

Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status

Lars Ohlsson

Dick Karlsson

Lars-Göran Gustafsson



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvatten
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Agneta Granberg, ordförande	Göteborgs Stad
Daniel Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten
Stefan Johansson	Skellefteå kommun
Charlotte Lindstedt	Göteborg Vatten
Lena Ludvigsson-Olafsen	Smedjebackens kommun
Margareta Lundin Unger	Kungsbacka kommun
Kenneth M. Persson	Sydvatten AB
Lars-Gunnar Reinius	Stockholm Vatten AB
Mats Rostö	Gästrike Vatten AB
Bo Rutberg	Sveriges Kommuner och Landsting
Lena Söderberg	Svenskt Vatten
Ulf Thysell	VA SYD
Fred Ivar Aasand, adjungerad	Norsk Vann

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan återopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 47 607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status
Title of the report:	Urban influence on bacterial quality in receiving waters
Rapportnummer:	2011-08
Författare:	Lars Ohlsson, Halmstads kommun (VA); Dick Karlsson och Lars-Göran Gustafsson, DHI Sverige
Projektnummer:	28-103
Projektets namn:	Tätorters inverkan på recipienters bakteriella status
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling. Halmstads kommun och DHI
Rapportens omfattning	
Sidantal:	92
Format:	A4
Sökord:	Dagvattendammar, avloppsreningsverk, indikatorbakterier, Escherichia coli, intestinala enterokocker, Giardia, Cryptosporidium, Kolifager, recipient, modellering, badvattenkvalitet
Keywords:	Stormwater ponds, wastewater treatment plant, indicator bacteria, Escherichia coli, intestinal coliforms, Giardia, Cryptosporidium, Colifags, recipient, modelling, bathing water quality
Sammandrag:	Syftet med projektet har varit att följa indikatorbakterierna Escherichia coli och intestinala enterokocker från källorna i en tätort till recipienten, kvantifiera mängderna längs de olika transportvägarna, samt analysera de viktigaste påverkansfaktorerna för koncentrationerna i dagvatten, avloppsvatten och i en recipient.
Abstract:	The aim of the project has been to follow the indicator bacteria Escherichia coli and intestinal coliforms from sources in urban area to receiving water, quantify the amounts along the transport routes, and analyse the most important factors influencing the concentrations in stormwater, wastewater and receiving water.
Målgrupper:	Kommuner, länsstyrelser, konsulter, Smittskyddsinstitutet, Naturvårdsverket, vattenmyndigheter, forskare, studerande
Omslagsbild:	Strandbild från en solig dag på Tylösand, sommaren 2009. Foto: Lars Ohlsson, Halmstads kommun
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2011
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Kraven och behoven av bättre kunskaper om bakterier och andra typer av mikroorganismer som förekommer i tätortsmiljöer, och hur de kan påverka närbelägna recipienter, har under senare år ökat i takt med att nya EU-direktiv för vattenkvalitet införts. Speciellt viktiga frågor att belysa är hur utsläppen av bakterier kan påverka badvattenkvaliteten.

I rapporten redovisas bl.a. vilka olika utsläppskällor som är mest betydelsefulla och vilka systemlösningar som finns för att avskilja bakterier och minska utsläppen. Analyser, statistik och modellberäkningar har gjorts på koliforma indikatorbakterier *Escherichia coli* (*E. coli*) och *Intestinala Enterokocker* (IE). I rapporten studeras även förekomsten av de humanpatogena protozoerna *Giardia* och *Cryptosporidium* samt bakterieviruset kolifager.

En referensgrupp har varit knuten till projektet och har bestått av följande personer: Gilbert Svensson (Urban Water), Thomas Pettersson (Chalmers Tekniska högskola), Görel Allestam (SMI), Stefan Weisner (Halmstads Högskola) samt Mattias Salomonsson (Teknik- och fritidsförvaltningen, Halmstads kommun).

Ett varmt tack till alla personer som har medverkat i datainsamling, provtagning, framtagande av kartmaterial, beräkningar och analyser, samt synpunkter på projektets upplägg och genomförande:

Teknik- och fritidsförvaltningen, Halmstads kommun: Marie Gunnarsson, Jan Carlsson, Bo I Nilsson, Katarina Alm, Ronnie Bjerling, Elin Fornwall, Britta Olsson

DHI: Lars Gillsjö, Charlotta Borell-Lövstedt, Christin Eriksson, Claes Hernebring

Ett speciellt tack också till VA-chef Lennart Lorick, DHI Sverige AB och Svenskt Vatten Utveckling som har gjort det möjligt att genomföra denna studie.

Lars Ohlsson, Dick Karlsson och Lars-Göran Gustafsson
Halmstad, maj, 2011

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	7
1 Inledning	8
1.1 Bakgrund	8
1.2 Syfte	9
1.3 Begränsningar	9
1.4 Läsanvisningar	10
2 Mikrobiologiska indikatorbakterier och humanpatogena protozoer	12
2.1 Val av parametrar	12
2.2 Analysmetodik	13
2.3 Tolkning och jämförelse av data	13
3 Genomförande	15
4 Modellverktyg	17
4.1 MIKE URBAN	17
4.2 MIKE 21	17
4.3 MIKE 3	18
4.4 ECO Lab	18
5 Dagvatten	19
5.1 Val av avrinningsområden och dagvattendammar	19
5.2 Dagvattendammarnas fysikaliska egenskaper	20
5.3 Dagvattendammarnas biologiska egenskaper	20
5.4 Provtagningar	22
5.5 Bakterier i dagvatten från olika avrinningsområden	25
5.6 Bakteriereduktion i olika typer av dagvattendammar	28
5.7 Sammanfattning	33
6 Avloppsvatten	34
6.1 Val av mätpunkter	34
6.2 Provtagningar	37
6.3 Spillvattnets innehåll av indikatorbakterier	40
6.4 Bräddvattnets innehåll av bakterier	41
6.5 Bakteriereduktion i avloppsreningsverket	42
6.6 Sammanfattning	42

7	Vattendrag	44
7.1	Val av mätpunkter	44
7.2	Provtagningar	45
7.3	Sammanfattning.....	46
8	Recipient	48
8.1	Provtagningar i recipienten	48
8.2	Bakteriella processer (nedbrytning) i recipienten.....	50
8.3	Sammanfattning	58
9	Planeringsmetodik för en tätort.....	59
9.1	Använd indata beräkningsmetodiken baseras på	60
9.2	Beräkningsmetodik.....	61
10	Patogena mikroorganismer	65
11	Diskussion och slutsatser.....	68
12	Förslag på fortsatt arbete	77
13	Referenser.....	78
	Bilagor	79

Sammanfattning

Syftet med projektet har varit att följa indikatorbakterierna *Escherichia coli* och *Intestinala Enterokocker* från källorna i en tätort till recipienten, kvantifiera mängderna längs de olika transportvägarna, samt analysera de viktigaste påverkansfaktorerna för koncentrationerna i dagvatten, avloppsvatten och en recipient. Arbetet har baserats på provtagningar och beräkningar i Halmstads tätort och dess omgivning. Flera olika mönster och samband samt hur koncentrationerna varierar beroende på transportvägarna, har identifierats.

Provtagningar har genomförts på dagvatten från olika typer av avrinningsområden. Mätningarna visar ett tydligt samband mellan koncentrationen i dagvatten, nyckeltal för boendetäthet, hårdgjord yta och total yta. Samtidigt genomfördes provtagningar vid fyra dagvattendammar. Både mätresultat och beräkningar ger ett tydligt samband mellan dammarnas ytbelastning (belastad hårdgjord yta, relativt dammens yta) och reduktionen av indikatorbakterier. Ytbelastningen för en damm återspeglar omsättningstiden och dammens exponering för solinstrålning. Båda dessa faktorer är betydelsefulla för avskiljningen. De studerade dammarna uppvisar en avskiljningsgrad av bakterier på mellan 45 och 90 %.

I studien har också prov tagits på avloppsvatten från ledningsnätet och bräddvatten i avloppsreningsverk. Avloppsvattnets utspädningsgrad styr koncentrationen av bakterier. Enligt beräkningar från Halmstads avloppsledningsnät, kan utspädningsgraden för olika typer av spillvattenbräddavlopp variera mellan en faktor 10 och 200. En bedömning av bräddvattnets betydelse för hur recipienten kan påverkas, behöver denna typ av beräkning som underlag. Baserat på provtagningar vid Västra strandens avloppsreningsverk har avskiljningen i verkets olika behandlingssteg tagits fram. Resultaten visar att avloppsreningsverket totalt avskiljer 99,0–99,7 % av bakterierna i avloppsvattnet.

Resultaten från studien har samlats i en beräkningsmodell där man med enkla parametrar och nyckeltal kan uppskatta fördelningen av bakterier från olika källor, transportvägar och även analysera effekterna av olika förändringar.

Koncentrationen av bakterier i recipienten styrs av spridningsförhållanden och avdödning av bakterier från utsläppspunkten och vidare under transporten. Spridningen påverkas av vattnets rörelseriktning och turbulensförhållanden. Under transporten blandas vatten med bakterier från utsläppet (källan) med tillskott av ett renare vatten. Avdödningsprocesserna styrs bl. a. av solinstrålning, temperatur och salinitet.

Studien har även inkluderat provtagning av de humanpatogena mikroorganismerna *Giardia*, *Cryptosporidium* och Kolifager som virusindikator i avloppsvatten, dagvatten och vattendrag. Koncentrationerna av *Giardia* och *Cryptosporidium* är generellt mycket låga och endast i undantagsfall har konfirmerade (levande) parasiter återfunnits. Däremot har presumtiva (endast skalform) parasiter hittats i något större omfattning, speciellt i avloppsvattnet.

Summary

The aim of the project has been to follow indicator bacteria from sources in urban area to a recipient, quantify the amounts along the transport routes, and analyse the most important factors influencing the concentrations in stormwater, wastewater and receiving water. The work has resulted in various patterns and relationships and how the concentrations depend and transportation varies on local conditions.

Stormwater from four river basins were sampled. A relationship between a number of bacteria in surface water, housing density, impervious surface and total catchment area, is presented. Samplings were simultaneously carried out in four stormwater ponds. Measurements and calculations provide an obvious correlation between pond surface load and the reduction of indicator bacteria. A pond surface load reflects the retention time and its exposure to solar radiation. These factors are important for the reduction of bacteria. The studied ponds exhibit a reduction of 45 to 90 %. The sewer systems and combined sewer overflow in the wastewater treatment plant (WWTP) have also been sampled. The wastewater dilution factor influencing the number of bacteria. Calculation on Halmstad sewer systems indicate dilution rates for various types of overflows and vary between ten and two hundred. An estimation of the combined sewer overflow's importance to the receiving waters requires this type of calculation results. The efficiencies on a plant's various treatment steps have been estimated at Västra stranden WWTP. The results show that the WWTP has a total reduction of bacteria in the wastewater from 99,0 to 99,7 %.

The results from this study were collected in a calculation method. Using simple parameters and key figures can the distribution of bacteria from various sources, transport routes and also analyse effects of various by changes, be estimated. The number of bacteria in receiving waters is influenced by the dispersion characteristics and bacteria kill from sources to receiving waters. The distribution is influenced by water flow direction and turbulence. During transport there will be a mixing of bacteria from the source to receiving water by less polluted adding water. Bacteria kill is influenced by solar radiation, temperature and salinity.

The study has also included sampling of the human pathogenic microorganisms *Giardia*, *Cryptosporidium* and Colifags as viral indicator in wastewater, stormwater and rivers. The number of *Giardia* and *Cryptosporidium* are generally very low and only by way of exception living parasites were found. However, potential shell form parasites were found in somewhat larger scale, especially in wastewater.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Idag finns knappast några vattenförekomster i Sverige som är opåverkade av mänskliga aktiviteter. För att säkerställa framtidens användning av vatten och dess kvalitet finns idag ett nytt EU-direktiv som har införts i den svenska lagstiftningen (2000/60/EU). Ramdirektivet för vatten har som mål att vi till år 2015 ska ha uppnått "God ekologisk status" i våra ytvattenförekomster och "God kemisk status" i grundvattenförekomsterna. För att ytterligare skärpa miljökraven har EU också infört ett nytt Badvattendirektiv (2006/7/EG) som syftar till att förbättra badvattenkvaliteten på offentliga badplatser runt om i medlemsländerna. I direktivet ingår både mikrobiologiska, kemiska och fysiska kontrollparametrar. En nyhet i badvattendirektivet är att det i framtiden kommer att ställas krav på att genomföra specifika åtgärder om man misstänker att det finns föroreningskällor som ger upphov till försämrad badvattenkvalitet och att man på alla EU-bad måste göra badvattenprofiler. Exempelvis kan det kanske komma att ställas krav på bättre rening i avloppsreningsverk eller vid dagvattenutsläpp som är belägna nära känsliga recipienter som till exempel offentliga badplatser.

Idag är sannolikt många badplatser i olika utsträckning påverkade av bl.a. bakteriella föroreningar från närbelägna tätorter eller andra utsläppskällor. Föroreningar från kommunala avloppsreningsverk och dagvatten avleds via ledningsnät direkt eller indirekt till närbelägna recipienter och en bakteriell påverkan på kustnära bad kan därför inte uteslutas. Samtidigt finns det på många håll ett ökat intresse av att anlägga tätortsnära badplatser.

Fram till för tio–femton år sedan diskuterades dagvatten framförallt ur aspekten flöde och belastning. Diskussion kring dagvattenföroreningar hade lägre prioritet. Dock förändrades detta synsätt under slutet av 90-talet. Dammar och våtmarker för avskiljning av dagvattenföroreningar började anläggas i stor skala över stora delar av landet. Flertalet av dessa anläggningar har dock tillkommit utan någon kunskap om specifik föroreningsbelastning eller hur recipienterna påverkas av utsläppen av dagvatten och renat avloppsvatten.

Under de senare decennierna kan man se ett förändrat systemtänkande. Idag fördröjs och samlas avloppsvatten till färre och mer koncentrerade bräddavlopp och vid högflödessituationer kan en del av avloppsvattnet ledas förbi avloppsreningsverken. Utjämningsmagasin och bättre styr- och reglerfunktioner har tillkommit, vilket minskar riskerna för onödiga bräddningar av obehandlat avloppsvatten. Dagvatten separeras i en ökad omfattning och avloppsreningsverken flödesbelastas därmed i mindre utsträckning. Dagvatten leds allt oftare till öppna dammar innan det slutligen släpps till recipienten.

Det finns ett behov av att utveckla enkla metoder för att kunna bedöma tätorternas utsläpp av olika typer av bakterier (indikatorer) och andra mikroorganismer samt hur dessa kan påverka recipienterna och badplatser. I rapporten behandlas förhållandena i Halmstads tätort och badplatser i dess

närhet. En viktig utgångspunkt har varit att framtagna metodik skall vara flyttbar och kunna appliceras på en valfri tätort.

1.2 Syfte

Syftet med rapporten är att belysa, sammanställa och skaffa ny kunskap om följande frågeställningar:

- En tätorts samlade utsläpp av bakterier och betydelsen av dagvattenföroreningar, bräddning från avloppsnät, belastning från avloppsreningsverk och andra källor.
- Betydelsen av systemval för dagvattenhanteringen, till exempel separering av ledningsnät, anläggande av dammar och våtmarker.
- Betydelsen av systemval för avloppsvattenhanteringen, till exempel lokalisering och hantering av bräddning från ledningsnät, utsläppspunkt från reningsverk, olika behandlingsmetoder.
- Hur recipientens bakteriella status påverkas och hur systemvalet inverkar på möjligheten att utnyttja recipienten för till exempel bad (med hänsyn till recipientens utseende och strömningsförhållanden).

Följande specifika frågeställningar, och där det idag finns kunskapsluckor, kommer speciellt att studeras:

- Hur mycket bakterier finns i olika typer av dagvatten?
- Vilken funktion har dagvattendammar för bakteriereduktionen beroende på deras utformning och belastning med mera?

Resultaten av studien ska också kunna användas som ett planeringsverktyg för att på ett förhållandevis enkelt och kostnadseffektivt sätt utläsa effekter av genomförda åtgärder, vilket kan komma att vara en fördel i arbetet med VA-planer och som underlag till badvattenprofiler enligt badvattendirektivet. Man kan även tänka sig att i ett första steg simulera effekter av planerade åtgärder och därefter i ett tänkt scenario avläsa effekterna av minskade utsläpp av studerade föroreningar.

Föreliggande rapport har inte haft som mål att utgöra en mikrobiologisk riskanalys (MRA), det vill säga bedöma riskerna för att gränsvärden överskrids, till exempel med tanke på smittorisker. Syftet har istället varit att studera sannolika och normala koncentrationer i olika typer av vatten samt hur dessa påverkas under normala omständigheter av olika typer av reningsanläggningar (dagvattendammar och avloppsreningsverk). Resultaten från studien skall kunna ligga till grund för att upprätta badvattenprofiler och fastställa vilka utsläppskällor som har störst inverkan på badvattenkvaliteten.

1.3 Begränsningar

Analyserna och utvärderingen omfattar endast så kallad indikatorbakterier, typ *Escherichia coli* (*E. coli*) och *Intestinala Enterokocker* (IE). För att få en uppfattning om förekomsten av humanpatogena protozoer har prov även tagits på *Giardia* och *Cryptosporidium* samt kolifager. De senare är bakteriella virus som infekterar vissa stammar av *E. coli*.

De huvudsakliga provtagningarna och insamlingen av övriga data för bearbetning i de olika modellverktygen, kapitel 4, har gjorts under sommarhalvåret 2008 och 2009. Mätningarna avspeglar i huvudsak förhållandena som råder under den period som omfattas av den offentliga badvattenkontrollen, det vill säga under juni–augusti månader.

Det fysiska gränssnittet för undersökningarna omfattar huvudsakligen Halmstads tätort samt två dagvattenområden strax norr (Gullbrandstorp) och söder om tätorten (Fyllebro). Recipienterna som ingår i studien är Nissan som rinner centralt igenom Halmstads tätort med utanförliggande mynningsområde samt närbelägna stränder strax norr och söder om Nissans utlopp (Östra stranden, Västra stranden, Vita bandet, Örnäsudden m.fl.). På flertalet stränder finns utlopp av mindre bäckar, bräddavlopp för dagvatten samt enstaka nödavlopp för avloppspumpstationer. Dagvattenutsläppen behandlas i rapporten som direktutsläpp eller som det genomgått rening i en dagvattendamm. Annat lokalt omhändertagande av dagvatten, som till exempel översilningsytor och vegetationsklädda diken, berörs inte närmare i denna studie.

Mätningarna av bakterier i recipienterna har gjorts nära strandlinjen och i mynningen till de vattendrag som rinner ut i havet. Beroende på vind- och strömförhållanden påverkas vattenkvaliteten vid mätplatserna också av utanförliggande vattenområden. Kunskapen om förhållanden som rör botten-topografi, vattendjup och kustparallella strömmar i den öppna recipienten, finns i denna studie till stor del tillgänglig tack vare andra pågående arbeten i Laholmsbukten och angränsande kustområden (prognosarbete för badvattenkvalitet längs Hallandskusten).

Metodikerna som beskrivs i denna rapport är applicerbara både på enstaka delavrinningsområden i en tätort, till en mer samlad betraktelse av en hel tätort.

De mätningar studien grundar sig på har som nämnts huvudsakligen skett under sommarhalvåret. Eftersom mikroorganismer påverkas mycket av meteorologiska förhållanden till exempel temperatur och solljus, bör man inte dra alltför långt gående slutsatser över den bakteriella statusen för vinterhalvåret. Eftersom studien har en överslagsmässig karaktär bör den grunda sig på vad som sker under ganska långa perioder, medelvärden över år snarare än månader, då man tar fram flödesbelastningar som behövs för analyserna.

1.4 Läsanvisningar

Rapporten inleds med bakgrundsinformation om de studerade mikroorganismerna och de modellverktyg som använts. Därefter följs det av tre kapitel som närmare beskriver de tre huvudkomponenterna dagvatten, avloppsvatten och recipientvatten. Vart och ett av dessa kapitel beskriver allt som berör respektive huvudkomponent från mätningar till resultat. Om man är intresserad av dagvatten så kan man alltså fokusera enbart på kapitlet som handlar om dagvatten. Efter dessa kapitel kommer ett kapitel som beskriver planeringsverktyget. Detta kapitel binder samman de föregående kapitlen till det

verktyg som sedan kan användas för att få fram den samlade belastningen av bakterier från en tätort.

Samtliga provtagningsresultat redovisas i Bilaga 1.

Parallellt med denna rapport har en inledande litteraturstudie utförts vid Halmstads Högskola i syfte att undersöka vad som finns publicerat om olika källor för indikatorbakterier och humanpatogena mikroorganismer i urban miljö (Younis, M., 2008). I hennes arbete finns ett stort antal referenser som inte namnges särskilt i denna rapport, men som finns upptagna i hennes referenslista och där den intresserade läsaren hänvisas till.

2 Mikrobiologiska indikatorbakterier och humanpatogena protozoer

2.1 Val av parametrar

Sjukdomsframkallande mikroorganismer är oftast tidskrävande och svåra att analysera. Med fördel kan istället så kallade indikatororganismer användas, vilka till exempel är organismer som normalt förekommer i tarmen hos både människor och varmblodiga djur och som inte brukar orsaka sjukdom. I de flesta fallen tillväxer de inte utanför värdorganismerna, men kan under gynnsamma förhållanden med bland annat rätt temperatur och näring tillväxa i naturen. Det är således viktigt att tiden mellan provtagning och analys blir så kort som möjlig. Indikatorerna är relativt oproblematiska ur smittskyddssynpunkt, enkla och snabba att analysera och kan ge viktig information om eventuell påverkan av fekal förorening i till exempel badvattnen. I rapporten har följande indikatorer används:

Escherichia coli (*E. coli*) är gramnegativa stavformade bakterier som är cirka 1 µm långa. Bakterierna är nödvändiga för matsmältningen och utgör en stor andel av tarmfloran (intestinala floran). Avföring från en människa innehåller 10^8 – 10^{10} cfu *E. coli* per gram fekalier och ungefär en tiopotens lägre halt av Enterokocker.

Intestinala Enterokocker (IE) är runda bakterier (kocker) och har en större tolerans mot salt och används därför företrädesvis i badvattenkontrollen. Överlevnaden av dessa bakterier är beroende av cellväggarnas struktur och sammansättning. Cellväggen hos *E. coli* utgörs av lipopolysackarider och glykopeptider hos IE.

Ingen av indikatorerna är direkt hälsofarliga för människor, men det finns varianter av *E. coli* som kan bilda toxiner och ge allvarliga sjukdomar, som exempelvis enterohemorragiskt syndrom (EHEC), vilket kan slå ut njurfunktionen hos människor. Smittade djurbesättningar av kor och andra idisslande djur kan vara bärare av EHEC och bakterierna kan spridas via förorenat vatten eller gödsel till grödor och köttproduktion.

För att få en uppfattning om förekomst av humanpatogena mikroorganismer i avloppsvatten och dagvatten, har som ett tillägg i studien förekomsten av två olika protozoer undersökts, *Giardia* och *Cryptosporidium*. Båda två är motståndskraftiga, encelliga protozoer (parasiter) och förekommer inte naturligt i tarmen hos friska människor och djur, utan bara hos sjuka individer. *Giardia* förekommer i två former, dels som vegetativ i tarmen (trofozoit), dels i ett vilostadium som cysta, vilken utsöndras via avföring. Den senare formen är smittsam och resistent mot yttre påverkan i miljön. Även *Cryptosporidium* kan bilda viloformer genom så kallade oocystor. De båda patogenerna behöver en värd, människa eller djur för att föröka sig och kallas därför parasiter. Det sker därför ingen tillväxt i naturen. Av sjuka människor och djur kan smittan via utsläpp av förorenat avloppsvatten, sjöar och vattendrag spridas vidare vid oral kontakt i samband med till exempel bad. *Giardia* är enligt WHO en av de vanligaste orsakerna till vattenburen smitta runt om i världen.

Efter att de första proven tagits på *Giardia* och *Cryptosporidium*, där det påvisades mycket liten förekomst, beslutades att även låta studien omfatta kolifager. Kolifager är en samlingsparameter för bakterievirus som har *E. coli* som värdorganism. Normalt tillväxer de inte i vatten eller mark och har längre överlevnad och motståndskraft än koliforma bakterier. Kolifager har under senare tid börjat användas som en virusindikator i fekala föroreningar och är helt ofarlig för människor och djur.

2.2 Analyismetodik

Kvantitativ analys av *E. coli* och *Intestinala enterokocker* (IE) görs med odling på selektiva agarsubstrat enligt standardiserade metoder. I denna studie har *E. coli* odlats på MFC-agar i 44° C under 24 timmar. Avräkning har sedan gjorts av blåfärgade kolonier, verifiering med gas och indolbildning i tryptofanbuljong (SS028167). IE har odlats fram på ES-agar i 36° C under 44 timmar, varefter karaktäristiskt rödfärgade kolonier har verifierats med eskulintest i 44° C under 2 timmar. Beroende på provtyp har olika volymer av provet analyserats i syfte att ge en avräkningsbar spädning.

Somatiska kolifager analyserade med en dubbelagarmetod (ISO 10705-2). Som värdstam för kolifager används *E. coli*, ATTC 13706. En dagsfärsch buljongkultur blandas med olika volymer av provet och en halvfast agar förstärkt med kalciumjoner och glukos. Plattorna inkuberades i 37° C under 18 timmar och antalet uppklärnade zoner (plaque forming units, pfu) räknades.

