södertälje. Under sommarhalvåret erhålls en temperaturskiktning till följd av densitetsskillnader på varmt och kallt vatten (Åström et al., 2013). En effekt av temperaturskiktningen är ett minskat utbyte mellan bottenvatten och ytvatten. På liknande sätt påverkar isbildningen på vintern hydrodynamiken i Mälaren eftersom vinden ej påverkar vattenytan (Liungman, 2010). DHI utförde år 2007 temperaturmätningar på varierande djup i Björkfjärden. Resultatet visar att temperaturskiktningen börjar i slutet av april till början av maj och håller i sig till september då vattenpelaren erhåller en homogen temperaturfördelning.

2.8 MODELLERINGSPROGRAM

Nedan beskrivs kortfattat de modelleringsprogram som används i examensarbetet.

2.8.1 Delft3D–Flow

I och med den ökade medvetenheten om konsekvenser relaterade till miljöförändringen har ett intresse av att kunna prediktera flöden och ifall föroreningar kan spridas i känsliga områden vuxit fram (Deltares, 2014). I modelleringsprogrammet Delft3D kombineras matematiska formler från exempelvis dispersion av ämnen, sedimentationshastighet och vattenrörelse med geografisk information, vilket ger lättolkade resultat om hur bland annat utsläpp och sediment kan spridas i vatten och eventuellt förorena känsliga områden. Delft3D är en flödes- och transportmodell framtaget för modellering av akvatiska ekosystem av Deltares, Holland. Genom att kombinera olika moduler i Delft3D, så som Delft3D–Water Quality, WaQ, och Delft3D–FLOW, kan även vattenkvaliteten hos sjöar och hav modelleras med avseende på bland annat spridning av fekala indikatororganismer samt näringsämnen. Strömnings- och spridningsdata kan användas som utdata från Delft3D–FLOW och appliceras i WAQ för att till exempel simulera avdödning av bakterier.

Delft3D–FLOW är en numerisk hydrodynamisk modell som kan användas för att modellera i 2D och 3D (Deltares, 2014). Vid modellering i 3D importeras djupkartor där användaren själv kan bestämma hur många modelleringslager vattnets djup skall delas in i (Delft3D–FLOW, 2014). 3D-modellen är speciellt användbar där det horisontella flödesfältet varierar jämfört med det vertikala. Skillnaden i flöde kan komma från dragkraft från vind, Corioliskraften

samt densitetsskillnader vid simulering av utsläpp, exempelvis vid dispersion av avloppsvatten.

2.8.2 MIKE–Urban MOUSE

MIKE–Urban MOUSE är ett GIS–baserat, kraftigt och användbart verktyg som kan användas för att bland annat modellera hydrologi, hydraulik, vattenkvalité samt dags- och spillvattenledningsnät (DHI, 2014). DHI har använt och utvecklat MIKE–Urban MOUSE sedan slutet på 70-talet, vilket lett till att programvaran används av flera tusen människor jorden över. MIKE–Urban MOUSE har flera olika tilläggsmoduler vilka kan kombineras för att lösa frågeställningar så som hur nya vattenledningar påverkar flöden i ett ledningsnät, eller var någonstans ett ledningsnät bräddas.

3. METOD

I detta kapitel beskrivs parametervärden för de parametrar som använts i examensarbetets modelleringsdel.

3.1 MIKE-URBAN

För att kunna simulera en regnberoende flödesmodell över spillvattenledningar med MIKE-Urban krävs följande information. 1) Position för noder i X-, Y-, Z-planet, 2) dimensioner, material på ledningar och brunnar, 3) nederbördsdata och markegenskaper för avrinningsområdet samt 4) spillvattenbelastning från de boende. I följande rubrikstycke motiveras de antagna parametrarna.

Tidigt i examensarbetet uppstod frågetecken om korrektheten i erhållen data om Håbo kommuns spillvattenledningsnät. Av Håbo kommuns ledningsnät vilken består av cirka 8 000 ledningsföremål som fanns tillgängliga vid examensarbetets början saknade mer än 3 300 information om material, position i Z-led och rör dimension (Tabell 8). Dessutom var de begränsade höjddata som fanns tillgänglig av ett gammalt koordinatsystem. På grund av den mängd approximationer och små justeringar av data som behövdes för att ställa upp en spillvattenmodell togs beslutet att, istället för att ställa upp en spillvattenmodell med stor osäkerhet, föreslå utredningar för att underlätta kommande spillvattenmodelleringar. De föreslagna utredningarna är således ett resultat som uppkommit på grund av saknad data när spillvattenmodellen över Torresta ställdes upp. Utredningarna diskuteras i avsnitt 5.3

Tabell 8. Sammanställning av modelleringselement utan värde

Typ av data	Antal element utan värde
Position i mark	4500
Ytterdiameter	6022
Innerdiameter	6879
Ytter- och innerdiameter	4095
Material	3983
Saknar samtliga värden	3330

3.2 DELFT3D

I följande kapitel redovisas parametrar och antaganden som används i Delft3D-modellen. Parametrarna redovisas i tabellform och varav en kort motivering kan finnas i efterföljande stycke.

3.2.1 Analysplatser för spillvattenmodellering

Av Håbo kommuns två EU-bad ligger en av dem, Kalmarsand, i norra Björkfjärden (Havs- och vattenmyndigheten, 2015). Utöver Kalmarsand har kommunen tre badplatser vilka var av intresse för examensarbetet (Figur 3). Resterande intresseplatser ligger i Enköpings- och Uppsala-bros kommun (Tabell 9). Med hjälp av Havs- och vattenmyndighetens databas för badvattenkvalité samt hemsidan badkartan.se erhöles platskoordinater för badplatserna och patogenprover för badplatserna (Havs- och vattenmyndigheten, 2015; Badkarta, 2015).

Tabell 9. Platser som undersökts med Delft3D. Information är sammanställd från Lantmäteriet, folkhälsomyndigheten samt Eniro

Intresseplats	Typ	Kommun	Avstånd till Håbo reningsverk [m]
Dricksvattenverk	Råvattenintag	Håbo	1 900
Kalmarsand	EU-bad	Håbo	3 300
Fånö (Ekolsundsviken)	Friluftsbad	Enköping	9 900
Krägga	Friluftsbad	Håbo	11 500
Vällsviken	Liten badplats	Upplands-bro	1 100
Äppelnäsgrund	Naturbad	Enköping	6 550
Fånäs badplats	Friluftsbad	Håbo	3 500

3.2.2 Modelleringsområde

Det uppställda modellområdet, eller gridden, baserades på en modell över Mälaren, Mälarmodellen, som SMHI konstruerade för att studera sedimenttransport mellan år 2010 till år 2012 med en upplösning på 50x50 meter (Åström, 2012). Mälarmodellen har validerats mot uppmätta strömmar samt vattennivåer och har använts som grund i flera mindre delmodeller över Mälaren som utförts av SMHIs oceanografer. För att undvika onödigt långa modelleringstider på grund av modellområdets storlek avgränsades Mälarmodellen till Norra Björkfjärden. Avgränsningen utfördes både på grund av begränsad tid med modellprogrammet samt eftersom modelleringsdatorn inte klarade av att utföra numeriska beräkningar för Mälarmodellens alla celler. Metoden att modellera spridningen från avloppsreningsverk i en delmodell rekommenderades även av handledare i Delft3D på SMHI. I examensarbetet kunde Mälarmodellen minskas från 173 237 celler till 25 119 celler vilket ger en avsevärd minskning i modelleringstid per modell. För varje cell i x- och y-riktning ansattes tolv celler på djupet med djupfördelningen enligt Tabell 10, vilket gav Håbomodellen totalt 301 428 celler. Djupet för varje cell beräknades som ett medelvärde av de bottenpografiska data som gridden baserades på. Minskningen av antal celler gav möjligheten att utföra flera analyser på hur vind och flöde påverkade spridningen av avloppsvatten från reningsverket.

Tabell 10. Håbomodellens djuplagerfördelning samt exempel hur lagren fördelas på en cell med botten 20 meter under vattenytan

Djuplager	Procent av djupet [%]	Cellens djup [m]
1 – Vattenyta	3,5	0,7
2	4,5	0,9
3	6,0	1,2
4	9,5	1,9
5	12,0	2,4
6	15,0	3,0
7	14,0	2,8
8	12,0	2,4
9	9,5	1,9
10	6	1,2
11	4,5	0,9
12 – Sjöbotten	3,5	0,7

Genom att förfina modelleringsceller vid modellens vattenyta och sjöbotten erhålls en mer realistisk effekt av vattenströmmars påverkan från vind och friktion från botten (Delatres, 2014). Uppdelningen är baserad på rekommendationer från Delft3D–FLOW User manual samt handledare på SMHI, Göteborg (Delatres, 2014; Åström, pers. med., 26 maj 2015).

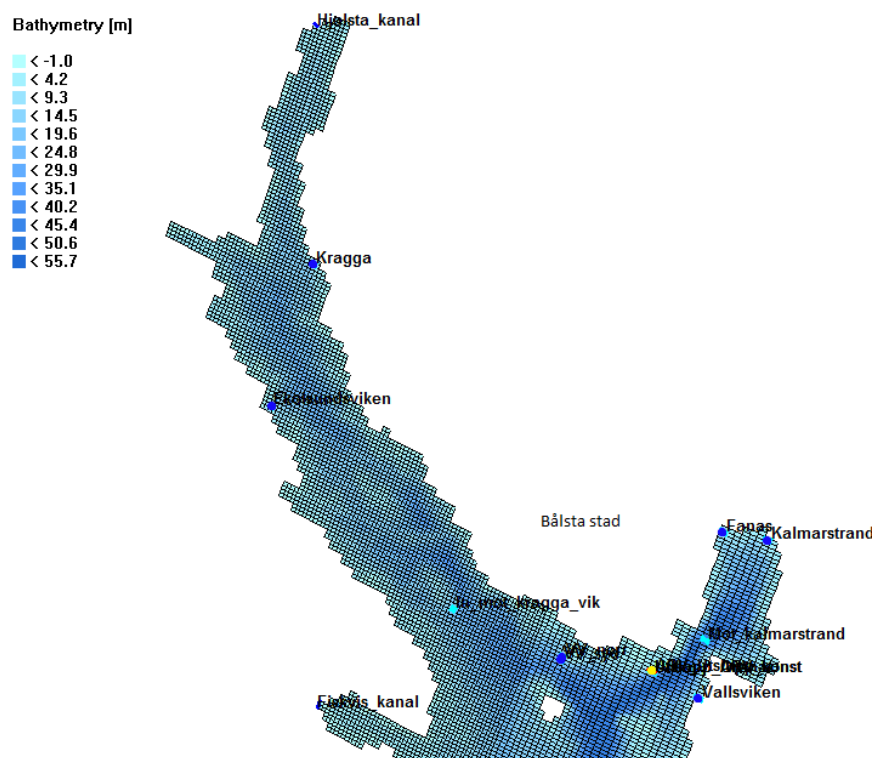
Varje intresseplats hade olika djup, vilket gjorde att det undersökta lagret varierade sig mellan intresseplatserna. I Tabell 11 redovisas vilket lager som var intressant för varje plats och som redovisas i resultatdelen.

Tabell 11. Sökt lager för varje intresseplats. För råvattenintaget används djupaste lagret. För badplatserna söks det rekommenderade provtagningsdjupet, 30 cm under ytan

	Sökt djup [m]	Djup i modellen [m]	Lager i modellen
Råvattenintag	19,5	17,5	12
Vällsviken	0,3	0,362	9
Kalmarsand	0,3	0,737	6
Fånäs	0,3	0,315	11
Krägga	0,3	0,519	7
Ekolsundsviken	0,3	2,1	3
Äppelnäsgrund	0,3	2,3	3

Innan en modellering med Delft3D påbörjas kan modellaren välja ut celler där modellmätvärden sparas med förbestämt tidsintervall. I detta projekt lagrades data från intressepunkterna var 15 sekunder. Utöver dessa värden erhålls värden för samtliga 308 000 celler var tredje sekunder och som kan redovisas i kartor med färgskala. Kartorna är bra för att se hur föroreningsplymer sprids, dock tar de så kallade ”Map”-filerna väldigt stor plats vilket ger en begränsad möjlighet att analysera plymutbredningen. Intressepunkternas position i modellkartan visualiseras i Figur 3.

Eftersom Mälaren flödar från väst till öst ansattes två randvillkor för att representera det naturliga flödet i Mälaren, ett mellan Selaön till södra delen av Enköping, och ett mellan Selaön och Adelsön (Figur 3). Randvillkoren visualiseras av två blåa sträck i vänster del av figur 3. Från studier av strömningsmodeller över Mälaren observerades inga större flödesökningar mellan Hjulstabron och Norra Björkfjärden (Liungman et al., 2010; Åström et al., 2013). Till följd av detta antogs inflödesvillkoren för Håbomodellen ha samma inflöde på 54,35 kubikmeter vatten per sekund som för SMHIs Hjulstabromodell. Flödet fördelades jämt längst rändernas celler samt logaritmiskt från ytan till botten efter rekommendationer från SMHI (Åström, pers. med., 26 maj 2015).



Figur 4. Förstorad bild av nordliga delar av modelleringsområdet. Gula pricken representerar utsläppspunkten för avloppsreningsverket. De kornblåa prickarna representerar mätpunkter i Delft3D. Den blåa färgskalan i kartans celler representerar Mälarens djup där mörkblått är djupast.

3.2.5 Vind

Håbo kommun hade vid examensarbetets tidpunkt inte någon tillförlitlig vindmätare vid reningsverkets utlopp. Istället användes vinddata från SMHI:s tre närliggande väderstationer (SMHI, 2015). En automatiserad väderstation på ön Adelsö mitt i Björkfjärden samt två icke automatiserade väderstationer i Enköping och på Arlanda (Figur 3). Väderstationerna mäter kontinuerligt bland annat vindhastighet och vindriktning som lagras en gång i timmen. Dock kvalitetskontrolleras endast var tredje mätvärde (Åström et al., 2013).

3.2.5.1 Vindmätstationer

SMHI:s mätstation på Adelsö är belägen sex meter över havet på sydvästlig slätt (Vedin, 1996). Adelsön ligger i mitten av Mälaren intill den historiskt kända ön Björkö och har ett relativt småkuperat och uppodlat landskap. Mätstationen har skogsklädda höjder ungefär 400 till 600 meter i nordnordvästlig till ostnordöstlig riktning. Mot öst till sydöst ligger Mälaren på mellan 500 till 700 meters avstånd. Mätstationen bedöms bra för vindmätning, men förväntas dock ha en lägre vindupptagning från syd till väst och från nord till ostnordost på grund av skogsklädda höjder.

Mätvärden från Arlandas och Enköpings mätstationer är enbart mätvärden i heltal medan mätstationen på Adelsö har en decimals noggrannhet (SMHI, 2015). Detta ger en viss osäkerhet i vinddata, men på grund av Håbos läge i förhållande till de tre stationerna nyttjas ändå samtliga värden i Tabell 12.

Tabell 12. Sammanställning av vindhastigheternas medelvärde för de olika vindriktningarna under badsäsongen år 2009 till år 2014. Medelvärdet varierar med avseende på stationerna samt vilken riktning vinden kommer ifrån. Generellt erhålls en högre vind på Arlanda och Adelsö

Medelvind Mätstation	Adelsö [m/s]	Enköping [m/s]	Arlanda [m/s]	Medelvärde av stationerna[m/s]
Vindriktning				
Nordlig	3,12	1,8	3,5	3,1
Nordostlig	2,89	2,4	3,7	3,0
Nordvästlig	2,45	1,9	2,3	2,2
Östlig	3,07	2,1	3,2	2,8
Sydlig	2,92	2,3	3,2	2,8
Sydostlig	3,29	2,2	3,3	2,9
Sydvästlig	2,82	2,5	3,2	2,8
Västlig	3,10	2,1	2,3	2,5
Medelvärde	2,80	2,09	2,95	2,61

De observerade vindhastighetsvariationerna i Tabell 12 kan bland annat bero på att mätstationerna har olika mät höjd från marken, nedsatt vindupptagningsförmåga till följd av bebyggelser och natur eller geografiskt läge. På grund av avgränsning för projektet fanns ingen möjlighet att mer noggrant modellera eventuella vindavvikelser i Mälaren. Medelvärdet av de tre stationer användes därför som normala vindförhållanden vid modelleringen av Norra Björkfjärden, vilket också rekommenderades av Hans Bergström, Meteorologiforskare på Uppsala Universitet (Bergström, pers. med., 20 maj 2015). I Tabell 13 redovisas fördelningen av vindhastigheterna mot vindriktning.

Tabell 13. Frekvens av mätvärden vid Adelsö mätstation mellan badsäsongerna 2008–2014. Tomma celler representerar ingen förekomst av den presenterade vindhastigheten (SMHI, 2015)

Vindhastighet [ms ⁻¹]	Vindriktning								Procent av mätvärden %
	N	NO	O	SO	S	SW	W	NW	
0–1,9	1,90	1,88	3,22	3,30	2,71	3,82	4,23	3,99	25,04
2–3,9	5,34	4,04	4,59	8,01	7,92	7,27	10,70	2,74	50,71
4–5,9	2,45	1,21	2,69	4,39	2,40	2,33	4,73	1,19	21,39
6–7,9	0,181	0,19	0,48	0,73	0,24	0,18	0,41	0,31	2,71
8–9,9		0,02	0,03	0,01	0,01	0,03	0,02	0,01	0,15
10–11,9									0
Frekvens av tiden %	9,89	7,35	11,00	16,51	13,28	13,64	20,08	8,24	Σ 100

Samtliga mätstationer registrerar vindstilla förhållanden som nordlig vind med noll sekundmeters styrka. Detta har dock kompensrats genom att samtliga mätvärden med vindhastighet noll tagits bort från beräkningarna. Eftersom inga vindstilla förhållanden antogs uppstå erhöles en högre medelvindshastighet för samtliga vindriktningar. Ifall vindstilla förhållanden tagits med i medelvärdesberäkningen skulle den nordliga medelvindshastigheten vara lägre i förhållande till andra vindriktningar. När medelvärdesberäkningen utfördes beräknades alltså endast vindhastigheter över noll sekundmeter. Detta ansågs återspegla vindhastigheternas relation till vindriktningarna mer exakt.

3.2.6 Temperaturskiktning

Bålsta avloppsreningsverk tar analysprover på bland annat vattentemperatur i närheten av reningsverkets utsläppspunkt vid fem olika djup (Tabell 14) (Salmonsson, 2014). Provresultaten tas en gång per kvartal och sammanställs årligen i Bålsta avloppsreningsverks miljörapport. I Tabell 14 erhålls att temperaturskiktningen vid utsläppspunkten har ett språngskikt mellan 10 och 15 meter. I modellen behövdes ett skiktningvillkor för samtliga tolv modellerade lager som representerade modellens djupvariation. Från tidigare utförda temperaturskiktningssmodeller vilka baserades på vattenprover tagna under juli månad, erhöles att språngskiktet i Björkfjärden var vid cirka 10 meters djup (Liungman et al., 2012). Eftersom modellområdet varierade kraftigt i djup generaliserades temperaturskiktningens randvillkor för hela modellområdet med ett temperatursprångskikt vid 10 meters djup. Vattentemperaturen i renat spillvatten är enligt driftansvarig VA-ingenjören på Bålsta avloppsreningsverk uppe emot 17 °C under sensommaren (Salmonsson, pers. med., 1 juni 2015).

Tabell 14. Temperaturvariation i vattenkolonn för prover tagna någon gång under det tredje kvartalet. Inga värden för år 2010 fanns tillgängliga (Erikstam, 2011–2013; Salmonsson, 2014)

Temperatur i djup	0,5 meter [°C]	5 meter [°C]	10 meter [°C]	15 meter [°C]	Botten [°C]
År					
2011	19,0	19,0	19,0	13,0	12,0
2012	21,4	20,3	20,0	13,5	13,5
2013	20,5	20,3	20,0	12,0	13,0
2014	19,5	19,2	18,9	14,1	10,7

3.2.7 Valda scenarier

Under det två veckor långa besöket på SMHI modellerades flera olika scenarier med varierande vindriktning, vindhastighet, utsläppsmängd, temperatur i utgående avloppsvatten och modellerad tid. I denna rapport presenteras endast de temperaturskiktade scenarierna och utvalda scenarier utan temperaturskiktning. Parametervärden för de två modelltyper sammanställs i Tabell 15 och Tabell 16. Tidsintervallet som simulerades var från 23 juni år 2014. Dock hade datumen ingen påverkan på simuleringen, det användes endast som tidsreferens i resultattolkningen.

Tabell 15. Två körningar utan temperaturskiktning baserade på variation i flöde, vindhastighet, vindriktning. Bräddat avloppsreningsverk, ARV, och renat ARV är baserat på flödesdata från Bålsta avloppsreningsverks. Vindriktning och vindhastighet är bearbetad data från SMHIs väderstationer. Total bräddad volym samt längd på utsläpp ses i kommentarkolumnen

Körning	Bräddat ARV [m ³ s ⁻¹]	Vindriktning	Vindhastighet [ms ⁻¹]	Kommentar
1	2,1667*10 ⁻²	N	3,070 Medelvind	Förekommande vindriktning Utsläpp under en timme. Total mängd orenat 77 m ³
2	2,1667*10 ⁻²	W	2,111 Medelvind	Vanlig vindriktning Utsläpp under en timme. Volym orenat: 77 m ³

Tabell 16. Parametrar för temperaturskiktade scenarier. Bräddat ARV och renat ARV är baserat på flödesdata från Bålsta avloppsreningsverks. Vindriktning och vindhastighet är bearbetad data från SMHIs väderstationer. Total bräddad volym samt längd på utsläpp ses i kommentarkolumnen

Skiktade Körningar	Bräddat ARV [m ³ s ⁻¹]	Vindriktning	Vindhastighet [ms ⁻¹]	Temperatur i ARV	Kommentar
1	2,1667*10 ⁻²	N	3,070 Medelvind	17 °C Hög temp.	Förekommande vindriktning Utsläpp under en timme. Total mängd orenat 77 m ³
2	2,1667*10 ⁻²	S	2,807 Medelvind	17 °C Hög temp.	Vanlig riktning Utsläpp under en timme. Total mängd orenat 77 m ³
3	2,1667*10 ⁻²	W	2,111 Medelvind	17 °C Hög temp.	Vanlig riktning Utsläpp under en timme. Total mängd orenat 77 m ³
4	2,1667*10 ⁻²	S	2,807 Medelvind	15 °C Medel temp.	Vanlig riktning Utsläpp under en timme. Total mängd orenat 77 m ³
5	2,1667*10 ⁻²	SW	2,844 Medelvind	17 °C Hög temp.	Vanlig riktning Utsläpp under en timme. Total mängd orenat 77 m ³
6	2,8935*10 ⁻²	SW	5,0 Stark vind.	17 °C Hög temp.	Ofördelaktig vind, Utsläpp under två dygn. Total volym orenat: 5000 m ³
7	2,8935*10 ⁻²	E	5,0 Stark vind.	17 °C Hög temp.	Ofördelaktig vind. Utsläpp under två dygn. Total volym orenat: 5000 m ³
8	2,1667*10 ⁻²	E	2,811 Medelvind	13 °C Låg temp.	Ofördelaktig vind. Utsläpp under en timme. Total mängd orenat 77 m ³
9	2,1667*10 ⁻²	W	2,111 Medelvind	13 °C Låg temp.	Vanlig riktning Utsläpp under en timme. Total mängd orenat 77 m ³
10	2,1667*10 ⁻²	Vindstill	Vindstill	17 °C Hög temp.	Vanlig riktning Utsläpp under en timme. Total mängd orenat 77 m ³

3.2.7.1 Efterbehandling av mätvärden

Efter att utspädningsdata erhållits från partikelspridningsmodellen beräknades den maximala mängd patogener som kan förekomma vid en intresseplats utifrån utspädningsresultatet samt patogenhalt i utgående avloppsvatten (Tabell 3). I verkligheten sker en naturlig reduktion i form av bland annat sedimentering och inaktivering av patogener. Resultaten bör således endast användas som varningstecken när verksamhetsutövare bör överväga att varna intresseplatserna för förhöjda patogenvärden.

4. RESULTAT

I detta kapitel redovisas resultaten som erhöles från examensarbetets modelleringsdelar.

4.1 MIKE-URBAN

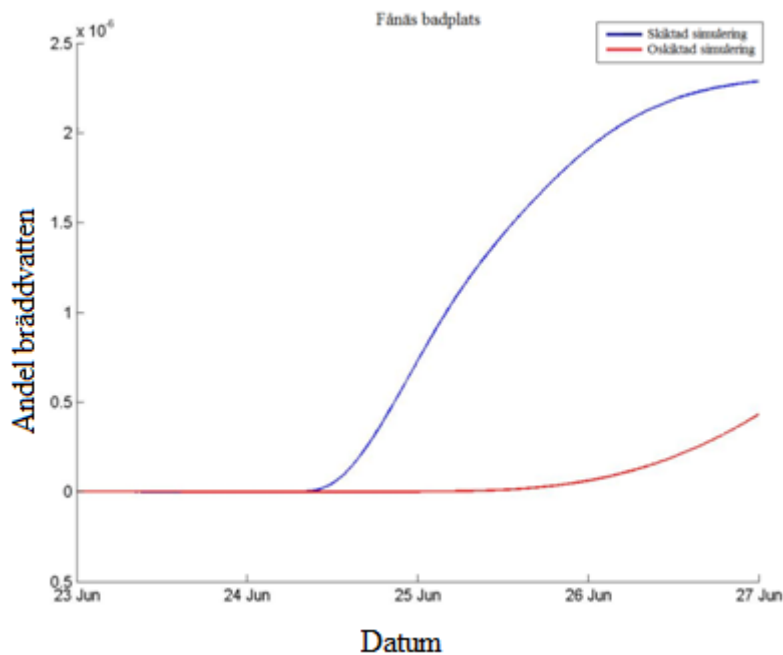
Till följd av tidskrävande händelser under examensarbetets MIKE-Urban-del togs beslutet i samråd med handledare och ämnesgranskare för examensarbetet att föreslå utredningar för att komplettera data som visat sig saknas under examensarbetets gång. Det skulle underlätta kommande spillvattennätsstudier för Håbo kommun. Detta istället för att ställa upp en modell med stora mängder antagna parametrar som saknar valideringsunderlag. De föreslagna utredningarna diskuteras i 5.3.1.

4.2 DELFT3D

I detta kapitel presenteras resultaten som överskådliga kartor, koncentration mot djup-grafer för intresseplatserna samt värden för maximal mängd mikroorganismer som kan förekomma vid en intresseplats. Därefter visas vattnets flödesriktning och flödes hastighet i utsläppspunkten samt ett urval av strömningskartor. I följande grafer presenteras Y-axeln som kubikmeter bräddat avloppsvatten per kubikmeter sjövattnet. Ett lågt värde betyder således att en liten mängd orenat avloppsvatten spridits till den studerade platsen.

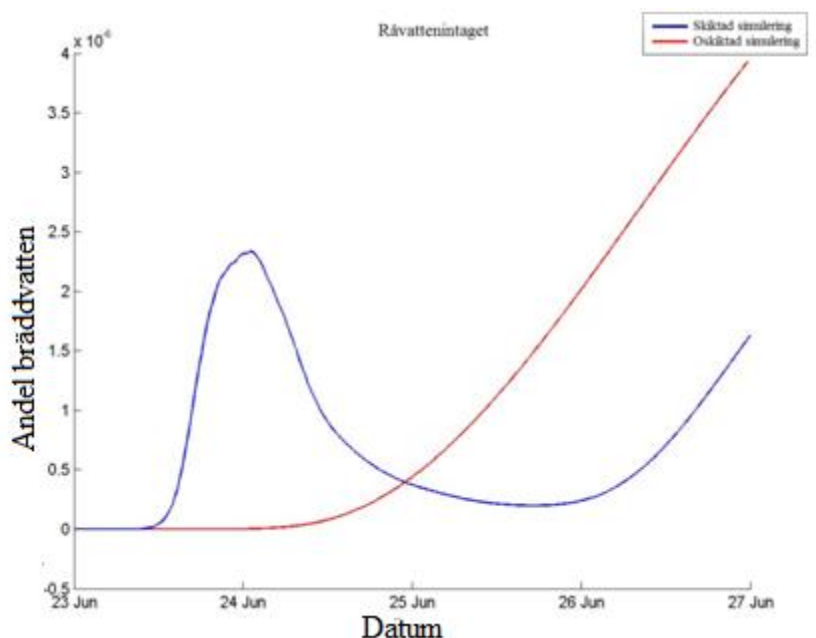
4.2.1 Generella resultat – Oskiktade och skiktade scenarier

Vid jämförelse av temperaturskiktade scenarier och oskiktade scenarier erhöles en olikhet i resultat. Generellt gav en oskiktad simulering större utspädning för intresseplatser långt ifrån utsläppspunkten och således en lägre koncentration patogener (Figur 5 respektive Figur 6). Vattenverkets råvattenintag och Vållsviken erhöles dock en högre koncentration från den oskiktade simuleringen. Trots att koncentrationsmaximum var högre vid intresseplatser nära utsläppspunkten i oskiktade simuleringar uppstod koncentrationsmaximum senare än maximum för skiktade simuleringar. Figur 5 och Figur 6 illustrerar skillnader i resultat mellan skiktade och oskiktade simuleringar vid västlig medelvind, normala flöden ut från reningsverket samt $77 \text{ m}^3/\text{h}$ orenat avloppsvatten, scenario 3 (Tabell 15).