Vid analys av *Giardia* (cystor) och *Cryptosporidium* (oocystor) koncentreras 1–10 liter av vattenprovet genom membranfiltrering eller centrifugering för att få en packad pellet (ISO15553). Den mindre mängden vatten togs för avloppsvatten och den större för dagvatten.

Från den packade pelleten avskiljdes sedan cystor och oocystor med immunomagnetisk separation, IMS. De rena proven avlästes därefter kvantitativt i fluorescensmikroskop efter infärgning med specifika fluorescerande antikroppar och verifierades med kontrastfärgning av nukleärt material med DAPI.

2.3 Tolkning och jämförelse av data

Avloppsvatten innehåller normalt höga koncentrationer av *E. coli* och IE, och proven måste därför spädas i hög grad för att det ska vara möjligt att bestämma antalet kolonier (cfu).

Det finns idag ännu inga bakteriologiska gräns- eller riktvärden för utsläpp av avlopps- och dagvatten. Utsläppskontrollen avser endast när-salter, fysikaliska och kemiska parametrar. Inte heller recipientkontrollen inkluderar mikroorganismer, utan kontrollen tar endast hänsyn till hydrografi, metaller, fauna och flora.

I EUs nya Badvattendirektiv (2006/7/EG) finns däremot begränsningsvärden uppsatta för *E. coli* och IE. Syftet med direktivet är att människors hälsa ska skyddas vid EU-bad, det vill säga badplatser där i genomsnitt fler

än 200 personer badar varje dag. Målet är att de här badplatserna bevaras, skyddas och förbättras. Ett steg i denna riktning är att så kallade badvatten-profiler upprättas för samtliga EU-bad. Senast under våren 2011 skall denna rapportering vara gjord till Smittskyddsinstitutet. För övriga badvatten är det än så länge bara en rekommendation.

En badvattenprofil ska bland annat innehålla:

- Beskrivning av badvattnets fysikaliska, geografiska och hydrologiska egenskaper
- Bedömning av föroreningskällor
- Bedömning av risken för kortvarig förorening
- Kontrollpunktens placering.

Badvattenkvaliteten kan bedömas på två olika sätt. För samtliga officiella badvatten bedöms kvaliteten utifrån enskilda prover, löpande under hela badsäsongen, Tabell 2-1. För de badvatten som klassificeras som EU-bad bedöms även den långsiktiga badvattenkvaliteten utifrån provresultat från flera badsäsonger, Tabell 2-2.

Följande begränsningsvärden gäller för olika typer av badvatten: Bakteriologiska bedömningsgrunder för enstaka prov kan enskilda länder själv bestämma över. Värden som tillämpas i Sverige framgår av nedanstående tabell, Tabell 2-1. Gränserna för bedömningarna skiljer sig åt mellan olika EU-länder. Från och med badsäsongen 2010 baserar EU sin långsiktiga bedömning på percentilvärden från fyra efterföljande säsonger, Tabell 2-2.

Tabell 2-1 Bakteriologiska bedömningsgrunder för enstaka prov.

Bedömning	<i>E. coli</i> [cfu/100 ml]	IE [cfu/100 ml]
Tjänligt	<100	<100
Tjänligt med anmärkning	100–1000	100–300
Otjänligt	>1000	>300

Tabell 2-2 Bakteriologiska bedömningsgrunder för EU-bad med avseende på percentilvärden för en serie av badsäsonger (Smittskyddsinstitutet).

Bedömning	<i>E. coli</i> [cfu/100 ml]	IE [cfu/100 ml]
Utmärkt	<500 ¹	<200 ¹
Bra	500 ¹ –1 000 ¹	200 ¹ – 400 ¹
Tillfredsställande	>1 000 ¹	>400 ¹
Dålig	>900 ²	>330 ²

¹ Baserat på 95-percentilen

² Baserat på 90-percentilen

3 Genomförande

Hur projektet genomförts beskrivs nedan genom att kortfattat redogöra för de väsentliga kärnfrågorna.

Förekomsten av bakterier i dagvatten?

Kunskapsnivån kring dagvatten är generellt låg. Mätningar och provtagningar genomfördes vid flera regntillfällen och från olika typer av områden i Halmstad. Områdena där mätningarna genomfördes var dagvattendammar i Flygstaden (tätbebyggt industriområde och köpcentrum), Fyllebro (industriområde och vägdagvatten), Slottsparksdammen (centrumbebyggelse i tätorten) och Gullbrandstorp (villabebyggelse i mindre samhälle), Figur 5-6.

Förekomsten av bakterier i avloppsvatten?

Provtagningar genomfördes vid det största avloppsreningsverket i Halmstad (Västra stranden). I provtagningarna undersöktes bland annat eventuella dygnsvariationer i avloppsvatten samt innehållet av bakterier i ledningsnätet och vid bräddtillfällen på avloppsledningsnätet.

Vilka mekanismer styr avskiljningen av bakterier i en dagvattendamm?

Mätningar och provtagningar genomfördes vid dagvattendammar med varierande hydrografi, storlek och belastning. Damarna har modellerats och en känslighetsanalys av olika påverkansfaktorerets betydelse har tagits fram.

Hur påverkas bakteriekoncentrationerna i de olika processerna (reningsstegen) i ett avloppsreningsverk?

Utgående halter från avloppsreningsverk kan variera kraftigt beroende på typ av process och efterbehandlingssteg. För att bedöma avskiljningen av bakterier i de olika behandlingsstegen genomfördes provtagningarna vid Västra strandens avloppsreningsverk, ett modernt reningsverk med avancerad kväveavskiljning och biologisk fosforrening. Avloppsreningsverket är dessutom byggt med en speciell bräddvattenrening, flotationssteg (kemisk fällning) och våtmarksdammar för ”polering” eller finputsning av utgående avloppsvatten.

Metodutveckling för att ge svar på frågan vilka totala utsläpp av bakterier som sker från en tätort samt hur utsläppen fördelas mellan olika källor.

Dagvattenutlopp, bräddavlopp och avloppsreningsverk står för olika andelar beroende på avloppssystemets utformning, till exempel

- Kombinerat system, där bräddning främst regleras via utjämning
- Duplicerat system, där bräddning i det teoretiska fallet är noll
- Med eller utan efterbehandling vid avloppsreningsverket
- Med eller utan dagvattendammar

I en metodutveckling kan även lokalt omhändertagande av dagvatten (till exempel infiltration över gräsytor) och gaturenhållning vara parametrar som kan ingå, men som det inte tagits hänsyn till i denna rapport.

Med utgångspunkt från Halmstads dagvatten- och avloppsvattensystem byggdes ett principsystem upp enligt punkterna ovan. Baserat på erhållna

kunskaper bedömdes utsläppen från dagvatten, bräddavlopp och avloppsreningsverk i dessa principsystem. Som stöd för beräkningarna användes en tidigare framtagen datormodell för avloppsledningsnätet i Halmstads tätort, (Hernebring *et al.*, 2001).

*Vilka konsekvenser får utsläppen av bakterier
och vilka faktorer påverkar recipientens status?*

Betydelsen av följande processer har analyserats:

- Transporttid
- Utspädning
- Nedbrytning

För att kunna bedöma om utsläppen av bakterier påverkar en recipient måste hänsyn tas till den aktuella recipientens utseende, strömningsförhållanden, salinitet, ljusinstrålning, temperatur och väderförhållanden. Arbetet som genomförts har haft Nissan och dess utlopp i Laholmsbukten som utgångspunkt. Inom studerat område finns sedan tidigare en 3D-modell för strömning, spridning och nedbrytning av bakterier uppbyggd (DHI, 2009).

Som en inledning på studien och rapporten har en litteraturstudie genomförts som ett examensarbete vid Halmstads Högskola av Mariam Younis. I hennes studie har det ingått att i litteraturen identifiera de främsta källorna till humanpatogena mikroorganismer i avloppsvatten samt avskiljningen i avloppsreningsverk, dagvattendammar och våtmarker. Ett stort antal referenser, både nationella och internationella har använts i hennes arbete och en del av hennes uppgifter har använts i rapporten. Hennes handledare har varit professor Stefan Weisner vid Halmstads Högskola och Lars Ohlsson på Teknik- och fritidsförvaltningen i Halmstads kommun.

4 Modellverktyg

De modelleringsverktyg som använts i denna studie är MIKE URBAN (avloppsledningsnät), MIKE 21 och MIKE 3 (hydrodynamik i ytvatten) samt ECO Lab (till exempel bakteriella nedbrytningsprocesser). Nedan beskrivs dessa kortfattat.

4.1 MIKE URBAN

MIKE URBAN har använts för att beskriva bräddningen från avloppssystemet. MIKE URBAN baseras på numerisk lösning av S:t Venants differential-ekvationer enligt dynamisk vågteori.

Nödvändiga indata är bland annat:

- Ledningsdimensioner och vattengångar
- Information om bräddavlopp
- Tillflöden

Utdata kan vara tidsmässig och rumslig variation av flöden och nivåer. Andelen spillvatten vid bräddning är ett annat exempel.

4.2 MIKE 21

MIKE 21 har använts för att beskriva hydrodynamiken i dagvattendammarna. MIKE 21 är en 2D-modell integrerad över djupet och kännetecknas av en modulär modellstruktur, där hydrodynamikmodulen är kärnan. I modulen beräknas nivå- och flödesförhållanden till följd av storlek på tillflöden, geometri, vind, tidvatten, vågor, turbulens, salinitet, densitetsskillnader med mera. Beräkningarna baseras på en numerisk lösning av Navier-Stokes ekvationer. MIKE 21 tillämpas där strömningen kan antas vara homogen över djupet.

Behovet av indata bestäms av modelleringens syfte. Exempel på nödvändig indata är:

- Bottennivåer
- Tillflöden
- Vinddata
- Information om tidvatten, salinitet och vågdata (havs- eller kustmiljö)
- Information om reglering av flödes- och nivåförhållanden (dammar)

Utdata kan vara tidsmässig och rumslig variation av flöden och strömningsmönster. Våghöjder, transporttider av ämnen och avskiljning av föroreningar är andra exempel på utdata.

4.3 MIKE 3

MIKE 3 har använts för att beskriva strömmar i recipienten (kustområden). MIKE 3 är ett modellpaket för 3D-modellering av hydraulik, sedimenttransport, vattenkvalitet och ekologi i såväl bassänger och dammar som i öppet hav, sjöar, deltan och övriga kustområden.

Indata (se kap 4.2) behöver kompletteras med tillståndsparmetrar som kan variera över djupet, till exempel temperatur och salinitet.

Utdata är samma som för MIKE 21 med tillägg för variation över djupet.

4.4 ECO Lab

ECO Lab har tillsammans med MIKE 21 och MIKE 3 använts för att beskriva transport och nedbrytning av indikatorbakterierna *E. coli* och IE. Bakgrund för de nedbrytningsprocesser som används i ECO Lab redovisas i Erichsen *et al.* (2006) och MIKE BY DHI (2009).

ECO Lab kan kombinera beräkningsprogram för lösning av differentialekvationer med hydrodynamiska modeller. Kombinationen möjliggör en noggrann 3D-modellering av ett akvatiskt ekosystem avseende fysikaliska, kemiska och biologiska processer.

5 Dagvatten

Dagvatten är definitionsmässigt ett tillfälligt förekommande, avrinnande vatten på ytan av mark eller konstruktion, till exempel regnvatten, smältvatten, spolvatten, framträngande grundvatten (TNC, Plan- och byggtermer, 1994). Skillnaden mellan dagvatten och avrinnande regnvatten är att regnvatten endast avser vatten med ursprung från regn, det vill säga en något snävare definition. I dagvatten ingår exempelvis även smältvatten och tillfälligt framträngande grundvatten. Skillnaden mot ytvatten och vattendrag ligger i själva "tillfälligheten", det vill säga att marken inte är täckt av vatten permanent. Dagvatten i bebyggd miljö fångas normalt upp av särskilda dagvattenbrunnar och avleds via ledningar. Eftersom dagvatten transporterar föroreningar, är dagvattenutsläpp en källa till miljöpåverkan. I juridisk mening behandlas därför dagvatten i miljöbalken som ett avloppsvatten. Till skillnad från avloppsvatten renas normalt inte dagvatten, utan leds tillbaka till naturen obehandlat. Ur ett föroreningsperspektiv är dagvatten en diffus föroreningskälla som ofta avleds som ett punktutsläpp till en recipient. Längs transportvägen till recipienten kan det ske en diffus föroreningsspredning till grundvatten och omgivande marker.

Kunskapsnivån kring hur mycket bakterier det finns i dagvatten är idag relativt dåligt känd. I denna studie har mätningar och provtagningar genomförts från olika typområden i och runt Halmstads tätort. Mätningarna har utförts både vid torrvedertillrinning och vid nederbörd.

Få studier finns redovisade i litteraturen där den bakteriella avskiljningen närmare undersökts i dagvattendammar (Younis, M., 2008). För att kunskapen ska vara praktiskt användbar måste hänsyn också tas till dammens utformning och belastning. Mätning och provtagning har genomförts vid fyra dammar med varierande utseende, storlek och belastning. Damarna har modellerats med syfte att genomföra en känslighetsanalys över olika tänkbara påverkansfaktorer.

5.1 Val av avrinningsområden och dagvattendammar

För att få ett generellt verktyg som är giltig för alla typer av dagvatten och dagvattendammar har det varit viktigt att studera dammar med olika fysikaliska och belastningsmässiga förutsättningar och avrinningsområden med olika karaktär. De förutsättningar som inledningsvis bedömdes mest intressanta var typen av avrinningsområde samt den specifika belastningen och därmed också uppehållstiden. I föreliggande studie har damarna klassificerats som hårt belastade, medelbelastade respektive lågbelastade beroende på hur stor andelen av den anslutna hårdgjorda ytan är per dammyta. Gränsen för en högbelastad damm har satts till >150 ha/ha och för en lågbelastad damm <50 ha/ha.

Följande dammar har ingått i studien:

- *Flygstaden*: En lågbelastad damm som får sitt vatten från ett tätbebyggt industriområde och köpcentra. En mindre del av flödet har sitt ursprung

från omkringliggande jordbruksmark där det även förekommer djurhållning. En påverkan från dessa djur kan inte uteslutas.

- *Fyllebro*: En grund och hårt belastad dagvattendamm som tillförs vatten från ett större industriområde samt vägdagvatten.
- *Slottsparksdammen*: En medelhårt belastad damm som avvattnar centrumbebyggelsen i Halmstad.
- *Gullbrandstorp*: Dammen är medelhårt belastad och avvattnar företrädesvis lokal villabebyggelse och gator.

5.2 Dagvattendammarnas fysikaliska egenskaper

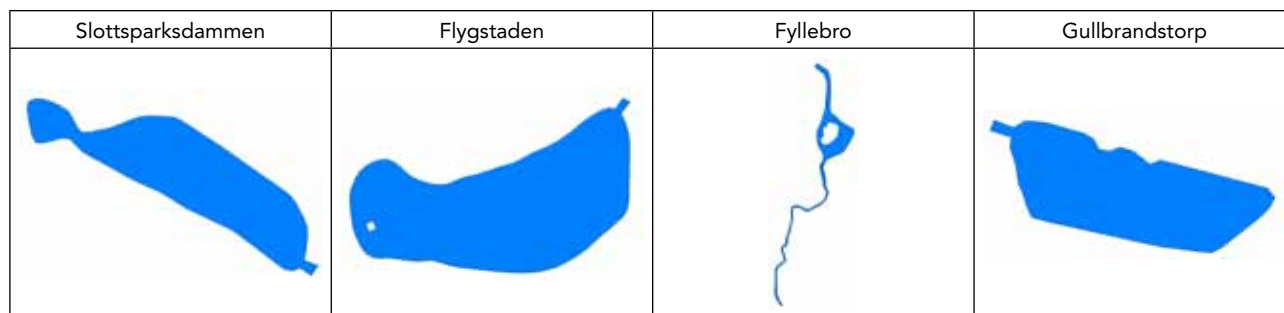
Dagvattendammarnas hydrauliska belastning, utformning samt växt- och djurliv framgår av Tabell 5-1 och Figur 5-1 till Figur 5-5.

Tabell 5-1 Teknisk beskrivning av dagvattendammarna.

Parameter	Slottsparksdammen	Flygstaden	Fyllebro	Gullbrandstorp
Dammens yta (ha)	0,2	0,8	0,3	0,6
Avrinningsområde (ha)	14,3	13,4	83,3	78,8
Hårdgjord yta (ha)	10	8	66	24
Typ av avrinningsområde	Stadsbebyggelse, parkering, vägar. Takytor	Industri, affärscentra, parkering	Industri, vägar, parkering	Villabebyggelse, vägar
Basflöde ¹ (l/s)	10	0,2	2	13
Uppehållstid ² (d)	1,7	32	1,1	2,0
Övrigt	Rastande hundar och matning av fåglar	Öppna ytor, Jordbruksmark med djurhållning	Problem med bakvatten från Fylleån	Omkringliggande jordbruksmark

¹ Basflödet, som består av grundvattentillskott, innehåller inga bakterier i modellen.

² Modellen beräknar hur "gammalt" vattnet är i varje cell, vid varje tillfälle, och när man nått en nivå som varierar runt ett stabilt värde kan detta utläsas som en "medelålder" för vattnet, vilken kan jämföras med uppehållstiden. Värdet vid utloppet är avläst.



Figur 5-1 Dagvattendammarnas schematiska former.

5.3 Dagvattendammarnas biologiska egenskaper

Nedan ges en kort beskrivning av växt- och djurliv (fåglar) i och omkring de fyra dagvattendammarna. Samtliga foton har tagits av Lars Ohlsson.



Stora träd och buskar omger dammen. Vattenytan täcks sommartid till viss del av nate och lånke. Förekommer även veketåg, igelknopp och skogssäv. Under studien observerades ett 20-tal gräsänder, enstaka rörhönor och knipor. Matning av fåglar och rastning av hundar förekommer allmänt. Dammen är en meter djup, lera i botten, överlagrat av ett 0,2–0,3 m tjockt skikt av organiskt material.

Figur 5-2 Slottsparksdammen 2008.



Dammen är avdelad med en oljeavskiljare. Den första dammen är sommartid kraftigt övervuxen av gädd- och borstnate. Förekommer stora bestånd av bladvass, kavel-dun och mannagräs. Några enstaka par rörhönor, knipor och gräsänder har observerats. Botten är lerig och har ett organiskt sedimentskikt på endast 0,01–0,05 m. Vattendjupet är normalt cirka en meter.

Figur 5-3 Flygstaden 2008.



Dammen omges av alskog och sly, samt bestånd av kavel-dun och skogssäv. En del vattenytor är täckta av gäddnate. Spår av olja förekommer ofta. Vattendjupet begränsat, 0,5 m. Hög organisk belastning. Sedimenttjockleken varierar mellan 0,5–0,7 m. Problem med "bakvatten" från Fylleån vid höga flöden. Inga eller bara någon enstaka fågel har observerats i vattnet.

Figur 5-4 Fyllebro 2009.



Dammen är sommartid normalt kraftigt bevuxen av flytbladsväxter, främst gäddnate. I den västra delen förekommer större träd av björk, al och rikliga bestånd av jättebalsamin. Ett 20-tal gräsänder och enstaka rörhönor förekom allmänt. Vattendjupet är begränsat runt inloppet pga. sandtransporten i ledningarna. I övriga delar är sedimentet cirka 0,2–0,3 m tjockt. Dammen rensades hösten 2008 (efter att provtagningarna genomförts.)

Figur 5-5 Gullbrandstorp 2009.



Figur 5-6 Översiktskarta över dagvattendammarnas avrinningsområden och lägen i Halmstads kommun.

5.4 Provtagningar

För att kvantifiera mängden bakterier som tillförs en recipient måste flödets storlek och koncentration av bakterier i dagvattnet vara känd. Eftersom dagvatten är ett intermitterent flöde som bara pågår i samband med nederbörd är det ingen enkel uppgift att utföra relevanta mätningar på dagvatten.

Enligt flera undersökningar (Krometis *et al.*, 2007) har det konstaterats att föroreningskoncentrationen varierar över tiden, och är högst vid den initiala avspolningen av en yta. Oftast brukar den benämnas en "first-flush" effekt. Det är också viktigt att få kännedom om ytterligare tillskott av vatten, kontinuerliga basflöden som har sitt ursprung från grundvatten, så kallat bakvatten från vattendrag (vid högvattenstånd), bevattningsvatten med mera, för att exkludera den koncentrationsförändring ovan nämnda flöden har på dagvattnet.

5.4.1 Provtagningsmetodik

För att ta hänsyn till de tidsrelaterade fenomenen vid mätningarna i dagvattendammarna, bedömdes det nödvändigt att utföra flödesproportionella provtagningar i inloppen. Metodiken innebär att flöde och nivå mäts kontinuerligt och när ett visst kriterium för en förändring (till exempel flödets storlek, nivåförändring, nederbördsvolym) uppnås, tas ett vattenprov. Provvolymer som samlas in i provtagaren styrs av flödets storlek och pågår tills insamlingskärlet är fullt alternativt tills flödet understiger ett angivet gränsvärde. Detta innebär att de insamlade vattenproverna innehåller vatten från avgränsade regnhändelser och inte en kontinuerlig period.

I de aktuella fallen valdes, i flertalet fall, samlingsprov det vill säga samtliga delvolymerna samlades in i provbehållaren. Insamlade prov skickades senast ett dygn efter provtagningen till SMIs laboratorium för analys. Tiden

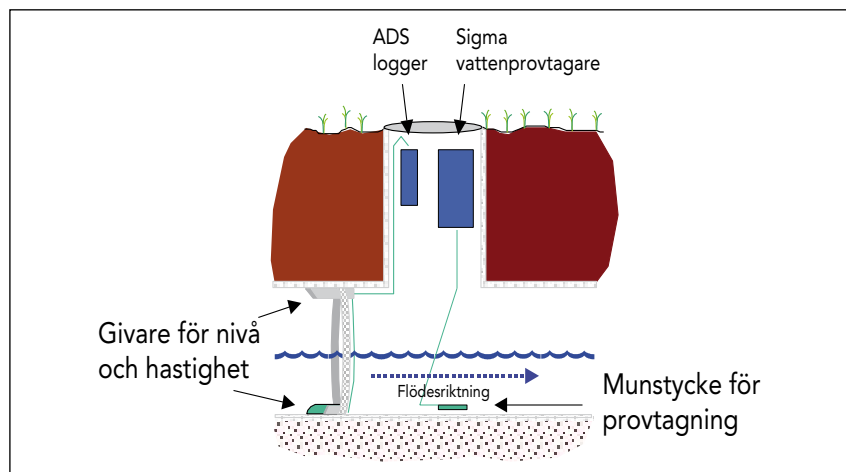
mellan provtagning och analys är viktig för att undvika bakteriell tillväxt eller avdödning. Provtagningskärnen vid dagvattendammarna har mellan provtagningarna rengjorts i 65–70° C vatten med tillsats av rengöringsmedel. Provtagarna och slanganslutningarna vid avloppsreningsverket rengörs rutinmässigt vid byte av provtagningskärnen med syra. En gång per månad rengörs även förbindelserören från respektive provplats med en renspigg. Temperaturen i provtagningsrummet är normalt cirka +4° C. Den maximala tiden från provtagningens start till själva analysen har varit 48 timmar. Detta gäller både för mätningarna i inloppen och i utloppen.

Vid dagvattendammarnas utlopp installerades utrustning för tidsproportionell provtagning. Detta betyder att mätvärden från provtagningar vid låga flöden får samma betydelse som provtagningar vid höga flöden. En eventuell konsekvens av detta kan inte bedömas på annat sätt än att genomföra flödesproportionell provtagning. Skälet till att flödesproportionell provtagning inte användes i utloppen är att det var tekniskt svårt att i dessa punkter installera flödesmätare. Tiden för en provtagning sattes med marginal för att fånga ett flöde i utloppet som härrör från samma händelse som passerat inloppet. I de aktuella fallen valdes även här samlingsprov, uppdelade på ett samlingsprov per dygn för att inte tidsfaktorn skulle påverka bakteriekoncentrationerna i proven.

I Slottsparksdammen genomfördes vid ett måttillfälle en mer detaljerad provtagning för att försöka dokumentera "first flush"-effekten. Vid utvärderingen delades avrinningsförloppet in i fyra samlingsprover.

Som komplement till de flödes- och tidsproportionella provtagningarna har även ett antal stickprov tagits.

En mer detaljerad information om hur provtagningen gick till, vilken mätutrustning som använts osv. redovisas i Bilaga 1



Figur 5-7 Princip för installation av flödesmätare (ADS) och vattenprovtagare (Sigma), skiss av DHI.

5.4.2 Provtagningsresultat

Sammanlagt har tre till fyra regnhändelser studerats i respektive dagvattendamm. Mätningarna utfördes huvudsakligen under 2008, från mitten av juni till början av oktober. Kompletterande analyser har även gjorts under

2009. Resultatet av provtagningarna vid inloppen redovisas i Tabell 5-2 och vid utloppen i Tabell 5-3. Eftersom antalet mättillfällen varit begränsat har de statistiska mätvärdesresultaten redovisats som medelvärden istället för medianvärden, vilket annars är brukligt vid statistisk bearbetning av ett material med stor spridning.

Av Tabell 5-2 framgår att medelkoncentrationen av *E. coli* och IE är cirka 10 000 cfu/100 ml. Variationerna är stora, från några hundra till närmare 70 000 cfu/100 ml. Mediankoncentration av *E. coli* uppmättes till cirka 5 000 cfu/100 ml och IE till 3 000 cfu/100 ml. Av mätningarna framgår tydligt att koncentrationerna varierar i samtliga dammar, med de högsta och lägsta värdena i Slottsparksdammen. Mest utjämnade är koncentrationerna i Flygstaden. De uppmätta koncentrationerna av *E. coli* och IE varierar i stort med ungefär två tiopotenser i de studerade dagvattensystemen.

Av Tabell 5-3 framgår att medelkoncentrationen av *E. coli* och IE efter att dagvattnet passerat dammarna, är drygt 1 000 cfu/100 ml och att koncentrationerna varierar mellan cirka 10 till omkring 20 000 cfu/100 ml. Mediankoncentration är i båda fallen storleksmässigt cirka 400 cfu/100 ml. Det är ganska tydligt att de högsta utgående koncentrationerna återfinns i Fyllebro som är hårdast belastad av dagvatten, vilket också genomgående har gett sämre reningseffekt. I de övriga tre dammarna är variationerna likartade med koncentrationsskillnader på två tiopotenser.

Uppmätta nyckeltal (min, medel, max):

- C *E. coli*, dagvatten 500/5 000/50 000
- C IE, dagvatten 300/3 000/30 000
- C *E. coli*, efter dagvattendamm 40/400/4 000
- C IE, efter dagvattendamm 30/300/3 000

Tabell 5-2 Vattenkvalitetsmätningar i dagvatten (inlopp till dagvattendamm) och nederbördsvolym för aktuell regnhändelse hämtad från närliggande nederbördsmätare.

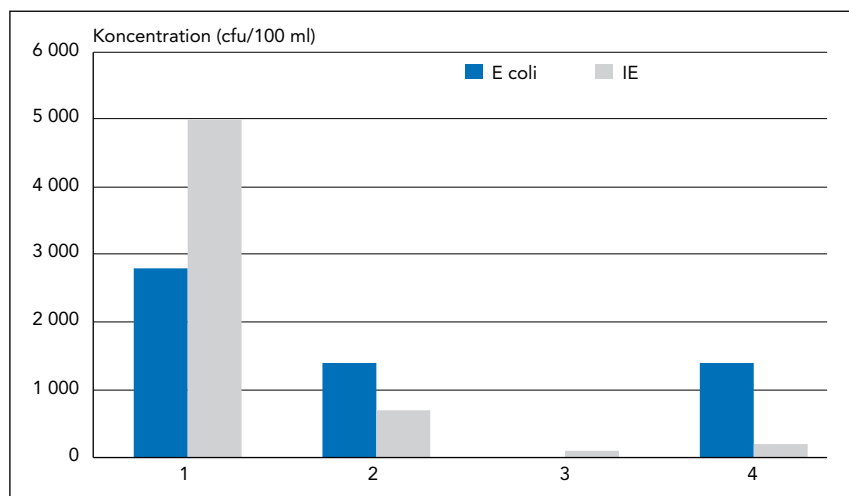
Damm	Antal prover	<i>E. coli</i> [cfu/100 ml]			IE [cfu/100 ml]		
		min	Max	medel	min	max	medel
Flygstaden	5	500	15 000	7 000	1 100	26 000	7 400
Gullbrandstorp	5	220	20 000	5 700	910	5 500	2 900
Fyllebro	4	330	18 000	7 000	580	31 000	8 800
Slottsparksdammen	4	320	64 000	25 800	3 500	68 000	25 100

Tabell 5-3 Vattenkvalitetsmätningar av "renat" dagvatten (utlopp från dagvattendamm).

Damm	Antal prover	<i>E. coli</i> [cfu/100 ml]			IE [cfu/100 ml]		
		min	Max	medel	min	max	medel
Flygstaden	14	5	2 100	520	5	1 200	380
Gullbrandstorp	14	30	2 000	570	12	1 800	470
Fyllebro	11	100	16 000	3 990	40	22 000	3 520
Slottsparksdammen	15	5	4 900	650	40	4 800	760

Mätningar har också gjorts för att undersöka den så kallade "first flush"-effekten, Figur 5-7. Eftersom antalet prov har varit förhållandevis få är resultaten osäkra och ytterligare provtagningar bör göras för att säkerställa utvärderingens trovärdighet. Resultatet pekar dock på att vattnet är mer för-

orenat i början av en regnhändelse, vilket stämmer med hypotesen i avsnitt 5.1.



Figur 5-8 Stickprov i början av en regnhändelse med 5 minuters intervall. Fyllebro 23 september 2008. Analysen av *E. coli* vid det tredje provtillfället har bedömts som ett felvärde (<1 cfu/100 ml).

5.5 Bakterier i dagvatten från olika avrinningsområden

Indikatorbakterier förekommer i mag- och tarmkanalen hos varmblodiga djur (hundar, katter, fåglar, råttor, igelkottar med mera). Detta innebär att antalet djur som befinner sig i ett avrinningsområde påverkar den bakteriekoncentration man kan förvänta sig i ett dagvatten. Det är inte praktiskt möjligt att i varje enskilt fall räkna antalet djur som normalt finns inom ett område. Därför krävs en annan metodik.

En hårdgjord yta är en förutsättning för att bakterier skall kunna transporteras till dagvattenssystemet. En större andel hårdgjord yta inom ett avrinningsområde bör rimligtvis öka sannolikheten för att fler djur generellt skall belasta den yta som bildar dagvatten. Samtidigt är det rimligt att anta att det finns en koppling mellan antal boende och antal husdjur inom ett visst område. Arbetshypotesen har således varit att undersöka om det finns ett samband mellan bakteriekoncentrationer i dagvatten till de fysiska förutsättningar som ansluten hårdgjord yta och antal boende skapar.

5.5.1 Nederbördens karaktäristik

Eftersom indikatorbakterier i dagvatten har sitt egentliga ursprung i fekalier från djur (och felkopplade avloppsledningar) bör det finnas ett samband mellan hur mycket fekalier som kan ackumuleras i avrinningsområdet och hur effektiv avspolningen av ytan är. Dagvattnet är en transportör av bakterier och inte en egentlig källa. Mängden bakterier som ackumuleras bör vara beroende av hur lång tid det är mellan regnen. Samtidigt ger en längre uppehållstid å andra sidan tid för en större nedbrytning. Hur effektiv avspolningen blir, är beroende av nederbördens intensitet och volym.

Med de använda nyckeltalen har det inte gått att finna något samband mellan nederbördens karaktäristik och koncentrationen av indikatorbakterier. Ytterligheter av koncentrationer (både låga och höga) återfinns i hela spektret av händelser kopplat till nederbörd med olika karaktäristik, Tabell 5-4. Rimligtvis bör det finnas ett samband. Men om detta är för otydligt eller om andra faktorer än de som analyserats är överordnade, har inte gått att fastställa i denna studie.

Tabell 5-4 Bakteriekoncentration och nederbördskaraktäristik för de undersökta dammarna. Sorterade från låg till hög koncentration av *E. coli*.

Damm	<i>E. coli</i> [cfu/100 ml]	Föregående torrperiod [dygn]	Regnvolym [mm]	Max regnintensitet, 10 min varaktighet [l/s,ha]
Gullbrandstorp	220	6,0	9	113
Slottsparksdammen	320	12,0	3	6
Fyllebro	330	12,0	3	6
Flygstaden	1 000	0,6	7	54
Gullbrandstorp	1 000	1,1	6	40
Gullbrandstorp	1 500	6,7	9	48
Fyllebro	2 300	2,8	9	11
Flygstaden	3 600	0,6	5	55
Fyllebro	7 200	2,7	22	74
Flygstaden	7 700	1,0	6	40
Flygstaden	8 000	0,3	3	45
Slottsparksdammen	11 000	1,0	4	27
Flygstaden	15 000	6,0	10	52
Fyllebro	18 000	0,5	6	11
Gullbrandstorp	20 000	41,5	12	55
Slottsparksdammen	28 000	1,3	6	27
Slottsparksdammen	64 000	1,6	18	60

5.5.2 Avrinningsområdets utseende

Det är rimligt och anta att det finns en koppling mellan avrinningsområdets utseende och den koncentration av bakterier som finns i ett specifikt område som till exempel centrumbebyggelse, industriområde etc. För att hitta ett samband måste områdets karaktär omsättas i karaktäristiska nyckeltal. De parametrar som valts för att beskriva olika typområden är:

- *Andel hårdgjord yta*, eftersom en hög andel hårdgjord yta bör betyda att en relativt stor andel av djur (fåglar, husdjur) belastar ytan samt att det sker en liten utspädning via avrinning från grönytor.
- *Områdets storlek*, eftersom ett stort område innebär längre tillrinnings-tider med möjlighet till nedbrytning, samt utspädning med bakteriellt opåverkat vatten.
- *Boendetäthet*, eftersom en hög boendetäthet inom området bör betyda en större andel husdjur inom området.
- *Centrumbebyggelse*, har till exempel stor andel hårdgjord yta och hög boendetäthet, medan ett köpcentrum också kan ha en stor andel hårdgjord yta, men med en låg boendetäthet.

Genom korrelationsanalys mellan ovanstående parametrar och observerade medelvärden för koncentrationerna av bakterier i avrinnande vatten från undersökta områden, har nedanstående empiriska samband upprättats för att beskriva relationen mellan fysiska parametrar och koncentrationen av indikatorbakterier i dagvatten. Överensstämmelse mellan uppmätt och empiriskt samband beräknade medelkoncentration, redovisas i Tabell 5-5 och Tabell 5-6.

$$C = C_{\text{ref}} \cdot (K_h \cdot \phi / \phi_{\text{ref}} + K_p \cdot P / P_{\text{ref}} + K_a \cdot A_{\text{ref}} / A) - K_o \quad (\text{Ekvation 1})$$

där $C_{\text{ref}} = 28\,800$ (koncentration för referensområde)

$K_h = 0,479$ (viktning för betydelse av andel hårdgjord yta)

ϕ = andel hårdgjord yta för aktuellt område [%]; $10 < \phi < 80$

$\phi_{\text{ref}} = 80\%$ (andel hårdgjord yta för referensområde)

$K_p = 0,365$ (vikt för boendetäthetens betydelse)

P = boendetäthet för aktuellt område [PE/ha]; $0 < P < 100$

$P_{\text{ref}} = 100$ PE/ha (boendetäthet för referensområde)

$K_a = 0,156$ (vikt för den totala areans betydelse)

$A_{\text{ref}} = 5$ ha (total area för referensområde)

A = total area för aktuellt område [ha]; $5 < A < \text{ingen gräns}$

$K_o = 3\,500$ för *E. coli* och $5\,000$ för IE (offset)

Omskrivet med konstanter införda i ekvationen ovan får man följande samband:

$$\text{E. coli: } C = 28\,800 \cdot (0,006 \cdot \phi + 0,0037 \cdot P/A + 0,8/A) - 3\,500 \quad (\text{Ekv. 2})$$

$$\text{IE: } C = 28\,800 \cdot (0,006 \cdot \phi + 0,0037 \cdot P/A + 0,8/A) - 5\,000 \quad (\text{Ekv. 3})$$

Sambanden bör inte användas för områden som faller utanför de angivna gränsvärdena för total area, boendetäthet och andel hårdgjord yta. Vid vissa speciella omständigheter kan sambanden ge orealistiskt låga värden, vilket gör att beräknade koncentrationer $< 1\,000$ bör sättas till $1\,000$.

Sambanden ger en uppfattning om vilken typ av område där högst bakteriekoncentrationer kan förväntas. Av Tabell 5-4 framgår att skillnaderna mellan enstaka händelser är mycket större än skillnaden mellan medelkoncentrationerna för respektive område. Man kan därför inte förvänta sig en överensstämmelse mellan framtaget samband och mätresultat från enstaka regnhändelser.

Tabell 5-5 Överensstämmelse mellan uppmätt och beräknad medelkoncentration för *E. coli*.

Damm	<i>E. coli</i> [cfu/100 ml]		Avvikelse	
	beräknat	observerat	absolutfel [cfu/100 ml]	relativt fel [%]
Slottsparksdammen	21 179	21 000	179	1
Fyllebro	10 392	11 000	608	6
Flygstaden	8 523	9 000	477	5
Gullbrandstorp	3 745	3 500	245	7

Tabell 5-6 Överensstämmelse mellan uppmätt och beräknad medelkoncentration för IE.

Damm	IE [cfu/100 ml]		Avvikelse	
	beräknat	observerat	absolutfel [cfu/100 ml]	relativt fel [%]
Slottsparksdammen	19 679	20 000	321	2
Fyllebro	8 892	5 500	3 392	62
Flygstaden	7 023	7 000	23	0
Gullbrandstorp	2 245	2 300	55	2

5.6 Bakteriereduktion i olika typer av dagvattendammar

Den förväntade skillnaden i bakteriekoncentrationen genom en damm kan beskrivas enligt följande.

Bakterierna tillförs med dagvattnet som ett dynamiskt flöde med stor variation. Simmande och rastande fåglar kan också vara en källa för bakterier. Det kan även ske inblandning av vatten med annat ursprung, som till exempel grundvatten eller av felkopplade avloppsledningar.

När bakterierna kommer ut i dammen blandas detta vatten med befintligt vatten i dammen och sprids vidare genom advektion och dispersion beroende på dammens utformning, storlek, belastning, utloppsutformning, vindpåverkan med mera. Normalt sker det ingen bakteriell tillväxt i dammen utan det sker istället en avdödning. I takt med att bakterier sprids i systemet, utjämnas flödet där inkommande maxflöde är högre än utgående flöde från dammen, samtidigt som det sker en avdödning av bakterier. Storleken på avdödningshastigheten är bland annat beroende av tiden, solinstrålning (intensitet och siktdjup), salinitet (endast i havet) och temperatur.

För att analysera ovanstående förlopp har:

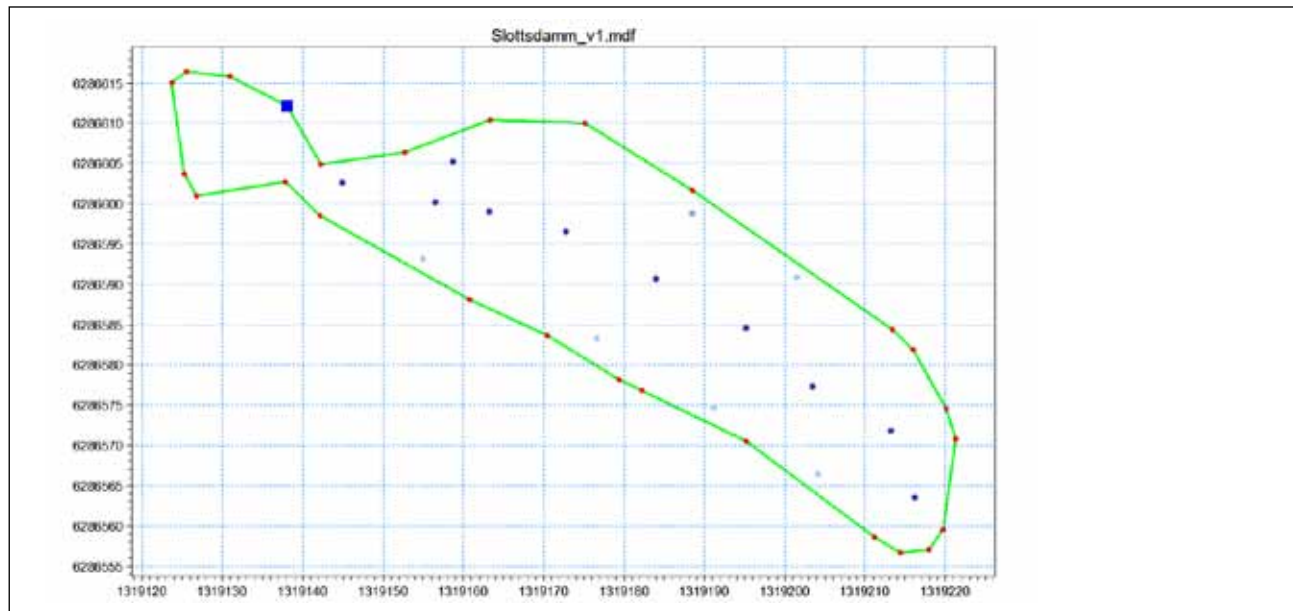
1. en modell tagits fram med hjälp av MIKE 21 och ECO Lab för att beskriva strömmar och bakterieprocesser i undersökta dammar
2. modellerna kalibrerats mot mätdata för att få en god överensstämmelse mellan modell och verklighet och då kunnat återskapa uppmätt reduktion av bakterier i modellerna
3. känslighetsanalyser gjorts för att se hur de olika parametrarna påverkar reduktionen i dammarna
4. slutsatser dragits för att få avskiljningssamband

Syftet med datormodelleringen har varit att beskriva vilka av de ingående processerna som är viktigast viktiga för en damms avskiljningsförmåga. Genom modelleringen har det varit möjligt att koppla samman olika regnhändelser för att beskriva inverkan av mellanliggande torrperioder. Modellerna har också använts för att beskriva förhållanden som inte täcks in i de studerade dammarna.

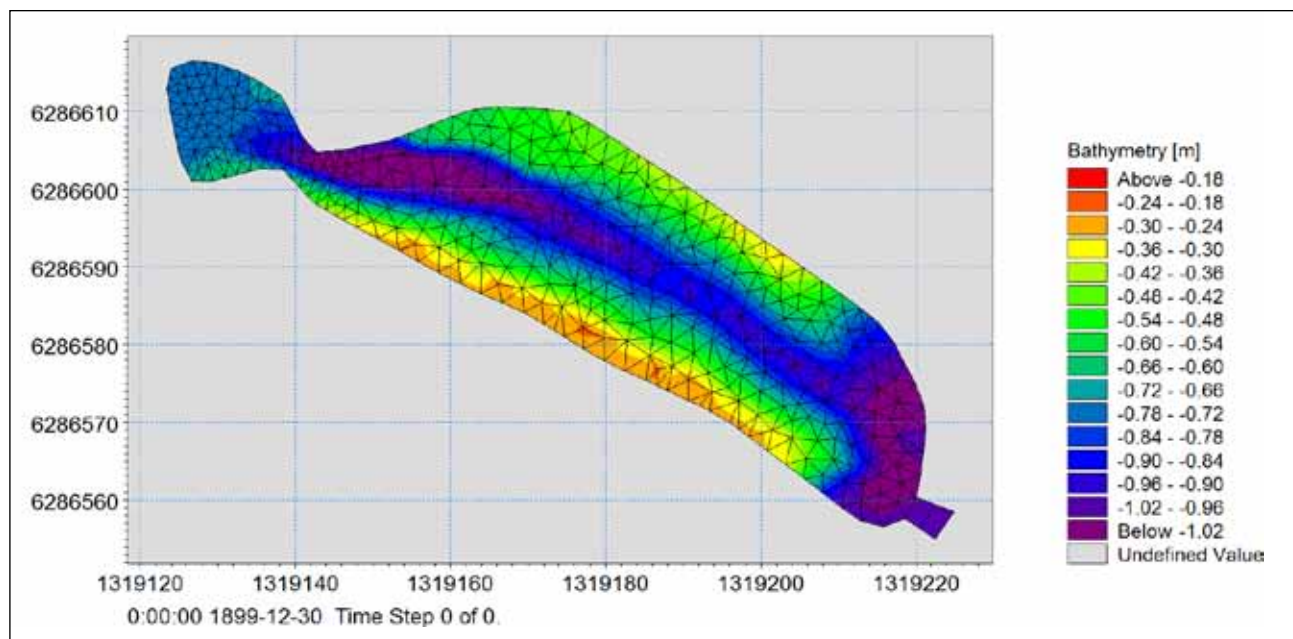
5.6.1 Modellering

Modellerna grundar sig på fysiska inmätningar av dammarnas utformningar som strandlinjer, botten-topografi och ut- och inloppens utformning. De fysiska inmätningarna, Figur 5-9, har lästs in i modellverktyget MIKE 21

FM där bottentopografin interpolerats till en yta med höjdvärden i respektive beräkningscell, Figur 5-10. I varje beräkningscell sparas sedan olika typer av resultat efter simuleringen, vilka sedan kan användas i den fortsatta analysen. Resultaten kan illustreras antingen som en tidsserie för respektive beräkningscell, eller som tidsvarierade ytor för alla beräkningscellerna.



Figur 5-9 Exempel. Strandlinje (grön linje) och bottentopografi (punkter) vid Slottsparksdammen.



Figur 5-10 Exempel. Beskrivning av Slottsparksdammen i MIKE 21 FM. Legenden visar bottennivå och nätet visar beräkningscellerna.

Utloppet beskrivs antingen som en nivå, vilket kan vara ett känt randvillkor som varierar med tiden, en konstant eller som en struktur, till exempel ett skibord.

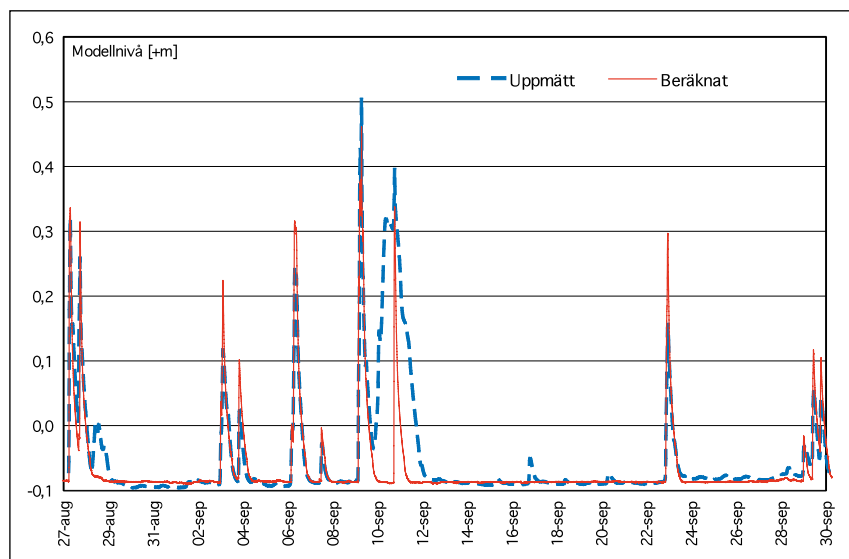
Inflödet beskrivs med ett uppmätt, modellerat eller på annat sätt framtaget flöde och bakteriekoncentration. För Slottsparksdammen fanns det inget uppmätt flöde så istället beräknades flödet fram med MIKE URBAN med kännedom om hårdgjord yta, koncentrationstid, nederbördsintensitet med mera.

Bakteriekoncentrationen har vid modelleringen ansatts som uppmätt medelkoncentration. Inledningsvis gjordes försök att beskriva tidsvarierade koncentrationer i tillflödet, men då mätning av koncentrationen endast skett under en begränsad del av den studerade perioden, bedömdes det som mest relevant att endast beskriva uppmätta medelkoncentrationer.

5.6.2 Kalibrering av modellen

Kalibreringen av modellen som beskriver hydrodynamiken sker främst genom att justera dammbottens råhet (strömningsmotstånd) samt genom att justera utloppsbeskrivningen. Eftersom mätning av flöde i utloppet ej var praktiskt genomförbar blev nivåvariationen den viktigaste kalibreringsparametern för hydrodynamiken. Exempel på korrelation mellan uppmätt och beräknad vattennivå framgår av Figur 5-11.

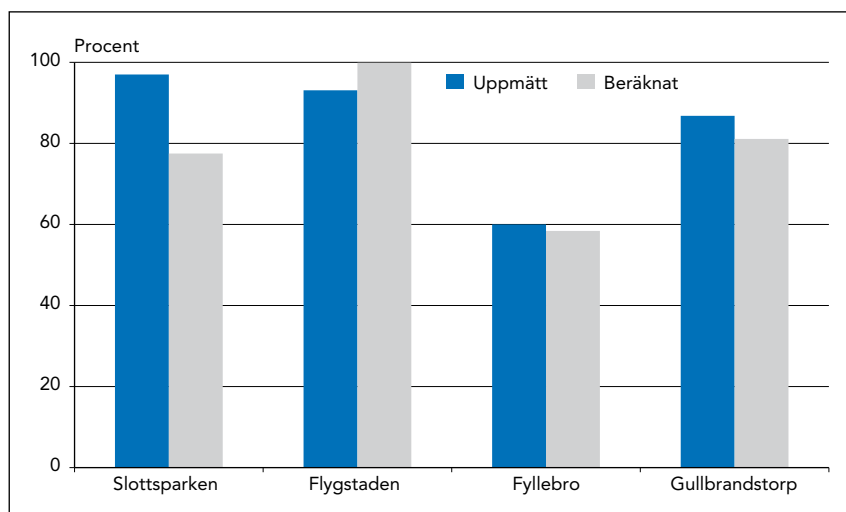
Koncentrationen i utloppet från en damm påverkas inte bara av inloppskoncentrationen utan även av inloppskoncentrationen under föregående regntillfällen. Av praktiska skäl har det inte varit möjligt att genomföra kontinuerliga provtagningar utan bara vid enstaka regntillfällen. Det var därför inte möjligt att beräkna koncentrationen i utloppet vid enskilda tillfällen då koncentrationsdata saknas för längre perioder. Av ovanstående skäl har därför dammarnas medelreduktion över mätperioden studerats. Baserat på provtagningsresultaten bedömdes inkommande medelkoncentration Denna jämfördes sedan med beräknad och uppmätt utgående medelkoncentration för att få fram den beräknade och uppmätta reduktionen.