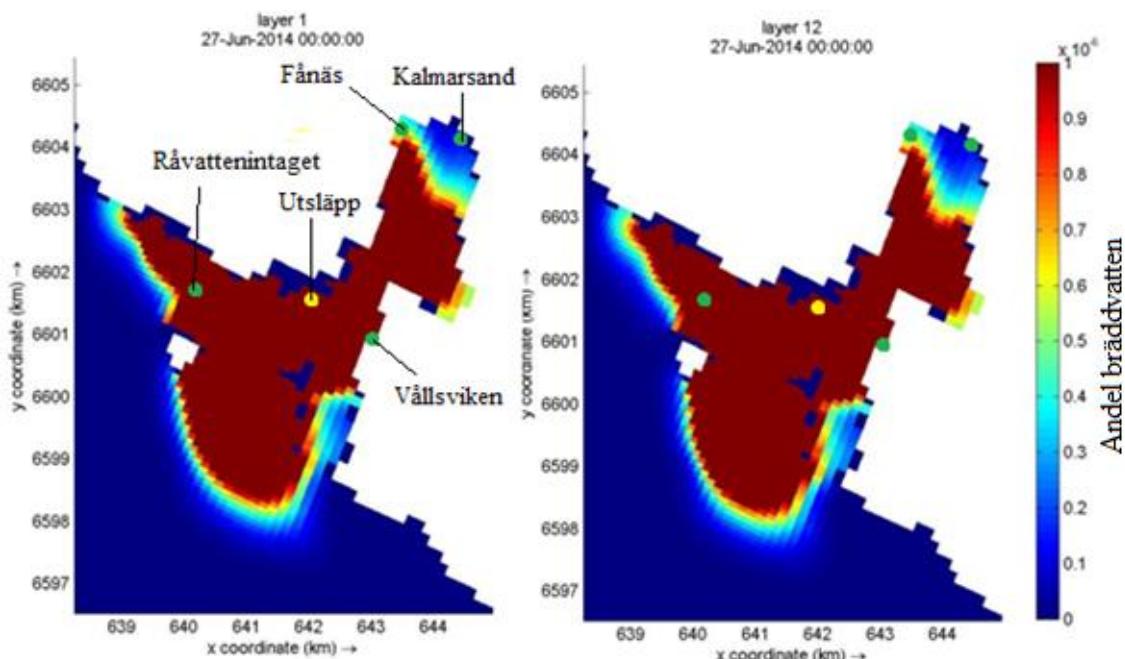
Figur 5. Jämförelse mellan oskiktade (röd linje) och temperaturskiktade (blå linje) simuleringar för Fånäs badplats. Y-axeln representerar kubikmeter bräddvatten per kubikmeter sjövattnet. Simuleringarna utförda i västlig medelvind med en timmes utsläpp av 77 m³ orenat avloppsvatten under 23 junis första timme.

Figur 5 representerar intresseplatser längre ifrån utsläppspunkten (det vill säga Fånäs badplats). I det oskiktade scenariot erhålls en senare ökning av koncentrationen som på grund av otillräckligt simulerad tid inte når sitt maximum. Detta visar en tydlig skillnad i resultat mellan de två simuleringarna. Skiktad körning erhåller högre maximal koncentration samt tidigare koncentrationstopp vid intressepunkter längre bort från utsläppspunkten.



Figur 6. Jämförelse mellan oskiktade (röd linje) och temperaturskiktade (blå linje) simuleringar. Y-axeln representerar kubikmeter bräddvatten per kubikmeter sjövattnet. Simuleringarna är för västlig medelvind med en timmes utsläpp av 77 m³ orenat avloppsvatten. Den modellerade bräddningen var under 23 junis första timme.

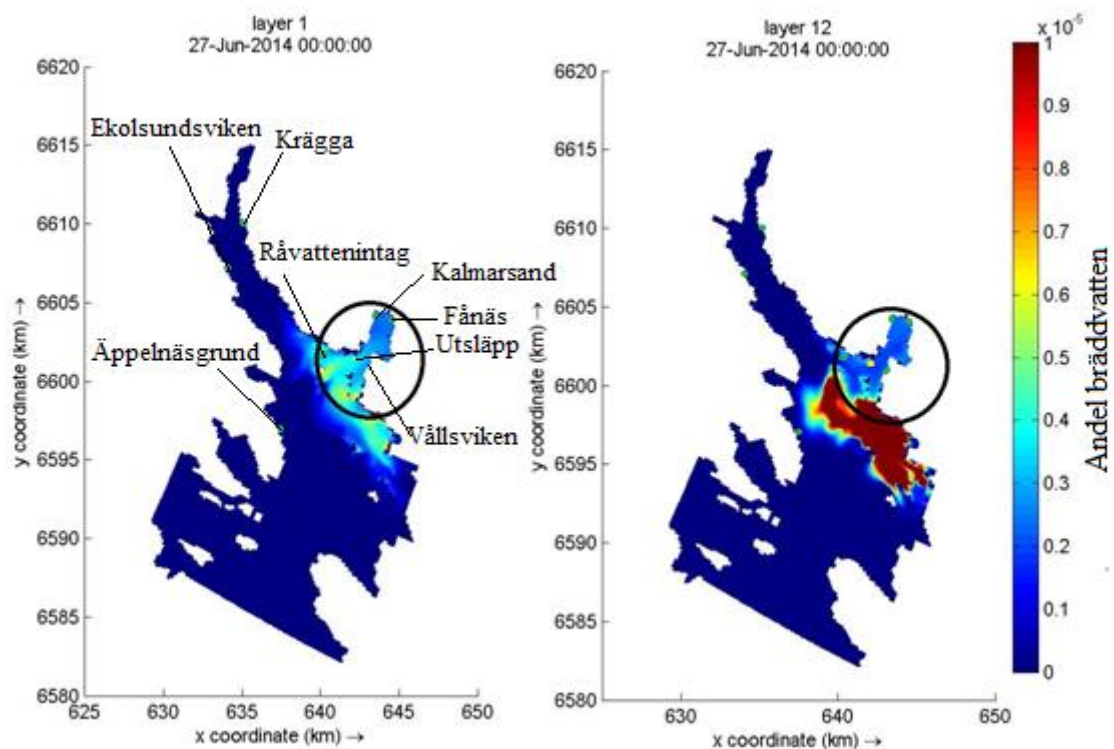
Skiktad körning erhåller tidigare påverkan, men oskiktade simuleringen får högre koncentration i senare del av simuleringen (Figur 6). Ingen likhet mellan simuleringarna kan noteras. Längre simuleringstid behövs för att säga någonting om eventuellt maximal koncentrationen vid vattenverkets råvattenintag. Spridningsplymen för oskiktade simuleringar hade en liknande form i alla riktningar och var centrerad kring reningsverkets utsläppspunkt, vilket var att förvänta från en oskiktad simulering. En liten spridningsskillnad mellan bottenlagret och topplaget erhöles till följd av vindens påverkan, men inte i samma storleksordning som spridningsskillnaden mellan lagren för skiktade simuleringar. I Figur 7 redovisas förstora resultat från yt- och bottenlagret efter oskiktad simulering under fyra dagar med västliga vindar. På grund av färgskalan i Figur 7 är det svårt att avgöra ett exakt värde i en cell för bräddvattenkoncentrationer över 10^{-6} kubikmeter bräddvatten per kubikmeter sjövattnet. Vid observation av Figur 5 och Figur 6 styrks teorin att spridningen i oskiktat scenario sker till följd av bland annat vind och diffusion.



Figur 7. Oskiktad simulering. Förstorad bild av föroreningsplymens utbredning efter fyra dagars simuleringstid med västlig vind. Lager 1 (t.v.) representerar ytvatten medan lager 12 (t.h.) representerar bottenvattnet. Simulerad med västlig medelvind, medelflöde av renat avloppsvatten samt bräddning av 77 m^3 orenat avloppsvatten.

Lager 12 i Figur 7 har en liknande spridningen som i lager 1. Det kan observeras att plymen i lager 1 har aningen större spridning till öst jämfört med den i lager 12, vilket representerar den påverkan vinden har på spridningen. Plymen är dock koncentrerad till utsläppspunkten och har en tydlig koncentrationsgradient vid föroreningsplymens utkant.

Vid jämförelse med skiktade förhållande erhålls dock inga märkbara likheter. I Figur 8 redovisas resultat från simuleringar med samma parametrar som för simuleringen i Figur 7, förutom att det är temperaturskiktat vatten. Det observeras stora skillnader i spridningsresultat mellan Figur 7 och Figur 8. Det förekommer även stora koncentrationsskillnader mellan lagren i det temperaturskiktade scenariet, vilket förstas av en temperaturskiktad modellering. Notera att Figur 8 har en annan skala än figur 6. Figur 7 har således en snabbare spridning av föroreningsplymen, en större koncentrationsförändring samt ingen tydlig koncentrationsgradient.

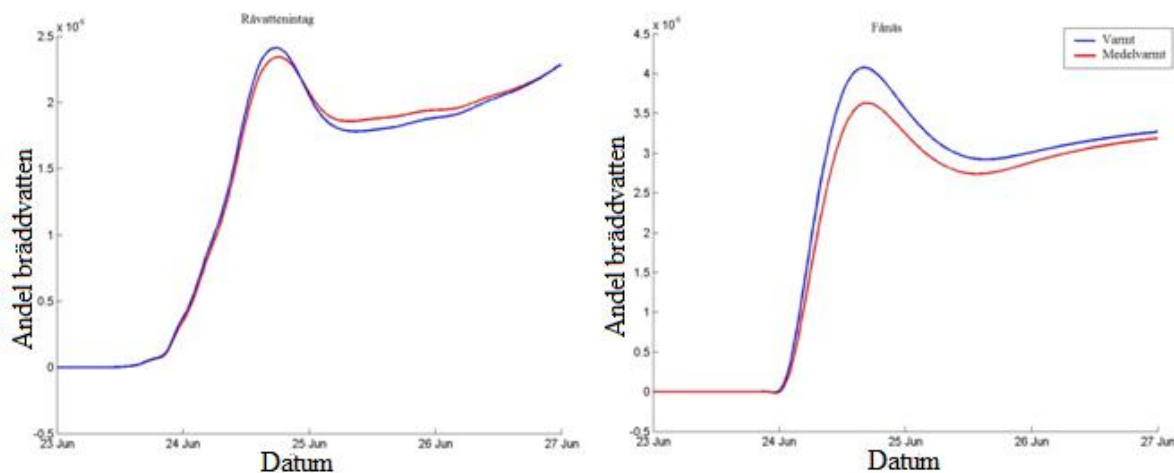


Figur 8. Temperaturskiktat förhållande. Jämförelse av föroreningsplymens utbredning efter fyra dagars simuleringstid med västlig vind. Lager 1 (t.v.) representerar koncentrationen bräddvatten vid ytan medan lager 12 (t.h.) representerar koncentrationen bräddvatten vid botten. Simulerad med en bräddning av 77 m³ ornat avloppsvatten. Den modellerade bräddningen var under den 23-junis första timme. Ringen representerar det förstörade området i Figur 7, vilken ej är från samma simulering.

Sammanfattningsvis observerades få likheter mellan temperaturskiktade simuleringen och oskiktade simuleringen. Då Mälaren är temperaturskiktad under sommarhalvåret kan oskiktade simuleringar ej användas för att dra slutsatser kring spridningen av avloppsvatten under sommarhalvåret. Vidare presenteras och diskuteras endast temperaturskiktade resultat.

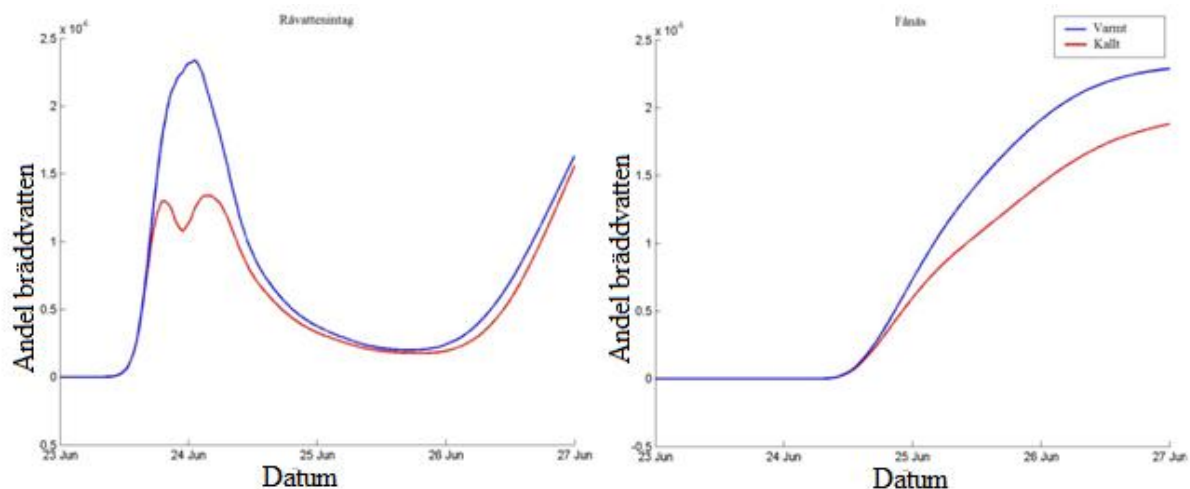
4.2.2 Temperaturberoende spridning

Vid jämförelse av utsläppsvatten med temperaturerna 13°C, 15°C och 17°C erhöles ingen större skillnad i spridningstid eller koncentrationsmaximum. Simuleringarna med medelvarmt och varmt vatten under sydlig vind erhöles väldigt liknande grafer för samtliga intressepunkter. Koncentrationstopparna för varmt utsläpp var cirka fem procentenheter större, men utöver det erhöles ingen noterbar skillnad på simuleringresultaten (Figur 9).



Figur 9. Koncentration mot tid för medelvarmt (Röd linje) samt varmt avloppsvatten (Blå linje) för råvattenintaget (t.v.) och för Fånäs badplats (t.h.). Graferna menar att visa likheter i resultat mellan simulering med 15°C avloppsvatten och 17°C avloppsvatten medelvarmt. Tiden då en koncentrationsförändring äger rum är lika för de båda temperaturerna. Blå avloppsvattnet högre maximal koncentration.

Vid jämförelser mellan kallt (13 °C) och varmt (17 °C) avloppsvatten under västliga vindar erhöles en större skillnad mellan simuleringarna (Figur 10). Simuleringen med varmt avloppsvatten erhöles ett högre koncentrationsmaximum i intresseplatser nära utsläppspunkten, medan det kalla avloppsvattnet hade högre koncentration intresseplatser längre ifrån utsläppspunkten. Grafer för koncentrationer i intresseplatser med påverkan av spillvatten finns i bilaga B. Dock påverkades Krägga och Ekolsundsviken av så pass låga halter att det är svårt att dra någon slutsats från de intresseplatserna, det är möjligt att resultatet skulle se annorlunda ut vid längre simuleringstider. Trots att koncentrationerna skiljdes mellan intresseplatserna hade det varma och kalla avloppsvattnet liknande trender, de kunde observeras vid intresseplatserna efter lika lång tid och hade snarlik avklingning (Figur 10). De erhållna koncentrationerna för kallt avloppsvatten var aningen mindre än den för medelvarmt avloppsvatten. Detta skulle kunna vara en effekt av vattnets höga densitet vid lägre temperatur, och att de intressepunkter som observeras är grunda vilket innebär att avloppsvattnet med lägre densitet har lättare att transporteras till intresseplatserna. Koncentrationskartor med avseende på djupet studerades för att kunna bekräfta teorin, men dessa var svårtydda och ingen slutsats kunde dras. Grafer från varma och kalla simuleringar finns i bilaga B. Figur 10 illustrerar skillnaden mellan spridningarna till Fånäs och råvattenintaget.



Figur 10. Koncentration mot tid för kallt (Röd linje) samt för varmt avloppsvatten (Blå linje) i intresseplatserna råvattenintaget (t.v.) samt Fånäs badplats (t.h.) från samma simulering med västlig medelvind. Koncentrationen är erhållen från den studerade platsens relevanta modelleringslager (Tabell 10).

Varmt och kallt spillvatten har samma tid tills påverkan till Fånäs och råvattenintaget, dock erhålls en lägre koncentration från simuleringen med kallt spillvatten (Figur 10). Grafer för resterande intresseplatser för kallt avloppsvatten finns i bilaga B. Eftersom de kallare simuleringarna redan diskuterats och funnits snarlika de varma simuleringarna presenteras resultaten från dessa ej i kommande tabeller. Grafer från dessa finns i bilaga B.

4.2.3 Temperaturskiktade simuleringar

Nedan presenteras resultat från de temperaturskiktade modellerna. Först redovisas resultaten i tabellform, därefter i kartor över föroreningens utbredning i Norra Björkfjärden, och slutligen presenteras grafer för utvalda intresseplatser. I tabellerna redovisas den maximalt uppmätta koncentration för en intresseplats relevanta modelleringslager (Tabell 10), den tid det tagit för koncentrationen att nå sitt koncentrationsmaximum samt den uppskattade mängden *E.coli* och koliforma bakterier. Eftersom koncentrationen avloppsvatten skiljer sig i en temperaturskiktad vattenpelare redovisas även den maximalt erhållna koncentrationen, tid för maximum samt uppskattad mängd patogener för denna.

För varje intressepunkt erhöles grafer över bland annat koncentrationen av avloppsvatten mot tid eller rum. Koncentrationen mot tid – graferna för samtliga intresseplatser redovisas i bilaga B. I Tabell 17 redovisas en sammanställning av vilka badplatser som har godkända och icke godkända patogenhalter för varje scenario. Därefter redovisas resultaten från varje scenario i text-, tabell- och figurform.

Tabell 17. Sammanställning av godkända och icke godkända badvatten för samtliga temperaturskiktade simuleringar. En intresseplats klassas som godkänd om dess uppskattade patogenhalt är under 1 000 CFU per 100 ml sjövattnet. Sammanfattningsvis hade scenarier som överskred baddirektivets riktvärden för patogenkoncentrationer en högre mängd bräddat avloppsvatten. Scenarionas parametrar redovisas i Tabell 16

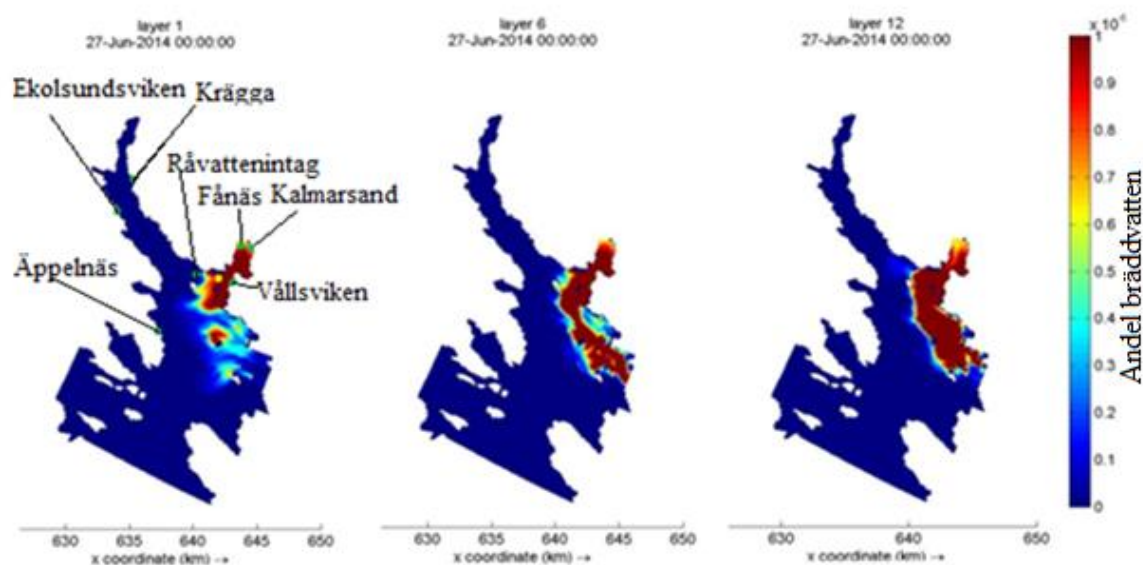
	Råvattenintag	Vällsviken	Kalmarsand	Fånäs	Krägga	Ekolsundsviken	Äppelnäsgrund
Scenario 1 Nordlig medelvind 77 m ³ Varmt utsläpp	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
Scenario 2 Sydlig medelvind 77 m ³ Varmt utsläpp	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok
Scenario 3 Västlig medelvind 77 m ³ Varmt utsläpp	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok
Scenario 4 Sydlig medelvind 77 m ³ medelvarmt utsläpp	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok
Scenario 5 Sydvästlig medelvind 77 m ³ Varmt utsläpp	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok
Scenario 6 Sydvästlig stark vind 5 000 m ³ varmt utsläpp	Nej	Nej	Nej	Nej	Ok	Ok	Nej
Scenario 7 Östlig stark vind 5 000 m ³ varmt utsläpp	Nej	Nej	Nej	Nej	Ok	Ok	Ok
Scenario 8 Östlig medelvind 77 m ³ kallt utsläpp	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok
Scenario 9 Västlig medelvind 77 m ³ kallt utsläpp	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok
Scenario 10 Vindstilla. 77 m ³ Varmt utsläpp	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok	Ok

4.2.3.1 Scenario 1

I Tabell 18 redovisas resultaten från intresseplatserna för simulering i nordlig medelvind. Vid bräddning av 77 m³ orenat avloppsvatten i en timme kommer ingen av de studerade badplatserna att ha för hög koncentration patogener. Den enda plats som erhåller högre värden jämfört med de andra intresseplatserna är Bålsta vattenverks råvattenintag som efter 32 timmar belastas av uppskattningsvis 132 *E.coli*- och Koliforma bakterier från reningsverket. Tiden som det tar för det bräddade avloppsvattnet att ta sig till vattenverket är dock tillräckligt långt att effektiviteten i vattenverkets patogenreducerande reningssteg hinner anpassas efter det nya patogenvärdet. Vällsviken erhåller också aningen förhöjda värden, men inte till den grad att badvattnet, enligt badvattendirektivet, anses olämpligt att använda. Dock är spridningstiden till Vällsviken kort vilket innebär att ett större utsläpp skulle resultera i en hög patogenkoncentration efter kort tid. Endast råvattenintaget har en märkbar koncentrationsvariation i vattenpelaren till följd av dess djupare djup. Koncentrationsgrafer vid råvattenintaget visar en tydlig tidig topp som når sitt maximum efter 32 timmar (Figur 12). Toppen lägger sig snabbt till följd av den nordliga vinden som pressar avloppsvattnet söderut. Detta erhålls även från de MAP-filer där ett utsläpp med nordlig vind ger en plym som följer östra delen av Norra Björkfjärden (Figur 11). För värden vars koncentrationstopp inträffar 96 timmars efter simuleringstid krävs en längre simuleringstid för att se hur koncentrationen ökar eller minskar (Tabell 18).

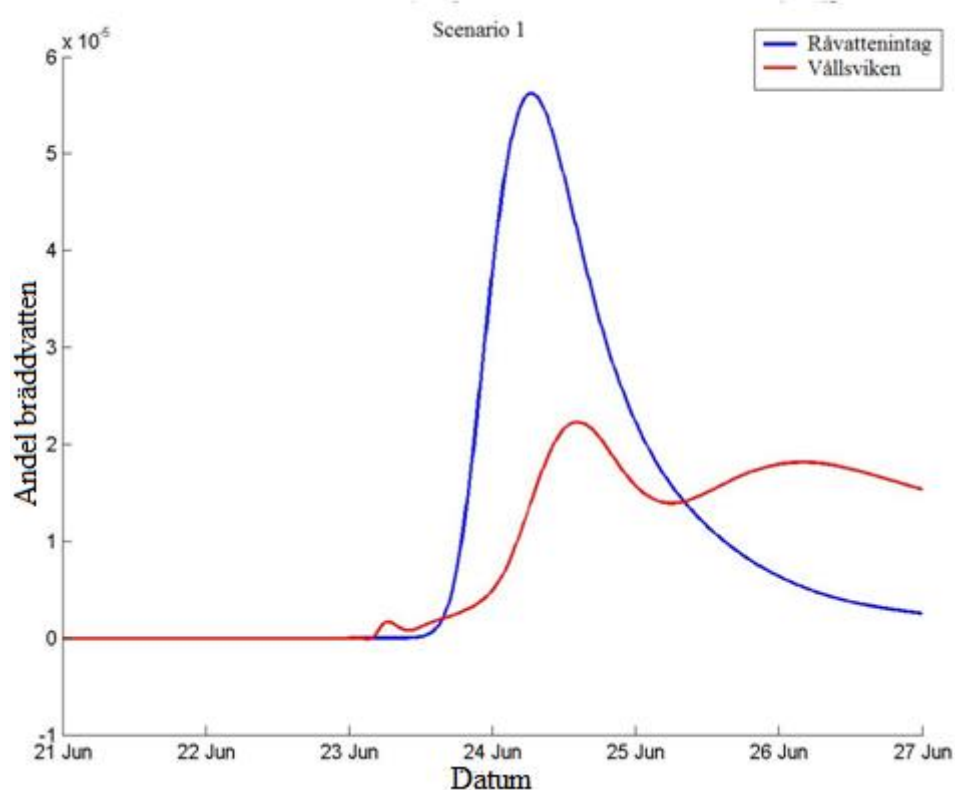
Tabell 18. Sammanställning av mätresultat från scenario 1. ”Koncentration” är erhållen koncentration, mätt i m³ bräddvatten per m³ från scenario 1. För samtliga badplatser är värdet taget 30 cm under ytan råvattenintagets mätpunkt är 16,5 meter under ytan. ”Tid till koncentration” är tid till koncentrationen. ”Tid till påverkan” är tiden då koncentrationen överstiger 10⁻⁶ m³ bräddvatten per m³ sjövattnet. ”Maximal koncentration” är den högsta erhållna koncentrationen i vattenpelaren. Godkänt badvatten om uppskattade patogenhalten är under 1 000 CFU per ml. En tom ruta innebär att värdet antingen inte uppfyllts eller inte ansetts högt nog

Intresseplats	Råvatten intag	Vällsviken	Kalmarsand	Fånäs	Krägga	Ekolsundsviken	Äppelnäsgrund
Koncentration [m³ brädd/m³]	5,5*10 ⁻⁵	2,1*10 ⁻⁵	6,8*10 ⁻⁶	6,2*10 ⁻⁶	0	0	2,9*10 ⁻⁹
Uppskattad CFU/100 ml	132	50,4	16,2	14,8	0	0	0
Godkänt badvatten	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Tid till koncentration [h]	32,5	38,0	96,0	96,0	96,0	96,0	96,0
Tid tills påverkan [h]	16,0	5,5	88,0	91,0	–	–	–
Maximal koncentration [m³ brädd/m³]	6,4*10 ⁻⁵	2,2*10 ⁻⁵	–	–	–	–	–
Djup [m]	14,5	0,1	–	–	–	–	–
CFU/100 ml vid maximal koncentration	154	52,8	–	–	–	–	–
Tid till maximal koncentration [h]	32,5	38	–	–	–	–	–



Figur 11. Utbredning av föroreningsplym för scenario 1. Utbredningen följer östra kanten av Norra Björkfjärden i samtliga lager med begränsad spridning till resterande delar av fjärden. Utsläpp vid nordlig vind påverkar ej de västra intressepunkterna. Bottentopografin resulterar i en viss spridning till nordvästra delen i lager 12.