Figur 5-11 Uppmätt (streckad linje) och beräknad nivå i Fyllebro dagvattendamm. Avvikelser mellan uppmätt och beräknat värde dygnet 11-12/8 och 28/8, 2008 orsakas av "bakvattenflöde" (Fylleån) från utloppet.

Staplarna i Figur 5-12 visar uppmätt och beräknad medelreduktion av IE i de fyra dammarna. Modellberäkningarna beskriver dammarnas uppmätta reduktion väl. Bakteriereduktionen vid Fyllebro är betydligt lägre än vid övriga dammar, vilket även modellen kunnat visa. Orsaken till den sämre avskiljningen kan förklaras av högre ytbelastning och större grumlighet.

Ett skäl till att modellerad reduktion vid Slottsparksdammen avviker från uppmätt kan vara att flödet vid inloppet är osäkert. Eftersom det inte var praktiskt möjligt att mäta flödet har det beräknats utifrån kunskap om ansluten hårdgjord yta och uppmätt nederbördsintensitet. Under utvärderingen har det framkommit att ytbelastningen sannolikt överskattats i beräkningarna vilket medför att reduktion blivit underskattad.



Figur 5-12 Procentuell medelreduktion av enterokocker (IE), beräknat och uppmätt värde för respektive damm.

5.6.3 Känslighetsanalys

Kalibreringsresultaten visar att modellen beskriver de väsentliga skillnaderna i egenskaper mellan de studerade dammarna på ett korrekt sätt. De bakomliggande ekvationerna i ECO Lab för beskrivning av spridning och nedbrytning har validerats i andra studier, till exempel MIKE BY DHI (2009) och Erichsen A. *et al.* (2006). Mot denna bakgrund genomfördes en känslighetsanalys med syfte att identifiera de mest betydelsefulla påverkansfaktorerna för reduktionen av bakterier i en dagvattendamm.

Resultaten från känslighetsanalysen kan sammanfattas enligt följande:

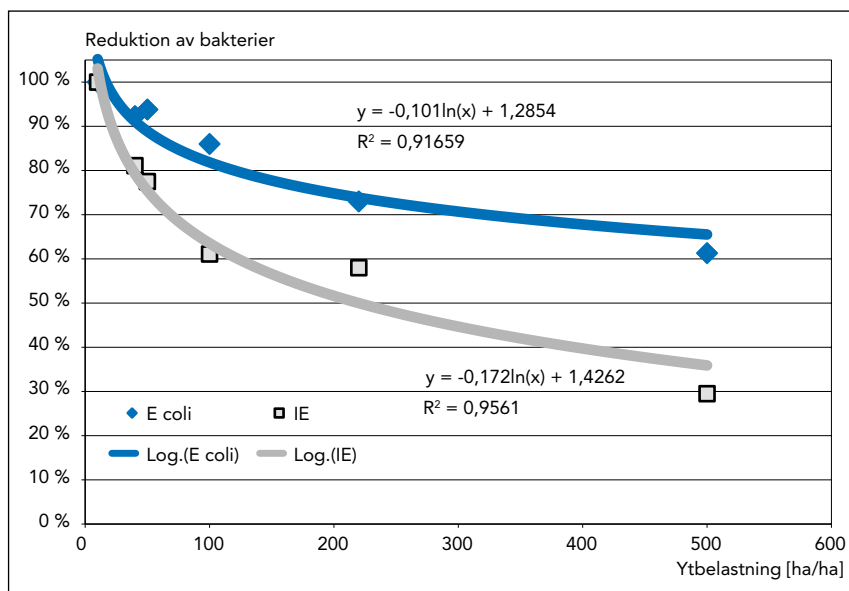
- Beräknad reduktion påverkas relativt lite av:
 - förändrad bakteriekoncentration i inflödet
 - förändringar i vindhastighet vid korta uppehållstider
 - förändringar i basflöde (vatten utan bakterier)
- Beräknad reduktion påverkas relativt mycket av:
 - förändrad solintensitet och siktdjup
 - förändringar i inflöde då detta påverkar omsättningstiden
 - förändringar i temperatur (varmare vatten ger snabbare nedbrytningsprocesser och därmed större reduktion) för nedbrytning av *E. coli*, men inte lika mycket då det gäller nedbrytningen av IE (mindre känsliga)

5.6.4 Påverkansfaktorer för bakteriereduktion

Enligt ovanstående känslighetsanalys finns det ett antal faktorer som påverkar en damms reduktionsförmåga av bakterier. Flera av dessa beror av yttre omständigheter som varierar med tiden, till exempel temperatur och solinstrålning. Om man mer generellt vill bedöma en damms avskiljningsförmåga, som medel över en längre period, är det inte praktiskt möjligt att ta hänsyn till denna typ av faktorer. Det krävs istället en enklare form av nyckeltal för dammen, och som inte ska vara tidsberoende.

Enligt ovan har de mest väsentliga egenskaperna för reduktion av bakterier beskrivits med modellen och de viktigaste påverkansfaktorerna har kunnat identifieras med en känslighetsanalys. Känslighetsanalysen visar att den absolut viktigaste faktorn är dammens yt- och volymsbelastning, det vill säga hur stor hårdgjord yta som belastar dammen i förhållande till dammens yta eller volym. Detta har också påvisats i andra studier (Pettersson, 1999). De återspeglar omsättningstiden och bakteriernas exponering för solinstrålning, vilket sannolikt ur reduktionshänseende är de mest betydelsefulla.

I Tabell 5-7 visas ytbelastning och reduktion av bakterier för några av de scenarier som studerats. Ytbelastningen varierade för de olika scenarierna från 10–500 ha hårdgjord yta/ ha vattenyta. Om man illustrerar detta i diagrammet, Figur 5-13, framgår sambandet tydligt mellan reduktionen av bakterier och ytbelastningen. En motsvarande analys gjordes för volymsbelastningen, men sambandet mellan reduktion och belastning blev inte lika bra. Anledningen kan sannolikt vara att inte hela dammens vattenvolym, speciellt i en djup damm, medverkar vid strömningen och därmed omsättningen av vattnet. Liknande mönster har tidigare dokumenterats av Vikström *et al.* (2004).



Figur 5-13 Förhållandet mellan ytbelastning och reduktion av *E. coli* och IE. Punkterna avser modellerade resultat. Trendlinjerna är logaritmiskt anpassade enligt angivna ekvationer.

Tabell 5-7 Ytbelastning samt beräknad och uppmätt reduktion av bakterier i respektive dagvattendamm.

Damm	Hårdgjord yta	Dammyta	Ytbelastning [ha/ha]	Modellerad reduktion		Uppmätt reduktion	
	[ha]	[ha]		<i>E. coli</i>	IE	<i>E. coli</i>	IE
Flygstaden	8	0,8	10	100 %	100 %	93 %	93 %
Slottsparksdammen	10	0,2	50	94 %	78 %	97 %	97 %
Gullbrandstorp	24	0,6	40	92 %	81 %	91 %	87 %
Slottsparksdammen, dubblad belastning	20	0,2	100	86 %	61 %		
Fyllebro	66	0,3	220	73 %	58 %	43 %	60 %
Slottsparksdammen, 10 ggr högre belastn.	100	0,2	500	61 %	30 %		

5.7 Sammanfattning

Ett samband har tagits fram för bedömning av koncentrationen indikatorbakterier i dagvatten.

$$E. coli: C = 28\,800 \cdot (0,006 \cdot \phi + 0,0037 \cdot P/A + 0,8/A) - 3\,500$$

$$IE: C = 28\,800 \cdot (0,006 \cdot \phi + 0,0037 \cdot P/A + 0,8/A) - 5\,000$$

där ϕ = andel hårdgjord yta för aktuellt område [%]; $10 < \phi < 80$

P = boendetäthet för aktuellt område [PE/ha]; $0 < P < 100$

A = total area för aktuellt område [ha]; $5 < A < \text{ingen gräns}$

Ett tydligt samband har identifierats mellan dammars ytbelastning och reduktion av bakterier. Modellsimuleringar har styrkt uppmätt reduktion, det vill säga med fysikaliska indata av dammen, där reduktionen av bakterier enligt modellen och de uppmätta värdena varit jämförbara. Det framtagna sambandet har förenklats till en indelning av dammar i tre kategorier med hänsyn till ytbelastningen, Tabell 5-8.

Tabell 5-8 Förhållandet mellan ytbelastning och reduktion av *E. coli* och IE.

Ytbelastning [ha/ha]	Reduktion [%]	
	<i>E. coli</i>	IE
< 50	95	87
50–150	82	65
> 150	70	45

Modellen har även använts för att få ytterligare kunskaper om andra påverkansfaktors betydelse. Andra betydande påverkansfaktorer för en dagvattendamms reduktionsförmåga av bakterier är solintensitet, siktdjup och vattentemperatur.

6 Avloppsvatten

Dagvatten och spillvatten benämns tillsammans vanligen som avloppsvatten. Spillvatten kommer från till exempel hushåll och industrier.

Begreppet avloppsledningsnät omfattar både spillvattenförande ledningar och dagvattenledningar. I princip finns tre systemtyper för avloppsnät. I ett kombinerat system avleds spill-, dag- och dräneringsvatten i en gemensam ledning. I systemet ingår bräddavlopp för att skydda lågt liggande bebyggelse vid kraftig nederbörd. Duplikatsystem avleder spill- och dagvatten i olika ledningar. Dräneringsvatten kan avledas till någon av dessa. I separatsystem avleds spillvattnet i egen ledning. Dagvattnet hanteras lokalt eller i öppna diken och dräneringsvattnet i egen ledning eller tillsammans med de övriga. Separatsystemet kan ses som en föregångare till det som idag benämns långsiktig hållbar dagvattenhantering och började användas i villaområden i början av 1900-talet.

Ett avloppssystem kan bli överbelastat till följd av kraftigt regn och då träder speciella bräddavlopp in och avleder vattnet som består av en blandning av dag-, drän- och avloppsvatten, antingen till annan del av ledningssystemet eller vanligen direkt ut till en recipient. Avloppssystem har generellt alltid ett visst inläckage av grundvatten p.g.a. otäta fogar eller ledningar med dålig kondition.

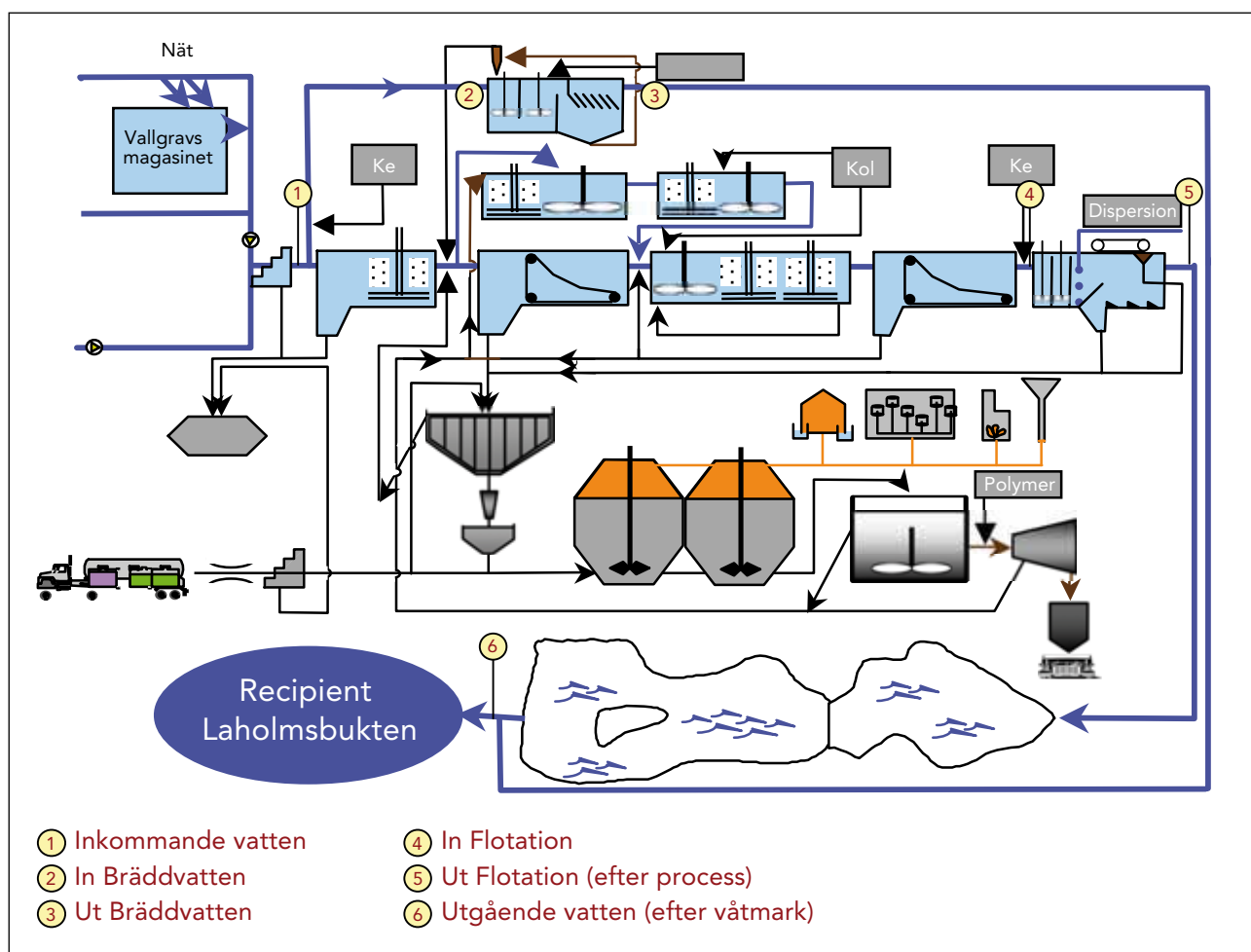
I denna studie är huvudfrågan hur mycket bakterier som tillförs recipienten från olika urbana system. Dagvatten avhandlades i föregående kapitel, och här studeras avlopps- och bräddvattenhanteringen närmare. Efter som avloppsvatten normalt genomgår en reningsprocess är en central del av kapitlet att utvärdera reduktionen av bakterier i de olika reningsstegen. Genom provtagningar och utvärdering av mätningarna med hjälp av programvaran MIKE URBAN beskrivs situationen i ledningsnätet. I de övriga delarna av systemen har ingen modellering utförts.

6.1 Val av mätpunkter

6.1.1 Västra Strandens avloppsreningsverk

För att få ett generellt verktyg som gäller för alla typer av avloppssystem har det varit viktigt att studera reduktionen av bakterier i de olika processtegen samt utvärdera hur homogen bakteriekoncentrationen är i avloppsvattnet. I Figur 6-1 visas de processteg som avloppsverket är utrustat med, vattnets väg samt var proven är tagna.

Västra strandens avloppsreningsverk är dimensionerat för och har tillstånd att som ett årsmedelvärde ta emot 10 000 kg BOD₇/d. Avloppsreningsverket är utrustat med mekanisk rening med galler, sandfång och försedimentering. Den biologiska reningen består av ett biosteg med fördenitrifikation och en biologisk fosforavskiljning i aktivslambassänger. I slutdelen av processen sker den kemiska behandlingen med efterfällning i flotationsbassänger. Normalt tillsätts små mängder kemikalier och dose-



Figur 6-1 Process- och flödesschema för Västra Strandens avloppsreningsverk i Halmstad.

ringen styrs on-line efter utgående fosforhalter. Flotationen driftsätts endast då valt börvärde för fosfor överskrids.

Dessutom finns en separat anläggning för behandling av internbräddat vatten, i en så kallad ActiFlo-anläggning. Detta reningssteg startar per automatik vid höga flöden, då en del av flödet leds dit istället för till det biologiska reningssteget. Allt vatten som behandlas i ActiFlo-anläggningen provtas tillsammans med utgående vatten från reningsverket. Det sker alltså aldrig någon bräddning av orenat vatten.

Mätpunkter i anslutning till Västra Strandens avloppsreningsverk:

- Inkommande avlopp
- Efter process (biologisk rening)
- Efter flotation (kemisk rening)
- Efter våtmark ("poleringssteg")
- Före bräddvattenrening
- Efter bräddvattenrening

Övriga nyckeltal för Västra Strandens avloppsreningsverk:

- Anslutna personer cirka 70 000.
- Belastningen i medeltal de tre senaste åren, inklusive industrianslutning, uppgår till cirka 104 000 pe, vilket med antagande om 190 l/pe,d, ger

ett medelspillvattenflöde på 230 l/s. Den dimensionerande belastningen beräknas till 143 000 pe.

- Den dimensionerande hydrauliska belastningen för hela reningsverket är 34 000 m³/d och cirka 3 000 m³/h för det biologiska reningssteget. Under 2009 har medeldygnstillrinningen varit cirka 30 200 m³/d.
- Hushållen och industrin debiterades år 2009 för 6 233 323 m³, vilket ger 198 l/s och 165 l/pe, d.
- Bräddvattenreningen startar vid cirka 780 l/s vilket innebär en utspädningsgrad på 3,4 (780/230).
- Upphållstiden i våtmarken är cirka 1–3 dygn.

6.1.2 Bräddning från avloppsledningsnätet

Mätningar har skett vid bräddavloppsstationerna BB17 och ABB23, se Figur 6-2.



Figur 6-2 Flygfoto över bräddavloppsstationerna där mätningar skett.

Tabell 6-1 Historiskt beräknade volymer i Halmstad, DHI (2008), DHI (2009) och DHI (2010).

	2008	2009	2010
Bräddning från ledningsnätet (m ³)	125 000	82 000	28 000
Bräddning från BB17 (m ³)	47 000	32 000	12 000
Bräddning från ABB23 (m ³)	12 000	8 000	5 000
Inkommande till ARV (Mm ³)	13	12	10

Avloppsvattnets medelflöde uppströms ABB23 är cirka 3 l/s. Pumpstationen BB17 fungerar som avlastning, när station P12 som pumpar vatten över Nissan till avloppsreningsverket, inte räcker till. Motsvarande flöde uppströms BB17 är cirka 25 l/s. I MIKE URBAN har beräkningar gjorts för att få fram hur stor andel av det bräddade flödet som utgörs av spillvatten.



Figur 6-3 Bräddvattenpumpstation BB 17 vid torrvädertillrinning (vänster) och bräddning till Nissan vid kraftigt regn (höger), (Foto: L. Ohlsson).

6.2 Provtagningar

För att kvantifiera mängden bakterier som tillförs recipienten från avloppsreningsverket efter rening krävs uppgifter om flödets storlek och koncentrationen av bakterier.

För avloppsvatten genom avloppsreningsverket är spillvattenandelen, och den del som innehåller den helt dominerande mängden bakterier, relativt konstant över året. Eftersom spillvattenflödet styrs av tidpunkten då befolkningen genererar spillvatten under dygnet, främst morgon och kväll, har flödet en signifikant dygnsvariation.

Mängden bräddavloppsvatten till recipienten är av recipienthänsyn mycket intressant, men eftersom frekvens och storlek på flödet till största del är kopplat till aktuell nederbörd, är det svårt att ange tidpunkt och varaktighet för bräddningstillfällena.

Övriga frågor som ingått i studien är:

- homogeniteten av indikatorbakterier i avloppsvatten
- variationen av indikatorbakterier i olika delar av avloppssystemet
- innehållet av indikatorbakterier i sediment
- om koncentrationen av indikatorbakterier i avloppsvatten är direkt beroende av utspädningsgraden

6.2.1 Provtagningsmetodik

För att få ett representativt medelvärde för bakteriekoncentrationen i avloppsvattnet har det mestadels använts flödesproportionell provtagning.

På grund av kostnadsskäl har bräddavloppen inte utrustats med flödesproportionella provtagare, även om så vore önskvärt. Provtagningen har istället gjorts som momentanprov (upprepade stickprov) för att analysera innehållet av bakterier. Prov på sediment har tagits med hjälp av en cylinderprovtagare i dagvattendammarna och västra strandens våtmark.

För att utvärdera hur homogent avloppsvattnet är, det vill säga hur stora variationerna kan vara i tiden, har en tidsdetaljerad momentanprovtagning genomförts vid de två bräddavlopp som ingår i studien.

För att utvärdera spillvattnets sammansättning under dygnet, har analyser gjorts under tid på dygnet med lågt respektive högt spillvattenflöde.

Mätningar har skett på tre olika platser i avloppssystemet (inkommande flöde till avloppsreningsverket och i anslutning till bräddavloppen BB17 och ABB23) för att ge en bild av hur koncentrationen av indikatorbakterier eventuellt varierar i olika delar av avloppssystemet.

Betydelsen av utspädningsgraden av avloppsvattnet (andel spillvattenflöde i relation till totala avloppsflödet) för koncentrationen indikatorbakterier har undersökts genom provtagning vid höga respektive låga flöden.

Totalt har sju prover tagits på inkommande avloppsvatten till Västra Strandens avloppsreningsverk, Tabell 6-2. Resultaten visar att koncentrationen av *E. coli* varierar med ungefär en tiopotens från $2,4 \cdot 10^6$ till $2,5 \cdot 10^7$ cfu/100 ml. Medelvärdet uppgår till cirka $1,5 \cdot 10^7$ cfu/100 ml. IE har ungefär en tiopotens lägre koncentration än *E. coli*, det vill säga mellan $2,3 \cdot 10^5$ och $1,6 \cdot 10^6$ cfu/100 ml. Medelvärdet uppgår till drygt $8,0 \cdot 10^5$ cfu/100 ml. Mätvärdena ger en indikation på koncentrationen av indikatorbakterier i orenat avloppsvatten, och kan tillsammans med uppmätta koncentrationer efter respektive reningssteg, Tabell 6-2, användas för att ta fram reduktionen i respektive reningssteg i avloppsreningsverket. Tidpunkterna för provtagningarna har valts med en ambition att provta "samma vatten" genom hela processkedjan. Detta innebär att transporttiden har uppskattats mellan varje reningssteg, vilket betyder att tiden mellan första provet (inkommande till verket) och sista provet (ut från våtmarken) vid normalflöden uppgår till cirka 1–2 dygn.

Genom jämförelse av Tabell 6-2, som visar mätvärden från samlingspunkt för hela Halmstads avloppssystem, och Tabell 6-3, som visar mätvärden från avloppsvatten från områdena uppströms bräddavlopp ABB23 respektive BB17, framgår det att koncentrationen av indikatorbakterier varierar i olika delar av avloppssystemet.

I Figur 6-4 är koncentrationerna för de tre punkterna sammanställda och inga tydliga skillnader kan noteras. Möjligen är koncentrationerna vid BB17 något högre än vid de två andra punkterna och koncentrationen vid avloppsreningsverket något mer utjämnat. Av figuren framgår också hur homogen koncentrationen av indikatorbakterier är i avloppsvattnet. *E. coli* varierar mellan cirka $1 \cdot 10^6$ – $1 \cdot 10^8$ cfu/100 ml, med ett medelvärde på $1,8 \cdot 10^7$ cfu/100 ml och medianvärde på $1,1 \cdot 10^7$ cfu/100 ml. IE varierar mellan $1 \cdot 10^5$ – $1,6 \cdot 10^6$ cfu/100 ml, med ett medelvärde på $6,5 \cdot 10^5$ cfu/100 ml och motsvarande medianvärde på $5,9 \cdot 10^5$ cfu/100 ml.

Koncentration av indikatorbakterier i bottensedimentet i våtmarken har undersökts vid två tillfällen och *E. coli* varierar mellan $4 \cdot 10^3$ – $1,5 \cdot 10^4$ cfu/g sediment. Motsvarande koncentrationer för IE är $1 \cdot 10^3$ – $2 \cdot 10^3$ cfu/g.

I relation till mängden bakterier i vattenfasen kan man, med antagande att densiteten för sedimentet är $1 \cdot 10^3$ kg/m³, konstatera att $9,5 \cdot 10^3$ bakterier/g (medelkoncentration *E. coli*) motsvarar *E. coli* koncentrationen $9,5 \cdot 10^{10}$ cfu/m³ sediment. Detta betyder att en damm på en yta av $1 \cdot 10^3$ m² och ett sediment med 1 meters tjocklek, innehåller uppskattningsvis $9,5 \cdot 10^{13}$ *E. coli*.

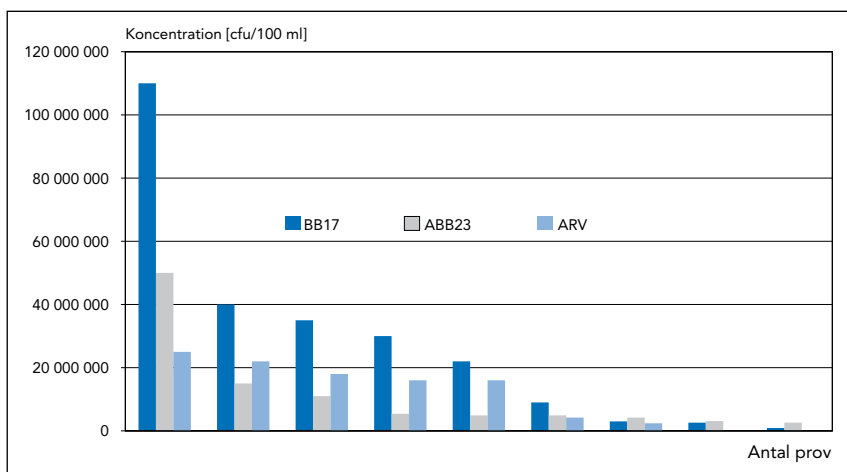
Motsvarande beräkning för en m³ avloppsvatten ger, enligt Tabell 6-2, cirka $(1,5 \cdot 10^7 \text{ cfu/100 ml}) = 1,5 \cdot 10^{11} \text{ cfu/m}^3$, vilket alltså ger nästan dubbla

Tabell 6-2 Uppmätta koncentrationer av *E. coli* och IE i inkommande avloppsvatten till Västra stranden samt efter respektive behandlingssteg.

Provpunkt	Antal prover	<i>E. coli</i> [cfu/100 ml]			IE [cfu/100 ml]		
		min	max	medel	min	max	medel
Inkommande	7	$2,4 \cdot 10^6$	$2,5 \cdot 10^7$	$1,5 \cdot 10^7$	$2,3 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^6$	$8,3 \cdot 10^5$
Efter process	5	$1,8 \cdot 10^4$	$2,8 \cdot 10^5$	$1,7 \cdot 10^5$	$2,6 \cdot 10^3$	$2,7 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^4$
Efter flotation	4	$1,1 \cdot 10^4$	$5,8 \cdot 10^4$	$2,7 \cdot 10^4$	$2,0 \cdot 10^3$	$5,2 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^4$
Efter våtmark	4	$2,5 \cdot 10^2$	$1,0 \cdot 10^4$	$4,6 \cdot 10^3$	$8,0 \cdot 10^1$	$2,0 \cdot 10^4$	$8,0 \cdot 10^3$
Före bräddvattenrening	1	–	–	$3,1 \cdot 10^6$	–	–	$3,0 \cdot 10^5$
Efter bräddvattenrening	1	–	–	$3,0 \cdot 10^4$	–	–	$6,3 \cdot 10^3$

Tabell 6-3 Uppmätta koncentrationer vid bräddavloppen ABB23 och BB17. Mätningarna utfördes, med ett undantag, vid normala flöden och speglar därför innehållet av bakterier i det kombinerade ledningsnätet, utan påverkan av tillskottsvatten. Provtagningarna genomfördes den 13 oktober 2009 som stickprover var femte minut.

Mät punkt	Antal prover	<i>E. coli</i> [cfu/100 ml]			IE [cfu/100 ml]		
		min	max	medel	min	max	medel
ABB23	9	$2,6 \cdot 10^6$	$5,0 \cdot 10^7$	$1,1 \cdot 10^7$	$1,6 \cdot 10^5$	$1,5 \cdot 10^6$	$6,5 \cdot 10^5$
ABB23 (bräddning)	1	–	–	$6,6 \cdot 10^4$	–	–	$1,0 \cdot 10^3$
BB17	9	$9,1 \cdot 10^5$	$1,1 \cdot 10^8$	$2,8 \cdot 10^7$	$1,0 \cdot 10^5$	$7,0 \cdot 10^5$	$5,3 \cdot 10^5$



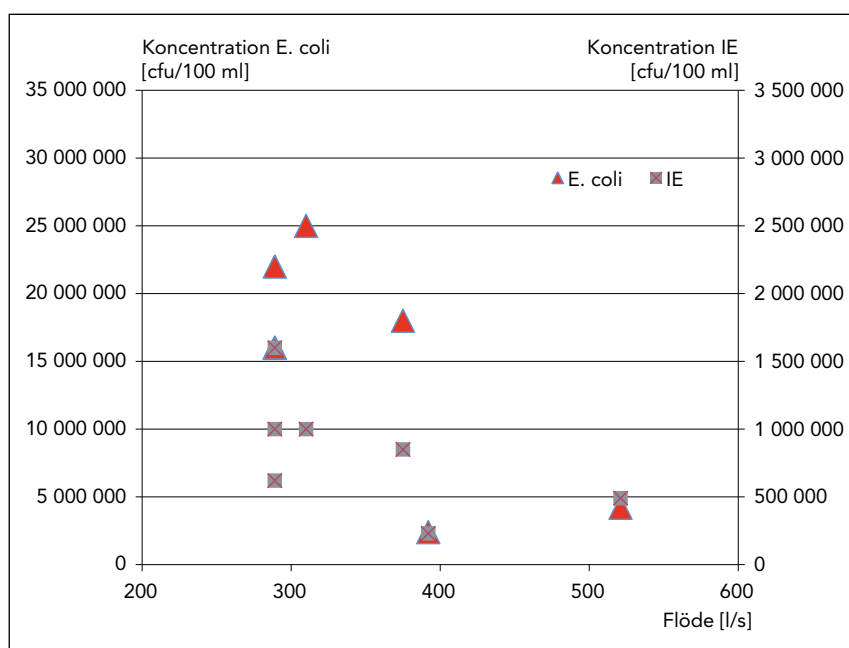
Figur 6-4 Koncentration *E. coli* analyserat från stickprov taget vid inloppet till avloppsreningsverket och bräddavloppspumpstationerna BB17 och ABB23. Totalt har nio tillfällen ingått i undersökningen vid bräddvattenstationerna och motsvarande sju i inkommande vatten till avloppsreningsverket.

mängden *E. coli* i det orenade avloppsvattnet jämfört med i sedimentet. Det vatten som passerat våtmarken har en medelkoncentration på cirka $4,6 \cdot 10^3$ cfu/100 ml (= $4,6 \cdot 10^7$ cfu/m³), Tabell 6-2, vilket är cirka ($9,5 \cdot 10^{10} / 4,6 \cdot 10^7$) = $2 \cdot 10^3$ gånger mindre än sedimentets koncentration. Mängden renat avloppsvatten som tillförs recipienten per tidsenhet är dock normalt mycket större än mängden sediment som tillförs recipienten. Därför blir slutsatsen att den tillgängliga mängden indikatorbakterier i sedimentet i normalfallet har försumbar betydelse för bakteriebidraget till recipienten.

Dock kan sediment vid extremt höga flöden resuspenderas till vattenfasen och möjligtvis påverka utgående bakteriekoncentrationer efter våtmarken.

I Figur 6-5 illustreras utspädningsgradens betydelse för koncentrationen av bakterier i avloppsvattnet (inkommande flöde till Västra stranden avloppsreningsverk). Om man förutsätter att mängden spillvatten är konstant i avloppsvattnet, framträder ett inte entydigt samband, det vill säga att ett ökat flöde (större mängd tillskottsvatten) ger en minskad bakteriekoncentration.

För att ge svar på om bakteriekoncentrationerna varierar under dygnet har mätning gjorts vid olika tidpunkter. Resultaten visar att det är en högre koncentration av *E. coli* vid lågt spillvattenflöde, än vid högt. För IE gäller det omvända förhållandet. Det kan dock konstateras att skillnaderna var ganska små, och att det inte går att dra några direkta slutsatser från denna enstaka mätning.



Figur 6-5 Koncentration av *E. coli* och IE i inkommande vatten i förhållande till inkommande flöden till avloppsreningsverket.

6.3 Spillvattnets innehåll av indikatorbakterier

Koncentrationen av bakterier i avloppsvatten påverkas, enligt föregående kapitel, inte tydligt av något annat än graden av utspädning av tillskottsvatten. Det empiriska sambandet för innehållet av indikatorbakterier i avloppsvatten grundar sig därför endast på en ren statistisk analys av mätvärdena och en uppskattning av hur stor andel av vattnet som vid mätningarna bestått av spillvatten.

Medianflödet vid de sju mätningarna som genomförts på inkommande flöde till avloppsreningsverket var 310 l/s med ett spillvattenflöde på cirka 230 l/s, vilket då ger en utspädningsgrad med en faktor 1,4.

Mediankoncentrationen för *E. coli* resp. IE uppmättes till $1,6 \cdot 10^7$ resp. $8,5 \cdot 10^5$ cfu/100 ml. Koncentrationen i spillvattnet, om man antar att tillskottsvattnet var fritt från bakterier, blir således $2,2 \cdot 10^7$ cfu/100 ml (*E. coli*) och $1 \cdot 10^6$ cfu/100 ml (IE).

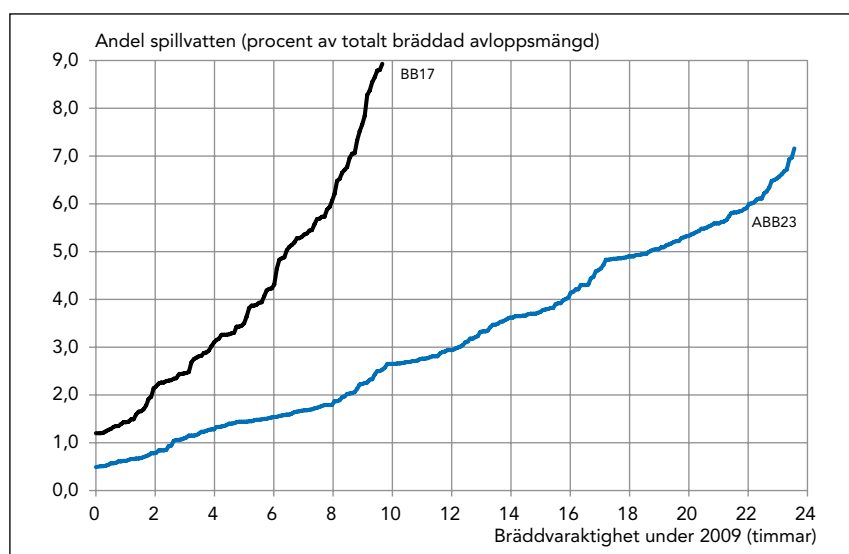
6.4 Bräddvattnets innehåll av bakterier

På samma sätt som för avloppsvatten till avloppsreningsverket har utspädningsgraden vid bräddavloppen antagits vara den dominerande faktorn för att beskriva koncentrationen indikatorbakterier som följer med bräddvattnet till recipienten.

I MIKE URBAN har beräkningar gjorts för att få fram hur stor andel av det bräddade flödet som är spillvatten. I Figur 6-6 kan man utläsa att andelen spillvatten, enligt beräkningar för 2009, i det bräddade vattnet varierar mellan cirka 0,5 och 7 % vid ABB23 och cirka 1 till 9 % vid BB17. Utspädningsgraden varierar således mellan cirka 11 (1/0,09) och 200 (1/0,005).

I den enda mätningen som skett på bräddat vatten i samband med kraftigt regn, uppmättes i ABB23, 66 000 *E. coli* cfu/100 ml och 1 000 IE cfu/100ml, Tabell 6-3. Orsaken till bara en mätning är att systemen inte har bräddat vid fler tillfällen under hela mätperioden, vilket i och för sig är glädjande och ger ledningsnätet ett högt betyg. Resten av mätningarna i det aktuella bräddavloppet gjordes enbart på spillvatten vid normala flöden. Mediankoncentrationen för *E. coli* var i det senare fallet $4,9 \cdot 10^6$ cfu/100 ml och $4,5 \cdot 10^5$ IE cfu/100 ml. Under antagandet att det vid provtagningarna enbart var spillvatten, gav detta alltså en utspädningsgrad vid bräddning på $4,9 \cdot 10^6 / 66\,000$, vilket ger en faktor på 74 för *E. coli* och en faktor 450 för IE ($4,5 \cdot 10^5 / 1\,000$). Utspädningsfaktorerna ligger helt i linje med vad som beräknats med MIKE URBAN, se ovan.

Andelen spillvatten i de undersökta bräddavloppen är i genomsnitt cirka 3 % av totalt bräddad avloppsvattenmängd, Figur 6-6. Detta ger en medel-



Exempel: ABB23 har bräddat cirka 23 timmar och under denna tid har bräddvattnet innehållit max 7 % spillvatten, resterande 93 % utgörs av tillskottsvatten.

Figur 6-6 Beräknad varaktighet för andel spillvatten i bräddat avloppsvatten från BB17 (heldragen) och ABB23 (streckad).

utspädningsgrad på cirka 30 (1/0,033). Koncentration av *E. coli* respektive IE i bräddat avloppsvatten kan beräknas utifrån spillvattenkoncentration dividerat med utspädningsgrad, vilket för det aktuella fallet ger $7,3 \cdot 10^5$ cfu/100 ml ($2,2 \cdot 10^7/30$) respektive $3,0 \cdot 10^4$ cfu/100 ml ($1,0 \cdot 10^6/30$). Vid bräddvattenutsläpp till recipienterna finns en ökad risk att förorena vattnet med patogena mikroorganismer som till exempel *Giardia* och *Cryptosporidium* (Åström J. *et al.*, 2007).

6.5 Bakteriereduktion i avloppsreningsverket

Reduktionen av indikatorbakterier före och efter respektive reningssteg i avloppsreningsverket har beräknats utifrån medelvärden som tagits fram vid en statistisk analys av mätvärdena. Uppehållstiden i varje reningssteg har beräknats och provtagningarna har anpassats för att kunna följa ett flöde (vattenpaket) genom avloppsreningsverket och ut till recipienten (Nissan).

Det har utförts fem provtagningar vid avloppsreningsverket Västra Stranden (mekanisk och biologisk rening) som ligger till grund för att bestämma bakteriereduktionen, Tabell 6-2. Reduktionen av *E. coli* uppgår som ett genomsnittsvärde till 98 % (93,0–99,9 %). Även reduktionen av IE uppgår till 98 % (94,0–99,7 %).

Flotationssteget har manuellt driftsatts vid tre tillfällen för att mäta avskiljningen av bakterier. I genomsnitt uppgick reduktionen av *E. coli* till 79 % (67–91 %). Reduktionen av IE var mellan 4 och 80 %. Vid ett mättillfälle uppmättes en negativ reduktion. Det finns ingen direkt förklaring till det negativa värdet. Trots få mätvärden och stor variation i koncentrationer har ett medelvärde räknats fram som uppgår till 42 %.

Som ett sista behandlingssteg innan avloppsvattnet når recipienten passerar vattnet två seriekopplade våtmarker. Två mättillfällen där ett vattenpaket följts genom verket ligger till grund för beräkningen av den bakteriella reduktionen. Mätningen av *E. coli* gav 77 % reduktion (59–94 %) och IE 31 % (0–62 %). 0-resultatet kan inte förklaras med mer än att det är ytterst få mätdata till grund och/eller att det inte är "samma" vatten som följts genom verket, vilket gör att mätresultatet kan betraktas som något slumpmässigt. Om man samlar samtliga mätdata, vilket även inkluderar ett knappt tiotal stickprover, blir avskiljningen av *E. coli* i inkommande och utgående från våtmarken, cirka 93 %, resp. 64 % (IE).

För att avlasta det biologiska behandlingssteget vid höga flöden kan en del av avloppsvattnet genomgå en speciell bräddvattenrening som en sidostöm. Bräddvattenreningen ger för *E. coli* en reduktion på 99 % och motsvarande 98 % för IE. Resultatet baseras dock enbart på ett mättillfälle.

6.6 Sammanfattning

Mängden bakterier som tillförs recipienten från avloppsvatten genom bräddning på ledningsnät, bräddning vid avloppsreningsverk (ingår i den totala utsläppskontrollen) samt efter behandling i avloppsreningsverk, beräknas efter andelen spillvatten i avloppsvattnet. Sambanden för att ta

fram angivna mängder bygger på statistiska utvärderingar av mätningarna och följande samband anges för att beskriva dessa koncentrationer och reduktioner:

Medelkoncentration för outspätt spillvatten:

E. coli: $22 \cdot 10^6$ cfu/100 ml

IE $1 \cdot 10^6$ cfu/100 ml

Reduktion i avloppsreningsverkets bräddvattenrening och vid respektive behandlingssteg i avloppsreningsverket redovisas i Tabell 6-4.

Koncentration i bräddvatten från ledningsnätet med antagande om en medelutspädning på 30:

E. coli: $7,3 \cdot 10^5$ cfu/100 ml

IE: $3,7 \cdot 10^4$ cfu/100 ml

Tabell 6-4 Reduktion (avskiljning) av indikatorbakterier vid avloppsreningsverkets olika behandlingssteg. Reduktionen ger effektivitet för de enskilda reningsstegen. Inkommande flöden avser mediankoncentrationer i obehandlat avloppsvatten.

Reningssteg		<i>E. coli</i> [%] [cfu/100 ml]		IE [%] [cfu/100 ml]
Inkommande		1,6·10 ⁷		8,5·10 ⁵
Bräddvattenrening	99	1,6·10 ⁵	98	1,7·10 ⁴
Inkommande		1,6·10 ⁷		8,5·10 ⁵
Konventionell process	98	3,2·10 ⁵	98	1,7·10 ⁴
Flotation	79	6,7·10 ⁴	42	9,9·10 ³
Våtmark	77	1,5·10 ⁴	31	6,8·10 ³

7 Vattendrag

Eftersom studien är avgränsad till hur en tätort kan påverka den bakteriella statusen i en vattenförekomst, ingår egentligen inte närbelägna vattendrag som utsläppskällor, däremot som recipient, vilket beskrivs närmare i nästa kapitel. Eftersom en fråga har varit att undersöka påverkan av bakterier i öppna havet har det dock bedömts nödvändigt att även inkludera vattendragen.

Vattendragen är transportör av många olika typer av mikroorganismer, till exempel de undersöka indikatorbakterierna. Bakteriernas egentliga ursprung kan normalt kopplas till dagvatten, bräddningar från avloppssystem, avloppsreningsverk, djurhållning, gödselhantering eller andra föroreningskällor, diffusa eller som punktutsläpp och som rinner ut i närbelägna vattendrag. Koncentrationen av bakterier man kan förvänta sig i ett vattendrag speglas av belastningssituationen uppströms aktuell punkt (samt tidsfaktorn som påverkar den bakteriella nedbrytningen), vilket gör att man kan förvänta sig ganska stora skillnader i bakteriekoncentrationer.

7.1 Val av mätpunkter

De fem största vattendragen inom Halmstads kommun, Figur 7-1, har undersökts på förekomsten av indikatorbakterier. I några fall har även bakterieviruset kolifager analyserats. De flesta prover är tagna i Nissan.



Figur 7-1 Mätpunkter för bakteriologiska prov i vattendrag som mynnar inom Halmstads kommun.

7.2 Provtagningar

För att få kunskap om den totala belastningen av bakterier som transporteras i ett vattendrag till en recipient, behöver man känna till bakteriekoncentrationen och vattendragets flöde.

Eftersom koncentrationerna sannolikt varierar över tiden beroende på nederbördssituationen och för att få en uppfattning denna variation, har ett relativt stort antal prov tagits från både stora och små vattendrag. I några fall har dubbelprov tagits för att få indikation på hur homogen koncentrationen av bakterier kan förväntas vara inom ett ganska kort tidsintervall. Det har också funnits en ambition att ta prover vid höga respektive låga flöden för att få svar på vad som styr koncentrationsnivån i det specifika vattendraget.

7.2.1 Metodik

Flödena i Nissan mäts med kontinuerlig flödesmätning i Nissaström av kraftbolaget Statkraft. Med dessa indata gör sedan Länsstyrelsens vattenenhet en flödesberäkning vid Slottsmöllan, strax uppströms tätorten. I de övriga vattendragen har flödena vid aktuella provtagningstillfällen beräknats med hjälp av vattendragens tvärsnittsarea och aktuell flödeshastighet. Flödena har beräknats i en punkt där vattendragen mynnar i det öppna havet. Samtliga mätningar har gjorts utan att havets utspädning har påverkat koncentrationerna av indikatorbakterier i vattendraget.

7.2.2 Resultat

De fem vattendragen har provtagits mellan två och fem gånger vardera, Tabell 7-1. Koncentrationen av *E. coli* varierade mellan 7 och 11 000 cfu/100 ml och med ett medelvärde på cirka 1 500 cfu/100 ml. Motsvarande värden för IE var mellan 1 och 9 800 cfu/100 ml, med ett medelvärde på cirka 660 cfu/100 ml. Mediankoncentrationen av *E. coli* för samtliga vattendragsprover beräknades till 260 cfu/100 ml. Motsvarande värden för IE beräknades till 50 cfu/100 ml. De högsta uppmätta koncentrationerna har gjorts i vattendrag som helt eller delvis rinner igenom urban bebyggelse. I motsvarande grad har också de lägsta koncentrationerna uppmätts i vattendrag vid torrvädersförhållanden och en relativt sett större inverkan av grundvatten.

Överlag varierar koncentrationerna av bakterier förhållandevis mycket i samtliga vattendrag. I Nissan är koncentrationerna möjligen något mer utjämnade, sannolikt beroende på utspädningseffekter på grund av den stora vattenvolymen.

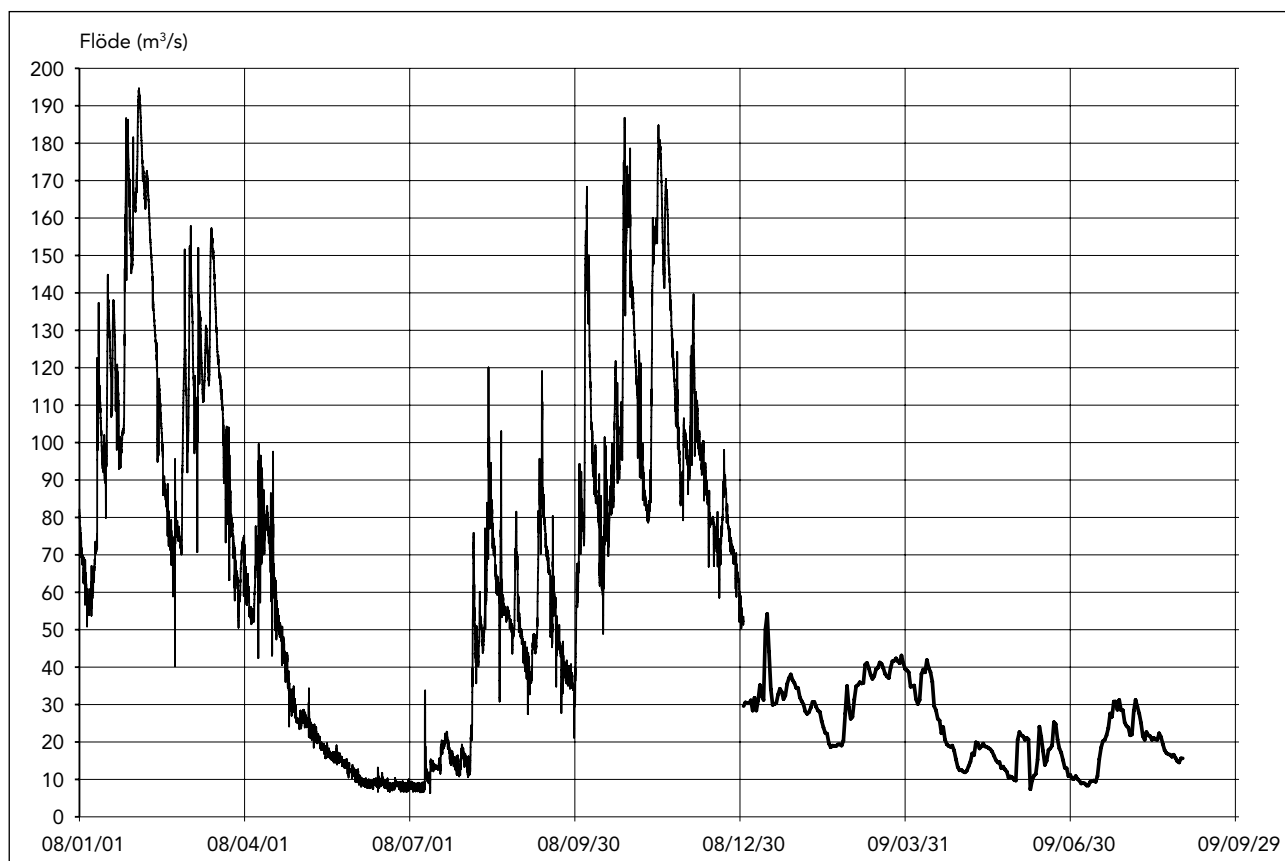
Dubbelprover (prover tagna i samma punkt med några minuters mellanrum) visar på en liten avvikelse.

Det finns inga tydliga samband för hur flödena generellt påverkar koncentrationerna i vattendragen. Detta torde bero på att det är helt avgörande vilka källor som tillför bakterier till vattendragen. I ett dagvatten kan man förvänta sig en låg koncentration när det inte regnar, eftersom flödet vid torrväder sannolikt består av rent grundvatten. Vid ett avloppsreningsverk kan man å andra sidan förvänta sig höga koncentrationer vid låga flöden, eftersom vattnet då har en lägre utspädningsgrad.

Flödet i Nissans mynning varierar mellan cirka 6–200 m³/s, med ett medelvärde på cirka 70 m³/s (2008–2009). Medelkoncentrationen av bakterier i Nissan strax uppströms Halmstads tätort (Frennarp) uppgår till cirka 150 *E. coli* cfu/100 ml, respektive 40 IE cfu/100 ml.

Tabell 7-1 Uppmätta koncentrationer av indikatorbakterier i vattendrag i Halmstads kommun.

Vattendrag	Antal prover	<i>E. coli</i> [cfu/100 ml]			IE [cfu/100 ml]		
		min	max	medel	min	max	medel
Fylleån	2	350	1 200	770	130	410	270
Knebildstorpsbäcken	4	7	11 000	4 780	10	9 800	2 750
Nissan uppströms Halmstad	5	18	300	150	10	110	40
Skintan	3	100	800	570	16	310	120
Tylöbäck	3	7	3 100	1 060	1	340	120
Totalt	17	7	11 000	1 466	1	9 800	660



Figur 7-2 Beräknat flöde vid Nissans mynning (flöde vid Nissaström multiplicerat med en faktor 1,1 på grund av tillkommande vattendrag).