Från Figur 12 erhålls att Spridningen till råvattenintaget har en högre topp samt tidigare påverkan, vilket också ses i Tabell 18.



Figur 12. Koncentrationsförändringen för råvattenintaget, blå linje, samt för Vällsviken, röd linje. Y-axeln representerar kubikmeter bräddvatten per kubikmeter sjövattnen. Datum innan den 23 juni användes för att stabilisera modellen, därefter simulerades en bräddning under den 23 junis första timme.

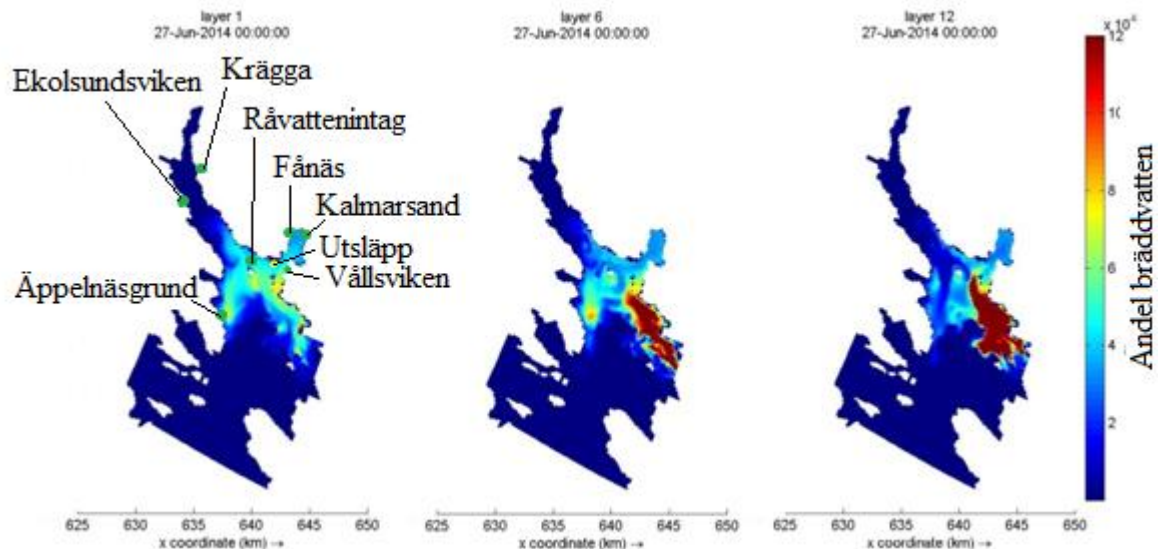
4.2.3.2 Scenario 2

I Tabell 19 redovisas resultaten från intresseplatserna för simulering med en sydlig medelvind. Vid bräddning av 77 m³ orenat avloppsvatten i en timme kommer ingen av de studerade badplatserna att ha för hög patogenkoncentration, vilket innebär att samtliga badplatser är godkända att använda som badvatten ifall en bräddning vid sydlig vind skulle inträffa. Ifall en större bräddning sker är spridningstiderna till platserna tillräckligt lång för att verksamhetsutövare skall hinna vidta åtgärder. Föroreningsplymens utbredning efter fyra simuleringsdagar kan ses i Figur 13. Föroreningsplymens spridning ger Äppelnäsgrunds badplats en noterbar koncentrationshöjning. Från koncentrationsgrafer erhålls att en längre simuleringstid skulle behövts för att säga någonting om Äppelnäsgrunds maximala koncentration (Figur 13). Från Figur 13 erhålls dock att föroreningsplymen som påverkar Äppelnäsgrund förmodligen skulle driva förbi Äppelnäsgrund ifall simuleringstiden varit längre, vilket lett till en koncentrationsminskning. Krägga och Ekolsundsviken påverkas ej av bräddningen.

Tabell 19. Sammanställning av mätresultat från scenario 2. ”Koncentration” är erhållen koncentration, mätt i m³ bräddvatten per m³ från scenario 2. För samtliga badplatser är värdet taget 30 cm under ytan råvattenintagets mät punkt är 16,5 meter under ytan. ”Tid till koncentration” är tid till koncentrationen. ”Tid till påverkan” är tiden då koncentrationen överstiger 10⁻⁶ m³ bräddvatten per m³ sjövattnet. ”Maximal koncentration” är den högsta erhållna koncentrationen i vattenpelaren. Godkänt badvatten om uppskattade patogenhalten är under 1 000 CFU per ml. En tom ruta innebär att värdet antingen inte uppfyllts eller inte ansetts högt nog

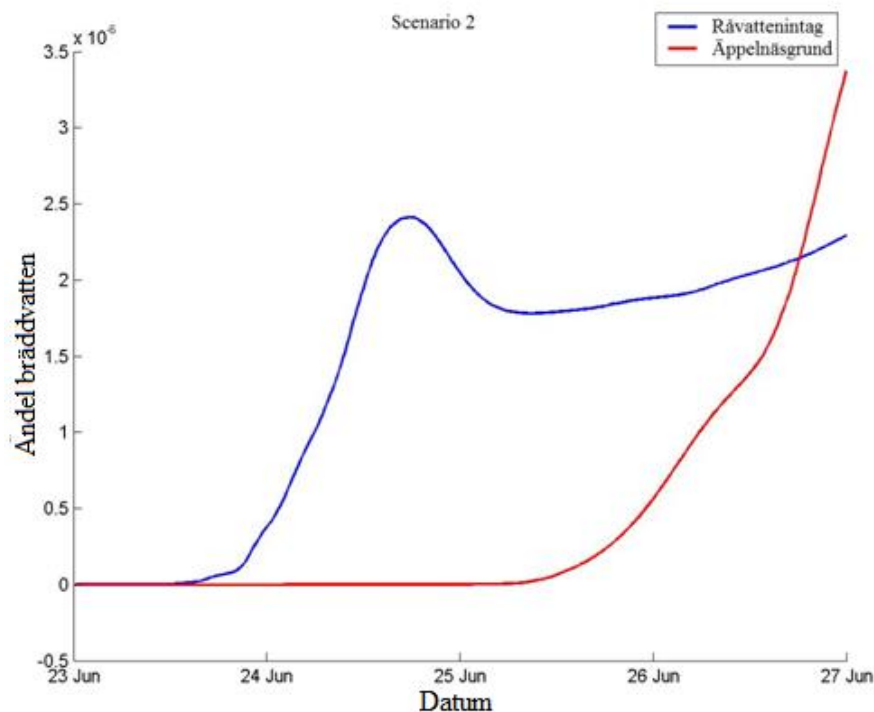
Intresseplats	Intag råvatten	Vällsviken	Kalmarsand	Fånäs	Krägga	Ekolsundsviken	Äppelnäsgrund
Koncentration [m³ brädd/m³]	2,2*10 ⁻⁶	6,0*10 ⁻⁶	4,5*10 ⁻⁶	4,1*10 ⁻⁶	0	0	3,4*10 ⁻⁶
Uppskattad CFU/100 ml	5,2	14,4	10,8	9,7	0	0	8,1
Godkänt badvatten	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Tid till koncentration [h]	39	61	35	40	96	96	96
Tid tills påverkan [h]	30	24	22	28	–	–	78
Maximal koncentration [m³ brädd/m³]	8,5*10 ⁻⁶	Samma	Samma	Samma	–	–	Samma
Djup [m]	5	0,3	0,3	0,3	–	–	0,3
CFU/100 ml vid maximal koncentration	20,4	–	–	–	–	–	–
Tid till maximal koncentration [h]	41	–	–	–	–	–	–

Den maximala koncentrationen är högre i Äppelnäsgrunds badplats än vad som noterats i råvattenintaget (Tabell 19). Detta trots att råvattenintaget är avsevärt mycket närmre utsläppspunkten än Äppelnäsgrund är. Det är möjligt att Mälarens naturliga flöde ut till Östersjön gör att råvattenintaget inte blir utsatt för höga koncentrationer avloppsvatten.



Figur 13. Utbredning av föroreningsplym för scenario 2. Utbredningen varierar sig med lagren och har högst koncentration i lager 12.

Föroreningsplymen är mindre koncentrerad vilket resulterar i högre halter orenat avloppsvatten i västra delar av Norra Björkfjärden (Figur 13). Utsläpp med sydlig vind påverkar de västra intressepunkterna med en liten koncentrationshöjning. Spridningen till råvattenintaget har en högre topp samt tidigare påverkan (Figur 14). Äppelnäsgrund erhåller dock en högre maximal koncentration. Koncentrationen skulle kunna att öka ytterligare om längre simuleringsstid varit möjlig.



Figur 14. Illustrering av koncentrationsförändringen för råvattenintaget, blå linje, samt för Äppelnäsgrund, röd linje. Y-axeln representerar kubikmeter bräddvatten per kubikmeter sjövattnet.

4.2.3.3 Scenario 3

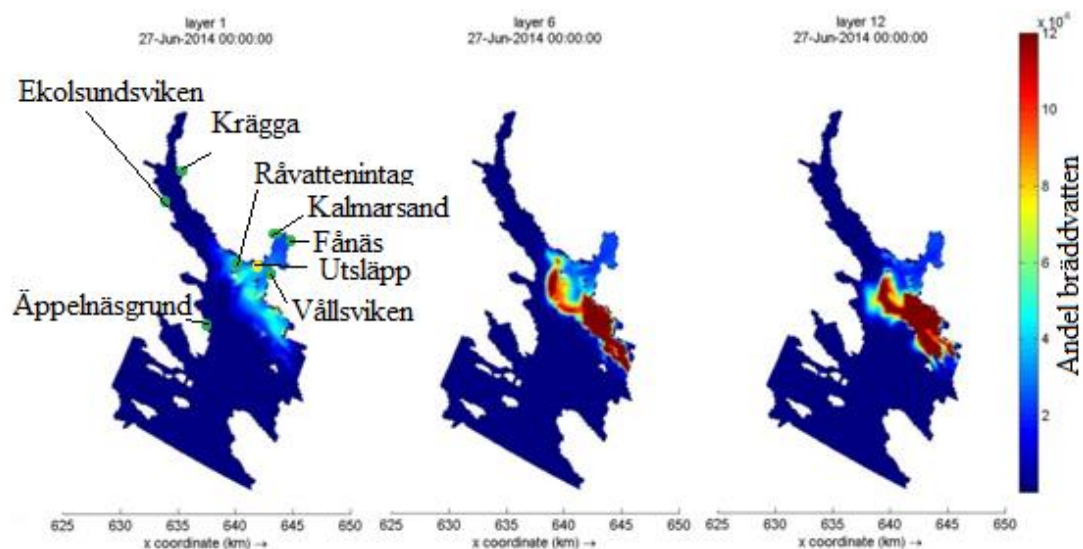
I Tabell 20 redovisas resultaten från intresseplatserna för simulering med en västlig medelvind. Vid bräddning av 77 m³ orenat avloppsvatten kommer ingen av de studerade badplatserna att ha för hög patogenkoncentration, vilket innebär att samtliga badplatser är godkända att använda som badvatten ifall en bräddning vid västlig vind skulle inträffa. Från Tabell 20 ges att råvattenintaget är den intresseplats som påverkas först. Råvattenintaget har en initial påverkan efter 16,3 timmar, vilket är en relativt kort spridningstid. Detta ger verksamhetsutövare begränsat med tid att öka effektiviteten i vattenverkets reningsprocesser. Den korta spridningstiden minimerar dessutom patogeners naturliga reduktion vilket ger att det redovisade resultat stämmer med mer säkerhet än resultat som har spridningstid 96 timmar. Den västliga vinden resulterar i att spridningen till Äppelnäsgrund är låg. Efter 96 timmar simulering är koncentrationen i Äppelnäsgrunds badplats 10⁻¹⁰ m³ bräddvatten per m³ sjövattnet vilket ger en uppskattad patogenkoncentration på 0 CFU.

Tabell 20. Sammanställning av mätresultat från scenario 3. "Koncentration" är erhållen koncentration, mätt i m³ bräddvatten per m³ från scenario 3. För samtliga badplatser är värdet taget 30 cm under ytan råvattenintagets mätpunkt är 16,5 meter under ytan. "Tid till koncentration" är tid till koncentrationen. "Tid till påverkan" är tiden då koncentrationen överstiger 10⁻⁶ m³ bräddvatten per m³ sjövattnet. "Maximal koncentration" är den högsta erhållna koncentrationen i vattenpelaren. Godkänt badvatten om uppskattade patogenhalten är under 1 000 CFU per ml. En tom ruta innebär att värdet antingen inte uppfyllts eller inte ansetts högt nog

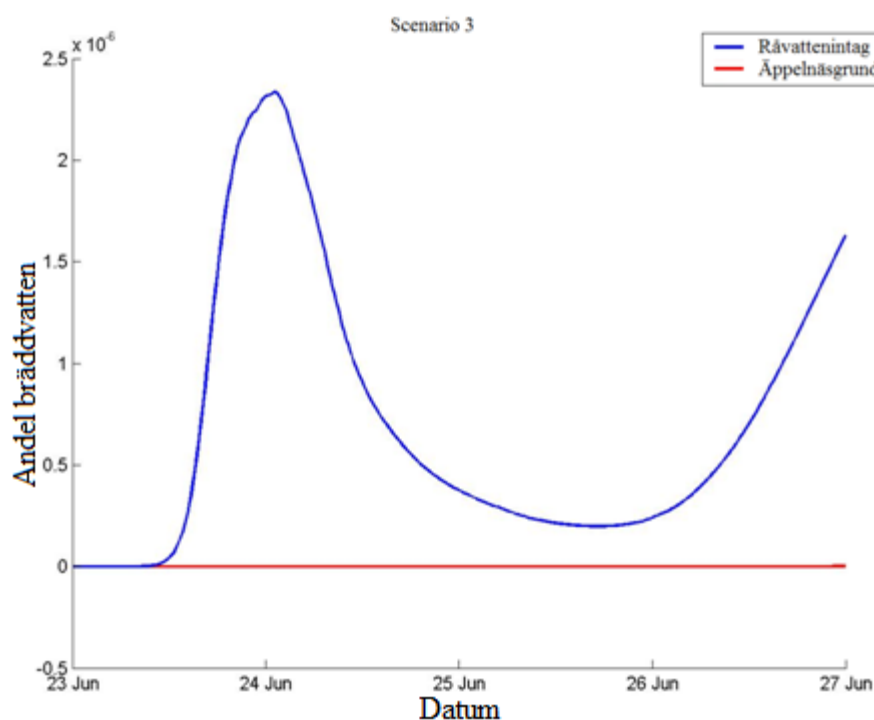
Intresseplats	Intag råvatten	Vållsviken	Kalmarsand	Fånäs	Krägga	Ekolsundsviken	Äppelnäsgrund
Koncentration i intresselager [m³ brädd/m³]	2,35*10 ⁻⁶	2,58*10 ⁻⁶	2,47*10 ⁻⁶	2,29*10 ⁻⁶	0	0	1,10*10 ⁻¹⁰
Uppskattad CFU/100 ml	5,64	6,19	5,91	5,49	0	0	0
Godkänt badvatten	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Tid till koncentration [h]	25	96	77	96	96	87	96
Tid tills påverkan [h]	16	24	40	52	–	–	–
Maximal koncentration [m³ brädd/m³]	3,80*10 ⁻⁶	Samma	2,47*10 ⁻⁶	2,29*10 ⁻⁶	–	–	–
Djup [m]	7	0,3	0,7	1,5	–	–	–
CFU/100 ml vid maximal koncentration	9,12	–	5,93	5,49	–	–	–
Tid till maximal koncentration [h]	96	–	77	96	–	–	–

Från Figur 15 erhålls att utbredningen av föroreningsplymen har större koncentrationer i mellersta och de östra delarna av Norra Björkfjärden. Lägre koncentration av det bräddade vattnet når ytlagret vilket resulterar i högre koncentration i de djupare lagren. Delar av

föroreningsplymens har en västlig riktning vilket förmodligen skulle resultera i högre koncentration för Äppelnäsgrund ifall simuleringstiden varit längre.



Figur 15. Utbredning av föroreningsplym för scenario 3. Utbredningen varierar mellan lagren men har förhållandevis låg koncentration i lager 1.



Figur 16. Illustrering av koncentrationsförändringen för råvattenintaget, blå linje, samt för Äppelnäsgrund, röd linje. Y-axeln representerar kubikmeter bräddvatten per kubikmeter sjövattnen.

4.2.3.4 Scenario 4

Resultaten från scenario 4, simulering av sydlig vind med 15 gradigt bräddvatten, har redovisats, jämförts och funnits likvärdiga med resultat från scenario 2. Därför hänvisas läsare till resultatdelen för scenario 2. De erhållna värdena från scenario 4 ses i Tabell 21.

Tabell 21. Sammanställning av mätresultat från scenario 4. "Koncentration" är erhållen koncentration, mätt i m³ bräddvatten per m³ från scenario 4. För samtliga badplatser är värdet taget 30 cm under ytan Råvattenintagets mätpunkt är 16,5 meter under ytan. "Tid till koncentration" är tid till koncentrationen. "Tid till påverkan" är tiden då koncentrationen överstiger 10⁻⁶ m³ bräddvatten per m³ sjövattnet. "Maximal koncentration" är den högsta erhållna koncentrationen i vattenpelaren. Godkänt badvatten om uppskattade patogenhalten är under 1 000 CFU per ml. En tom ruta innebär att värdet antingen inte uppfyllts eller inte ansetts högt nog

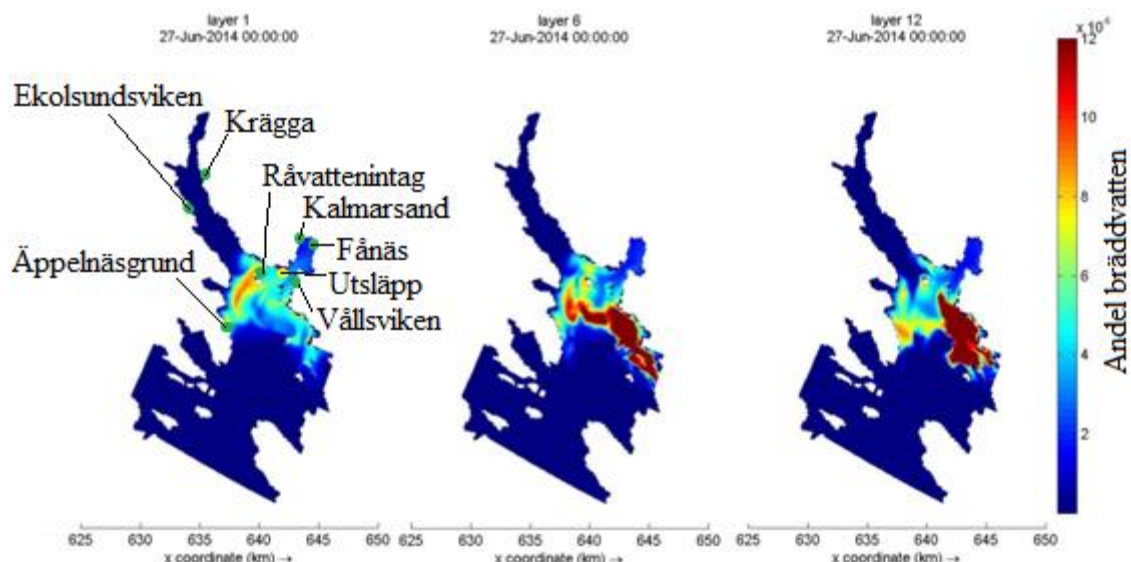
Intresseplats	Intag råvatten	Vållsviken	Kalmarsand	Fånäs	Krägga	Ekolsundsviken	Äppelnäsgrund
Koncentration [m ³ _{brädd} /m ³]	2,34*10 ⁻⁶	5,90*10 ⁻⁶	4,05*10 ⁻⁶	3,63*10 ⁻⁶	0	0	3,52*10 ⁻⁶
Uppskattad CFU/100 ml	5,6	14,1	9,7	8,7	0	0	8,4
Godkänt badvatten	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Tid till koncentration [h]	44	54,5	33	40	96	96	96
Tid tills påverkan [h]	30	29	23	29	—	—	79
Maximal koncentration [m ³ _{brädd} /m ³]	8,50*10 ⁻⁶	6,45*10 ⁻⁶	Samma	Samma	—	—	Samma
Djup [m]	5	0,1	0,3	0,3	—	—	0,3
CFU/100 ml vid maximal koncentration	20,4	15,5	—	—	—	—	—
Tid till maximal koncentration [h]	40	59	—	—	—	—	—

4.2.3.5 Scenario 5

I Tabell 22 redovisas resultaten från intresseplatserna för simulering med sydvästlig medelvind. Vid bräddning av 77 m³ orenat avloppsvatten i en timme kommer ingen av de studerade badplatserna att ha för hög uppskattad mängd patogener, vilket innebär att samtliga badplatser är godkända att använda som badvatten ifall en bräddning vid sydvästlig vind skulle inträffa. Äppelnäsgrund hade högre koncentration bräddat avloppsvatten i det studerade modelleringslagret än vad råvattenintaget hade. Spridningstiden i sydvästlig vind är nära två dygn till samtliga intresseplatser, även till Vällsviken och vattenverkets råvattenintag som ligger förhållandevis nära utsläppspunkten. Spridningstiderna är tillräckliga för att verksamhetsutövare skall hinna utföra nödvändiga åtgärder vid eventuellt större utsläpp. Endast vattenverkets råvattenintag och Äppelnäsgrunds badplats hade en varierande koncentration avloppsvatten i vattenpelaren, dock inte i en sådan grad att gränsvärden överskrids. Föroreningsplymen sprids längst de östra delarna av norra Björkfjärden i bottenlagren, med begränsade efterslangar av mindre koncentrationsplymer i Norra Björkfjärdens västra delar (Figur 17). Det är dessa delar av föroreningsplymen som ger Äppelnäsgrund höga koncentrationsvärden. I de ytlagren lagren förekommer större spridning till de västnordvästra delarna av Björkfjärden. Det är svårt att förutsäga hur koncentrationen i Äppelnäsgrunds badplats kommer förändras med längre simuleringstid. I lager 6 förekommer en koncentrerad föroreningsplym vilken skulle kunna ge Äppelnäsgrund högre värden.

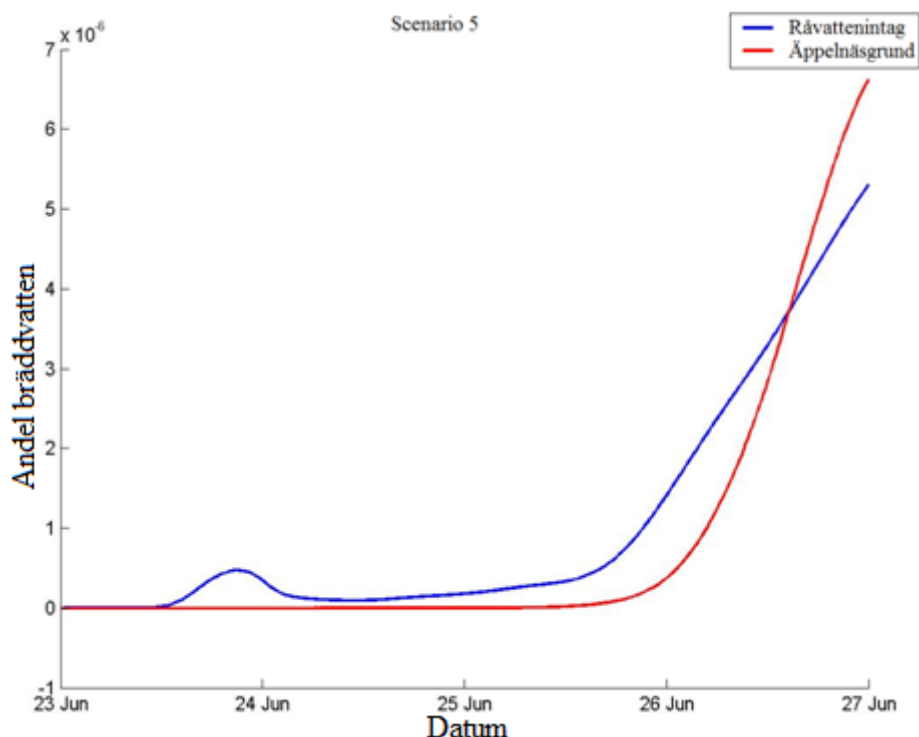
Tabell 22. Sammanställning av mätresultat från scenario 5. ”Koncentration” är erhållen koncentration, mätt i m³ bräddvatten per m³ från simulering. För samtliga badplatser är värdet taget 30 cm under ytan råvattenintagets mätpunkt är 16,5 meter under ytan. ”Tid till koncentration” är tid till koncentrationen. ”Tid till påverkan” är tiden då koncentrationen överstiger 10⁻⁶ m³ bräddvatten per m³ sjövattnet. ”Maximal koncentration” är den högsta erhållna koncentrationen i vattenpelaren. Godkänt badvatten om uppskattade patogenhalten är under 1 000 CFU per ml. En tom ruta innebär att värdet antingen inte uppfyllts eller inte ansetts högt nog

Intresseplats	Intag råvatten	Vällsviken	Kalmarsand	Fånäs	Krägga	Ekolsundsviken	Äppelnäsgrund
Koncentration [m³ brädd/m³]	5,50*10 ⁻⁶	3,23*10 ⁻⁶	1,84*10 ⁻⁶	1,49*10 ⁻⁶	0	0	6,00*10 ⁻⁶
Uppskattad CFU/100 ml	13,2	7,8	4,4	3,6	0	0	14,4
Godkänt badvatten	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Tid till koncentration [h]	96	66	96	96	96	96	96
Tid tills påverkan [h]	69	40	42	60	–	–	75
Maximal koncentration [m³ brädd/m³]	7,70*10 ⁻⁶	Samma	Samma	Samma	–	–	7,50*10 ⁻⁶
Djup [m]	2	0,3	0,3	0,3	–	–	2,3
CFU/100 ml vid maximal koncentration	18,5	–	–	–	–	–	18
Tid till maximal koncentration [h]	96	–	–	–	–	–	96



Figur 17. Utbredning av föroreningsplym för scenario 5.

Utbredningen varierar mellan lagren men har förhållandevis låg koncentration i lager 1 (Figur 17). Förutom föroreningsplymens utbrednings i östra kanten av Norra Björkfjärden har en del av föroreningen spridits längst vänstra kanten. I de flesta scenarier är det osäkert hurvida koncentrationen skulle fortsätta att stiga vid längre simulering. Ifall spridningstrenden fortsätter så som i Map-filerna bör samtliga intresseplatser få lägre koncentration, förutom Äppelnäsgrund som istället får högre koncentration (Figur 17). Äppelnäsgrunds koncentrationsökning ses också i Figur 18.



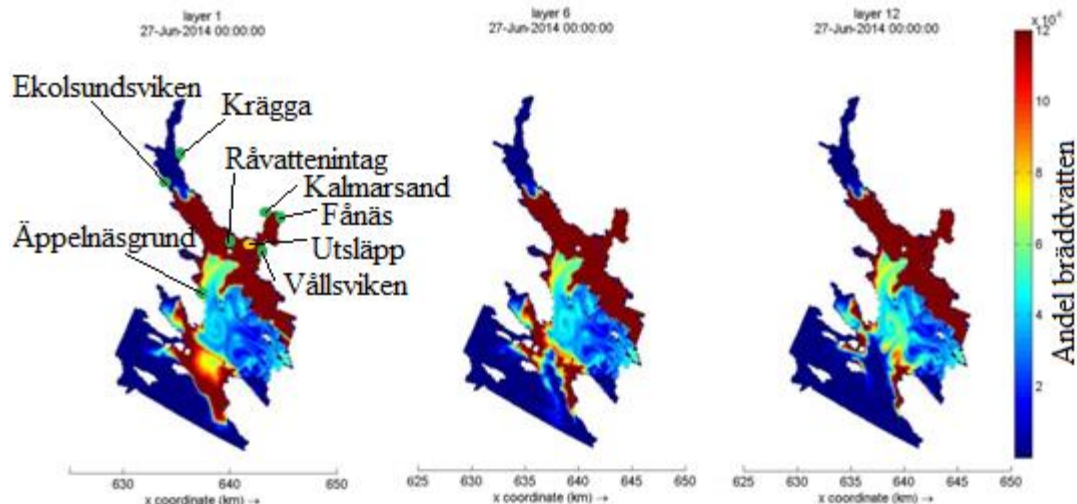
Figur 18. Jämförelse av koncentrationsförändringen för råvattenintaget, blå linje, samt för Äppelnäsgrund, röd linje. Y-axeln representerar kubikmeter bräddvatten per kubikmeter sjövattnet.