7.3 Sammanfattning

I vattendrag som avvattnar områden med urban bebyggelse, enskilda avlopp, jordbruksmark och mark med djurhållning, uppmäts högre halter av indikatorbakterier, framförallt i samband kraftig nederbörd.

Koncentrationen av indikatorbakterier varierar ganska mycket. Om man inte har mätunderlag till hands bedöms nedanstående koncentrationer som realistiska för ett vattendrag som inte är direkt påverkat av till exempel utsläpp från ett närliggande avloppsreningsverk eller någon annan betydande punktkälla. De framtagna värdena representerar mediankoncentrationen för samtliga vattendragsprover, vilket betyder att eventuella extremvärden exkluderas. Eftersom extremvärden sannolikt oftast uppstår som lokala fenomen, till exempel felkopplingar på spillvattennätet, skall de inte utgöra en grund för att beräkna vattendragens koncentrationer.

Föreslagna mediankoncentrationer för vattendrag:

E. coli: 260 cfu/100 ml

IE: 50 cfu/100 ml

De föreslagna medianvärdena gäller förhållandena i Halmstad och för de vattendrag som här har undersökts. I vattendrag som avvattnar mark med intensiv djurhållning och gödselhantering kan mätvärdena vara betydligt högre. Även närhet till utsläpp från avloppsreningsverk och enskilda avloppsanläggningar kan ha stor betydelse på de uppmätta bakgrundshalterna av indikatorbakterier.

8 Recipient

En recipient kan vara mottagare av vatten från olika typer av utsläpp som diskuterats tidigare, men också uttag av dricksvatten och plats för rekreation. Vattendraget kan vara en recipient ur en aspekt och en källa till förorening ur en annan.

Strömmarna i recipienten kan vara 1-dimensionella (till exempel bäckar), 2-dimensionella (till exempel grunda dammar) eller 3-dimensionella (till exempel hav). Denna kunskap är viktig för att förstå hur bakterierna sprids i vattnet.

I denna studie har en av de centrala frågeställningarna varit vilka konsekvenser utsläppen till recipienten får och vilka faktorer som påverkar den bakteriella statusen. Speciellt har betydelsen av följande processer bedömts viktiga att undersöka:

- Transporttid
- Utspädningsgrad
- Nedbrytning
- Sedimentation

8.1 Provtagningar i recipienten

Ett av de primära syftena med denna studie har varit att ta fram en metod för att vid behov utvärdera vilka åtgärder som är effektiva för att förbättra den bakteriella statusen i en recipient. För att kunna kvantifiera effekterna av olika åtgärder, har det bedömts som nödvändigt att identifiera den bakteriella koncentrations- och spridningsbilden i recipienten. Fem provtagningsstationer har valts ut i relativt nära anslutning till Nissans utlopp, Figur 8-1.



Figur 8-1 Flygbild över Halmstad med platserna för den bakteriologiska provtagningen i recipienten.

Syftet har varit att med detta underlag kunna identifiera eventuella mönster beträffande koncentrationen av bakterier i recipienten som är kopplat till utsläppskällornas lägen och transport.

8.1.1 Provtagningsmetodik

Proverna har tagits som stickprov på cirka en halv meters djup, tjugofem till femtio meter från strandlinjen, beroende på aktuellt vattenstånd. Stränderna är på samtliga stationer, förutom vid Nissans mynning, mycket långgrunda. Vid varje provtagningsfall har aktuell temperatur och föregående dygns nederbörd noterats. Även vattnets humusgrad har grovt bedömts, det vill säga graden av Nissans inblandning (låg/hög). Vattenproven har tagits med speciella flaskor för bakteriologiska prov och kylförvarats under transporten till laboratoriet. De flesta proverna har analyserats vid SMIs laboratorium i Stockholm och endast i undantagsfall vid Eurofins laboratorium i Lidköping. Samtliga prov har analyserats senast 12 timmar efter provtillfället.

8.1.2 Provtagningsresultat

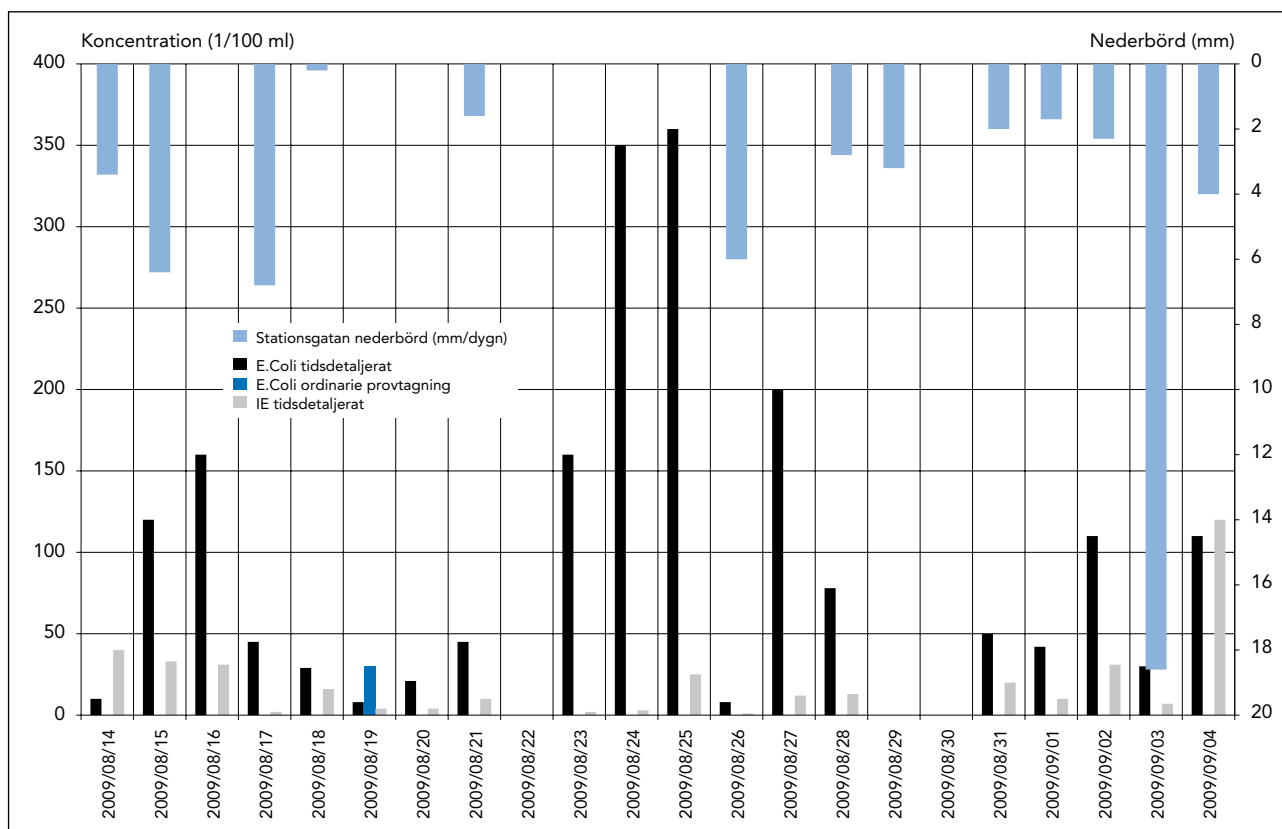
Sammanlagt har minst tre och upp till sju prover tagits vid provtagningspunkterna i anslutning till Nissans utlopp och Laholmsbukten, Tabell 8-1. Av tabellen framgår att skillnaderna i koncentrationer är förhållandevis stora (*E. coli*: 10–2200 cfu/100 ml och 10–600 IE cfu/100 ml). Flera av proverna kan bedömningsmässigt klassas som tjänliga med anmärkning (*E. coli* > 100 cfu/100 ml och/eller IE > 100 cfu/100 ml) och i något fall som otjänligt (*E. coli* > 1000 cfu/100 ml och/eller IE > 300 cfu/100 ml), enligt badvattendirektivet norm, 2006/7/EG.

Tabell 8-1 Bakteriologiska vattenkvalitetsmätningar i recipienten (Laholmsbukten).

Mätpunkt	Antal prover	<i>E. coli</i> [cfu/100 ml]			IE [cfu/100 ml]		
		Min	max	medel	min	max	medel
Recipient 2	3	10	140	67	5	20	10
Recipient 3	4	20	900	500	5	600	260
Recipient 4	3	56	120	92	5	30	18
Recipient 5	7	20	2 200	395	5	320	85
Totalt	17	10	2 200	264	5	600	93

För att få en bild av hur variationerna i koncentrationer kan se ut på dygnsbasis har en specialundersökning genomförts vid en av kommunens offentliga badstränder strax söder om tätorten vid Östra stranden (Lilla Köpenhamn). Ett 20-tal badvattenprover togs sammanlagt under augusti månad och en bit in i september 2009. Samtidigt med de bakteriologiska proven gjordes även dygnsavläsningar av nederbörden vid Tekniska kontoret i Halmstad, Figur 8-2. Av tabellen framgår tydligt att variationerna är relativt stora och att de inte följer något speciellt nederbördsmonster. Sannolikt är frågan om orsak och verkan betydligt mer komplex än enbart ett nederbördsberoende. Faktorer som strömmar, vågor, salthalt och tidsfaktorn, antas ha stor inverkan på uppmätt koncentration. Hälften av proverna kan klassas som tjänliga med anmärkning. Under mätperioden har ett vattenprov tagits inom den ordinarie badvattenkontrollen. Trots att det senare provet och

provet i specialundersökningen togs med bara några timmars mellanrum, skiljer de sig inte nämnvärt åt. (*E. coli* 30 respektive 8 cfu/100 ml).



Figur 8-2 Uppmätt koncentration indikatorbakterier vid badplatsen lilla Köpenhamn, Östra stranden samt prov från den ordinarie badvattenkontrollen (1). Nederbördsmätning vid Stationsgatan i Halmstad.

8.2 Bakteriella processer (nedbrytning) i recipienten

Flera olika faktorer påverkar koncentrationen och mängden indikatorbakterier från en källa tills de försvinner ur systemet (avdödning) bland annat följande:

1. Utspädning av det vatten som inleder transporten av indikatorbakterierna från källan. Det kan till exempel vara nederbörd som faller på hårdgjorda ytor, vatten som används i hushållen eller industrin.
2. Från den tidpunkt då fekalerna lämnar mag- och tarmkanalen med avföringen påbörjas nedbrytningen/avdödningen. Denna process finns med tills samtliga bakterier dött.
3. En annan process som pågår under hela vägen från källa till recipient är sedimentations-/erosionsprocesser, vilket gör att bakterierna under perioder kan stanna kvar på en plats längs vägen (sedimentation). Med förändrade vattenströmmar kan bakterierna åter komma i rörelse på grund av att sedimentet resuspenderas (erosion).
4. Omblandning och transport i ledningssystemen samt anslutna anläggningar (avloppsreningsverk, dagvattendammar etc.).

5. Initialutspädningen när vattnet med indikatorbakterierna når recipienten. Hur effektivt inblandningen av två olika vätskor blir (käll- och recipientvatten) bestäms av koncentrationen av indikatorbakterier i närfältet till utsläppspunkten. Närfältet definieras som det avstånd från källan där utsläppspunktens geometri, källvattnets hastighet och karaktäristik (salinitet och temperatur), styr strömningen i recipienten. Då recipientens strömmar dominerar spridningen når man fjärrfältet.
6. Spridning av indikatorbakterier under transporten beroende på diffusion/dispersion (turbulensförhållanden) och advektion (transport i vattnets rörelseriktning).
7. Under samtliga ovanstående punkter finns en tidsaxel för bakteriell avdödning. Avdödningsprocesserna styrs av flera variabler som till exempel solinstrålning, temperatur och salinitet.

I kapitlet studeras punkterna 6 och 7 ovan. Övriga punkter har i denna studie bedömts som mindre viktiga eller så har empiriska värden använts genom att:

- med hjälp av de tidigare byggda modellerna, MIKE 3, ECO Lab och Badvattenprognos för Hallandskusten (DHI, 2009), beskriva vattenströmmar och indikatorbakteriers spridning och nedbrytning med havet som recipient.
- med kända samband för transport och nedbrytning med vattendraget som recipient.
- genomföra känslighetsanalyser för att undersöka hur de olika parametrarna påverkar transporten och nedbrytningen i recipienten.
- dra slutsatser för att skapa en bild över vad som är viktigt att känna till om de olika beskrivna processerna i recipienten.

I recipienten (havet) är det dels vattendraget (Nissan), dels det vatten som tillförs med havsströmmar, som transporterar och späder ut vattnet från källorna. Vattendraget är i detta fall att betrakta som en transportör av källtillskotten med dess utspädande inverkan.

För att utvärdera betydelsen av vattendraget och havsströmmarna för transporten av bakterier, har fyra fiktiva beräkningsfall studerats, dels med olika utsläppspunkter, dels med respektive utan ett vattendrag. Den ena utsläppspunkten representerar Nissans utlopp, med lokala strömförhållanden i mynningsområdet. Den andra utsläppspunkten är placerad utmed Laholmsbukten, se Figur 8-3. I det senare fallet har de kustparallella strömmarna en avgörande betydelse för bakterietransporten. Båda utsläppspunkterna har studerats med respektive utan vattendragets transporterande och spädande inverkan. Fallen sammanfattas i Tabell 8-2.

Tabell 8-2 Studerade beräkningsfall i recipienten.

Utsläppspunkt	Med vattendragsflöde	Utan vattendragsflöde
Nissans utlopp	Beräkningsfall 1a	Beräkningsfall 1b
Laholmsbukten (Fylleåns utlopp)	Beräkningsfall 2a	Beräkningsfall 2b

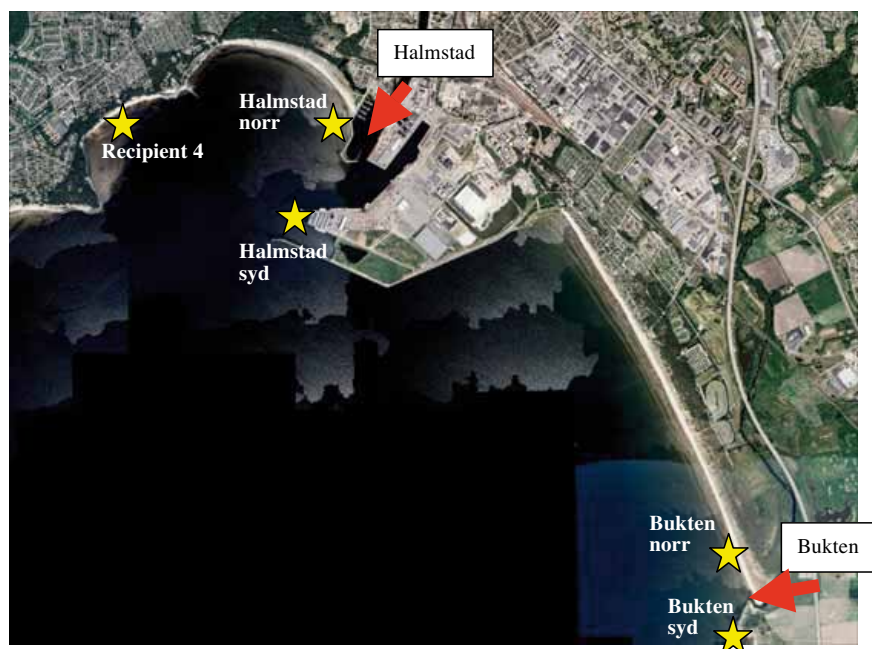
Simuleringar har också gjorts med och utan inverkan av nedbrytningsprocesser, för att utvärdera hur mycket transporterna respektive nedbrytningsprocesserna betyder för koncentrationen i recipienten.

Följande fiktiva flöden och koncentrationer har använts vid simuleringarna.

Avloppsreningsverk	konstant 0,5 m ³ /s	50 000 cfu/100 ml
Dagvatten	flödestopp varannan dag 10 m ³ /s	5 000 cfu/100 ml
Bräddvatten	flödestopp varannan dag 1 m ³ /s	500 000 cfu/100 ml
Vattendrag	konstant 50 m ³ /s	500 cfu/100 ml

Ovanstående beräkningsfall studeras utan nedbrytning i kapitel 8.2.1. Transportmekanismerna i vattendrag studeras i kapitel 8.2.2. Effekterna av nedbrytning i vattendrag och kustnära områden studeras i kapitel 8.2.3.

Resultaten från de studerade beräkningsfallen i kapitel 8.2.1 och kapitel 8.2.3 har hämtats från punkterna markerade med stjärnor i Figur 8-3.



Figur 8-3 Källorna placerades i modellen vid pilarna "Halmstad" och "Bukten". Punkterna där resultaten från de olika simuleringarna har hämtats markeras med gula stjärnor.

8.2.1 Transporten av bakterier i kustnära områden

Resonemanget i detta stycke bygger på studier av det kustnära området i Laholmsbukten, men är även applicerbara på andra vattenförekomster med 2 eller 3-dimensionella förhållanden.

För att studera effekten av transporten i kustnära områden har de fyra fallen enligt Tabell 8-2 studerats med ett avloppsreningsverk som källa för bakterieutsläpp. Utsläppet har i beräkningarna definierats som ett konstant flöde på 0,5 m³/s med koncentrationen 50 000 cfu/100 ml.

Resultat från beräkningsfall 1a och 1b med utsläpp vid Nissans utlopp visas i Tabell 8-3. Här framgår att:

- Det faktiska avståndet från källa till intresspunkt inte är helt avgörande för vilken koncentration som man får (386 respektive 205 cfu *E. coli*/100 ml vid 1 400 respektive 3 000 m avstånd). Aktuellt strömmönster bestämmer vilken koncentration man får, vilket gör det något svåröversägbart om man inte har detaljerad kännedom om aktuella strömmar.
- Havsströmmarna har större betydelse än flödet från Nissan vad gäller utspädning vid punkten "Rec4", där koncentrationen blir ungefär densamma oavsett Nissans flöde (173 respektive 205 cfu *E. coli*/100 ml).
- Flödet från Nissan har större betydelse än havsströmmarna vad gäller utspädning vid punkten "syd", där koncentrationen påverkas kraftigt av Nissans flöde (*E. coli*: 1 952 resp. 386 cfu/100 ml). Vid punkten "norr" påverkas koncentrationen delvis av Nissans flöde (444 resp. 213 cfu *E. coli*/100 ml).
- Havsströmmarnas betydelse för utspädningen märks tydligare i fallet då Nissans flöde inte inkluderas (1 952 respektive 173 cfu *E. coli*/100 ml vid 1 400 m resp. 3 000 m avstånd). Sannolikt beror detta på att havsströmmarna lättare transporteras till den aktuella punkten då inte flödet från Nissan motverkar strömningen. Strömbilden förändras också generellt mellan de båda fallen.
- Nissan har större betydelse än havsströmmarna vad gäller utspädning för "Halmstad norr" och "Halmstad syd".

Tabell 8-3 Beräknad medelkoncentration och standardavvikelse (under två veckor) för *E. coli* vid de tre punkterna, med respektive utan påverkan av Nissan och avstånd från källan till aktuell punkt.

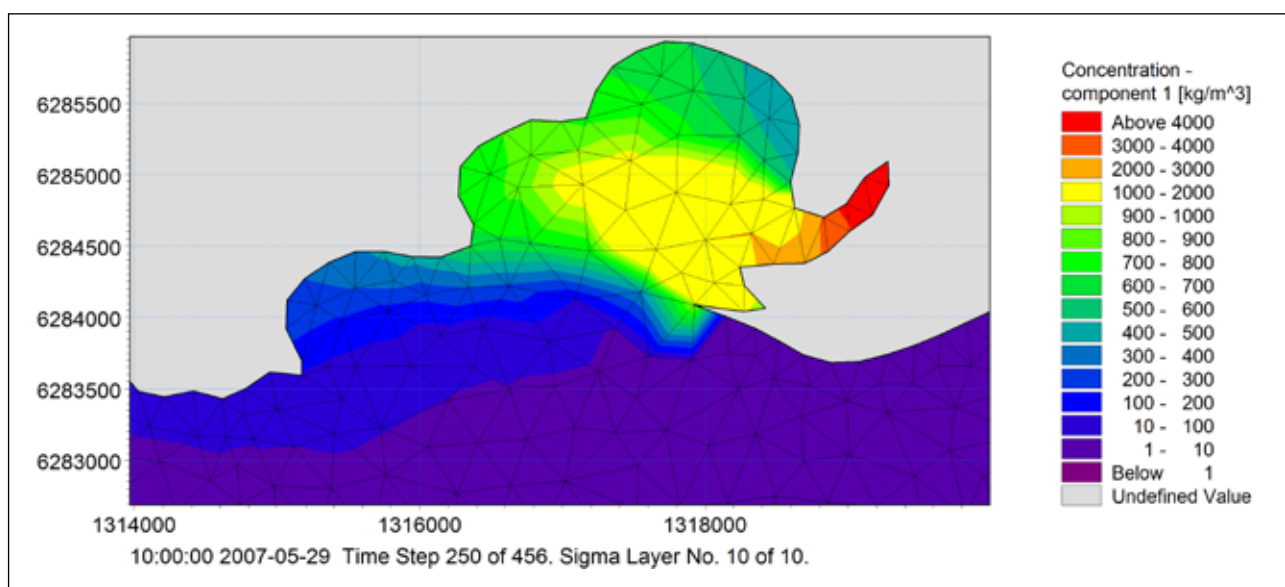
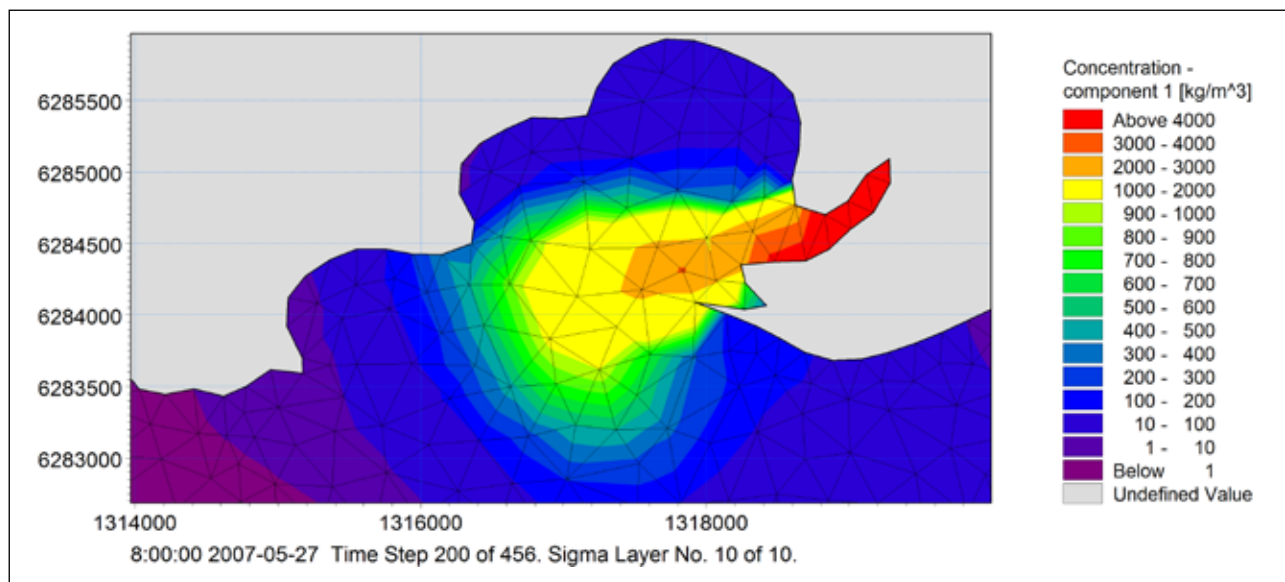
Punkt	Halmstad norr	Halmstad syd	Halmstad rec4
Med Nissanflöde [cfu/100 ml]	213 ± 75	386 ± 33	205 ± 86
Utan Nissanflöde [cfu/100 ml]	444 ± 483	1 952 ± 1 566	173 ± 233
Avstånd från källa [m]	1 400	1 400	3 000

Resonemangen förtydligas av beräkningsresultaten i Figur 8-4. Den översta figuren visar ett exempel där Nissans flöde styr formen på plymen av indikatorbakterier. I den undre figuren illustreras ett exempel där havsströmmarna är den dominerande påverkansfaktorn för spridning av bakterierna. Det framgår hur plymen i detta exempel viker av norrut på grund av strömningen i havet.

Resultat från beräkningsfall 1b och 2b visas i Tabell 8-4. Här visas att den dominerande nordgående strömmen ger fyra gånger högre medelkoncentration norr om utsläppspunkten än i den södra, vilket även åskådliggörs i Figur 8-5. I övrigt förstärker resultaten bilden av att det är svårt att utan modeller eller observationer förutse vilka koncentrationer som kan förväntas i en given punkt.

Tabell 8-4 Beräknad medelkoncentration och standardavvikelse för *E. coli* vid de fyra punkterna, med respektive utan påverkan av Nissan, tillsammans med avstånd från källa till aktuell punkt, (2 veckors mätperiod).