4.2.3.6 Scenario 6

I Tabell 23 redovisas resultaten från simulering med sydvästlig stark vind. Vid bräddning av totalt 5 000 m³ orenat avloppsvatten under två dygn erhåller endast Krägga och Ekolsundsviken godkända bakteriehalter. De andra intresseplatserna har kraftigt höjda halter och överstiger det högsta gränsvärdet för tjänligt badvatten på 1 000 CFU med stora mängder, vilket innebär att människor bör undvika bad i badplatserna. Spridningstiden till de mest påverkade intresseplatserna är mellan 7 och 29 timmar vilket begränsar möjligheterna att utföra åtgärder mot koncentrationshöjningarna. Föroreningsplymens utbredning sker främst till sydost, motsatt riktning till vinden och fortsätter spridas längst Norra Björkfjärdens östra och västra kust. På grund av den stora mängd simulerat utsläpp når föroreningarna också viken in mot Kalmarsand och Fånäs nordost om utsläppspunkten efter cirka 12 timmar. På grund av de höga koncentrationerna erhålls en liten synbar förändring av koncentrationer mellan lagren i Figur 19. Ur Tabell 23 erhålls dock en viss koncentrationsskillnad mellan koncentrationen i intresselagret och den maximalt erhållna koncentrationen i vattenpelaren. Bortsett från Krägga och Ekolsundsviken hade samtliga intresseplatser höga koncentrationer under hela simuleringen (Figur 20). En längre simuleringstid krävs för att säga någonting om hur länge de höga koncentrationerna påverkar intresseplatserna, dock har de flesta intresseplatser en minskande koncentration vilket skulle kunna tyda på att den maximala koncentrationen uppnåtts. En längre simuleringstid skulle förmodligen resultera i högre koncentrationer vid Ekolsundsviken och Krägga.

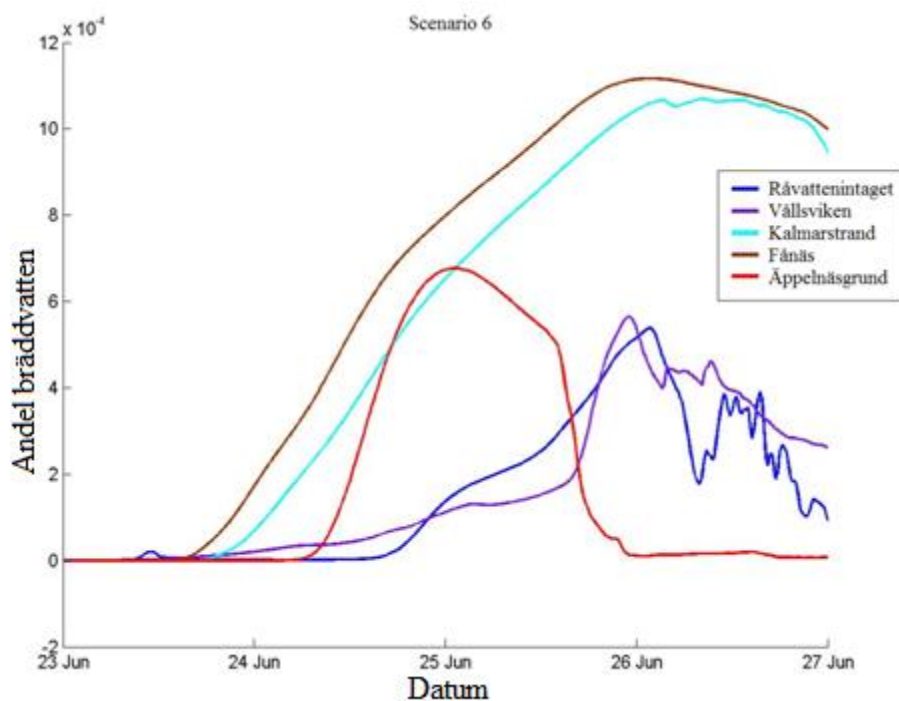
Tabell 23. Sammanställning av mätresultat från scenario 6. "Koncentration" är erhållen koncentration, mätt i m³ bräddvatten per m³ från scenario 6. För samtliga badplatser är värdet taget 30 cm under ytan råvattenintagets mätpunkt är 16,5 meter under ytan. "Tid till koncentration" är tid till koncentrationen. "Tid till påverkan" är tiden då koncentrationen överstiger 10⁻⁶ m³ bräddvatten per m³ sjövattnet. "Maximal koncentration" är den högsta erhållna koncentrationen i vattenpelaren. Godkänt badvatten om uppskattade patogenhalten är under 1 000 CFU per ml. En tom ruta innebär att värdet antingen inte uppfyllts eller inte ansetts högt nog

Intresseplats	Intag råvatten	Vällsviken	Kalmarsand	Fånäs	Krägga	Ekolsundsviken	Äppelnäsgrund
Koncentration [m ³ brädd/m ³]	5,38*10 ⁻⁴	5,65*10 ⁻⁴	1,06*10 ⁻³	1,12*10 ⁻³	4,8*10 ⁻¹⁰	1,02*10 ⁻⁷	6,77*10 ⁻⁴
Uppskattad CFU/100 ml	1 291,2	1 356	2 544	2 679,6	0	0,24	1 623,6
Godkänt badvatten	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	JA	JA	NEJ
Tid till koncentration [h]	74	71	75	74	96	96	49
Tid tills påverkan [h]	10	7	17	14	–	–	29
Maximal koncentration [m ³ brädd/m ³]	5,60*10 ⁻⁴	Samma	Samma	Samma	–	–	Samma
Djup [m]	1	0,3	0,3	0,3	–	–	0,3
CFU/100 ml vid maximal koncentration	1 344	–	–	–	–	–	–
Tid till maximal koncentration [h]	71	–	–	–	–	–	–



Figur 19. Utbredning av föroreningsplym för scenario 6. Till följd av föroreningsplymens höga koncentration i relation till skalan erhålls små skillnader mellan de modellerade skikten.

Lager 1 har hög koncentration av bräddvatten i kartans sydvästra delar (Figur 19). Föroreningsplymens sprids främst längst östra och västra kanterna av Norra Björkfjärden. På grund av den stora mängden avloppsvatten erhåller samtliga intresseplatser höga koncentrationer, vilka fortfarande är höga vid simuleringens slut. Till följd av de förhöjda värdena redovisas grafer för de intresseplatser som påverkats av bräddat avloppsvatten (Figur 20). Samtliga platser påverkades tidigt och kraftigt av utsläppet, och platserna hade mycket höjda koncentrationer under resten av simuleringen till följd av den stora utsläppsmängden



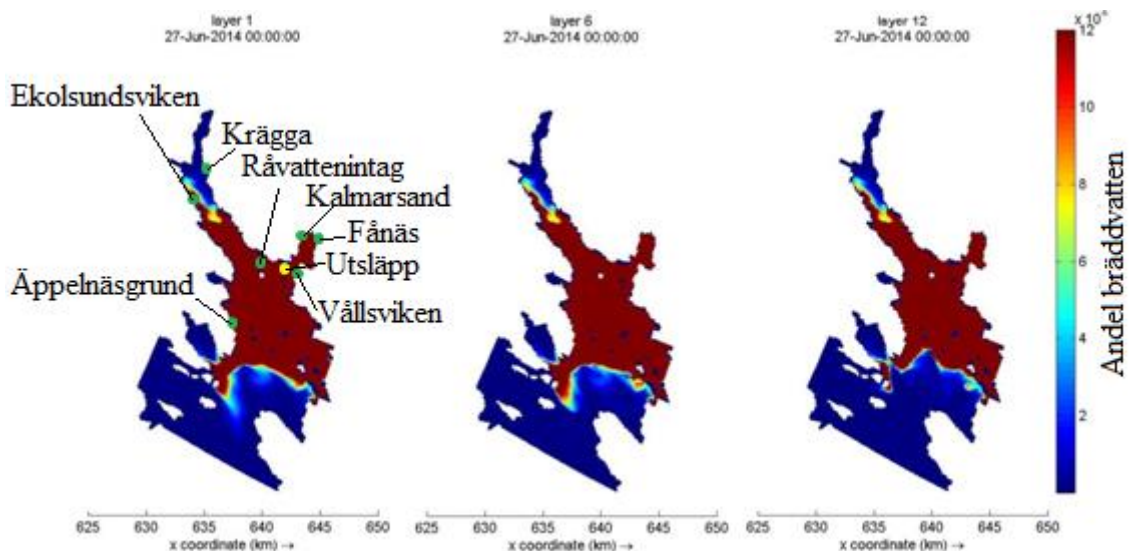
Figur 20. Jämförelse av koncentrationsförändringen för ett urval av intresseplatserna. Y-axeln representerar kubikmeter bräddvatten per kubikmeter sjövattnet.

4.2.3.7 Scenario 7

I Tabell 24 redovisas resultaten från intresseplatserna för simulering med östlig stark vind. Vid bräddning av totalt 5 000 m³ orenat avloppsvatten under två dygn uppskattas det att endast Krägga, Ekolsundsviken och Äppelnäsgrund har godkända bakteriehalter. Av de intresseplatser vars koncentration överstiger gränsvärdet påverkas Vällsviken mest. Simuleringen visar att Vällsviken påverkas av utsläppet efter cirka fem timmar, därefter har Vällsviken en uppskattad patogenhalt över 2 400 CFU ändå till simuleringens slut. råvattenintaget får också en tidig påverkan, dock med en lägre koncentration. Kalmarsand och Fånäs erhåller också patogenkoncentrationer över 1 000 CFU, men spridningstiden är tillräckligt hög för att verksamhetsutövare skall hinna utföra åtgärder. På grund av den östliga vinden sprids föroreningsplymen först västerut, därefter driver en mängd föroreningar längst Norra Björkfjärdens östra strandkant. Till följd av den östliga vinden pressas föroreningen därefter delvis västerut, bort från Björkfjärdens östra kant, och sprids i de mittersta delar av Björkfjärden (Figur 21). Till följd av det kontinuerliga utsläppet sprids föroreningen mot vindriktningen till Kalmarsandviken efter cirka 48 timmar. Krägga och Ekolsundsviken erhåller förhöjda värden vid simuleringens slut. De skulle förmodligen erhålla kraftigt höga värden ifall simuleringen fortsatt, vilket också ges eftersom deras maximala koncentration erhålls vid simuleringens slut (Tabell 24).

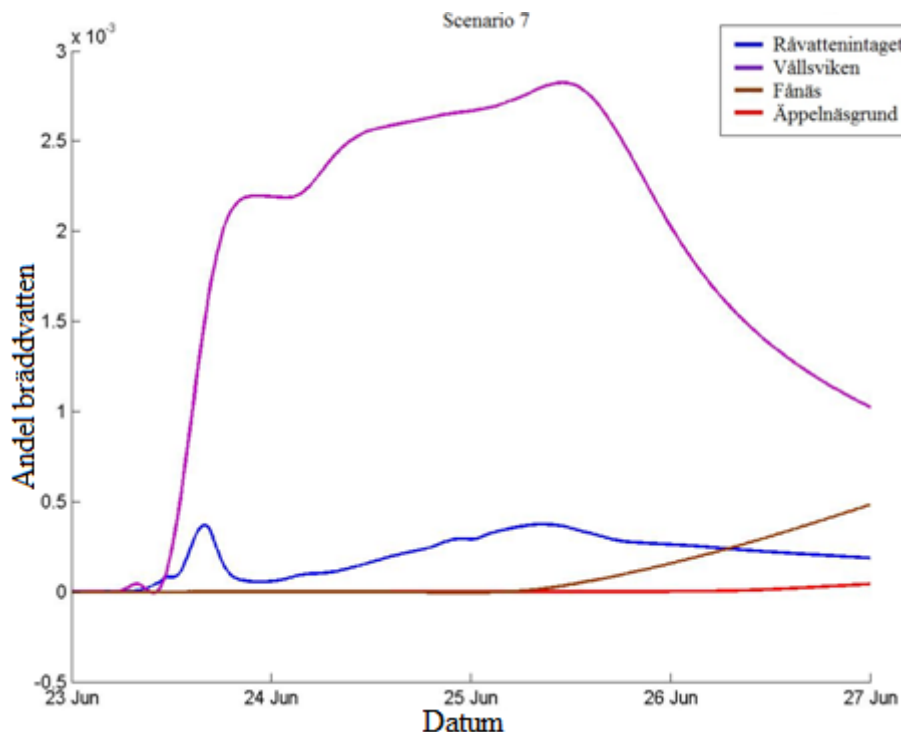
Tabell 24. Sammanställning av mätresultat från scenario 7. "Koncentration" är erhållen koncentration, mätt i m³ bräddvatten per m³ från Scenario 7. För samtliga badplatser är värdet taget 30 cm under ytan råvattenintagets mätpunkt är 16,5 meter under ytan. "Tid till koncentration" är tid till koncentrationen. "Tid till påverkan" är tiden då koncentrationen överstiger 10⁻⁶ m³ bräddvatten per m³ sjövattnet. "Maximal koncentration" är den högsta erhållna koncentrationen i vattenpelaren. Godkänt badvatten om uppskattade patogenhalten är under 1 000 CFU per ml. En tom ruta innebär att värdet antingen inte uppfyllts eller inte ansetts högt nog

Intresseplats	Intag råvatten	Vällsviken	Kalmarsand	Fånäs	Krägga	Ekolsundsviken	Äppelnäsgrund
Koncentration [m ³ brädd/m ³]	3,7*10 ⁻⁴	2,8*10 ⁻³	5,2*10 ⁻⁴	4,8*10 ⁻⁴	2,1*10 ⁻⁷	1,7*10 ⁻⁵	4,1*10 ⁻⁵
Uppskattad CFU/100 ml	900	6 775,2	1 257,8	1 155	0,5	40,9	99,8
Godkänt badvatten	NEJ	NEJ	NEJ	NEJ	JA	JA	JA
Tid till koncentration [h]	56	59	96	96	96	96	96
Tid tills påverkan [h]	7	6	51	53	—	48	73
Maximal koncentration [m ³ brädd/m ³]	Samma	Samma	Samma	Samma	—	—	Samma
Djup [m]	—	—	—	—	—	—	—
CFU/100 ml vid maximal koncentration	—	—	—	—	—	—	—
Tid till maximal koncentration [h]	—	—	—	—	—	—	—



Figur 21. Utbredning av föroreningsplym för scenario 7.

En skillnad i föroreningens utbredning mellan de olika modelleringslagren ses i de södra delarna där lager 12 har en mindre spridning (Figur 21). Föroreningsplymen sprids främst längst östra kanten av Norra Björkfjärden för att sedan spridas ut och kontaminera hela fjärden. Vid längre simuleringsstid skulle förmodligen Krägga och Ekolsundsviken erhålla höga koncentrationer. Vällsviken och råvattenintaget påverkades av föroreningarna tidigt och hade mycket höjda koncentrationer under resten av simuleringen till följd av den stora utsläppsmängden. Efter 2,5 dygn avtar koncentrationen i Vällsviken och råvattenintaget, vilket tyder på de maximala koncentrationerna erhållits (Figur 22).



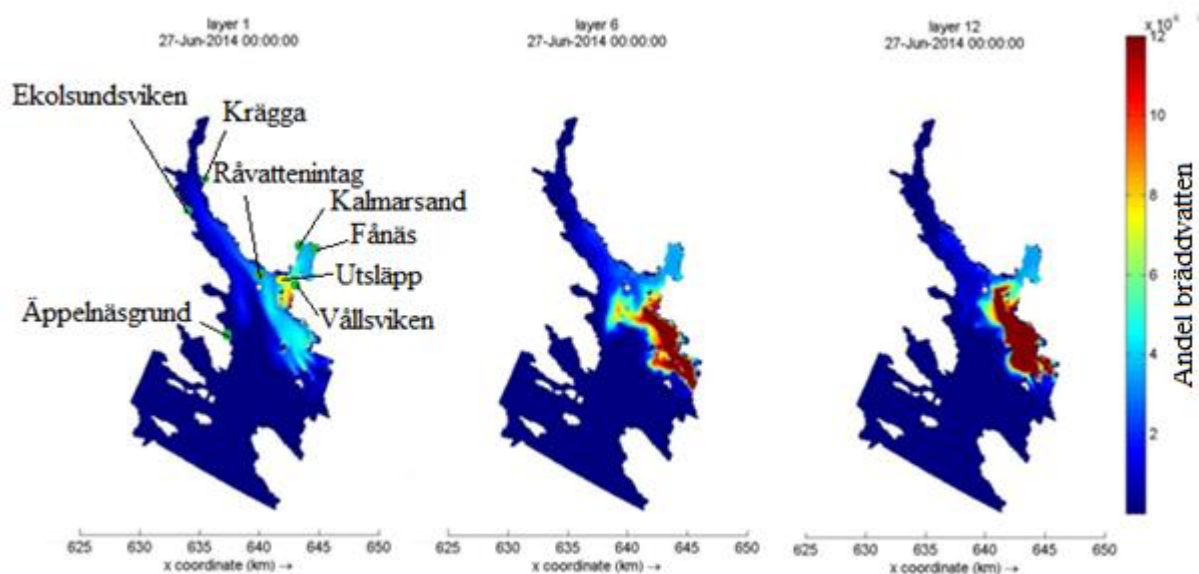
Figur 22. Jämförelse av koncentrationsförändringen för utvalda intresseplatser. Y-axeln representerar kubikmeter bräddvatten per kubikmeter sjövattnet.

4.2.3.8 Scenario 8

I Tabell 25 redovisas resultaten från intresseplatserna för simulering i nordlig medelvind. Vid bräddning av 77 m³ orenat, svalt avloppsvatten under en timme kommer ingen av de studerade intresseplatserna överskrida gränsvärdena för otjänligt badvatten. Råvattenintaget erhöll högst koncentration av de studerade platserna och påverkades tidigast (Figur 24). Efter cirka 18 timmar erhöll råvattenintaget en koncentration över 10⁻⁶ kubikmeter bräddat vatten per kubikmeter sjövattnet, därefter påverkades Vållsviken efter ytterligare tre timmar. För råvattenintaget, Fånäs och Kalmarsand erhölls en tydlig koncentrationstopp som avtog under simuleringens slut (Figur 24). Föroreningsplymens utbredning varierade kraftigt i vattenpelaren (Figur 23). I de övre lagren pressade den östra vinden delar av föroreningen mot Ekolsundsviken och föroreningen spädades således ut och täckte större delar av Björkfjärdens ytvatten. Föroreningen i det djupaste lagret följde däremot Björkfjärdens östra kant ut från simuleringssområdet under hela simuleringen. En liten "svans" i de mellersta lagren skulle kunna komma att förorena Äppelnäsgrund vid längre simuleringstid. Trots koncentrationsskillnader mellan lagren i Figur 23 erhölls ingen koncentrationsskillnad i intresseplatsernas vattenpelare.

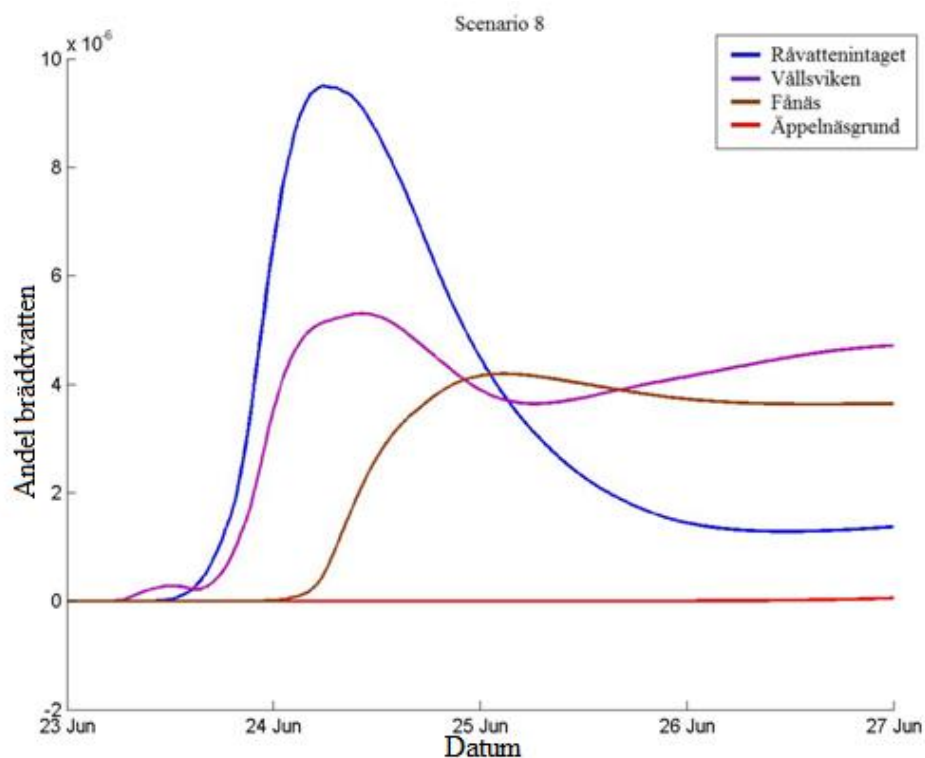
Tabell 25. Sammanställning av mätresultat från scenario 8. "Koncentration" är erhållen koncentration, mätt i m³ bräddvatten per m³ från scenario 8. För samtliga badplatser är värdet taget 30 cm under ytan råvattenintagets mät punkt är 16,5 meter under ytan. "Tid till koncentration" är tid till koncentrationen. "Tid till påverkan" är tiden då koncentrationen överstiger 10⁻⁶ m³ bräddvatten per m³ sjövattnet. "Maximal koncentration" är den högsta erhållna koncentrationen i vattenpelaren. Godkänt badvatten om uppskattade patogenhalten är under 1 000 CFU per ml. En tom ruta innebär att värdet antingen inte uppfyllts eller inte ansetts högt nog

Intresseplats	Intag råvatten	Vållsviken	Kalmarsand	Fånäs	Krägga	Ekolsundsviken	Äppelnäsgrund
Koncentration [m ³ _{brädd} /m ³]	9,5*10 ⁻⁶	5,2*10 ⁻⁶	4,3*10 ⁻⁶	4,3*10 ⁻⁶	3,4*10 ⁻⁷	2,8*10 ⁻⁷	5,3*10 ⁻⁸
Uppskattad CFU/100 ml	22,8	12,6	10,3	10,2	0,8	0,6	0,1
Utmärkt badvatten	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Tid till koncentration [h]	32	34	49	48	96	96	96
Tid tills påverkan [h]	18	20	29	29	---	---	---
Maximal koncentration [m ³ _{brädd} /m ³]	3,15*10 ⁻⁵	Samma	Samma	Samma	---	---	---
Djup [m]	14,5	0,3	0,3	0,3	---	---	---
CFU/100 ml vid maximal koncentration	75	---	---	---	---	---	---
Tid till maximal koncentration [h]	34	---	---	---	---	---	---



Figur 23. Utbredning av föroreningsplym efter fyra simulerade dagar med östlig medelvind och 13°C temperatur i det bräddade vattnet.

Utbredningen varierade kraftigt mellan lagren. Till följd av den östliga vinden sprids ytlagret delvis västerut mot Krägga och Ekolsundsviken. Stora koncentrationer följer Norra Björkfjärdens östra kanten. I lager 6 observeras en del av föroreningen som vid längre simuleringsstid skulle kunna spridas till Äppelnäsgrund. Vällsviken och råvattenintaget påverkades tidigt men efter en tydlig koncentrationstopp avtog koncentrationerna (Figur 24). Fånäs och Kalmarsand följde samma trend med att ha ett koncentrationsmaximum följt av en avtagande koncentration. Då ingen mer förorening tillförs bör koncentrationen för platserna fortsätta att avta.



Figur 24. Jämförelse av koncentrationsförändringen för några av intresseplatserna. Y-axeln representerar kubikmeter bräddvatten per kubikmeter sjövattnet.

4.2.3.9 Scenario 9

Eftersom resultaten från scenario 9, simulering av västlig medelvind och kallt utgående avloppsvatten, har redovisats, jämförts och funnits likvärdig med samma vindriktning men med varmare bräddat vatten hänvisas läsare till resultatdelen för scenario 3 för grafer och resultatbeskrivning. Sammanställning av simuleringsresultat från scenario 9 redovisas i Tabell 26.

Tabell 26. Sammanställning av simuleringsresultat från scenario 9. "Koncentration" är erhållen koncentration, mätt i m³ bräddvatten per m³ från scenario 8. För samtliga badplatser är värdet taget 30 cm under ytan råvattenintagets mätpunkt är 16,5 meter under ytan. "Tid till koncentration" är tid till koncentrationen. "Tid till påverkan" är tiden då koncentrationen överstiger 10⁻⁶ m³ bräddvatten per m³ sjövattnet. "Maximal koncentration" är den högsta erhållna koncentrationen i vattenpelaren. Godkänt badvatten om uppskattade patogenhalten är under 1 000 CFU per ml. En tom ruta innebär att värdet antingen inte uppfyllts eller inte ansetts högt nog

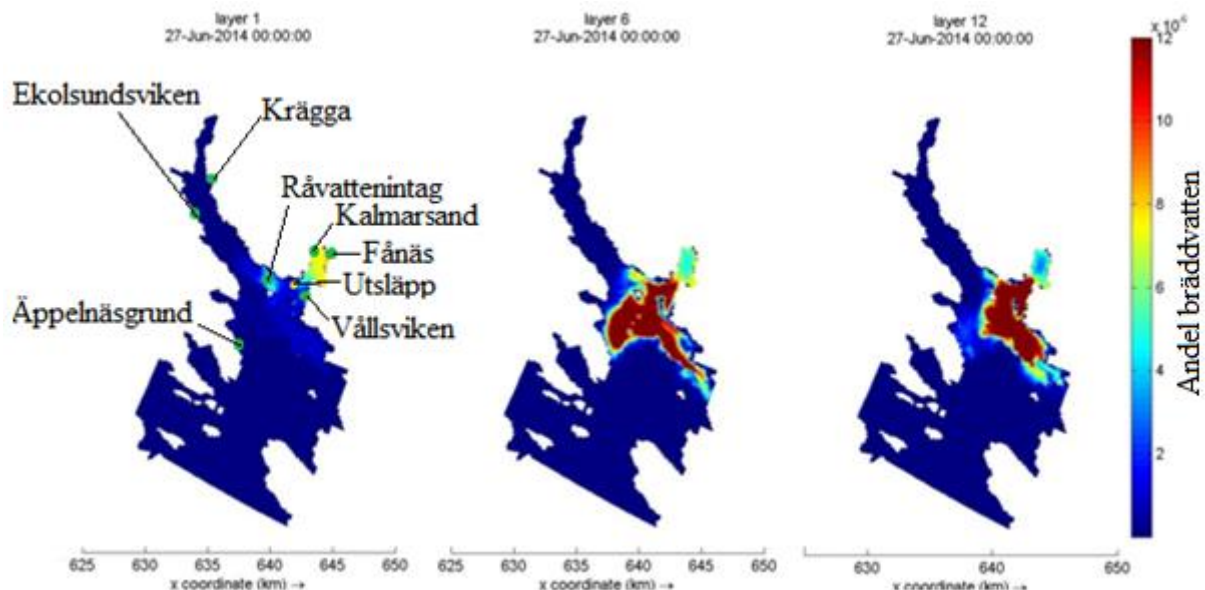
Intresseplats	Intag råvatten	Vålsviken	Kalmarsand	Fånäs	Krägga	Ekolsundsviken	Äppelnäsgrund
Koncentration [m ³ brädd/m ³]	1,535*10 ⁻⁶	2,43E-06	2,03*10 ⁻⁶	1,88*10 ⁻⁶	0	0	1,20*10 ⁻⁷
Uppskattad CFU/100 ml	3,7	5,8	4,8	4,5	0	0	0,3
Godkänt badvatten	JA	JA	JA	JA	JA	JA	JA
Tid till koncentration [h]	96	96	96	96	96	96	96
Tid tills påverkan [h]	17	20	30	32	–	–	–
Maximal koncentration [m ³ brädd/m ³]	4,25*10 ⁻⁶	Samma	Samma	Samma	–	–	–
Djup [m]	7	0,3	0,3	0,3	–	–	–
CFU/100 ml vid maximal koncentration	10,2	–	–	–	–	–	–
Tid till maximal koncentration [h]	96	–	–	–	–	–	–

4.2.3.10 Scenario 10

I Tabell 27 redovisas resultaten från intresseplatserna för simulering i vindstilla förhållanden. Bräddning av 77 m³ orenat avloppsvatten erhöll att ingen av intresseplatserna hade en uppskattad patogenhalt över de rekommenderade värdena för utmärkt badkvalité. Vällsviken var den intresseplats som erhöll högst koncentration, samt som påverkades tidigast av ett utsläpp. I Figur 26 ses Vällsvikens tydliga koncentrationstopp, vilken snabbt avtar allt eftersom föroreningsplymen driver vidare. Råvattenintaget hade en konstant ökande koncentration, intaget hade också en relativt lång tid innan påverkan (Tabell 27). Till följd av vindstilla förhållanden erhölls mindre omblandning i sjön vilket resulterade i en koncentrationsskillnad i vattenpelarna. Detta visualiseras i Figur 25 där koncentrationsskillnaden kan ses. Eftersom de övre lagren har begränsad koncentration är föroreningsspridningen tydligast i de djupare lagren. Plymen sprids främst mot syd-sydöst vilket resulterade i Vällsvikens snabba påverkan. Därefter följer föroreningen främst östra kanten av Björkfjärden. I de mellersta lagren förekommer en spridning till centrala och västliga delar av Björkfjärden, och som vid längre simuleringstid skulle resultera i påverkan på Äppelnäsgrunds badplats. Krägga och Ekolsundsviken erhöll inga värden från modelleringen. De är således helt opåverkade av ett utsläpp på 77 m³ vid vindstilla förhållanden.

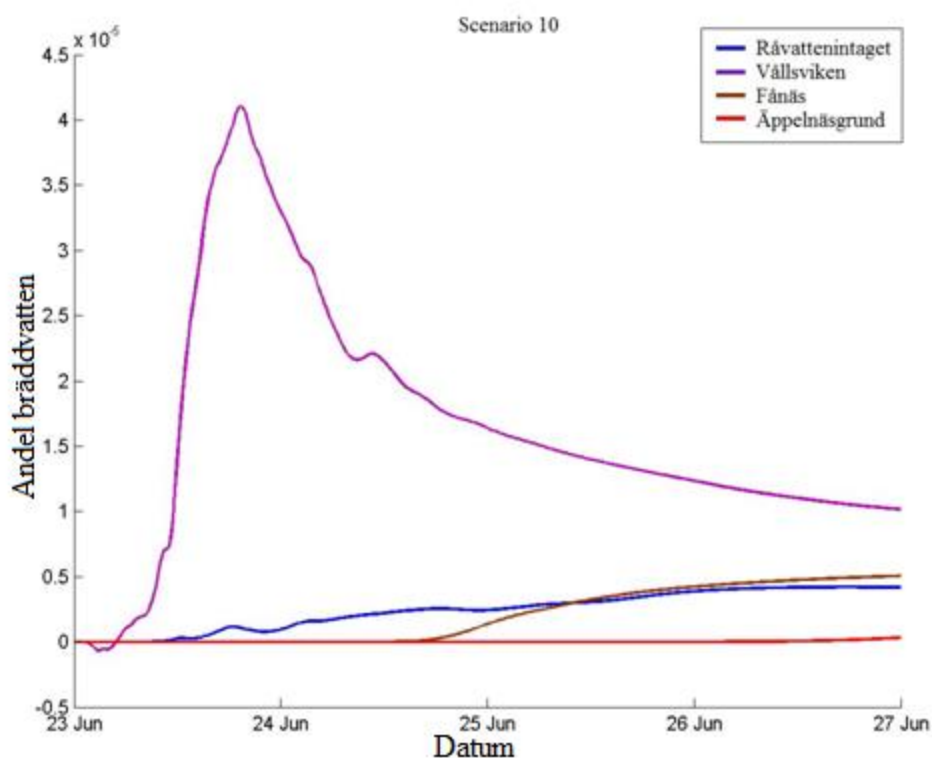
Tabell 27. Sammanställning av mätresultat från scenario 10. "Koncentration" är erhållen koncentration, mätt i m³ bräddvatten per m³ från scenario 10. För samtliga badplatser är värdet taget 30 cm under ytan råvattenintagets mät punkt är 16,5 meter under ytan. "Tid till koncentration" är tid till koncentrationen. "Tid till påverkan" är tiden då koncentrationen överstiger 10⁻⁶ m³ bräddvatten per m³ sjövattnet. "Maximal koncentration" är den högsta erhållna koncentrationen i vattenpelaren. Godkänt badvattnet om uppskattade patogenhalten är under 1 000 CFU per ml. En tom ruta innebär att värdet antingen inte uppfyllts eller inte ansetts högt nog. Krägga och Ekolsundsviken erhöll ingen ökning och således inget värde

Intresseplats	Intag Råvatten	Vällsviken	Kalmarsand	Fånäs	Krägga	Ekolsundsviken	Äppelnäsgrund
Koncentration [m ³ _{brädd} /m ³]	4,2*10 ⁻⁶	4,4*10 ⁻⁵	9,6*10 ⁻⁶	5,0*10 ⁻⁶	Inget värde	Inget värde	3,1*10 ⁻⁷
Uppskattad CFU/100 ml	10,0	104,8	23,0	12,1	–	–	0,75
Utmärkt badvatten	JA	JA	JA	JA	Inget värde	Inget värde	JA
Tid till koncentration [h]	92	20	58	96	–	–	96
Tid tills påverkan [h]	43	6	41	46	–	–	74
Maximal koncentration [m ³ _{brädd} /m ³]	1,39*10 ⁻⁵	Samma	1,33*10 ⁻⁵	1,04*10 ⁻⁵	–	–	5,10*10 ⁻⁶
Djup [m]	3,2	0,3	Ytan	Ytan	–	–	1,5
CFU/100 ml vid maximal koncentration	33,3	–	31,9	24,9	–	–	12,2
Tid tills maximal koncentration [h]	74	–	52	54	–	–	96



Figur 25. Utbredning av föroreningsplym efter fyra dagars simuleringstid utan vind med 17 C i det bräddade vattnet.

Till följd av de vindstilla förhållandena varierar sig utbredningen kraftigt mellan lagren.. Föroreningsplymen sprids främst i de djupare lagren vilket resulterade i en spridning mot östra och västra sidorna av Norra Björkfjärden (Figur 25). En längre simuleringstid skulle ge Äppelnäsgrund en större koncentration. Vällsviken hade en stor och tidig koncentrationsstop vilken avtog under resterande simuleringstid (Figur 26). Råvattenintagets koncentration hade en ökande trend under hela simuleringen, dock krävs längre simuleringstid för att säga någonting om ett eventuellt maximum.



Figur 26. Jämförelse av koncentrationsförändringen för råvattenintaget, Vällsviken, Fånäs och Äppelnäsgrund. Y-axeln representerar kubikmeter bräddvatten per kubikmeter sjövattnet.

4.3 FLÖDESSTRÖMMAR I UTSLÄPPSPUNKTEN

Från utförda simuleringar erhöles flödesvektorer vid reningsverkets utsläppspunkt. Beroende på den simulerade vindens hastighet och riktning varierade flödesströmmarna i storlek samt riktning. Generellt påverkades ytvattenströmmarna mer än bottenströmmarna av vinden (Tabell 28). I Tabell 28 redovisas flödesvärden för samtliga scenarier. Därefter illustreras och redovisas strömningsresultaten för scenario 5, scenario 6 och scenario 10 med bild och i text.

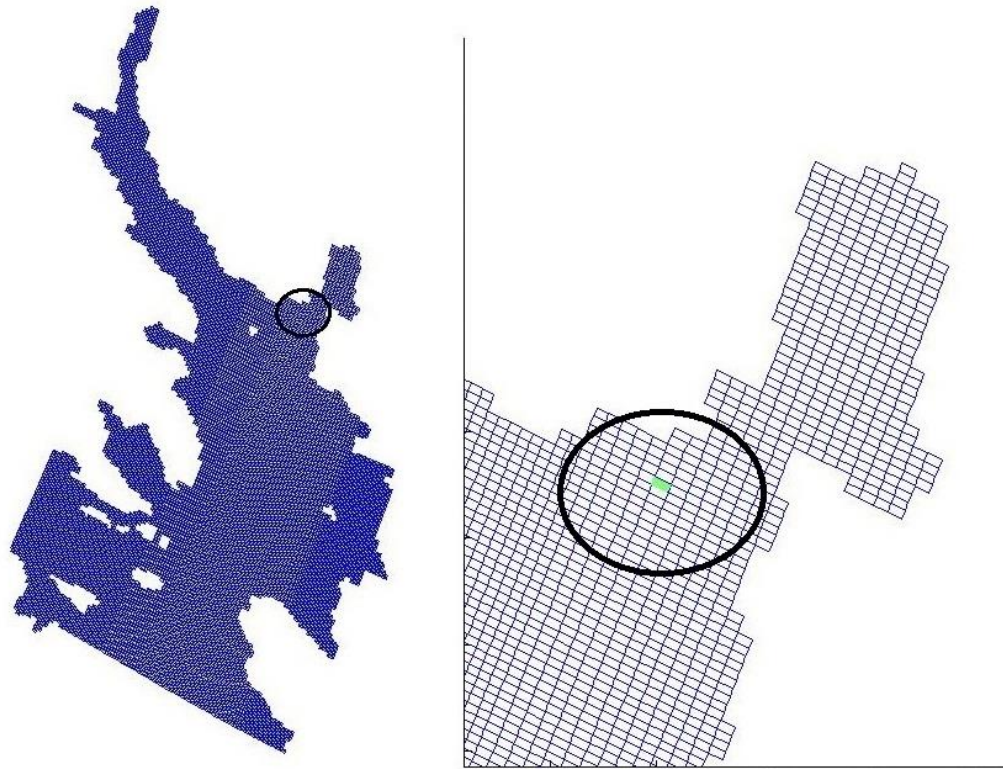
Tabell 28. Sammanställning över vattnets flödesriktning och flödes hastighet. Flödesriktningen visar mot vilket väderstreck vattnet flödar. Vid bestämning av flödesriktning uppskattades riktningen från flödesvektorer. De erhållna resultaten är tagna vid simuleringens slut, efter fyra dygns simuleringstid

	Flödesriktning: Ytvatten	Ytvattenhastighet [ms⁻¹]	Flödesriktning: Utsläppspunkt	Bottenvattenhastighet [ms⁻¹]
Scenario 1	SO	0,0130	SV	0,0147
Scenario 2	NO	0,0541	SSV	0,0101
Scenario 3	OSO	0,0522	SSO	0,0064
Scenario 4	NO	0,0541	SSV	0,0102
Scenario 5	NO	0,0459	SO	0,0108
Scenario 6	NO	0,1388	SV	0,0383
Scenario 7	VNV	0,0671	VSV	0,0376
Scenario 8	N	0,0343	V	0,101
Scenario 9	ONO	0,0523	SSO	0,0068
Scenario 10	NO	0,0641	SSV	0,0102

Flödet vid utsläppspunkten jämfört med flödet vid vattenytan skiljer sig åt, både med avseende på riktning och med avseende på hastighet (Tabell 28). Samtliga scenarier hade en lägre flödes hastighet vid botten än vid ytan, vilket var att förvänta då ytvattenströmmen påverkas mer av vindhastigheten. För det vindstilla scenariot erhålls en högre ytvattenström mot nordost, in mot Kalmarsand och Fånäs badplats, vilket representerar Norra Björkfjärdens naturliga strömningsbild. Samtliga scenarier erhåller bottenströmmar mot syd. Detta är att vänta eftersom samtliga scenarier hade en generell föroreningsspridning mot söder, längst Norra Björkfjärdens östra strandkant. Vid jämförelse mellan scenario 6 och scenario 7 erhålls en stor ytvattenströmningsskillnad i hastigheten. Skillnaden beror på att vind från öst har begränsat med utrymme att påverka strömningsbilden vid utsläppspunkten, medan vinden från sydväst har hela Norra Björkfjärden att påverka ytvattenströmmar (Figur 27).

4.3.1 Vattenströmmar

Vid tolkning av följande flödesfigurer bör läsaren ha i beaktning att de redovisade cellerna inte har samma djup, de har endast samma modellerade lager. Som exempel har utsläppspunkten ett djup på 16,5 meter, cellen under utsläppspunkten är betydligt djupare. Denna djupskillnad resulterar i att vatten som strömmar från utsläppspunkten till nästa cell kan hamna i ett annat modellerat lager. Figur 27 illustrerar reningsverkets utsläppspunkt.



Figur 27. Karta över modellområdet samt förstord bild av reningsverkets utsläppspunkt. Den gröna cellen i höger bild representerar den modellerade utsläppspunkten. Bildernas ringar representerar de celler som redovisas i strömningsfigurerna.

4.3.1.1 Scenario 5

De erhållna strömningsfigurerna visar att ytvattenströmmarna har högre hastighet än bottenströmmarna (Figur 28). Ytvattenströmmarna runt utsläppspunkten har samma riktning som utsläppspunkten har. Detta eftersom ytvattnet påverkas gemensamt av vinden, medan bottenströmmarna påverkas av bottentopografiska variationerna som finns vid utsläppspunkten. Baserat på flödesvektoreorna borde bräddning spridas in mot Kalmarsand och Fånäs. Kalmarsand och Fånäs badplats har snarlik spridningstid som råvattenintagets och Vällsvikens spridningstid, vilket kan förklaras med att vattenströmningarna tvingar bräddvattnet in mot Kalmarsand och Fånäs badplats och bort från Vällsviken och råvattenintaget (Tabell 22).

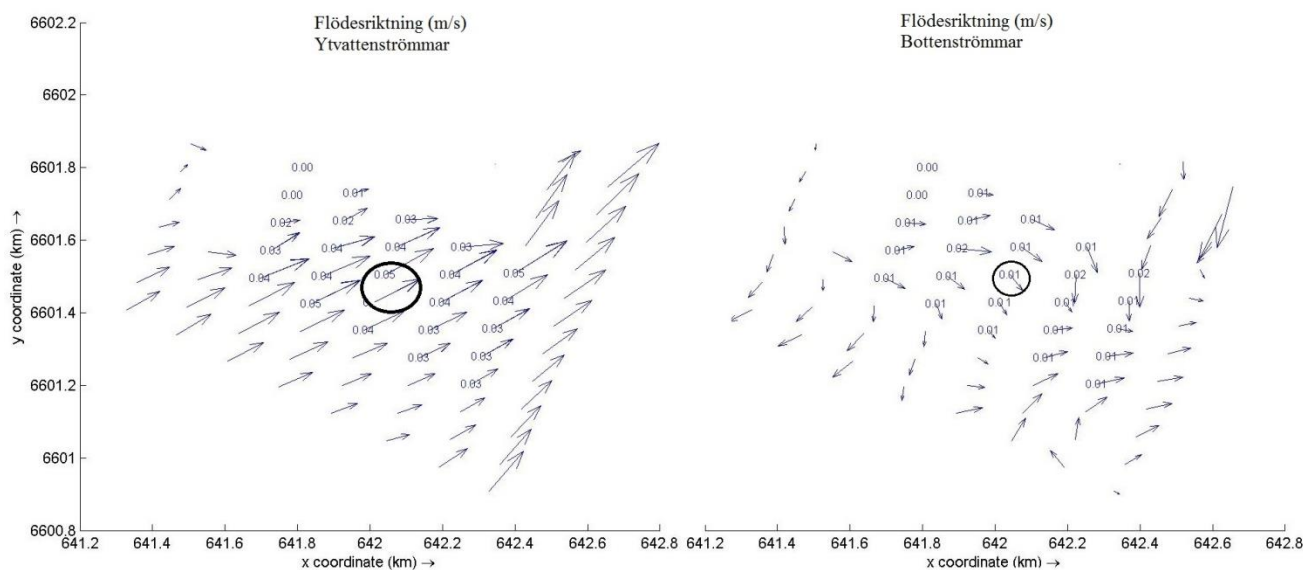


Figure 28. Ytvatten- och bottenströmmarna för scenario 5, simulering med sydvästlig medelvind. Vektorpilarna visar den observerade cellens flödesriktning, medan siffrorna visar flödes hastigheten. Cirkeln visar reningsverkets utsläppspunkt.

4.3.1.2 Scenario 6

Erhållet resultat från strömningsfigurerna från scenario 6 visar kraftiga ytvattenströmmar in mot Kalmarstrand och Fånäs badplats. Ytvattenströmmarna i scenario 6 har cirka tre gånger så stor strömningshastighet än vad scenario 5 erhöill, trots att det är samma vindriktning. Detta kan förklaras med att den modellerade vindhastigheten är större i scenario 6 än i scenario 5, samt att Mälarens ytvattenströmmar påverkas mer vid högre vindhastigheter. På grund av att vinden pressar upp stora mängder ytvatten mot Kalmarstrand och Fånäs har bottenströmmar en motsatt riktning. Detta resulterar i att Vällsviken och råvattenintaget påverkas mycket tidigt (Tabell 23).

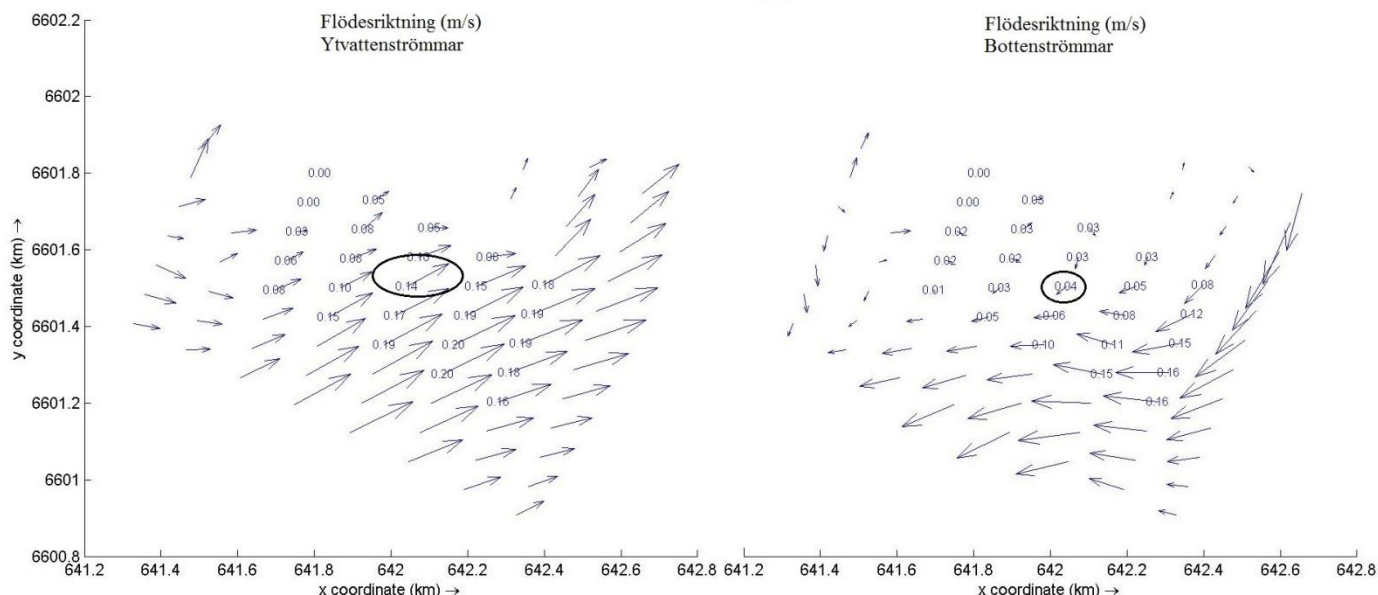
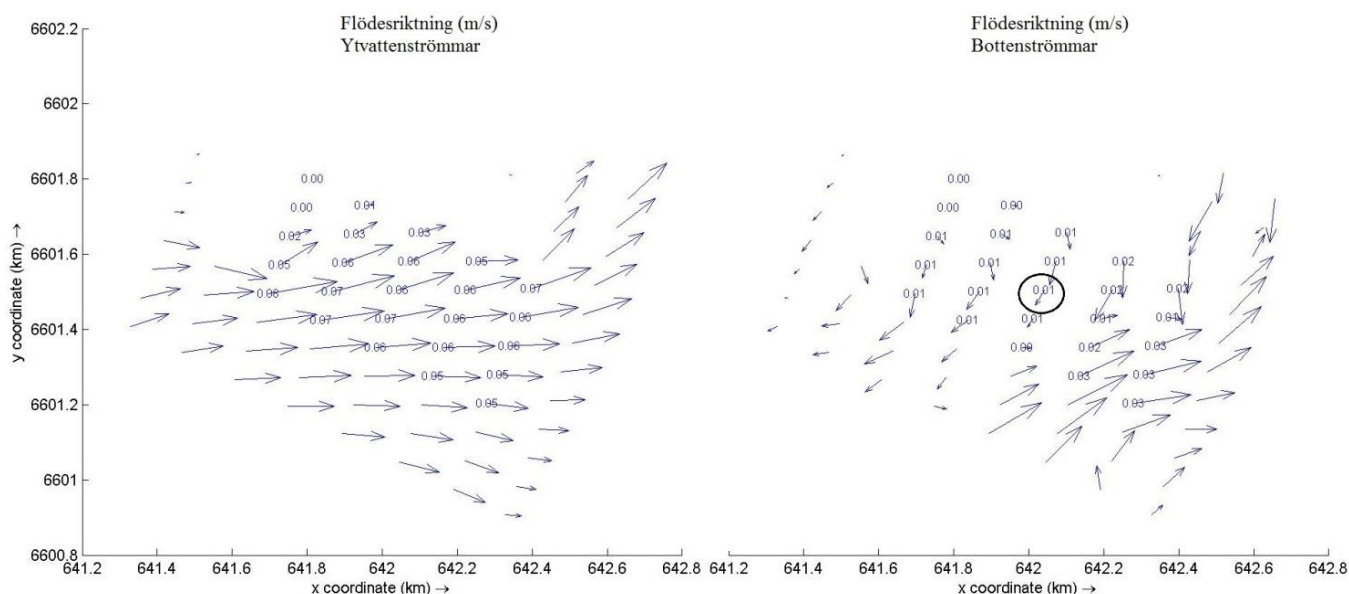


Figure 29. Ytvatten- och bottenströmmarna för scenario 6, simulering med fem sekundmeters sydvästlig vind. Vektorpilarna visar den observerade cellens flödesriktning, medan siffrorna visar flödes hastigheten. Cirkeln visar reningsverkets utsläppspunkt.

4.3.1.3 Scenario 10

Resultat från strömningssimulering för scenario 10 visar måttligt starka ytvattenströmmar mot öst (Figur 30). Jämfört med andra ytvattenflöden visar simulering i vindstilla förhållanden större flödes hastigheter än vad västlig vind visar (Tabell 28). Detta skulle ge att de naturliga ytvattenströmmarna vid reningsverkets utsläppspunkt är riktade in mot Kalmarsand och Fånäs. Resultaten är aningen förbryllande eftersom simulering i vindstilla förhållanden förväntades att ha lägst flödes hastighet på ytvattnet. Bottenströmmarna vid utsläppspunkten är söder ut, mot Vällsviken och Mälarens utsläppspunkt. Detta förklarar Vällsvikens tidiga påverkan av förorening i vindstilla förhållanden.



Figur 30. Ytvatten- och bottenströmmarna för scenario 10, fem sekundeters östlig vind. Vektorpilarna visar den observerade cellens flödesriktning, medan siffrorna visar flödes hastigheten. Cirkeln visar reningsverkets utsläppspunkt.

5. DISKUSSION

I diskussionen diskuteras de resultat som erhållits under examensarbetets gång. För MIKE–Urban delen av projektet redovisas de föreslagna utredningarna.

5.1 SPRIDNINGSMODELL

Nedan diskuteras hur parameterväl påverkar simuleringsresultaten, hur modellen skiljer sig från verkligheten samt hur andra parametrar skulle påverka modellen.

Eftersom varje temperaturskiktad simulering tog cirka 16 timmar att simulera fanns begränsade möjligheter att studera hur specifika variabler påverkade spridningen. Ett längre besök på SMHI hade krävts för att studera variablernas påverkan på spridningen.

I och med att råvattenintaget är ett vattenintag för dricksvatten och inte en badplats går råvattenintaget inte under Europaparlamentets badvattendirektiv. Råvattenintaget jämförs således inte med samma patogenhalt som badplatserna jämförs med. Från Tabell 2 ges att en ytvattentäkt har mikrobiell påverkan vid patogenvärden över 500 CFU per 100 ml. Resultaten i simuleringar med temperaturskiktat vatten ger att detta gränsvärde endast överskrids då en kraftig bräddning inträffar.

5.1.1 Vindhastigheten

Vindhastigheten påverkade spridningen av avloppsvattnet. Beroende på vindhastighet varierade ytvattenströmmar vilket således ledde till att föroreningarna spreds olika. Scenarier med olika vindriktningar prioriterades över antal scenarier med olika vindhastigheter. Detta resulterade i att antalet scenarier med olika vindhastighet begränsats till ett fåtal, speciellt för temperaturskiktade simuleringar. Från resultat från oskiktade och skiktade simuleringar erhöles att vindhastigheter vid fem sekundmeter eller mer påverkade ytvattenströmmarna kraftigt jämfört med en vindhastighet under fem sekundmeter. Detta kan observeras i scenario 6 och scenario 7 där vindhastigheten är fem sekundmeter. Trots att det simulerade utsläppet är markant större erhålls strömningsvektorer i ytvattnet vilka bekräftar att högre vindhastigheter spelar stor roll för ytvattenspridningen. Vid jämförelse mellan scenario 5, sydvästlig medelvind, och scenario 6, sydvästlig stark vind, erhålls en markant snabbare spridningstid och en större koncentration i scenario 6. Då scenario 6 hade ett större utsläpp är det svårt att säga hur stor roll vindhastigheten betyder för spridningen. Det kvarstår dock att den har stor betydelse.

Simuleringen under vindstilla förhållanden resulterade i ett väldigt begränsat utbyte av bräddat vatten mellan sjöbotten och ytan. Teoretiskt sett bör det varma utsläppet stiga mot ytan då dess densitet är lägre än densiteten för kallt vatten, men det är möjligt att det varma avloppsvattnet kyls ner direkt efter utsläppet och att det således får en högre densitet. Detta resulterar i slutsatsen att omblandningen i Norra Björkfjärden till stor del baseras på vindhastigheten. Att vinden till stor del påverkar vertikalomblandningen stöds av en modellstudie av Mälaren utförd av Liungman et al., (2010). För badgäster i hela Bålsta-regionen, förutom i Vällsviken, bör det således vara fördelaktigt att ett utsläpp äger rum vid lägre vindhastigheter. Mälarens naturliga flöden sprider då föroreningarna till Norra Björkfjärdens djupare delar där de inaktiveras med hjälp av naturliga processer.

5.1.2 Vindriktning

Av de simulerade vindriktningarna i medelvind gav endast scenario 1, nordlig vind, upphov till uppskattade patogenvärden över 100 CFU per 100 ml vatten. För scenario 1 fick råvattenintaget 130 CFU per 100 ml vatten. Detta är dock fortfarande en bit under de

gränsvärden för utmärkt badvattenkvalité som EU har angett. Vindriktningen är således inte enbart skälet till att intresseplatser förorenas. Vid ett eventuellt utsläpp är det ofördelaktigt om det är en nordlig vind, både med avseende på mängden patogener, speciellt till råvattenintaget och Vällsviken, och med avseende på spridningstiden. Vid medelvinden har verksamhetsutövare begränsad tid med att gå ut med varningar och åtgärder för att förhindra att människor exponeras för föroreningarna. Exempelvis hade endast scenario 6 och scenario 7, scenariona med kraftigare vind och större utsläpp, en liknande spridningstid som för scenariot med nordlig vind. Vid ett större utsläpp vid nordlig vind skulle spridningstiden således minska ytterligare.

Med avseende på koncentrationen är den mest fördelaktiga vindriktning västlig vindriktning. Vid västlig vind erhöles ingen uppskattad patogenhalt över 7 CFU per 100 ml för någon av intresseplatserna, vilket kan förklaras med att föroreningsplymen följer östra kanten av Norra Björkfjärden. Efter 96 timmars simulerad tid börjar dock en del av föroreningsplymen nå Äppelnäsgrund vilket, om plymen når Äppelnäsgrund, skulle resultera i en uppskattad patogenhalt på cirka 24 CFU per 100 ml. Spridningstiden vid västlig vind är dessutom inom rimliga gränser för att hinna utföra åtgärder.