Punkt	Halmstad norr	Halmstad syd	Bukt norr	Bukt syd
Koncentration [cfu/100 ml]	444 ± 483	1 952 ± 1 566	1 314 ± 1 155	298 ± 660
Avstånd från källa [m]	1 400	1 400	700	700

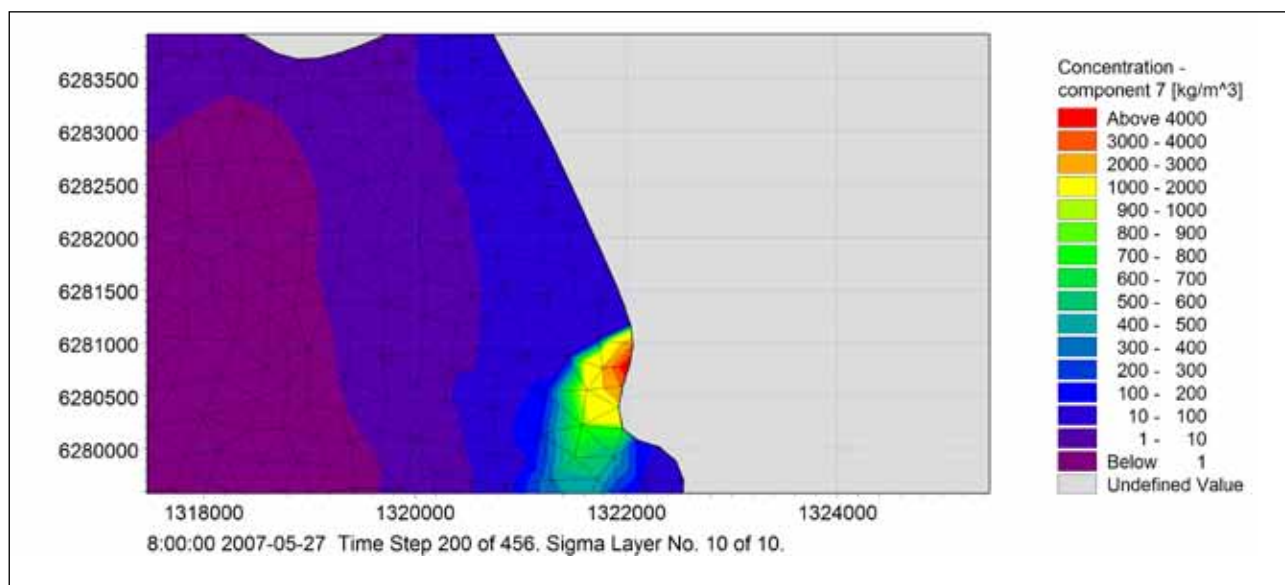
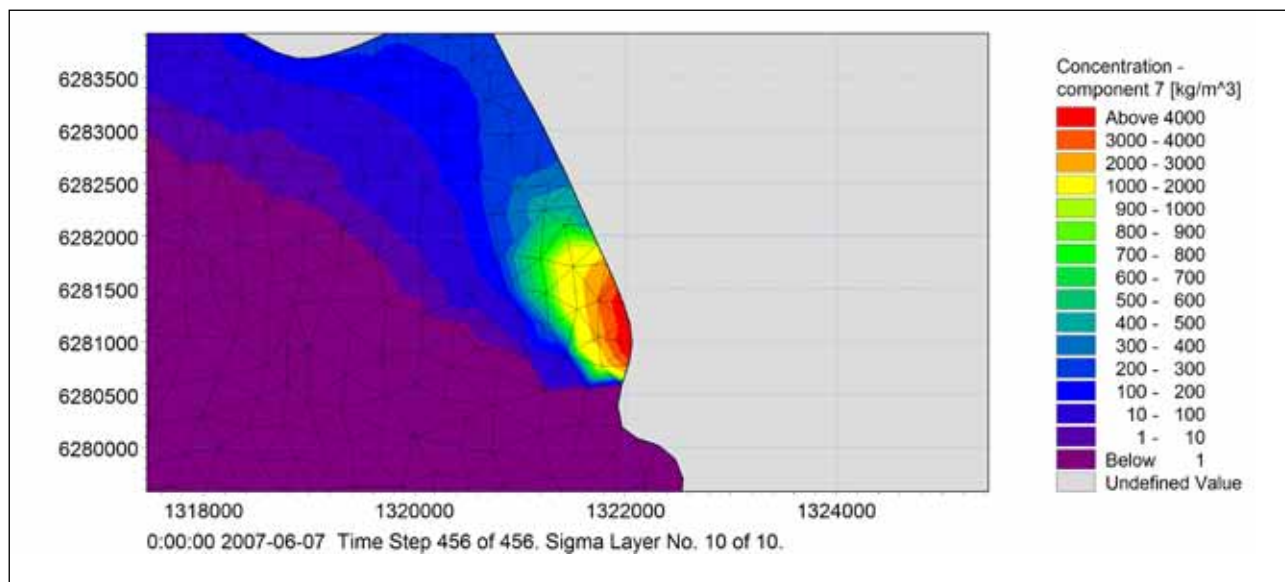


Figur 8-4 Beräknad koncentration *E. coli* (cfu/100 ml) vid två olika tidpunkter med olika påverkansfaktorer (Nissans flöde i översta figuren och havsströmmar i den undre).

Sammanfattningsvis visar modelleringen att koncentrationen styrs av tillgänglighet av bakterier och spridningsvägen som påverkas av strömmarna. De senare styrs i sin tur av väderförhållanden, tidvatten, densitetsvariationer mm. Förloppen är dynamiska och därför svåra att förutse. För recipienter med komplexa strömmar behövs därför modeller eller omfattande mätningar för att få reda på hur bakterierna transporteras.

8.2.2 Transport av bakterier med vattendrag som recipient

Den dominerande strömningsriktningen för ett vattendrag är känd och kan approximeras som endimensionell. Man vet alltså vilken väg bakterierna transporteras då vattendraget tjänar som recipient. Om man känner till flöde och strömningsarea kan man få en uppfattning om hur lång tid det tar för bakterierna att transporteras från en utsläppskälla till en vald intresspunkt. Detta ger också en uppfattning om tiden den bakteriella avdöd-



Figur 8-5 Beräknad koncentration (cfu/100 ml) vid två olika tidpunkter och med olika dominerande strömningsriktningar (nord respektive syd).

ningen kan fortgå. Vidare ger flödet en bild av hur utspätt vattnet från källan blir när det tillförs vattendraget. I nedanstående räkneexempel illustreras tankesättet:

Tvärsnittsarea för vattendrag (A): 100 m²

Vattendragets flöde ($Q_{\text{vattendrag}}$): 10 m³/s

Sträcka från källa till intressepunkt (S): 10 000 m

Koncentration i källvattnet (C): 1 000 cfu/100 ml

Källvattnets flöde ($Q_{\text{källvatten}}$): 1 m³/s

Exemplet ger:

Hastighet = $Q_{\text{vattendrag}} / A = 0,1 \text{ m/s}$

Tid = $S / \text{Hastighet} = 100\,000 \text{ s} = \text{cirka } 28 \text{ timmar}$

Koncentration i vattendrag = $C / (Q_{\text{vattendrag}} + Q_{\text{källvatten}}) = 1\,000 / 11$

= 91 cfu/100 ml

Koncentrationen blir efter spädning, i beräkningsexemplet ovan, cirka 9 % av initialkoncentrationen på 1000 cfu/100 ml.

8.2.3 Processer i recipienten

Vid transporten av bakterier i recipienten, sker dels en utspädning och dels en nedbrytning av bakterierna. Nedbrytningens hastighet beror främst på de primära parametrarna: (predation och tillväxt har inte beaktats)

- Siktdjup
- Solintensitet (UV)
- Salinitet
- Vattentemperatur

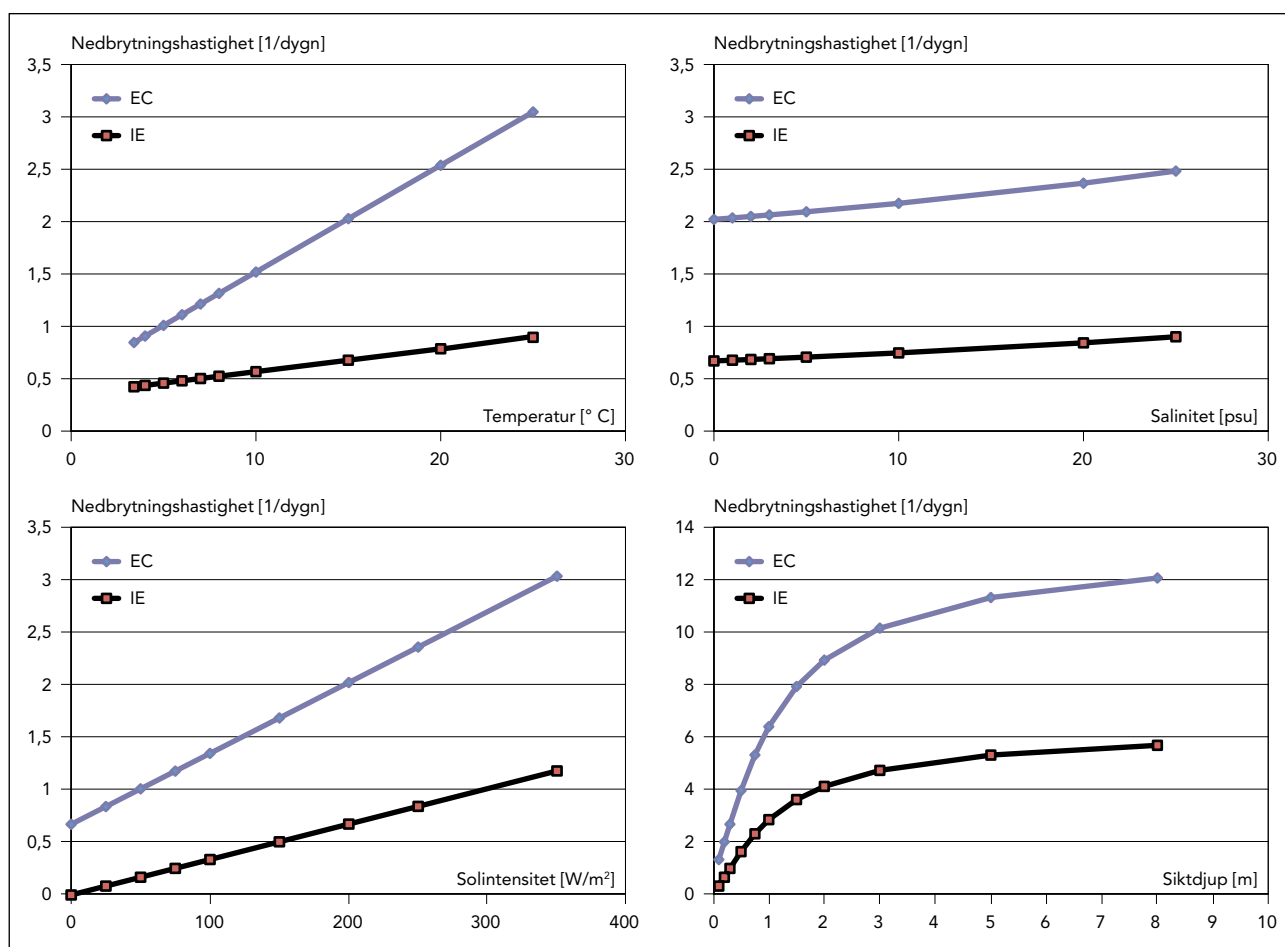
Betydelsen av ovan nämnda parametrar har undersökts genom känslighetsanalyser med varierande parametrar. Resultatet av känslighetsanalysen illustreras i Figur 8-6. Figurerna visar hur koefficienten som beskriver nedbrytningshastigheten (DRC = decay rate coefficient) varierar med temperatur, salinitet, solintensitet och siktdjup. Vid känslighetsanalysen har utgångsvärdena varit:

Siktdjup: 0,2 m

Salinitet t: 0 psu

Solintensitet: 200 W/m²

Temperatur =15° C



Figur 8-6 Koefficienten som beskriver nedbrytningshastigheten (DRC) variation med temperatur, salinitet, solintensitet och siktdjup. Känslighetsanalysen bygger på valda primärdata.

Man ser att relativt små förändringar i omgivningsparametrarna påverkar koefficienten ganska mycket. För beskrivning av de kompletta ekvationerna för beräkning av koefficienten hänvisas till MIKE BY DHI (2009).

Koncentrationen av bakterier kan sedan beräknas med ekvationen:

$$C(t) = C(t = 0) \cdot e^{(-DRC \cdot t)} \text{ där } t = \text{tid (dygn)} \quad \text{Ekvation 4}$$

Räkneexempel:

Vattentemperatur: 15° C

Salinitet: 10 psu

Solintensitet: 200 W/m²

Siktdjup: 0,2 m

Koncentration *E. coli*: 91 cfu/100 ml (enligt exempel ovan)

Transporttid: 28 timmar (enligt exempel ovan)

Med dessa förutsättningar fås ett DRC-värde för *E. coli* = 2,2 d⁻¹ enligt Figur 8-6 (diagram med salinitet på x-axeln) vilket ger:

$$E. coli = 91 \cdot e^{(-2,2 \cdot 1)} = 7 \text{ cfu/100 ml}$$

Koncentrationen blir efter spädning och processer, i beräkningsexemplet ovan, cirka 1 % av initialkoncentrationen på 1000 cfu/100 ml.

För att studera effekten av bakteriella nedbrytningsprocesser har beräkningsfall 1a och 2a (med vattendrag) enligt Tabell 8-2 studerats. Utsläppet har i beräkningarna definierats som ett konstant flöde på 0,5 m³/s med koncentrationen 50 000 cfu/100 ml.

Resultaten visas i Tabell 8-5. Av de två beräkningsfallen kan man dra slutsatsen att nedbrytningen i några fall har stor betydelse för koncentrationerna. Detta gäller i de punkter där strömförhållandena ger långa transporttider, till exempel vid punkterna "Halmstad norr" och "Halmstad rec4". Det fysiska avståndet är av underordnad betydelse vilket ses vid jämförelse mellan punkterna "Halmstad norr" och "Halmstad syd". Avståndet mellan källan och angivna punkter är lika, men påverkan av havsströmmarna gör att transportvägen till "Halmstad norr" blir väsentligt mycket längre än till "Halmstad syd", vilket gynnar både utspädningen och nedbrytningen.

En dominerande nordlig ström ger högre medelkoncentration vid punkten "Bukt norr" jämfört med "Bukt söder". På grund av att strömmen är mer stabil vid punkterna "Halmstad norr", respektive "syd" och "Halmstad rec4" blir standardavvikelsen lägre i dessa punkter, se Tabell 8-5.

Tabell 8-5 Beräknad medelkoncentration och standardavvikelse för *E. coli* i några valda punkter, se Figur 8-3, med respektive utan inverkan av nedbrytning.

	Halmstad norr	Halmstad syd	Halmstad rec4	Bukt norr	Bukt syd
Koncentration med nedbrytning [cfu/100 ml]	29 ± 39	239 ± 97	30 ± 39	700 ± 860	104 ± 260
Koncentration utan nedbrytning [cfu/100 ml]	213 ± 75	386 ± 33	205 ± 86	1 241 ± 1 110	308 ± 645
Avstånd från källa [m]	1 400	1 400	3 000	700	700

8.3 Sammanfattning

Det finns inte alltid en koppling mellan avstånd och reduktionen av bakterier från utsläppskälla, men det finns ett tydligt samband mellan transporttid och reduktion av bakterier. Transporttiden styrs av rådande strömförhållanden. I kustnära områden styrs strömförhållandena företrädesvis av:

- Vindhastighet och riktning
- Tidvatten
- Bottentopografi
- Salthalts- och temperaturvariationer

I ett vattendrag däremot där strömningen i normala fall kan förenklas till en 1-dimensionell strömning där transporttiden styrs av transportsträcka och vattenhastigheten som i sin tur styrs av flödets storlek och vattendragets tvärsnittsarea.

Orsaken till att transporttiden påverkar reduktionen av bakterier är att en längre tid medger större utspädning och en högre grad av nedbrytning. Förutom tiden påverkas nedbrytningen även av följande faktorer:

- Solintensitet
- Vattentemperatur
- Siktdjup
- Salthalt

Då värdet på en eller flera av ovanstående faktorer höjs får man generellt en ökad grad av nedbrytning.

I kustnära områden och sjöar, där strömmarna är 2- eller 3-dimensionella, är det svårt att bedöma transporten utan omfattande mätunderlag eller modellberäkningar. En förutsättning för att få fram ett trovärdigt influensområde för bakteriernas spridning bygger på att ovanstående underlag finns tillgängliga.

För vattendrag är det däremot känt vilken riktning vattnet strömmar och det går att bedöma utspädning samt transporttid.

9 Planeringsmetodik för en tätort

Ett viktigt syfte med den genomförda studien har varit att ta fram en metodik som kan användas för att med ganska enkla medel ta fram information om hur mycket bakterier en viss tätort tillför en recipient och hur fördelningen av olika källtillskott kan se ut. Metodiken ska ge en tydlig bild av den aktuella situationen och hur det kan se ut vid alternativa systemlösningar. Metodiken ska dessutom vara funktionell för olika typer av områden, för en hel tätort eller valda delar av densamma.

Det bör noteras att den beskrivna metodiken främst syftar till att bedöma belastningen från olika källtillskott. Metodiken är inte framtagen för att bedöma riskerna för att gränsvärden överskrids med tanke på till exempel smittoriskerna (Mikrobiell Riskanalys, MRA).

Nedan ges förslag på arbetsgång som kan användas när en försämrad bakteriell status misstänks eller har identifierats:

1. Definiera problemet
 - a. Målformulering som beskriver vad man vill uppnå utifrån befintliga förhållanden
 - b. Ta fram mätunderlag eller andra erfarenheter som styrker och beskriver problematiken
 - c. Definiera en tidsskala för vad som skett i området jämfört med hur länge problemen pågått
 - d. Avgränsa geografiskt källorna till problemet
2. Uppbyggnad av metodik (enligt denna studie)
 - a. Kvantifiera ingående parametrar i verktyget utifrån lokala förhållanden med befintliga kunskaper
 - b. Beräkna nettobelastning och källfördelning
 - c. Bedömning av recipientens utspädningsförmåga och omsättningstid
3. Upprätta ett mätprogram för att verifiera lokala förhållanden
 - a. Inventera källor i detalj (antal, flöde, föroreningskoncentration)
 - b. Mätningar i recipient
4. Applicera nya kunskaper i underlaget till beräkningsmetodiken
5. Utifrån lokala förutsättningar och framtagna resultat värdera effektiva åtgärder för att förbättra situationen i recipienten
 - a. Testa olika systemlösningar och beräkna nettobelastning (efter eventuell behandling) och källfördelning
6. Eventuellt fysiska åtgärder
7. Uppföljande mätningar och utvärdering

Det fundamentala i ovanstående arbetsgång är den framtagna beräkningsmetodiken som beskrivs i efterföljande kapitel. De ingående komponenterna grundar sig på slutsatserna i de föregående kapitlen. I den följande texten illustreras indata som beräkningsmetodiken baseras på och utdata från metodiken med förutsättningar från Halmstads tätort.

9.1 Använd indata beräkningsmetodiken baseras på

Som illustreras i Tabell 9-1 baseras metodiken på de källor och behandlingssteg (rening) som redovisats tidigare. I nedanstående underkapitel redovisas hur respektive källa ska hanteras som ett led i beräkningsmetodiken.

Tabell 9-1 Planeringsverktygets uppbyggnad med indata från Halmstads tätort, 2008–2009.

Typ av vatten /rening	Indata	Exempel från Halmstad	Enhet
Dagvatten	Nederbördsvolym	800	mm/år
	Områdets totala yta	800	ha
	Andel hårdgjord yta	40	%
	Boende i området	2,5·10 ⁴	antal
Dagvattenrening	Andel dagvatten som passerar dammar		
	Lågbelastade (ansluten hårdgjord yta/dammyta > 50)	5	%
	Medelbelastade (50 > ansluten yta/dammyta > 150)	5	%
	Högbelastade (ansluten yta/dammyta < 150)	5	%
Bräddning på ledningsnät	Volym	1,2·10 ⁴	m ³
	Utspädningsgrad vid bräddning	30	
Avloppsvatten	Medelflöde spillvatten (utspätt)	0,23	m ³
	Koncentration <i>E. coli</i> spillvatten (utspätt)	2,2·10 ⁷	cfu/100 ml
	Koncentration IE spillvatten (utspätt)	1,1·10 ⁶	cfu/100 ml
	Bräddvolym	2,1·10 ⁵	m ³
	Utspädningsgrad vid bräddning	3,4	
Avloppsrening	Bräddvattenrening	finns	
	Konventionella processer	finns	
	Flotation	finns	
	Våtmark	finns	
Vattendrag	Medelflöde	70	m ³ /s
	Koncentration <i>E. coli</i>	150	cfu/100 ml
	Koncentration IE	40	cfu/100 ml

9.1.1 Dagvatten

Volymen dagvatten beräknas av nederbördsvolym, områdets totala yta och andel hårdgjord yta. Koncentrationen indikatorbakterier kan sedan beräknas från ovanstående arealuppgifter och antal boende i avrinningsområdet, enligt Ekvation 2 (*E. coli*) och Ekvation 3 (IE).

För att beakta reduktionen av bakterier i dagvattendammar delas den totala hårdgjorda ytan upp i de delar som inte passerar dammar och den del som passerar dagvattendammar klassade som låg-, medel- respektive hårdbelastade dammar. Den dagvattenvolym som passerar respektive dammklass erhåller en reduktion av indikatorbakterier enligt Tabell 5-8.

9.1.2 Bräddning på ledningsnätet

Genom att ange volym bräddat vatten från ledningsnätet i det aktuella ledningssystemet och genomsnittlig utspädningsgrad för det bräddade vattnet, erhålls koncentrationen av indikatorbakterier i det bräddade vattnet utifrån koncentrationen indikatorbakterier i avloppsvattnet. Volymen bräddat vatten är en uppgift som normalt behövs för den årliga miljörapporteringen. I många fall brukar denna uppgift betraktas som en något osäker siffra. Utspädningsgraden kan också vara svår att uppskatta då den varierar under

enskilda bräddhändelser och för enskilda bräddavlopp. För att hantera de osäkra uppgifterna vid utvärderingen, rekommenderas att man gör någon form av känslighetsanalys där man testar olika värden på volym och utspädningsgrad. På så sätt kan man få en grov bild av bräddvattnets betydelse i jämförelse med andra källor. Osäkerheterna i dessa bedömningar kan minskas radikalt genom hydrauliska modellberäkningar av bräddflöden och utspädning.

9.1.3 Avloppsreningsverk

Volymen spillvatten beräknas utifrån angivet outspätt spillvattenflöde. Finns uppgifter om koncentrationen av indikatorbakterier så anges dessa värden, annars används i rapporten föreslagna värden, kapitel 6.

Avloppsvattnet som kommer till Västra strandens avloppsreningsverk går normalt genom samtliga befintliga behandlingssteg (mekaniskt/biologiskt/kemiskt/våtmark). Vid flöden $> 3\,500\text{ m}^3$ avleds överstigande delvolym avloppsvatten till den speciella bräddvattenreningen. Även flotationsanläggningen (kemikalietillsats) är bara i drift då utgående halter överskrider ett givet börvärde på fosforhalten.

Som indata vid den föreslagna beräkningsmetodikens anges vilka reningssteg som finns i aktuellt avloppsreningsverk. Därefter anges hur stor volym som normalt bräddar vid avloppsverket samt vilken utspädningsgrad det bräddade vattnet har. I Halmstads fall ingår detta vatten i det totala utgående flöde som analyseras. Om det finns uppgifter om reduktion av indikatorbakterier så anges dessa, annars används de värden som föreslagits i kapitel 6.6. När ovanstående uppgifter är framtagna beräknas nettotillförseln av indikatorbakterier från avloppsreningsverket fördelat på huvudflöde (helt behandlat) och bräddflöde (delvis behandlat).

9.1.4 Vattendrag

Vattendragens medelflöde (normalflöde) anges tillsammans med eventuella uppgifter om tillförseln av *E. coli* och IE till recipienten. Saknas uppgifter på koncentrationer används värdena föreslagna i kapitel 7.3.

9.2 Beräkningsmetodik

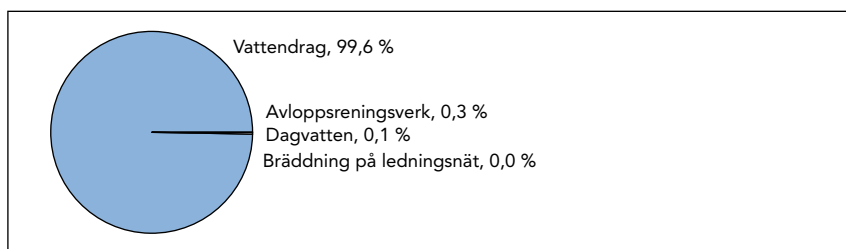
I detta kapitel illustreras hur beräkningsmetodiken kan användas och hur resultaten kan se ut. Beräkningsresultaten är baserade på förhållandena i Halmstad och skall därmed endast som exempel. Resultaten kan bli helt annorlunda om man betraktar andra givna förutsättningar. Den redovisade metodiken är dock generell och kan appliceras på vilken tätort som helst.