Med avseende på vindriktning är sydvästlig vind den mest fördelaktiga. Vid en bräddad mängd på 77 m³ orenat avloppsvatten påverkades den första intresseplatsen, Vällsviken, inte förrän efter 40 timmar, vilket ger verksamhetsutövare gott om tid att gå ut med varningar. Vid jämförelse med kraftigare vind och större utsläpp för samma vindriktning är de optimala siffrorna ett minne blott. Med fem sekundeters sydvästlig vind och ett större utsläpp påverkas Vällsviken efter bara cirka sju timmar, följt av råvattentäkten efter ytterligare tre timmar. Det är således svårt att säga huruvida vindriktningen, vindhastigheten eller utsläppsmängden är den variabel som påverkar spridningen mest.

5.2 MODELLDISKUSSIONER

Den delmodell som användes i detta examensarbete baserades på SMHIs Mälarmodell som togs fram år 2012 till år 2013 för att studera hur muddring och dumpning påverkade delar av Mälaren. När modellen togs fram validerades modellen med ett begränsat antal tillflöden. Detta innebär att bäckar, kanaler och dagvattenutsläpp, som inte påverkar helhetsströmmen, ej inkluderats i modellen. Då examensarbetet simulerade en mindre del av Mälaren ansågs det relevant att efterlikna verkligheten till den mån som var möjlig. Därför adderades två bäckar vilka bidrar till flödesbilden i Ekolsundsviken. Att just dessa användes var på grund av att information om bland annat flöde fanns tillgängligt i Vatteninformationssystem Sverige. Utöver detta finns ytterligare flöden och aktiviteter som påverkar strömningsbilden i Mälaren vilka inte går att modellera på ett deterministiskt sätt. Friluftsbåtar är exempelvis vanliga på sommaren och deras rörelse ändrar den lokala strömbilden i Mälaren.

Allt eftersom modelleringen pågick blev det tydligt att ytterligare parametrar och processer i modellen som påverkade strömningsbilden. En av dessa är vattenverkets råvattenintag. Råvattenintaget pumpar konstant in vatten vilket förmodligen skulle resultera i en större spridning mot råvattenintaget och således minska spridningen till bland annat Vällsviken. Dessvärre insågs detta för sent vilket resulterat i de utförda simuleringarna inte har någon påverkan från råvattenintaget. Mellan år 2010 och år 2014 tog Bålsta vattenverk upp 4 888 m³/d vatten vilket skulle motsvara en halv promille av vad som strömmar in i modellen. Flödet in till dricksvattenverket är lägre än vad som kommer ut från avloppsreningsverket. Råvattenintaget påverkar förmodligen den lokala strömbilden och framtida utredningar bör därför modellera ett intag av råvatten.

Resultaten från de oskiktade scenarierna skiljer sig stort från scenarierna med temperaturskiktat vatten. Detta är att förvänta eftersom temperaturskiktningen bildar ett temperatursprångskikt. Resultaten skiljer sig eftersom det sker ett begränsat utbyte av vattenmassor mellan temperaturgradienten. Skillnaden noteras främst i Figur 7 och Figur 8 då föroreningsspridningen i det oskiktade scenariot är mer jämn mellan modelleringslagren.

På grund av modellens upplösning avrundades djupkurvor som annars skulle kunna påverka strömningsbilder. Exempelvis finns Myrskären, två mindre öar precis vid råvattenintaget, som påverkar strömningsbilden lokalt.

Spridningsmodellen baseras på ett utsläpp av att 77 kubikmeter orenat spillvatten släpps ut i Norra Björkfjärden. Från Bålsta reningsverks miljörapporter från år 2010 framgår det att en bräddning av reningsverket generellt varit större än 77 kubikmeter. Efter reningsverkets ombyggnation har dock reningsverket bräddats vid färre tillfällen, och då bräddning inträffat har en mindre volym bräddats. Detta gäller dock inte under den stora bräddningen våren 2015 eftersom bräddningen då uppkom till följd av icke fungerande inloppspumpar (Salmonsson, pers., med. 2 april 2015). Pumparna byttes kort efter den stora bräddningen och har sedan dess fungerat. Till följd av de åtgärder reningsverket utför för att minimera bräddning är det därför rimligt att simulera en mindre mängd bräddat spillvatten än medelvärdet från Tabell 7.

Delft3D-Flow tar ingen hänsyn till den naturliga inaktiveringen och avskiljningen av patogener. Examensarbetet menade att visa vilken påverkan avloppsvattnet har på olika platser. Erhållna koncentrationer efter långa simuleringstider kan således vara aningen missvisande. I verkligheten kan patogener sedimentera och/eller dö under spridningen vilket innebär att de uppskattade patogenhalterna förmodligen är överskattade. Det är dock bättre att överskatta risker än att underskatta dem, speciellt när det gäller människors hälsa.

Under modelleringen av temperaturskiktade förhållanden antogs det bräddade vattnet att ha en temperatur på 17 °C. Detta är troligtvis en för hög temperatur på avloppsvatten som bräddats innan avloppsvattnet nått reningsverket. Resultaten från de kalla och varma scenarierna visade dock på att spridningen inte uteslutande beror på det bräddade vattnets temperatur. De erhållna resultaten anses således vara trovärdiga.

För att minimera simuleringstiden för ett scenario minskades antal modellceller från över 2 076 000 till cirka 300 000, vilket gav en simuleringstid på 16 timmar för ett scenario. Detta innebar att simuleringsberäkningar endast skedde i Norra Björkfjärden, och inte i hela Mälaren. Att minska antalet celler i en modell är en teknik som oceanografer på SMHI använt i deras Mälarenprojekt och som de rekommenderade under studiebesöket. Minskningen av antalet modellceller innebar vissa antaganden. Ett av dessa var att hela flödet i Mälaren flödar förbi Norra Björkfjärden. Det är sannolikt att en simulering med samtliga 2 076 000 celler skulle ge andra resultat än de erhållna, dock uppskattas det att eventuella skillnader inte skulle ge betydande förändringar i spridningstid och koncentration av bräddvatten. Detta poängteras även av SMHI (Åström, pers. med., 26 maj 2015). Under examensarbetet fanns ingen möjlighet att utföra en spridningssimulering med hela Mälaren.

Att använda Delft3D för att simulera utsläpp från bland annat reningsverk är en av SMHIs professionella tjänster (Åström, pers. med., 23 april 2015). Det är i kombination med SMHIs ”Mälarmodell” och deras kompetens inom Delft3D som detta examensarbete blivit möjligt att

göra. Olyckligtvis är SMHIs Delft3D spridningsprojekt sekretessbelagd information vilket gör att det finns få liknande rapporter att referera till (Andersson, pers., med. 25 maj 2015).

5.3 MIKE-URBAN

5.3.1 Föreslagna utredningar

SWECO har sedan ett par år tillbaka utfört flödesmätningar i Håbo kommuns spillvattenledningsnät vilka är menade att användas för bland annat eventuella spillvattenmodeller (Hanson, pers. med., 19 mars 2015). I början av examensarbetet fanns förhoppningar att använda de obearbetade rådata som SWECO mätt under åren. Dessvärre erhöles inge data från SWECO då de ej ville dela med sig av icke färdigställda resultat. Det rekommenderas därför att färdigställa den valideringsdata som Håbo kommuns beställt från SWECO. Detta är ett måste för att kunna jämföra en uppställd modell med verkliga händelser och således bekräfta att det modellerade spillvattennätet påverkas av nederbörd på liknande sätt som det verkliga spillvattennätet gör.

Bålsta spillvattenledningsnät höjddatasystem baseras på det mer än tio år utdaterade höjdsystem Rikets Höjdsystem 1900, RH00 (Lilje et al., 2007; 7 Hodzic, pers. med., 7 april 2015). RH00 baseras på Sveriges första precisionsavvägning som utfördes i slutet av 1800-talet och början av 1900-talet (Lilje et al., 2007). År 2005 byttes RH00 ut mot det nya referenssystemet Rikets Höjdsystem 2000, RH2000, vilket baseras på mätningar gjorda mellan år 1979 till år 2003. Det officiella höjdsystemet togs fram för att minimera fel samt att kunna användas i lokala, regionala, nationella och i internationella projekt med hög kvalitet.

Vid examensarbetets tidpunkt fanns det ingen koppling mellan Bålstas hushålls vattenkonsumtion och samma dess spillvattenproduktion (Hanson, pers. med., 20 april 2015). Genom att koppla spillvattenproduktionen till vattenförbrukningen för ett hushåll erhålls en mer verklighetsförankrad flödesvariation över ett dygn än ifall ett schablonvärde för ett hushålls spillvattenproduktion över ett dygn. Detta rekommenderas även av Matthias von Scherling, utredningsingenjör på Stockholms Vattens AB (Scherling, pers. med., 21 april 2015). Matthias har flera års erfarenhet av ledningsnätmodellering då han varit medverkande i flera modelleringsprojekt inom Stockholms Vatten AB.

För att konstruera en beräkningsmodell krävs att viss indata så som spillvattenledningars position, dimension och material finns tillgängligt. Mycket data går att approximera och uppskatta med hjälp av rekommendationer av bland annat Svenskt Vatten AB. I ett försök att komplettera de bristfälliga data om spillvattennätets position i Z-led skapades ett Matlab-script vilken var tänkt att approximera spillvattennätets höjdläge med den rekommenderade minsta lutningen ett spillvattenledningsnät kan ha för att fortfarande transporteras med självfall. Matlab-scriptet tog dock ingen hänsyn till topografiska höjdskillnader vilket resulterade i att uppskattade spillvattenledningar stundvis hade ett djup över fem meter under marken. Enligt VA-ingenjörer i Håbo kommun har de djupaste spillvattenledningar ett djup på två och en halv meter under markytan vilket gav approximationerna en stor osäkerhet (Hanson, pers. med., 7 maj 2015). Det rekommenderas därför starkt att Bålsta reningsverk utreder spillvattennätets position under marken för att få maximala förutsättningar för en korrekt uppställd modell utan antaganden. Bålstas spillvattenledningsnät saknade dessutom information om dimension och material för delar av spillvattennätet. För att kunna beräkna flöden och energiförluster i spillvattenledningsnät rekommenderas det även att göra utredningar på dimensioner för spillvattennätet, men också för konstruktionsmaterialet.

För att modellera regnberoende infiltration till spillvattenledningar finns funktionen *Rain dependant infiltration*, RDI i MIKE–Urban MOUSE (Gustafsson et al., 2010). I RDI-funktionen beräknas en långsam infiltration till spillvattenledningen vilken ofta förekommer någon dag efter att en nederbörd inträffat samt en snabbare infiltration som förekommer kort efter nederbörden. Genom att kombinera de bägge infiltrationstyperna återspeglas en verklighen infiltration mer. För att beräkningsprogrammet ska beräkna dessa infiltrationer rätt krävs en viss mängd data om den simulerade marken. Det behövs bland annat information på vilken nivå grundvattenytan befinner sig och hur mycket vatten olika markzoner kan bära.

5.4 SAMMANFATTNING

Från examensarbetets resultat går det att göra generella rekommendationer och uppskattningar som kan användas för att förhindra mänsklig exponering av ett eventuellt utsläpp av orenat avloppsvatten. Samtliga simuleringarna i examensarbetet är utförda på samma sätt, med instruktioner och handledning av SMHIs oceanografiska grupp.

Orenat avloppsvatten påverkar patogenhalten i Norra Björkfjärden. Beroende på mängden utsläpp, vindriktning och vindhastighet varierar spridningstiden och den maximala koncentration en intresseplats får. Av de studerade platserna påverkades Vällsviken och Bålsta vattenverks råvattenintag av utsläppet först. Vid ogynnsamma förhållanden har verksamhetsutövare på Bålsta reningsverk cirka fem timmar på sig att vidta åtgärder för att förhindra att en människa exponeras för orenat avloppsvatten. Vid gynnsamma förhållanden erhöles ingen risk för att en av de studerade platserna överskrider gränsvärden för utmärkt badkvalité på vattnet.

Från Havs- och vattenmyndighetens sammanställning av badvattenkvalité erhålls dock att Kalmarsand och Fånäs stundvis har för höga patogenhalter. Modellresultat visar att detta skulle kunna vara en konsekvens av stora mängder bräddat avloppsvatten. Från sammanställningen av badvattenkvaliteten erhålls dock höga patogenvärden i flera prover efter varandra vilket visar på att andra punktkällor kan ligga till grund för de höga värdena. Till exempel finns flera hamnbryggor i närheten av Kalmarsand och Fånäs vilka kan ha bidragit till föroreningen då större båtar kan tömma sina septiktankar i närheten av badplatserna.

I och med att detta är en simuleringsstudie bör studien kompletteras med provtagningar vid de studerade platserna då en bräddning inträffat, för att med säkerhet påvisa reningsverkets påverkan på en given plats. Resultaten från spridningssimuleringarna kan då användas för att uppskatta när och var patogenprover skall tas.

För att ytterligare minimera Bålsta reningsverks påverkan på Norra Björkfjärden rekommenderas ytterligare studier och utredningar, dels på hur patogenreducerande metoder kan implementeras i reningsverket, och dels hur spridningen från reningsverket kan minimeras. Ett exempel är att variera reningsverkets utsläppspunkt samt att komplettera utsläppstekniker så som mindre utsläpp längst utsläppsledningen för att undvika höga koncentrationer i få punkter. För att förhindra bräddning vid inloppspumparna till reningsverket bör retentionshöjande bassänger studeras för att minimera bräddning till följd av höga flöden. Enligt Tobias Salmonsson finns i nuläget ingen rening av bräddat avloppsvatten då bräddning sker före reningsverk (Salmonsson, pers. med., 9 september 2015). Genom att grovrena bräddat avloppsvatten kan Bålsta reningsverk således minska dess mikrobiella påverkan på Norra Björkfjärden.

6. SLUTSATS

När Bålsta reningsverk bräddas påverkas patogenhalten i Norra Björkfjärden. Spridningen av avloppsvattnet beror främst på mängden bräddat avloppsvatten, rådande vindriktning samt vindhastighet. Generellt påverkades Vällsviken samt Bålsta vattenverks råvattenintag tidigast samt med högre koncentration än resterande badplatser. Till följd av Norra Björkfjärdens naturliga strömmar påverkades inte Krägga och Ekolsundsviken märkbart av en bräddning. Kalmarsand och Fånäs har en viss påverkan beroende på vindriktningen. Äppelnäsgrund erhåller en påverkan vid sydlig- och sydvästlig vindriktning.

På grund av Norra Björkfjärdens naturliga strömmar sprids ett bräddat utsläpp främst längs Norra Björkfjärdens östra kant. Beroende på rådande vindhastighet och vindriktning erhålls en viss spridning i annan riktning.

Vid medelvindhastighet i kombination med begränsad mängd bräddat avloppsvatten överskrider ingen av de studerade platserna Europaunionens Badvattendirektiv för utmärkt badvattenkvalité. Det anses därför inte vara någon risk att bada i närheten av Bålsta reningsverks badplatser vid en mindre bräddning. Vid en större bräddning bör verksamhetsutövare på Bålsta reningsverk vidta åtgärder för närliggande badplatserna då samtliga badplatser förutom Krägga och Ekolsundsviken erhöll patogenvärden vilka överskrider patogenhalter för otjänligt badvatten vid bräddning av 5 000 m³. Vid dessa bräddmängder bör verksamhetsutövare på reningsverket varna Bålsta vattenverk om de förhöjda patogenhalterna. Vattenverket kan då öka effektiviteten på de patogenreducerande effekterna för att minimera risken att patogener överlever vattenverkets processer.

Ett utsläpp i nordlig medelvind gav högst uppskattad patogenmängd för Bålsta vattenverks råvattenintaget, dock var koncentrationerna inom gränserna för utmärkt badvattenkvalité. En större bräddningsmängd vid högre vindhastighet skulle med stor sannolikhet resultera i kraftigt förhöjda värden. Det anses därför att ett utsläpp i nordlig vindriktning är mest ofördelaktigt för Bålsta vattenverk.

Bräddning i västlig vindriktning gav generellt lägst koncentrationer på samtliga studerade platser samt relativ lång spridningstid till dessa. Trots detta anses det mest fördelaktigt att bräddning sker vid vindstilla förhållanden, främst eftersom Norra Björkfjärdens omblandning i första hand påverkas av vindhastigheten. En bräddning i vindstilla förhållanden ger således att avloppsvattnet främst sprids till de djupa delarna av Norra Björkfjärden.

Under uppställningen av Bålsta reningsverks spillvattenledningsnät uppkom problem till följd av otillräcklig data. Efter att ha försökt komplettera data med approximationer och antaganden togs beslutet att rekommendera följande utredningar för att underlätta kommande spillvattenmodeller.

- Utredningar om spillvattenledningars material, position i marken och dimension. När dessa utredningar sker bör Bålsta reningsverk även byta höjdreferenssystem från RH00 till RH2000.
- Det rekommenderas även att Bålsta reningsverk kopplar ett hushålls spillvattenproduktion till dricksvattenkonsumtionen för att erhålla korrekt spillvattenflödesvariation över ett dygn.
- Slutligen rekommenderas Bålsta reningsverk att kontakta SWECO angående de spillvattenflödesmätningarna som de har utfört åt kommunen för att säkerställa att valideringsdata finns tillgänglig inför kommande ledningsnätutredning.

7. REFERENSER

7.1 LITERATURKÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER

Almqvist, H., Andersson, Å., Jensen, A., Jönsson, H., 2007. *Sammansättning och flöden på BDT-vatten, urin, fekalier och fast organiskt avfall i Gebers*. Svenskt Vatten Utveckling. Rapportnummer: 2007-05. Tillgänglig via: http://vav.griffel.net/filer/Rapport_2007-05.pdf [Hämtad 2015-09-22]

Andersson, S., 2014. *EGENKONTROLLPROGRAM FÖR BÅLSTA AVLOPPSRENINGSVÄRK– HÅBO KOMMUN*. Opublicerat material. Stockholm. SWECO.

Balmér, P., 2010. *Sedimentering . I: Avloppsteknik 2 – Reningsprocesser*. Upplaga 2, juni 2010. Motala: Svenskt Vatten distribution, ss. 6-42.

Bengtsson Sjörs, Å., 2014. *Bräddning från ledningsnät – Vägledning för att kontrollera, rapportera och bedöma miljöbelastning på recipient*. Svenskt Vatten Utveckling. Rapportnummer: 2014-01. Tillgänglig via: http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2014-01.pdf [Hämtad 2015-03-22]

Bäckström, M., Jönsson, R., Mäki, A., Sjöstrand, A., Wikström, A.S., 2013. *Metoder för att förhindra mikrobiell avloppspåverkan på råvatten*. Svenskt Vatten Utveckling rapport nr. 2013-22. Stockholm. Svenskt Vatten. Tillgänglig via: http://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2013-22.pdf [Hämtad 2014-12-05]

Dahlberg, K., 2011. *Mikrobiologisk riskanalys för dricksvattenrening vid Görvälnverket*. Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för Energi och Teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet. UPTEC W11016, ISSN 1401-5765. Tillgänglig via: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:419282/FULLTEXT05> [Hämtad 2014-10-30]

Deltares system, 2014. *Delft3D-FLOW – simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments, User Manual*. Nederländerna. Deltares. Tillgänglig via: http://oss.deltares.nl/documents/183920/185723/Delft3D-FLOW_User_Manual.pdf [Hämtad 2015-06-16]

DHI, 2014. *MIKE URBAN CS – MOUSE, User Guide*. Opublicerat manuscript. DHI.

DHI, 2015. *The Experts in Water Environments*. Danmark: DHI. [Broschyr]. Tillgänglig via: http://www.dhigroup.com//media/shared%20content/dhi/flyers%20and%20pdf/dhi_company_profile_flyer.pdf [Hämtad 2015-08-19]

Dryselius, R., 2012. *Mikrobiologiska dricksvattenrisker ur ett kretsloppsperspektiv- behov och åtgärder*. Svenska livsmedelsverket. Rapport nummer: 6-2012. Tillgänglig via: http://www.svensktvatten.se/Documents/Kategorier/Dricksvatten/Rapporter/mikrobiologiska_dricksvattenrisker_SLV_rapport_6_2012.pdf [Hämtad 2014-10-30]

Ekvall, A., 2010. *Utbrott av calicivirus i Lilla Edet – händelseförlopp och lärdomar*. Svenskt vatten Utveckling. Rapportnummer, 2010-13. Tillgänglig via: http://vav.griffel.net/filer/Rapport_2010-13.pdf [Hämtad 2015-04-15]

Eriksson, L., 2011. *Miljörapport Bålsta reningsverk 2010*. Kommunstyrelsens förvaltning, VA-Avdelningen, Håbo kommun.

Eriksson, L., 2012. *Miljörapport 2011 Bålsta reningsverk*. Kommunstyrelsens förvaltning, VA-Avdelningen, Håbo kommun.

Erikstam, L., 2013. *Miljörapport Bålsta reningsverk 2012*. Kommunstyrelsens förvaltning, VA-Avdelningen, Håbo kommun.

Erikstam, L., 2014. *Miljörapport Bålsta reningsverk 2013*. Kommunstyrelsens förvaltning, VA-Avdelningen, Håbo kommun.

Europeiska unionens officiella tidning, 2006. *EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2006/7/EG av den 15 februari 2006 om förvaltning av badvattenkvaliteten och om upphävande av direktiv 76/160/EEG*. (L 64) ss. 37-51. ISSN: 1725-2628. Tillgänglig via: http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=uriserv:OJ.L_.2006.064.01.0037.01.SWE [Hämtad 2015-08-19]

Folkhälsomyndigheten, 2013-10-17a. *Sjukdomsinformation om escherichia coli-infektioner i tarmen*. <http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/smittskydd-och-sjukdomar/smittsamma-sjukdomar/escherichia-coli-infektioner-i-tarmen/> [2015-05-18]

Folkhälsomyndigheten, 2013-10-17b. *Sjukdomsinformation om enterohemorragisk E. coli-infektion (EHEC)*. <http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/smittskydd-och-sjukdomar/smittsamma-sjukdomar/enterohemorragisk-e-coli-infektion-ehec/> [Hämtad 2015-06-01]

Fredriksson, O., 2010. Biologisk rening – allmän bakgrund. I: *Avloppsteknik 2 – Reningsprocesser*. Upplaga 2, juni 2010. Motala: Svenskt Vatten distribution, ss. 66-132.

Gustafsson, A-M., Gustafsson, LG., Ahlman, S., Von Scherling, M., Wilmin, E., Kjellson, L., 2010. *Modelling Rainfall Dependent Infiltration and Inflow (RDII) in a separate sewer system in Huddinge, Stockholm*. DHI, Stockholm Vatten VA AB. P061 Tillgänglig via: http://www.mikepoweredbydhi.com/upload/mikebydhi2010/publications/p061/p061_paper.pdf [Hämtad 2015-09-08]

Grönlund, E., Ottosson, P., 2014-08-20. *8000 hushåll hotas av översvämningar i Halmstad*. Sveriges Radio. Tillgänglig via: <http://sverigesradio.se/sida/artikel.aspx?programid=83&artikel=5942221> [Hämtad 2015-08-18]

Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om badvatten, 2014. HVMFS 2012:14. Tillgänglig via: <https://www.havochvatten.se/download/18.4ac364c413727adcb8d800011526/1348912777272/HVMFS2012-14-ev.pdf> [Hämtad 2015-05-12]

Havs- och vattenmyndigheten, 2015-07-20. *Badplatser och badvattnets kvalitet*. <https://www.havochvatten.se/badplatsen> [Hämtad 2015-09-01]

Hanevik, K., Wensaas, K., Rortveit, G., Eide, G., Mørch, K., Langeland, N., 2014. *Irritable Bowel Syndrome and Chronic Fatigue 6 Years After Giardia Infection: A Controlled Prospective Cohort Study*. *Clinical Infectious Diseases, Oxford Journals*. Vol. 2014:59, ss. 1394-1400. Tillgänglig via:
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4207419/pdf/ciu629.pdf> [Hämtad 2015-08-18]

Hansen, A., 2011. *Giardia och Cryptosporidium i svenska ytvattentäkter*. Svenskt Vatten Utveckling, Smittskyddsinstitutet. Rapportnummer: 2011-02. Tillgänglig via:
http://vav.griffel.net/filer/Rapport_2011-02_2revidering.pdf [Hämtad 2015-03-20]

Håbo Portalen, 2013-08-13. *Bad avråds vid Fånäs badplats*.
<http://www.haboportalen.se/nyheter/kommuninfo/4679-bad-avrads-vid-fanas-badplats.html> [Hämtad 2015-05-25]

Johansson, T., 2015. *Mikrobiell riskanalys för ökat ytvattenintag åt Håbo kommun*. Uppsala Universitet. Civilingenjörsprogrammet inom miljö- och vattenteknik. Tillgänglig via:
<http://uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:780460/FULLTEXT01.pdf> [Hämtad 2015-06-18]

Larsson, P., 2014. *Mikroorganismers namn*. Göteborg. Sahlgrenska Universitetssjukhuset. Tillgänglig via:
https://www2.sahlgrenska.se/upload/SU/omrade_4/laboratoriemedicin/klinisk_mikrobiologi/bakteriologi/mikroorganismers_namn_for_utskrift.pdf [Hämtad 2015-05-20]

Lidström, V., 2013. *Grundläggande lärobok i vatten- och avloppsteknik*. Svenskt Vatten AB. Motala. ISSN nr: 1654-5117. Rapport nr: 2013-08.

Lilje, M., Eriksson, P.O., Olsson, P.A., Svensson, R., Ågre, J., 2007. *RH 2000 och riksavvägningen*. Gävle. Lantmäteriet. 2007:14. Tillgänglig via:
https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/gps-och-matning/geodesi/rapporter_publicationer/rapporter/rh_2000_och_riksavvagningen.pdf [Hämtad 2015-09-09]

Liungman, O., Borell Lövestedt, C., Moreno-Arancibia, P. 2010. *Strömningsmodell Mälaren*. DHI Sverige AB. Lund. Projekt nr: 12801255. Tillgänglig via:
<http://media.malaren.org/2013/06/Hydrodynamisk-modellstudie.pdf> [Hämtad 2015-05-25]

Lundström, E., 2012-11-07. *Varför behöver vi vatten?*.
<http://www.forskning.se/nyheterfakta/teman/vattenivarlden/tiofragorochsvar/varforbehovervi-vatten.5.7952d75d13ab5f785b5a3.html> [Hämtad 2015-05-24]

Länsstyrelsen i Västmanlands län. *Mälaren*. <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/norra-ostersjon/distriktets-organisation/delomraden/norrstrom/Pages/malaren.aspx> [Hämtad 2015-05-17]

Olsson, P.E., Eriksson, P.O., 2005. *Nationella höjdsystem – historik*. Gävle. Lantmäteriet. Tillgänglig via: <http://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/gps-och-matning/referenssystem/hojdsystem/historik-hojdsystem.pdf> [Hämtad 2015-09-07]

- Pinot, B., Pieeotti, R., Canale, G., Reali, D., 2002. *Characterization of 'faecal streptococci' as indicators of faecal pollution and distribution in the environment*. Department of Experimental Pathology, Medical Biothecnology, Infectivology and Epidemiology, Pisa University. Tillgänglig via: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1472-765X.1999.00633.x/epdf> [Hämtad 2015-09-14]
- Poropatich, K.O., Fischer Walker, C.L., Black, R.E., 2010. *Quantifying the association between Campylobacter infection and Guillain-Barre syndrome: a systematic review*. "Journal of Health Population and Nutrition (JHPN) 28(6): 545-552. ISSN 1606-0997. Tillgänglig via: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2995022/pdf/jhpn0028-0545.pdf> [Hämtad 2015-05-13]
- Salmonsson, T., 2015. *Miljörapport Bålsta reningsverk 2014*. Kommunstyrelsens förvaltning, VA-Avdelningen, Håbo kommun.
- Schönning, C., 2003. *Risker för smittspridning via avloppsslam – Redovisning av behandlingsmetoder och föreskrifter*. Havs och vattenmyndigheten. rapport nr 5215, ISSN 0282-7298. Stockholm. Naturvårdsverket. Tillgänglig via: <http://www.naturvardsverket.se/Nerladdningssida/?fileType=pdf&downloadUrl=/Documents/publikationer/620-5215-2.pdf> [Hämtad 2015-05-13]
- SMI, 2011. *Cryptosporidium i Östersund – Smittskyddsinstitutets arbete med det dricksvattenburna utbrottet i Östersund 2010-2011*. Solna. Smittskyddsinstitutet. Artikelnummer: 2011-15-4. ISBN: 978-91-86723-12-5. Tillgänglig via: <http://www.folkhalsomyndigheten.se/pagefiles/12853/cryptosporidium-i-ostersund.pdf> [Hämtad 2015-05-13]
- SMI, 2012. *Norovirus i vatten En litteraturstudie*. Solna, Smittskyddsinstitutet. Artikelnummer: 2012-15-33. ISBN 978-91-86723-22-4. Tillgänglig via: <https://www.folkhalsomyndigheten.se/pagefiles/12859/norovirus-i-vatten.pdf> [Hämtad 2015-05-25]
- SMHI, 2015. *Klimatscenarier*. <http://www.smhi.se/klimatdata/framtidens-klimat/klimatscenarier#area=eur&dnr=0&sc=rcp85&seas=ar&var=t> [Hämtad 2015-05-13]
- Sonesten, L., Wallman, K., Axenrot, T., Beier, U., Drakare, S., Ecke, F., Goedkoop, W., Grandin, U., Köhler, S., Segersten, J., Vrede, T., 2013. *Mälaren – Tillståndsutvecklingen 1965-2011*. Uppsala. Sveriges lantbruksuniversitet, SLU. Rapport 2013:1, ISBN 978-91-576-9139-2 Tillgänglig via: http://www.slu.se/PageFiles/232335/M%C3%A4laren%201965-2011_webb.pdf [Hämtad 2015-03-22]
- Socialstyrelsen, 2006. *Bassängbad, hälsorisker, regler och skötsel*. Socialstyrelsen. ISBN: 91-85482-03-X. Artikelnummer 2006-101-1. Tillgänglig via: <https://www.folkhalsomyndigheten.se/pagefiles/12930/bassangbad-halosrisker.pdf> [Hämtad 2015-08-18]
- Socialstyrelsen, 2013. *Campylobacterinfektion – ett nationellt strategidokument*. Socialstyrelsen. ISBN 978-91-7555-019-0 Artikelnummer 2013-1-12. Tillgänglig via: http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_ovrigt/2013-1-12.pdf [Hämtad 2015-04-25]

Svenskt Vatten AB, 2008. *Råvattenkontroll – Krav på råvattenkvalitet*. Tillgänglig via: <http://www.svensktvatten.se/Documents/Kategorier/Dricksvatten/R%C3%A5vatten/R%C3%A5vattenkontroll%20-%20Krav%20p%C3%A5%20r%C3%A5vattenkvalitet%2020081208.pdf> [Hämtad 2015-08-27]

Svenskt Vatten AB, 2014. *FAKTA OM VATTEN OCH AVLOPP*. Solna Svenskt Vatten AB. Tillgänglig via: http://www.svensktvatten.se/Documents/Kategorier/Utbildning%20och%20Rekrytering/FaktaOmVatten_A5_140220.pdf [Hämtad 2015-05-23]

Vattenmyndigheten, Norra Östersjön, u.å.a. *Vattnet i distriktet*. <http://www.vattenmyndigheten.se/Sv/norra-ostersjon/vattnet-i-distriktet/Pages/default.aspx>, [Hämtad 2015-05-18]

Vattenmyndigheten, Norra Östersjön, u.å.b, *Mälaren*. <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/norra-ostersjon/distriktets-organisation/delomraden/norrstrom/Pages/malaren.aspx> [Hämtad 2015-05-18]

Vedin, H., 1996. *OBS 2000 Stationskaraktistik*. Sveriges Meteorolog och Hydrologiska Institution. SMHIs intranät. [Hämtad 2015-05-26]

WHO, 2008. *Guidelines for Drinking- water quality, Third edition incorporating the first and second addenda*. World Health Organization. Genève. ISBN 978 92 4 154761 1. Tillgänglig via: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/fulltext.pdf [Hämtad 2015-04-02]

VISS, Vattenmyndigheterna, Länsstyrelserna, Havs- och vattenmyndigheten, 2014. Vatteninformationssystem Sverige - Fiskviks kanal. Tillgänglig via: <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE661601-158958> [Hämtad 2015-05-24]

VISS, Vattenmyndigheterna, Länsstyrelserna, Havs- och vattenmyndigheten, 2014. Vatteninformationssystem Sverige – Hjälsaån. Tillgänglig via: <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE661601-158958> [Hämtad 2015-05-24]

Wennberg, J., 2015-05-09. *Viktigt med handhygien på kosläpp*. <http://www.arbetsblad.se/allmant/jamtland/viktigt-med-handhygien-pa-koslapp> [Hämtad 2015-06-04]

Åström, S., Hallberg, K., 2013. *Hydromodellering Mälaren – Slutrapport*. Norrköping. Sveriges Meteorologiska Hydrologiska institut. SMHI rapport nr: 2013-49.

Åström, J., Pettersson, T., 2007. *Avloppsutsläpp och mikrobiologisk påverkan i råvattentäkten Göta älv*. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport nr 2007-11. [Hämtad 2015-03-31]

Åström, J. & Pettersson, T., 2009. *Mikrobiologisk förorening av ytvattentäkter - kommunala avloppsutsläpp och stokastisk simulering*. Svenskt Vatten Utveckling rapport nr. 2009-04.

Göteborg. Svenskt Vatten. Tillgänglig via: <http://vav.griffel.net/vav.htm> [Hämtad 2015-05-13]

7.2 PERSONLIG KOMMUNIKATION

Andersson, Maria. Oceanograf, SMHI. 2015. Möte 25 maj.

Bergström, Hans; Meteorolog, Institutionen för geovetenskap, Uppsala universitet. 2015. Mail 20 maj.

Hanson, Marika; VA-ingenjör, Håbo kommun. 2015. Möte 19 mars.

Hanson, Marika; VA-ingenjör, Håbo kommun. 2015. Mail 20 april.

Hanson, Marika; VA-ingenjör Håbo kommun. 2015. Mail 7 maj.

Hodzic, Nihad; GIS samordnare, Håbo kommun. 2015. Mail 7 april.

Salmonsson, Tobias. VA-ingenjör, Håbo kommun. 2015. Mail 2 april.

Salmonsson, Tobias. VA-ingenjör, Håbo kommun. 2015. Mail 1 juni.

Salmonsson, Tobias. VA-ingenjör, Håbo kommun. 2015. Mail 9 september.

Scherling, Mathias Von. Utredningsingenjör, Stockholm Vatten AB. 2015. Mail 21 april.

Åström, Sofia. Oceanograf, SMHI. 2015. Mail 23 april.

Åström, Sofia. Oceanograf, SMHI. 2015. Möte 26 maj.

BILAGA A

Nedan presenteras bilagor som använts i rapporten.

PATOGENPROVER FRÅN BADPLATSER

Nedan presenteras patogenprover från fyra av de sex badplasterna i närheten av Bålsta reningsverks utsläppspunkt.

Tabell 29. Patogenprover från Kalmarsands badplats.

Datum	Intestinala Enterokocker [n/100 ml]	<i>E.coli</i> [n/100 ml]	Kommentar
2010-05-26	< 10	< 10	Tjänligt
2010-06-23	< 10	44	Tjänligt
2010-07-07	1	4	Tjänligt
2010-07-28	36	56	Tjänligt
2010-08-18	5	12	Tjänligt
2011-05-25	4	60	Tjänligt
2011-06-15	2	< 1	Tjänligt
2011-07-06	8	13	Tjänligt
2011-07-27	1	10	Tjänligt
2012-05-23	<1	4	Tjänligt
2012-06-13	1	1	Tjänligt
2012-07-04	2	61	Tjänligt
2012-07-25	4	8	Tjänligt
2012-08-15	26	96	Tjänligt
2013-05-22	6	16	Tjänligt
2013-06-12	120	330	Tjänligt m. anmärkning
2013-06-26	6	< 1	Tjänligt
2013-07-03	< 1	3	Tjänligt
2013-07-24	3	4	Tjänligt
2013-08-14	610	291	Otjänligt
2013-08-21	40	36	Tjänligt
2014-05-21	< 1		Tjänligt
2014-06-11	< 1	9	Tjänligt
2014-07-02	1	20	Tjänligt
2014-07-23	3	4	Tjänligt
2014-08-13	2 400	5	Otjänligt
2014-08-20	210	870	Tjänligt med anm.

Tabell 30. Patogenprover från Krägga badplats

Datum	I. Enterokocker [n/100 ml]	<i>E. coli</i> [n/100 ml]	Kommentar
2010-05-26	< 10	75	Tjänligt
2010-06-23	< 10	2	Tjänligt
2010-07-07	17	520	Tjänligt m. Anm.
2010-07-28	25	40	Tjänligt
2010-08-18	11	26	Tjänligt
2011-05-25	1	1	Tjänligt
2011-06-15	6	40	Tjänligt
2011-07-06	1	310	Tjänligt m. Anm.
2011-07-20	44	291	Tjänligt m. Anm.
2011-07-27	44	58	Tjänligt
2012-05-23	< 1	7	Tjänligt

2012-06-13	2	6	Tjänligt
2012-07-04	98	520	Tjänligt m. Anm.
2012-07-25	5	37	Tjänligt
2012-08-15	46	58	Tjänligt
2013-05-22	33	14	Tjänligt
2013-06-12	37	100	Tjänligt
2013-07-03	10	91	Tjänligt
2013-07-24	2	4	Tjänligt
2013-08-14	12	5	Tjänligt
2014-05-21	< 1	2	Tjänligt
2014-06-11	< 1	< 1	Tjänligt
2014-07-02	2	17	Tjänligt
2014-07-23	< 1	4	Tjänligt
2014-08-13	17	12	Tjänligt

Tabell 31. Patogenprover från Fånäs badplats

Provdatum	I enterokocker [n/100 ml]	<i>E.coli</i> [n/100 ml]	Kommentar
2011-06-08	4	12	Tjänligt
2011-07-06	38	24	Tjänligt
2011-08-03	9	13	Tjänligt
2012-05-29	9	8	Tjänligt
2012-07-04	46	6	Tjänligt
2012-08-07	16	15	Tjänligt
2013-06-03	15	8	Tjänligt
2013-07-24	16	6	Tjänligt
2013-08-07	370	53	Otjänligt
2013-08-14	1600	390	Otjänligt
2014-06-04	1200	230	Otjänligt
2014-06-11	210	52	Tjänligt m. Anm.
2014-07-02	38	130	Tjänligt m. Anm.
2014-08-06	6	47	Tjänligt

Tabell 32. Patogenprover från Ekolsundsviken badplats

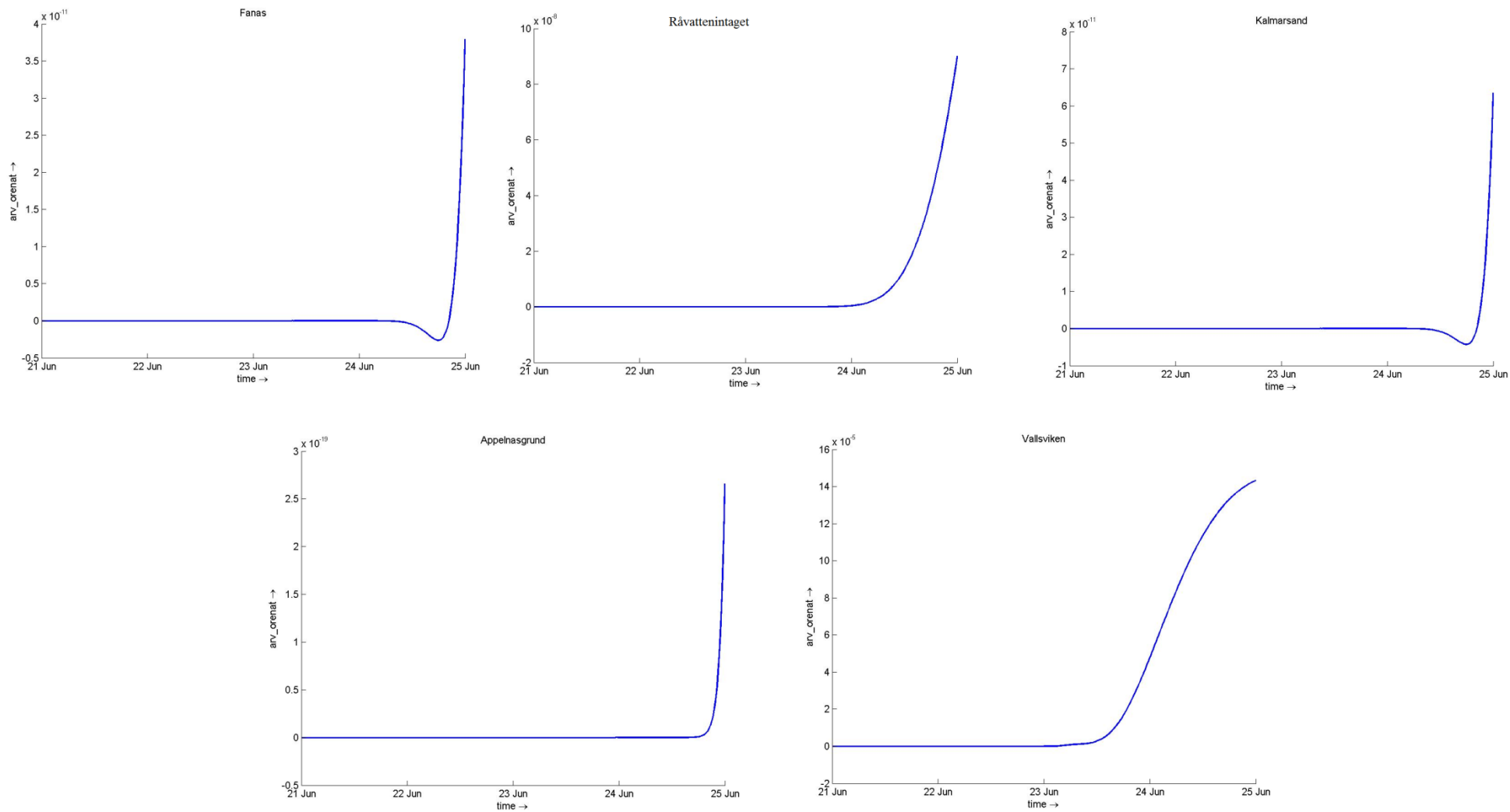
Provdatum	I enterokocker [n/100 ml]	<i>E. coli</i> [n/100 ml]	Kommentar
2011-06-21	Inget värde	0	Tjänligt
2011-08-04	25	11	Tjänligt
2012-07-17	13	15	Tjänligt
2012-08-14	6	3	Tjänligt
2013-06-04	24	5	Tjänligt
2013-06-28	3	11	Tjänligt
2013-07-26	26	410	Tjänligt m. Anm.
2013-08-16	12	1000	Tjänligt m. Anm.
2013-08-27	1	9	Tjänligt
2014-06-17	18	6	Tjänligt
2014-07-14	48	160	Tjänligt m. Anm.
2014-08-13	4	3	Tjänligt

BILAGA B

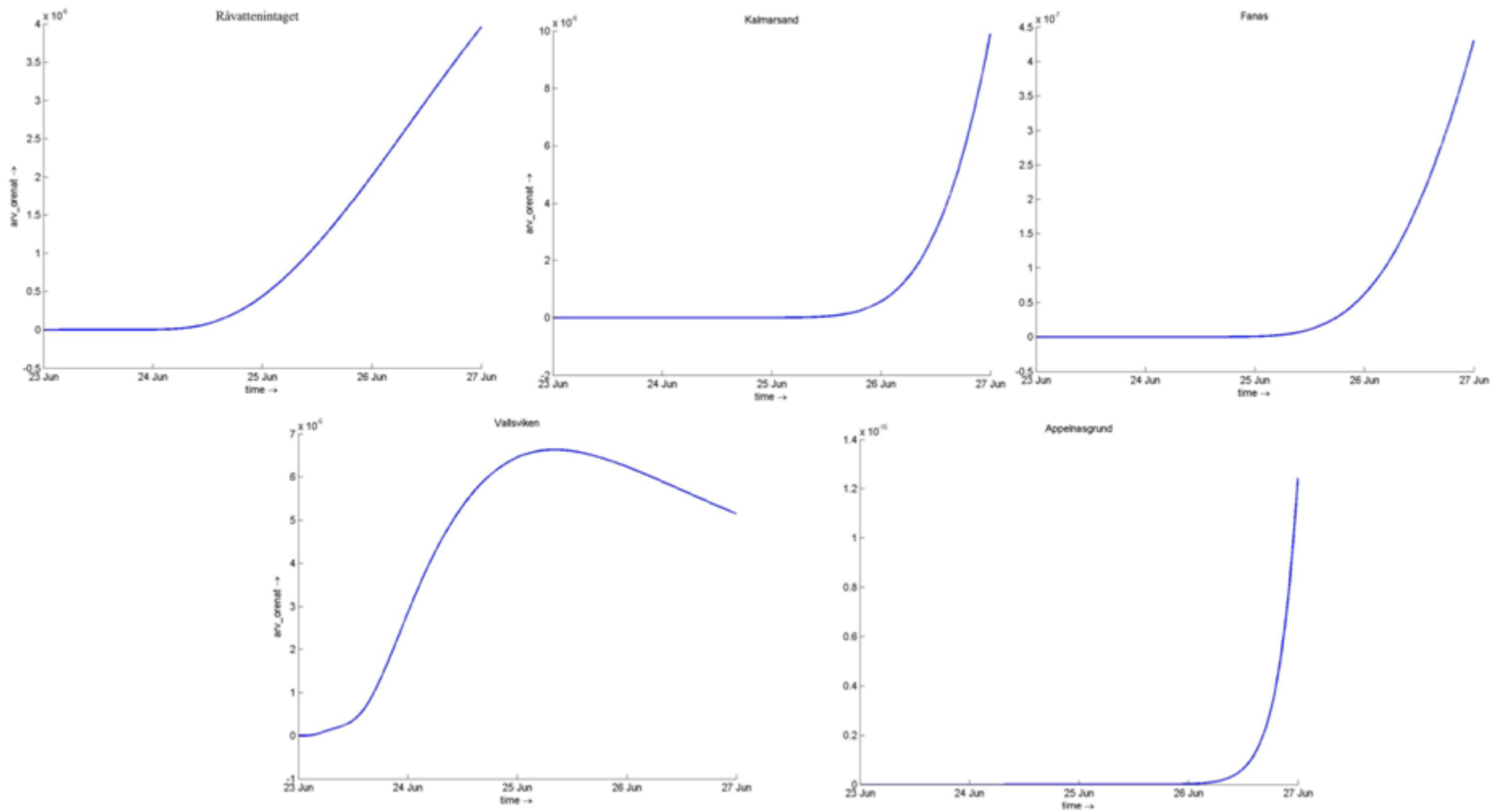
GRAFER FRÅN SAMTLIGA REDOVISADE SCENARIER

Nedan presenteras grafer från badplatser som påverkats av avloppsvatten från varje scenario. Badplatser som ej påverkats visas ej.

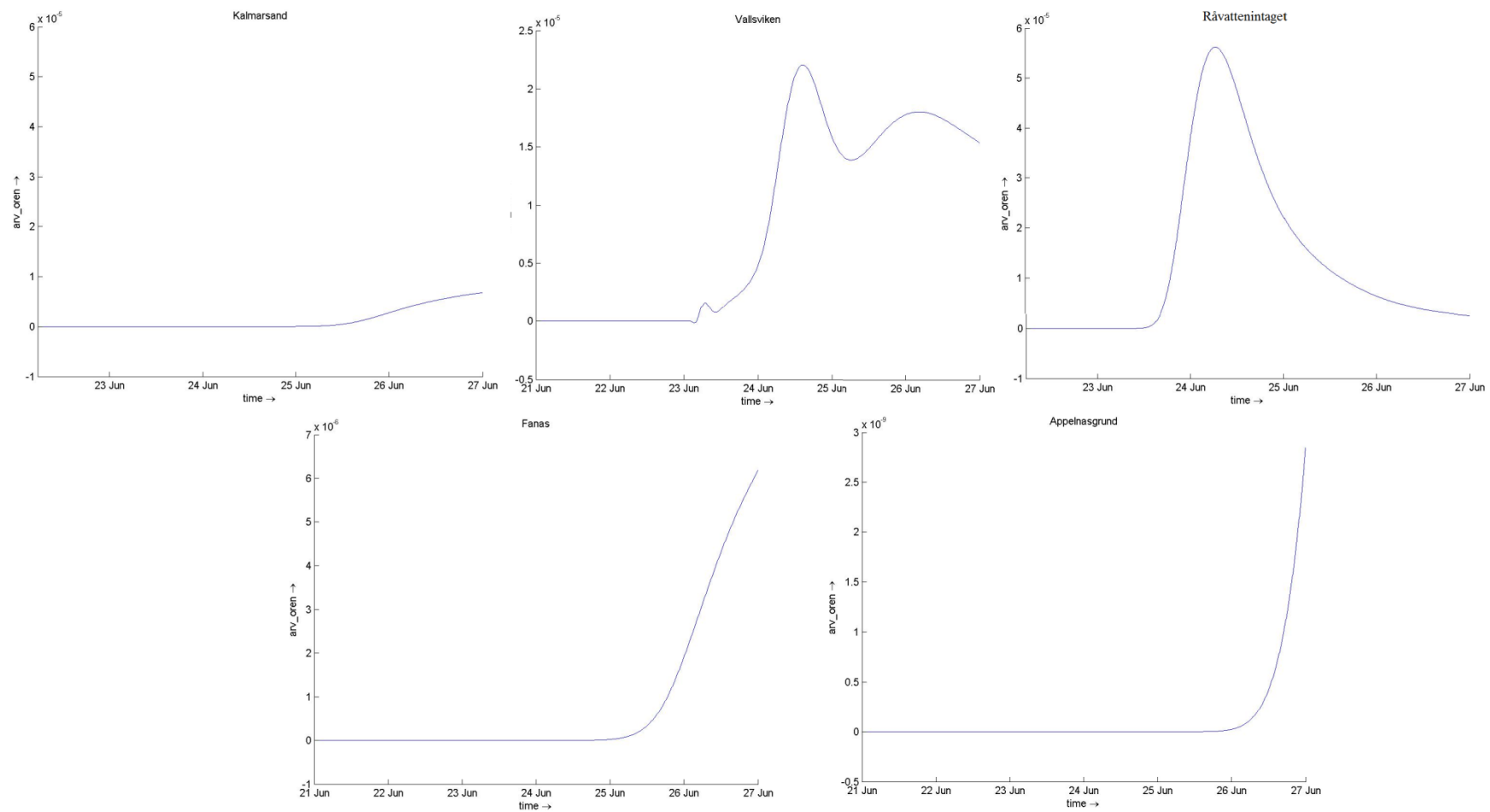
7.2.1 Oskiktat scenario



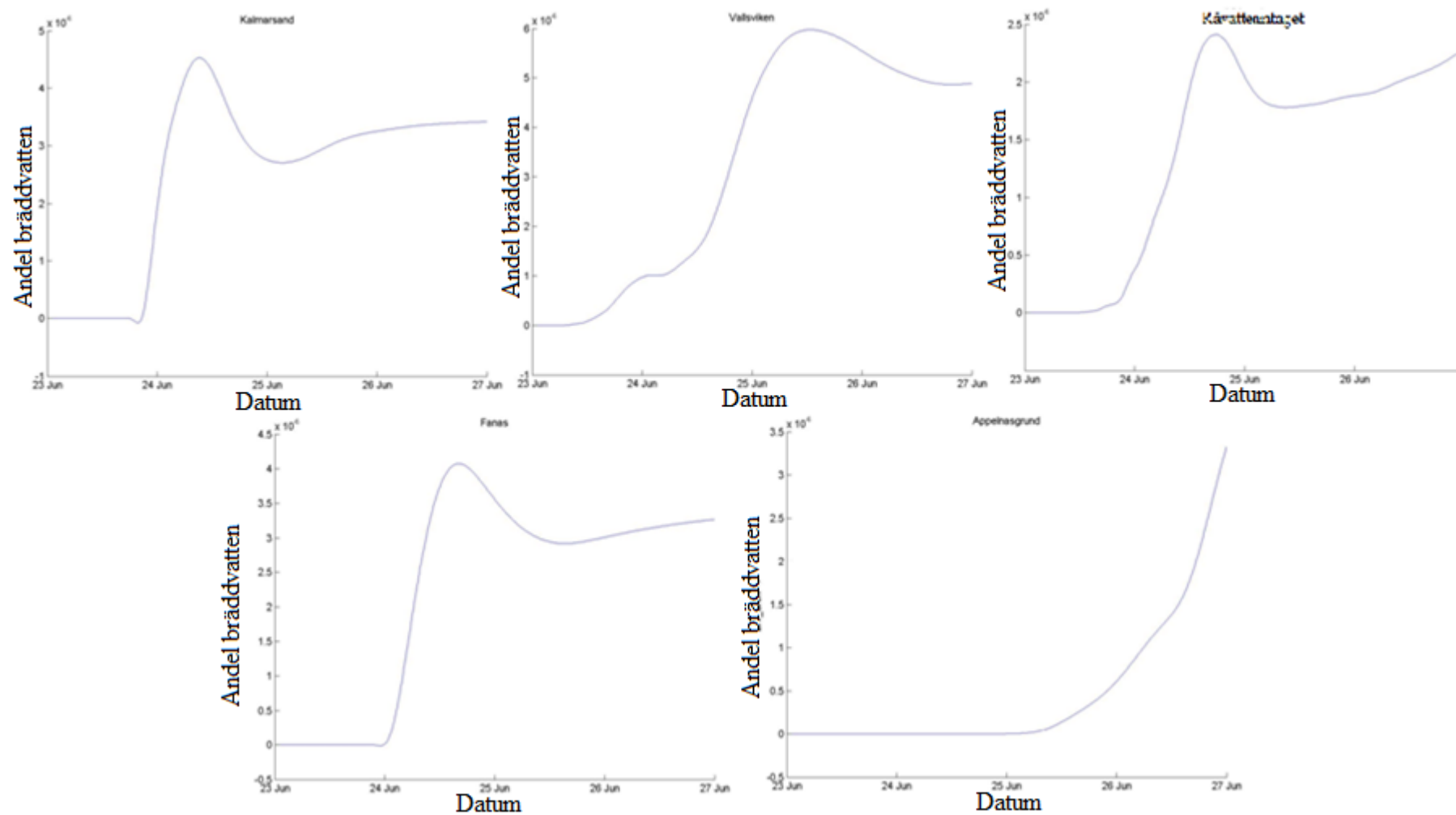
Figur 31. Resultat från oskiktad simulering med nordlig medelvind och 77 m^3 varmt spillvattenvatten. Krägga och Ekolsundsviken påverkades ej.



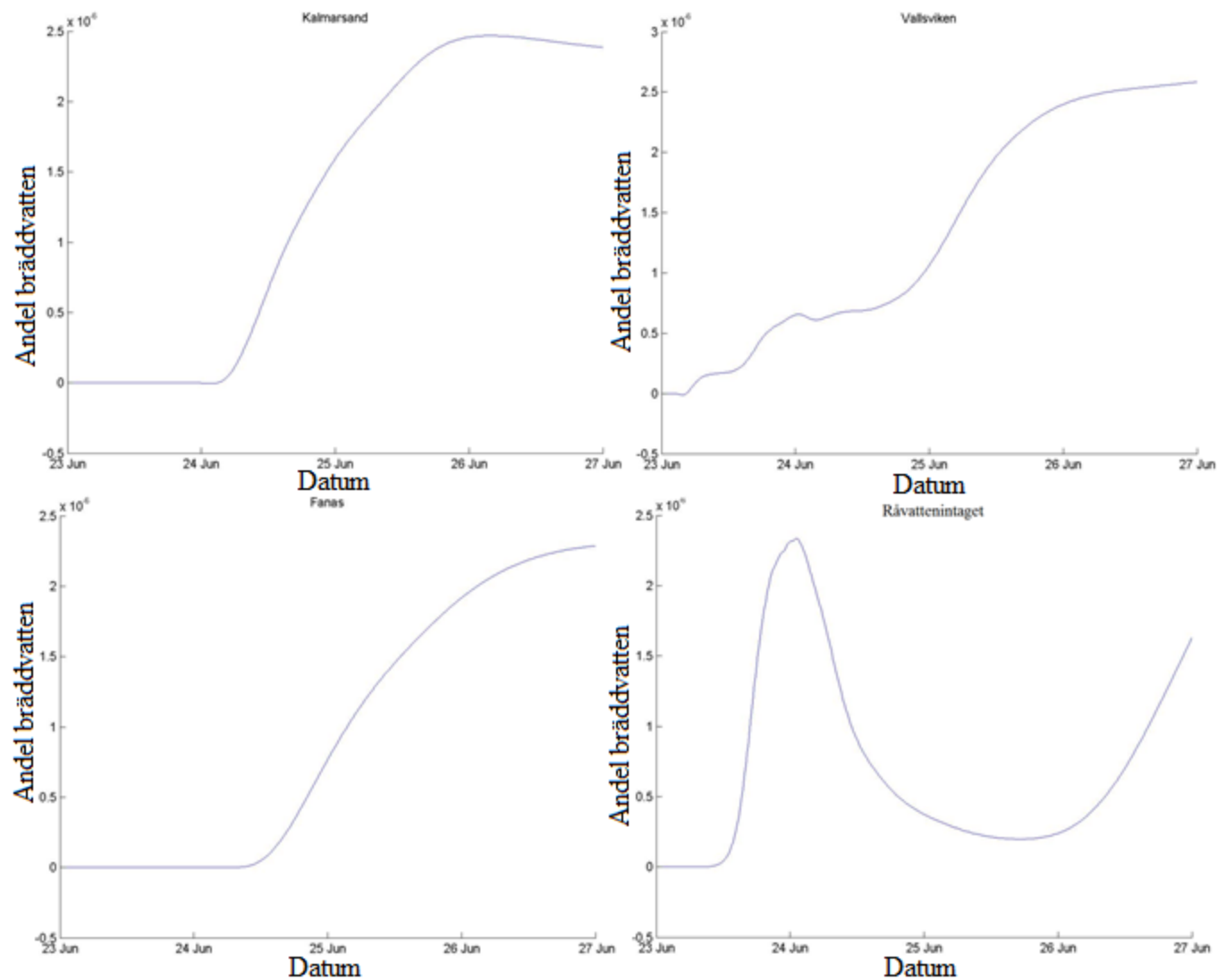
Figur 32. Resultat från oskiktad simulering med västlig medelvind och 77 m^3 varmt spillvattenvatten. Krägga och Ekolsundsviken påverkades ej.



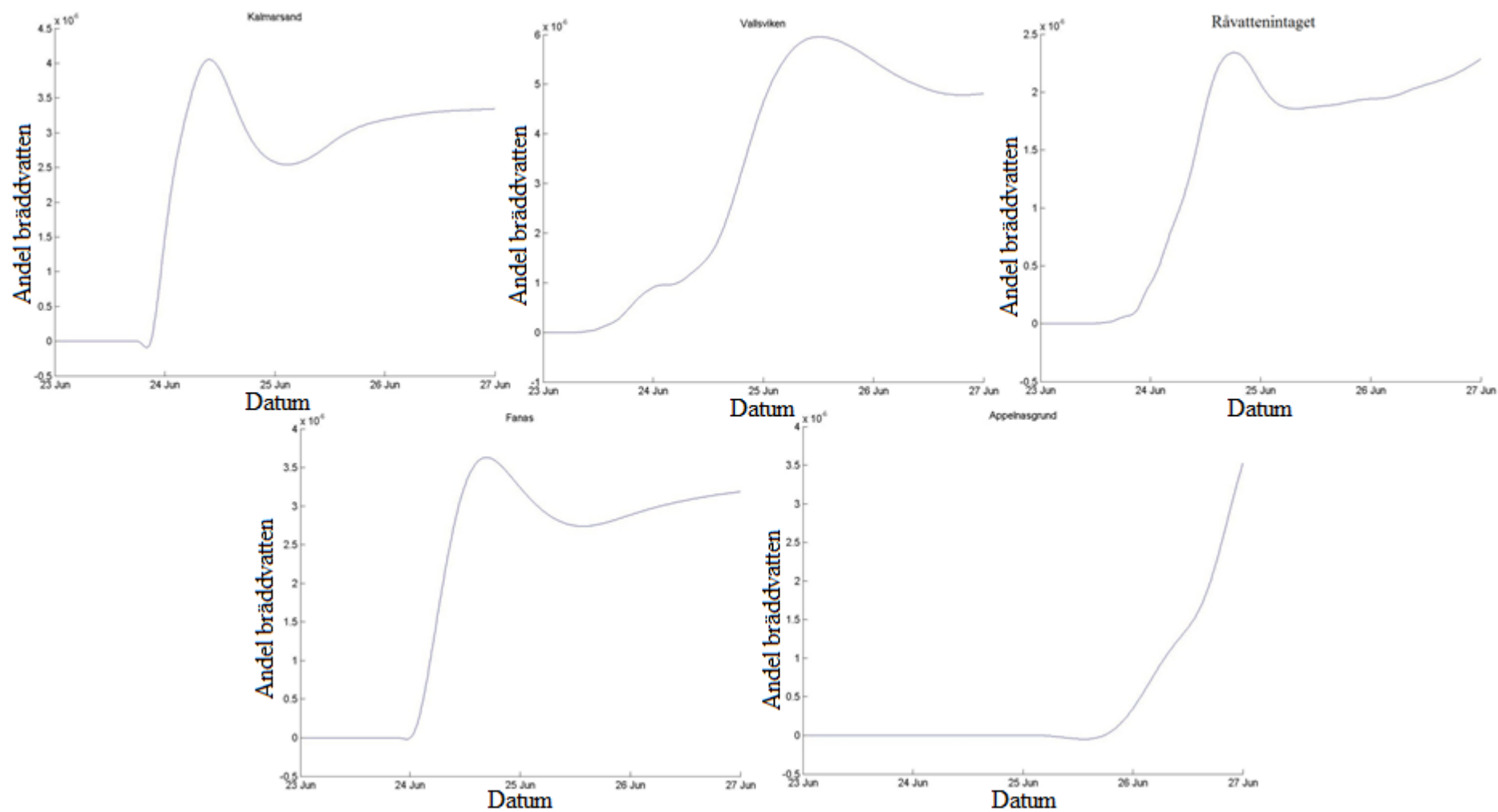
Figur 33. Resultat från scenario 1. Temperaturskiktad simulering med nordlig medelvind och 77 m^3 varmt spillvattenvatten. Krägga och Ekolsundsviken påverkades ej.



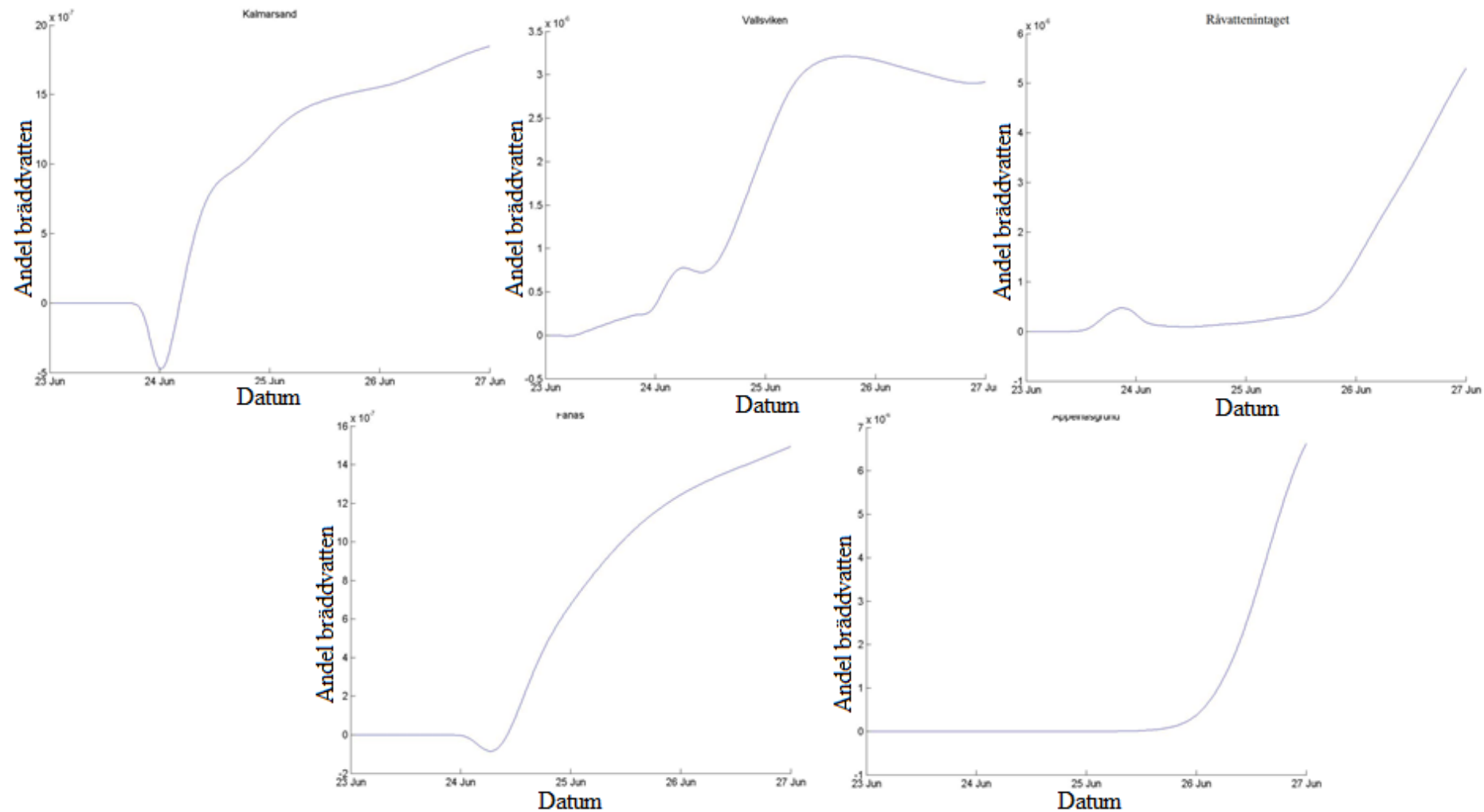
Figur 34. Resultat från scenario 2. Temperaturskiktad simulering med sydlig medelvind och 77 m^3 varmt spillvattenvatten. Krägga och Ekolsundsviken påverkades ej.



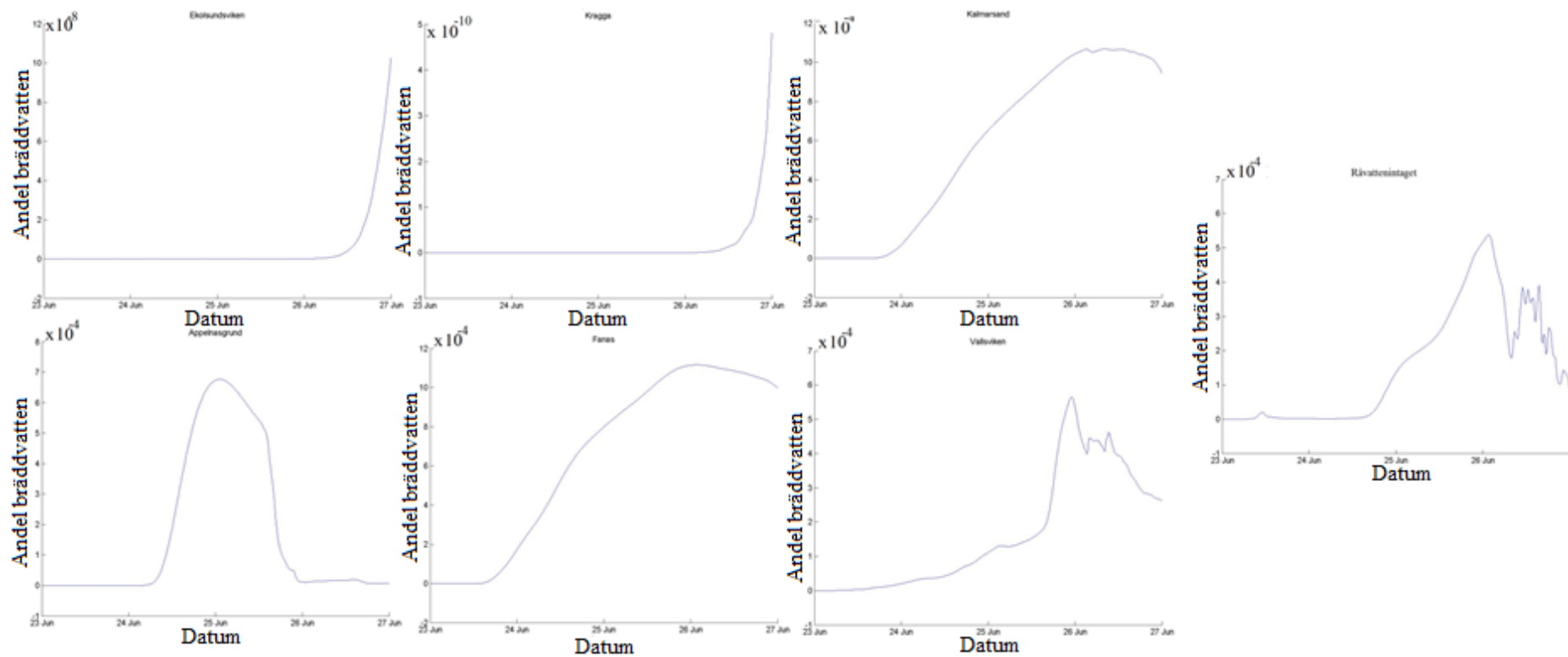
Figur 35. Resultat från scenario 3. Temperaturskiktad simulering med västlig medelvind och 77 m^3 varmt spillvattenvatten. Krägga, Ekolsundsviken och Äppelnäsgrund påverkades ej.



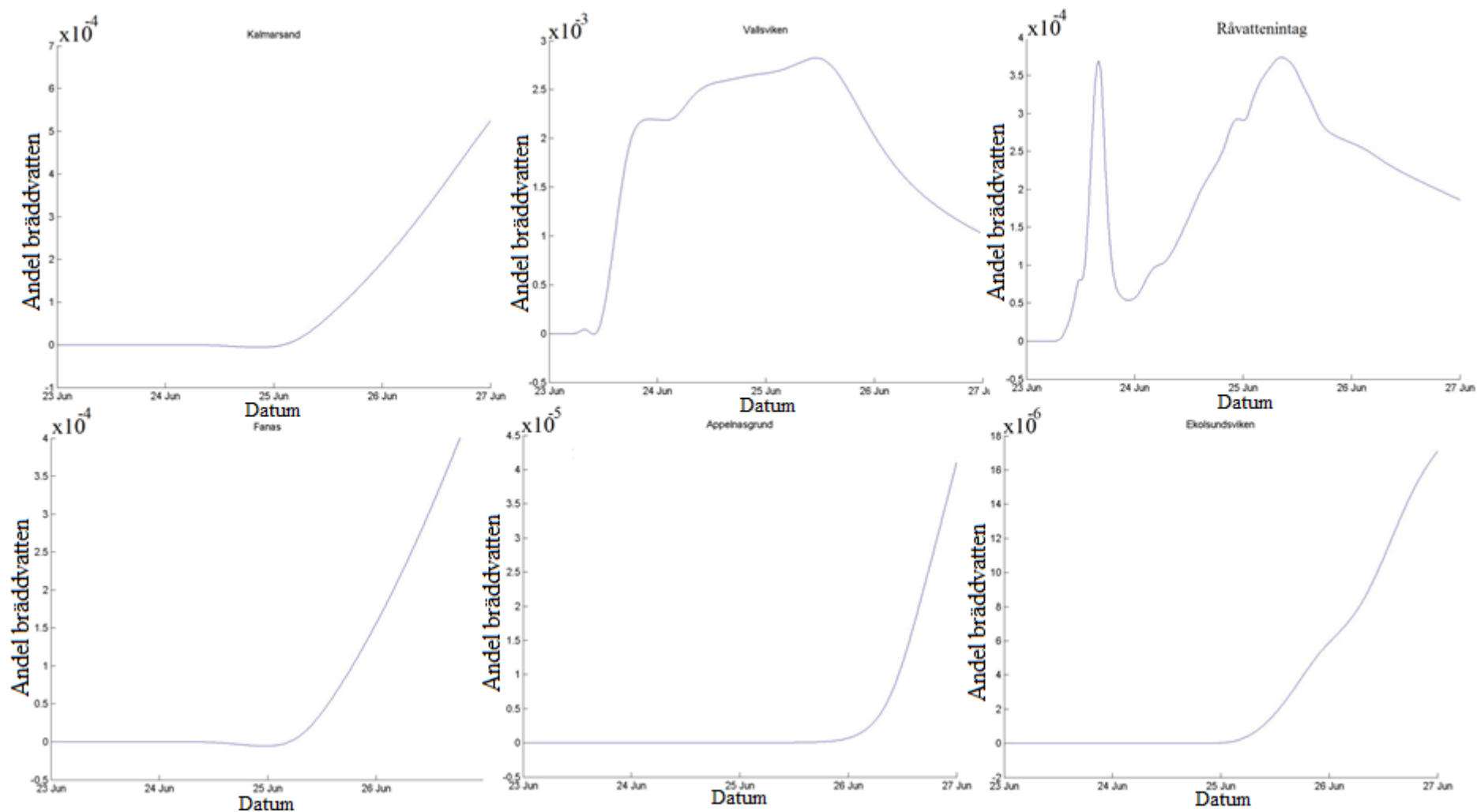
Figur 36. Resultat från scenario 4. Temperaturskiktad simulering med sydlig medelvind och 77 m^3 medelvarmt spillvattenvatten. Krägga och Ekolsundsviken påverkades ej.



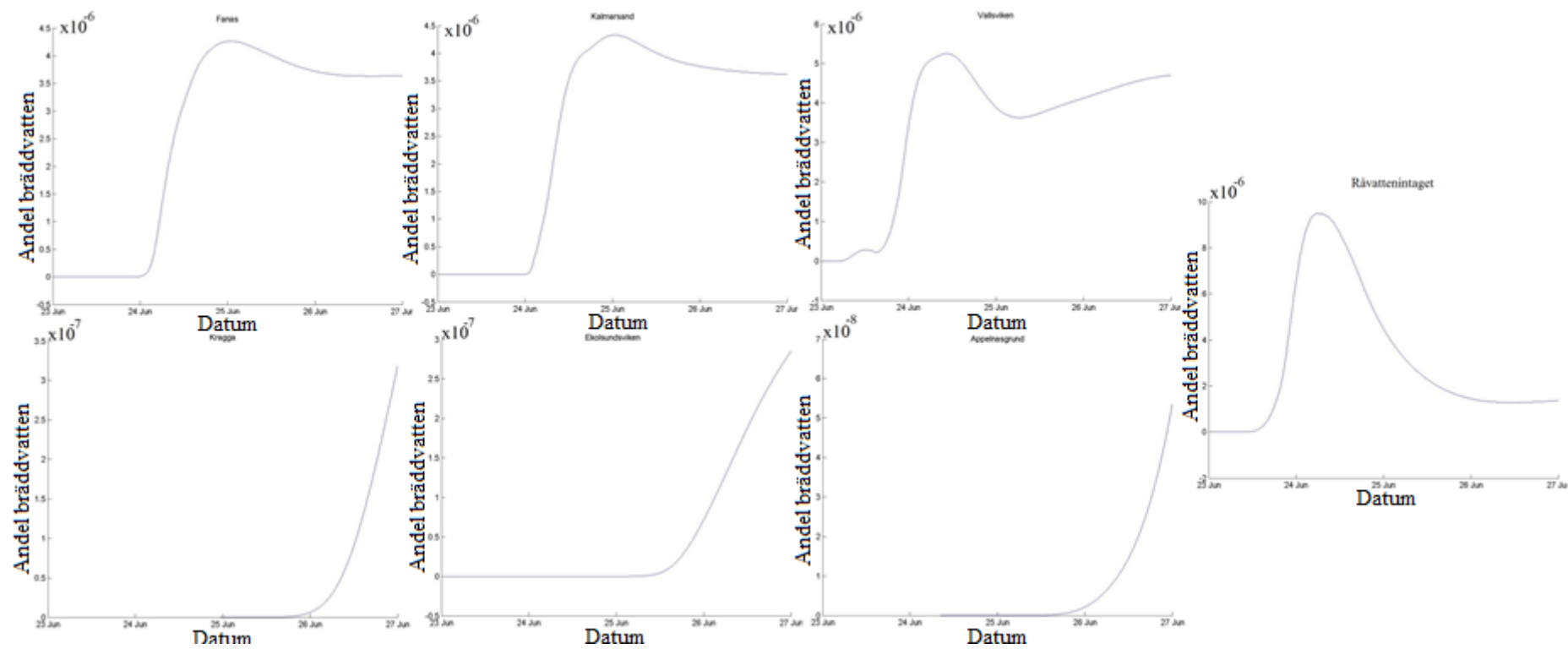
Figur 37. Resultat från scenario 5. Temperaturskiktad simulering med sydligvästlig medelvind och 77 m^3 varmt spillvattenvatten. Krägga och Ekolsundsviken påverkades ej.



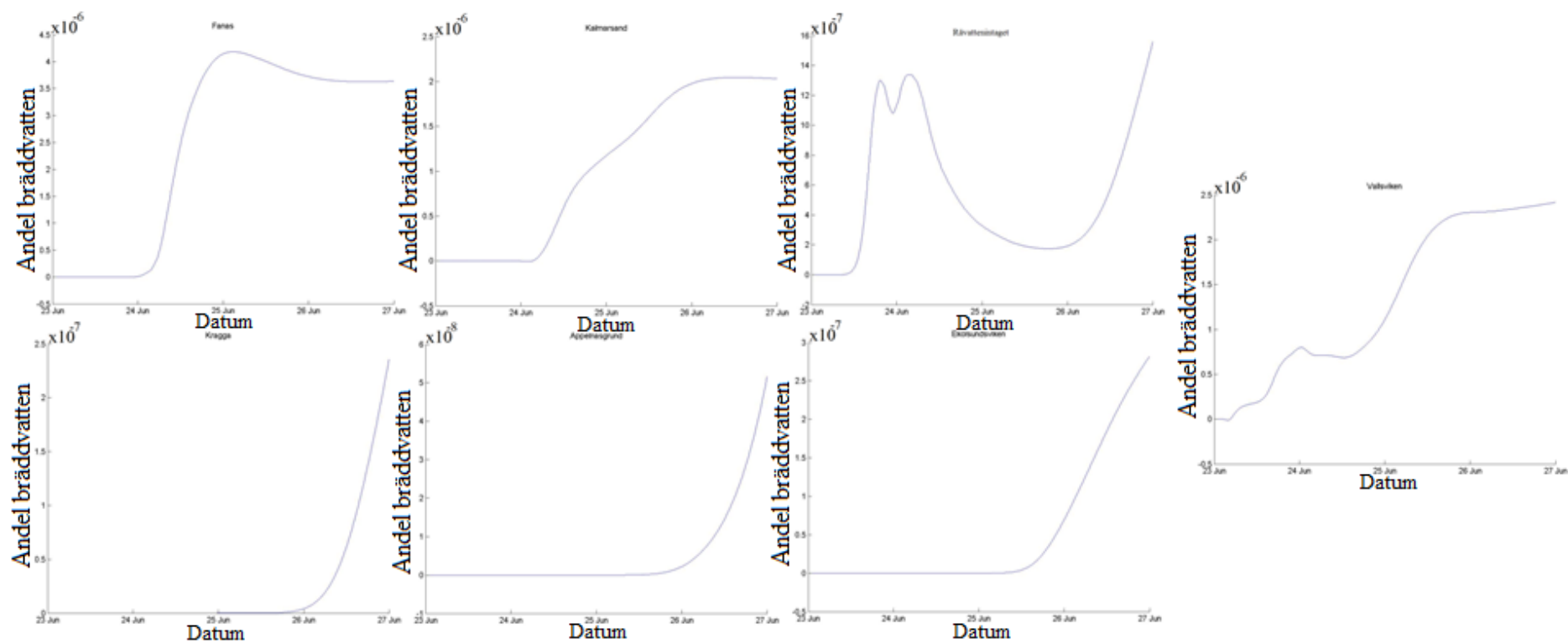
Figur 38. Resultat från scenario 6. Temperaturskiktad simulering med sydligvästlig stark vind och $5\,000\text{ m}^3$ varmt spillvattenvatten.



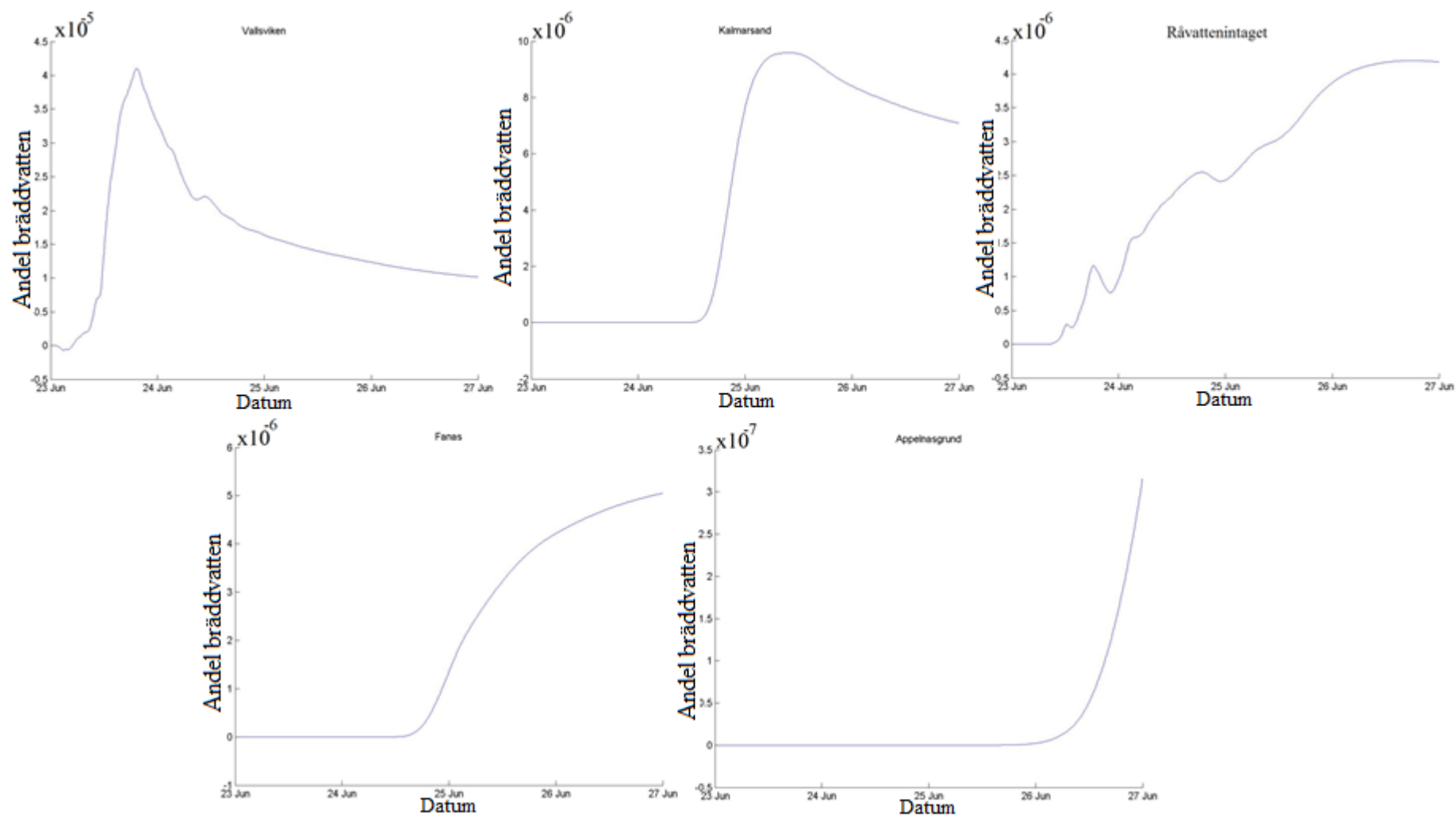
Figur 39. Resultat från scenario 7. Temperaturskiktad simulering med östlig stark vind och $5\,000\text{ m}^3$ varmt spillvattenvatten. Krägga påverkades ej.



Figur 40. Resultat från scenario 8. Temperaturskiktad simulering med östlig medelvind och 77 m³ kallt spillvattenvatten.



Figur 41. Resultat från scenario 9. Temperaturskiktad simulering med västlig medelvind och 77 m^3 kallt spillvattenvatten.



Figur 42. Resultat från scenario 10. Temperaturskiktad simulering med vinstilla förhållanden och 77 m³ varmt spillvattenvatten. Krägga och Ekolsundsviken påverkades ej.