9.2.1 Befintliga system

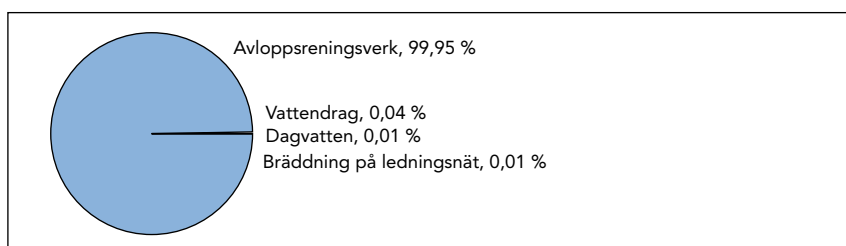
Utfallet består av volym och masstransport av bakterier före och efter att de genomgått någon form av behandling, samt efter att vattnet slutligen nått recipienten, Figur 9-1–Figur 9-3.

Av resultaten ser man tydligt att de dominerande flödesvolymerna i det aktuella exemplet Halmstad kommer från vattendragen. Bruttobelastningen av indikatorbakterier (före all form av rening) utgörs till absolut största delen, cirka 99,95 %, av avloppsvatten som leds in till avloppsreningsverket.

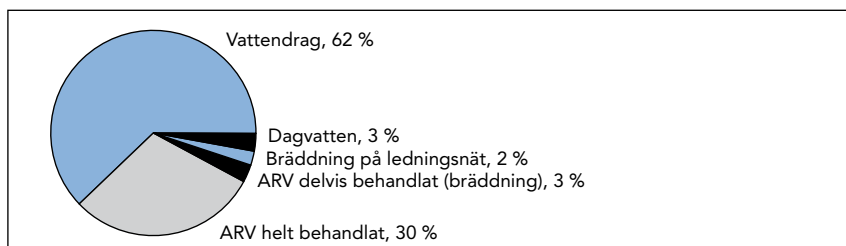
Efter behandling i avloppsreningsverket utjämnas dock skillnaderna i ganska stor utsträckning och de dominerande källorna utgörs av vattendrag, som står för cirka 60 %, och avloppsreningsverket (helt behandlat), som står för cirka 30 % av tillförseln av indikatorbakterier till recipienten.



Figur 9-1 Beräknad volymsandel (%) vatten från olika källor.



Figur 9-2 Beräknad bruttobelastning (före rening) av *E. coli* från Halmstads tätort.



Figur 9-3 Beräknad nettobelastning (efter rening) av *E. coli* från Halmstads tätort.

9.2.2 Resultat av åtgärder

Av metodiken och resultaten som beskrivits ovan, kan alternativa systemlösningar och åtgärder testas. Systemlösningarna kan bestå av olika hypotetiska förändringar som ger användaren en uppfattning inom vilka ramar utsläppen av bakterier kan minskas.

Förslag på olika system som kan testas:

- Helt kombinerat system som påverkar fördelning mellan bräddning på ledningsnät, dagvattenflöde och flöde till avloppsreningsverk
- Helt duplikat system, vilket ger bräddning på ledningsnätet som i det teoretiska fallet är noll, men som samtidigt ger ett ökat dagvattenflöde
- Med eller utan samtliga behandlingssteg i avloppsreningsverket
- Med eller utan dagvattendammar
- Lokalt omhändertagande av dagvatten (till exempel infiltration över gräsytor, bevattning) som påverkar volymen dagvatten till recipienten

- Gaturenhållning som påverkar koncentrationen indikatorbakterier i dagvattnet, (German, 2001).

Det kan även vara intressant att undersöka hur viktig tidsaspekten är för resultaten, till exempel genom att titta på om bilden förändras om man istället betraktar en längre eller kortare period. Bidraget från dagvatten och bräddat avloppsvatten under ett sommar dygn då det inte regnar är i princip noll, och motsvarande lågt i ett vattendrag. Däremot är bidraget från avloppsreningsverket i absoluta tal, i princip oförändrat. Variationer kan undersökas genom att förändra andelen vatten från de ingående källorna.

Exempel på användning av metodiken

För att illustrera metodikens användbarhet redovisas nedan resultat från två olika beräkningar.

Om vi utgår från en tätort med förutsättningar enligt Tabell 9-2, blir belastningen på recipienten från olika källor i tätorten enligt blå (vänstra) staplarna i Figur 9-4:

Tabell 9-2 Givna förutsättningar för vald tätort.

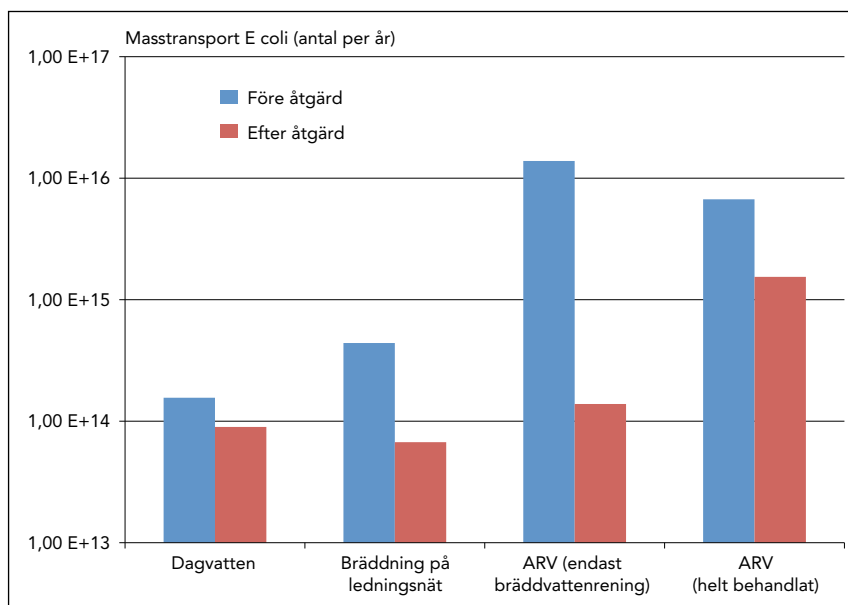
Typ av vatten /rening	Indata	Exempel från Halmstad	Enhet
Dagvatten	Nederbördsvolym	800	mm/år
	Områdets totala yta	800	ha
	Andel hårdgjord yta	40	%
	Boende i området	2,5·10 ⁴	antal
Dagvattenrening	Andel dagvatten som passerar dammar		
	Lågbelastade (ansluten hårdgjord yta/dammyta > 50)	0	%
	Medelbelastade (50 > ansluten yta/dammyta > 150)	0	%
	Högbelastade (ansluten yta/dammyta < 150)	0	%
Bräddning på ledningsnät	Volym	6,0·10 ⁴	m ³
	Utspädningsgrad vid bräddning	30	
Avloppsvatten	Medelflöde spillvatten (utspätt)	0,23	m ³
	Koncentration <i>E. coli</i> spillvatten (utspätt)	2,2·10 ⁷	cfu/100 ml
	Koncentration IE spillvatten (utspätt)	1,1·10 ⁶	cfu/100 ml
	Bräddvolym	2,1·10 ⁵	m ³
	Utspädningsgrad vid bräddning	3,4	
Avloppsrening	Bräddvattenrening	finns ej	
	Konventionella processer	finns	
	Flotation	finns	
	Våtmark	finns ej	
Vattendrag	Medelflöde	70	m ³ /s
	Koncentration <i>E. coli</i>	150	cfu/100 ml
	Koncentration IE	40	cfu/100 ml

Om vi antar att följande systemförändringar och åtgärder genomförs, får man en belastning på recipienten från olika källor i tätorten enligt de röda (högra) staplarna i Figur 9-4:

- Åtgärder genomförs på ledningsnätet som reducerar bräddningen med 80 %.
- Omfattande utbyggnad med dagvattendammar som innebär att hälften av dagvattnet passerar dammar med en yta som innebär att ytbelastningen ligger på < 50 ha/ha i samtliga fall.

- Samtidigt genomförs åtgärder för dagvattenhanteringen så att cirka 25 % av den totala dagvattenmängden omhändertas lokalt.
- Vid avloppsreningsverket inkluderas bräddvattenrening enligt samma modell som i Halmstad.
- Vid avloppsreningsverket anläggs en våtmark med motsvarande ytbelastning som i Halmstad.

Åtgärderna i detta exempel ger en total reduktion av belastningen från tätorten med cirka 90 % för *E. coli* och cirka 60 % för IE.



Figur 9-4 Totala mängden utsläpp av *E. coli* till recipienten från en tätort, före och efter genomförda åtgärder.

10 Patogena mikroorganismer

Studien av indikatorbakterier har kompletterats med en kvalitativ undersökning av förekomsten av patogena mikroorganismer i dagvatten och avloppsvatten. Eftersom de båda protozoerna *Giardia* och *Cryptosporidium* kan spridas mellan djur och människa (zoonos) är det av intresse att få en uppfattning om eventuell förekomst i ytvatten som finns i tätortsmiljöer. I litteraturen finns uppgifter om att husdjur, boskap, men även vilda djur kan vara viktiga smittkällor, (R.C. Andrew Thompson, 2004).

I förarbetena till denna studie diskuterades även att undersöka förekomsten av *Campylobacter*, *Salmonella* och EHEC/VTEC. Dessa parametrar valdes dock bort på grund av att analyserna endast är semikvantitativa (en anrikning görs av provmaterialet och en halt kan inte beräknas utan endast förekomst/inte förekomst) och lätt interfereras av andra mikroorganismer än de valda indikatorbakterierna. Efter att projektet påbörjats beslutades att även inkludera en kvalitativ undersökning av bakterieviruset kolifager. Eftersom det finns ett samband mellan förekomsten av kolifager och avloppspåverkat vatten bedömdes analysen bli ett bra komplement till indikatorbakterierna.

Ett 15-tal analyser har gjorts på dag- och avloppsvatten för att kvalitativt undersöka förekomsten av de patogena protozoerna *Giardia* och *Cryptosporidium*. Endast i Slottsparksdammen har ett strikt positivt svar analyserats fram med konfirmerade (levande) *Giardiacystor*, vilket kan tyda på inblandning av avloppsvatten. Inte i någon av de andra dagvattendammarna, i avloppsreningsverket eller spillvattennätet har konfirmerade cystor återfunnits. Däremot har presumtiva cystor hittats i inkommande vatten till avloppsreningsverket. Skillnaden mellan presumtiva och konfirmerade cystor är att det i de presumtiva cystorna bara finns ett skal (tom cellvägg) och att det saknas kärnmaterial. Som mest uppmättes 1 100 presumtiva cystor i inkommande avloppsvatten. Inte i ett enda fall kunde cystor återfinnas i avloppsreningsverkets efterföljande behandlingssteg. Enligt Smittskyddsinstitutet (Görel Allestam) är avsaknaden av patogener i de flesta fallen och de låga halterna för övrigt, förvånande med tanke på att det i princip alltid brukar återfinnas konfirmerade *Giardiacystor* i åtminstone orenat spillvatten. I tre mindre svenska avloppsreningsverk har det i obehandlat avloppsvatten kunnat påvisas mellan 4 och 1 760 cystor/l av *Giardia* och 3 till 460 cystor/l av *Cryptosporidium* (Carlander A. *et al.*, 2002). I 88 % av proven återfanns *Giardiacystor*. Reduktionen efter avloppsreningsverken varierade inom intervallen 27–99,99 % för *Giardia* och 33–99,9 % för *Cryptosporidium*. På grund av att analystekniken i 2002 års undersökningar inte innehöll ett konfirmationssteg, kan det inte uteslutas att det i den refererade undersökningen är frågan om presumtiva cystor?

En hypotes som framförts av Smittskyddsinstitutet till de låga halterna/avsaknaden av konfirmerade cystor kan vara att spillvattnets sammansättning kan ha påverkat protozoerna så att de öppnats upp och släppt ut sitt kärnmaterial och att endast den tåliga cellväggen (skalet) blivit kvar? Nor-

malt utsöndrar den infekterade både tomma och fullt infektiösa cystor med kärnor och cellmaterial. Metoden har i och för sig sina begränsningar, men att vid upprepade tillfällen få nollresultat är förbryllande? Om man ska göra en riskbedömning är det kanske mest viktigt att reduktionen i ett avloppsreningsverk (presumtiva cystor) tycks vara mycket effektiv.

Kolifager har *E. coli* som värdorganism och har därför en stark koppling till avloppsvatten (Ottoson J. R. 2006). Kunskapen om förekomsten i olika typer av ytvatten är bristfällig och frågan aktualiserades tydligt i samband med 2008 års norovirusutbrottet i Lilla Edet. Kolifager lämpar sig bra som en indikator för olika typer av vattenburna virusmittor och det är viktigt att idag känna till vilka halter som finns i olika typer av vatten och samtidigt vara uppmärksam på förändrade halter i uppmätta prov.

För att få en översiktlig bild av förekomsten av kolifager gjordes sammanlagt cirka 40 analyser i avloppsreningsverk, ledningsnät, dagvatten, vattendrag och öppna havet. Proven har i samtliga fall, undantaget avloppsvattnet, tagits som stickprover. Eftersom analyserna i avloppsreningsverket tagits som flödesproportionella prov och hänsyn tagits till tidsaspekten i de olika behandlingsstegen, har en reduktionsfaktor grovt uppskattas, även om det inte var av primärt intresse.

I Tabell 10-1 illustreras uppmätta koncentrationer (intervallvärden) för olika typer av vatten. Reduktionen har beräknats från ett medelvärde av uppmätt koncentration i inkommande avloppsvatten. I något enstaka undantagsfall har ett mätvärde hamnat utanför angivna intervall.

Tabell 10-1 Uppmätta koncentrationer av kolifager samt beräknad reduktion i de olika reningsstegen.

Typ av vatten	kolifager pfu/100ml	Reduktion %
Avlopp (inkommande)	1 200 000–3 500 000	
Avlopp (efter process)	10 000–36 000	99,0
Avlopp (in flotation)	44 000	
Avlopp (efter flotation)	15 000	99,4
Avlopp (bräddvatten in)	490 000	
Avlopp (bräddvatten ut)	11 000	97,8
Avlopp (efter dammar)	13 000	99,6
Avloppsnät	25 000–330 000	
Dagvatten	10–600	
Vattendrag	10–380	
Laholmsbukten	< 5	

Av Tabell 10-1 framgår att reduktionen blir mycket hög efter att vattnet passerat avloppsreningsverkets dammar, men att det också sker en väsentlig rening i de olika reningsstegen. De låga koncentrationerna i dagvatten och vattendrag har uppmätts vid låga tillflöden och en betydande andel grundvatten. I havet har inga koncentrationer över detektionsgränsen uppmätts. De vattendrag som helt eller delvis avvattnar tätorten har genomgående högre koncentrationer, framför allt i samband med nederbörd. I ett fall uppmättes koncentrationen av kolifager till 7 700 pfu/100 ml (Flygstaden), och här kan man misstänka påverkan från avloppsvatten eller djurhållning. I det senare fallet finns kulverterade ledningar från omkringliggande jordbruks-

marker, med stora besättningar av nötboskap, och där en del ledningarna misstänks kunna vara påkopplade eller stå i förbindelse med dagvattennätet.

Det har inte gjorts speciellt många undersökningar i Sverige över förekomsten av kolifager i tätortsmiljöer. Dock har man i Oxelösund undersökt hur bra en konstruerad våtmark fungerar för att reducera indikatorbakterier och kolifager med mera (Wittgren *et al.*, 1996). I ett exempel har ett inkommande vattnet till en våtmark först behandlats i ett avloppsreningsverk med mekanisk och kemisk rening. Vattnets uppehållstid i våtmarken var cirka 8 dagar. I inloppet till våtmarken varierade halterna av kolifager mellan 1 400 och 80 000 pfu/100 ml. Reduktionen uppgick till mellan 57–99 %.

Smittskyddsinstitutet har på uppdrag av Svenskt Vatten nyligen publicerat en rapport om förekomsten av *Giardia* och *Cryptosporidium* i Svenska ytvattentäkter (Anette Hansson, 2011). Enligt en muntlig uppgift från Anette Hansen påträffas i princip alltid parasiterna åtminstone i obehandlat avloppsvatten.

11 Diskussion och slutsatser

Människor och djur påverkar våra naturliga vattenförekomster till exempel vattendrag, sjöar och kustvatten med fekala föroreningar. Föroreningarna kan innebära en ökad risk för sjukdomar. Som ett mått på mängden fekala föroreningar brukar koncentrationen av indikatorbakterierna *E. coli* och *Intestinala Enterokocker* (IE) användas. I exempelvis EUs badvattendirektiv, 2006/7/EG, används indikatorbakterier som måttstock för att säkerställa hög badvattenkvalitet.

Turistnäringarna längs våra kuster omsätter varje år stora summor pengar och är väldigt betydelsefulla för våra kommuner, inte minst för näringslivet. Badstränder som är upplåtna för offentliga bad kontrolleras under sommarperioden regelbundet på förekomsten av indikatorbakterier. Stränder som uppfyller kriterierna för "blå flagg" ger en form av kvalitetsstämpel som bland annat garanterar en hög bakteriologisk status. Många stränder ligger i nära anslutning till våra tätorter och kan därför i större utsträckning vara påverkade av utsläpp av bakterier från urbana källor.

I denna studie har huvudsyftet varit att följa bakteriernas väg från källorna i tätorter ut i recipienten och kvantifiera mängderna som transporteras med dagvatten, avloppsvatten och vattendrag samt mäta och analysera förekomsten av bakterier i recipienten (badplats). Baserat på provtagningar och modellberäkningar har ett antal mönster och samband kunnat tas fram vad gäller koncentrationen av indikatorbakterier och hur de varierar mellan olika transportvägar på grund av lokala förhållanden. Utgående från dessa resultat har en beräkningsmetod utvecklats där bland annat effekterna av olika utsläpp till en recipient kan bedömas. För att förbättra beräkningsmetodens tillämpbarhet och trovärdighet finns behov av att öka kunskaperna ytterligare om bakteriernas spridningsvägar, avdödningsmekanismer och källflöden. Detta diskuteras vidare i kapitel 12.

Genomförd studie utgör ett första steg till att skapa förståelse och kunskap över förekomsten av indikatorbakterier i en urban miljö och hur bakterier kan spridas till exempelvis närbelägna badvatten (recipient). En viktig slutsats är att bakteriekoncentrationerna i olika typer av vatten har en stor variation i tiden och att det därför är av stor vikt att ha tillräckligt med mätdata för att kunna göra korrekta bedömningar.

Nedan redovisas och diskuteras resultaten utgående från projektets olika frågeställningar.

Hur mycket bakterier förekommer i dagvatten?

Baserat på framtagna samband kan man med enkla nyckeltal för boendetätet, hårdgjord yta och total yta, bedöma medelkoncentrationer av indikatorbakterier i dagvatten. Genomförda provtagningar visar att medelkoncentrationen för *E. coli* och IE normalt ligger på cirka 10 000 cfu/100 ml. De undersökta områdena har mycket olika karakteristik och medelkoncentrationer för respektive område har uppmätts till mellan 6 000 och 26 000 *E. coli* och mellan 3 000 och 25 000 IE.

De framtagna sambanden baseras på en konceptuell tolkning (modell) av den sannolika förekomsten av källor till bakterier, samt de fysiska möjligheterna till avsköljning till dagvattenledningar, inom ett visst område. Sambanden inkluderar en beskrivning av det aktuella områdets karaktär med indata om boendetäthet, områdets storlek och andel hårdgjord yta. Sambanden har sedan verifierats mot provtagningar under ett flertal olika avrinningsförlopp och i områden med mycket olika karaktärer.

Mot denna bakgrund stärks tillförlitligheten i sambanden och dess giltighet för olika typer av avrinningsområden. Empiriska försök visar att sambanden är applicerbara både på mindre delområden, men också på hela tätorter.

Ovanstående gäller bedömning av medelkoncentrationer från ett område med ett flertal avrinningar under några månader. Vid jämförelse mellan enskilda regn och avrinningsförlopp kan koncentrationen variera mycket kraftigt, även inom ett och samma område. Inledningsvis ställdes ett antal hypoteser upp kring vad som borde påverka denna variation. En hypotes var att det vid kraftiga regn sker en kraftig avsköljning vilket borde ge en högre koncentration av bakterier. En annan hypotes var att en längre torrtid borde ge en större ackumulation av bakterier, vilka sedan spolas ut vid regn. Det har dock inte varit möjligt att styrka dessa hypoteser med tillgängliga provtagningsresultat. Sannolikt krävs ett större provtagningsmaterial för att kunna finna de eventuella samband som påverkar variansen i koncentrationer mellan olika avrinningsförlopp.

Vilken bakteriereduktion kan förväntas i en dagvattendamm?

Beroende på dammens ytbelastning, det vill säga hur stor hårdgjord yta som belastar dammen i förhållande till dammens yta, bedöms reduktionen av indikatorbakterier uppgå till mellan 45–90 %.

Inledningsvis fanns en hypotes att faktorer som till exempel växtlighet, bottenpografi, dammutformning, fåglar, sedimentförhållanden, temperatur och solljusförhållanden kunde vara basala faktorer för bakteriereduktionen. Men studien har entydigt visat att ytbelastningen är den parameter som har störst inverkan på bakteriereduktionen. Om man mer generellt vill bedöma en damms reduktionsförmåga, som medel över en längre period, är det dessutom inte praktiskt att ta hänsyn till flertalet av ovan nämnda parametrar eftersom de har en stor tidsvariation. Ytbelastningen är en enklare form av nyckeltal som dessutom inte är tidsberoende. Den återspeglar omsättningstiden och dammens exponering för solinstrålning. Båda dessa faktorer är betydelsefulla för avsköljningen av bakterier.

I dammarna bildas sediment i olika grad. I sediment kan bakterier anrikas och överleva en ganska lång tid. Genomförda provtagningar i denna studie visar dock att sedimenten under normala förhållanden har underordnad betydelse för koncentrationen av bakterier i utgående vatten från dammarna. Detta beror på att mängden bakterier per tidsenhet är så mycket större i vattenfasen. Vid extrema händelser med högt flöde, eller stark vindpåverkan, och kraftig resuspension av sediment, finns dock risk för att sedimentets bidrag av bakterier till vattenfasen kan bli betydande.

Fekalier från simmande fåglar antas kunna ha en inverkan på bakteriekoncentrationen i en damm, men hur mycket är svårt att bedöma. Hypotetiskt kan man anta att en större fågel som till exempel en gås eller svan släp-

per ifrån sig 250 gram fekalier per dag. Om man antar att 10 gäss befinner sig i en damm på 100 x 100 m, med ett vattendjup på 1 m ($10\,000\text{ m}^3$), skulle detta kunna generera 2 500 g fekalier till dammen. Enligt Smittskyddsinstitutet (muntligt Görel Allestam) kan fekalier innehålla 10^6 till 10^{10} *E. coli*/g. Om man antar 10^8 *E. coli*/g och att vattnet och bakterierna i dammen är totalomblandade, erhålls en koncentration på 2 500 cfu/100 ml i dammen. Man skulle också kunna uttrycka detta som att 1 g fekalier ger 1 cfu/100 ml med en dammvoly m på $10\,000\text{ m}^3$. Om man tillåter bara 1 g att spädas i en m^3 blir koncentrationen 10 000 cfu/100 ml. Sammantaget visar detta att fåglar kan ha stor påverkan på bakteriekoncentrationen i dammar och därmed även recipienten, speciellt om omsättningen av vatten är liten.

Hur mycket bakterier förekommer i spillvatten?

Koncentrationen i spillvattnet, det vill säga avloppsvatten utan tillskottsvatten, bedöms enligt mätningarna vara cirka $20 \cdot 10^6$ cfu/100 ml (*E. coli*) och $1 \cdot 10^6$ cfu/100 ml (IE). Värdena kan dock variera med ungefär en tiopotens ($\pm$ faktor 5).

En förväntad skillnad i bakteriekoncentrationer under dygnet på grund av spillvattnets dygnsvariationer har inte kunnat verifieras. Däremot har provtagningar visat att koncentrationen av bakterier i avloppsvattnet minskar som följd av utspädning vid förhöjda flöden (ökad andel tillskottsvatten).

Det har inte gått att se några tydliga skillnader i olika delar av avloppssystemet, där nedströmsdelarna rimligen borde uppvisa mer utjämnade och homogena koncentrationer över tiden, med motsatta förhållanden högre upp i systemet. Sannolikt krävs mer omfattande provtagningar för att finna eventuella skillnader och mönster avseende detta.

På grund av större osäkerheter vid analyser av prover med höga koncentrationer, till exempel spillvatten, bör utvärderingen av provtagningar på spillvatten genomföras med stor försiktighet, speciellt om skillnaderna i uppmätta koncentrationer är små.

Hur mycket bakterier förekommer i bräddvatten på ledningsnätet?

Koncentrationen av *E. coli* och IE i bräddat avloppsvatten är enligt genomförda mätningar i storleksordningen $1 \cdot 10^6$ cfu/100 ml, respektive $4 \cdot 10^4$ cfu/100 ml, men variationerna är stora. Detta beror delvis på att mängden spillvatten som ingår i det bräddade avloppsvattnet (utspädningsgraden) varierar.

Ett sätt att bedöma utspädningsgraden är att dynamiskt modellera andelen spillvatten i bräddvattnet så att utspädningsgradens tidsvariation beräknas för varje bräddavlopp. Enligt utförda beräkningar för Halmstads avloppsledningsnät kan utspädningsgraden av spillvatten variera mellan en faktor 10 och 200 för olika typer av bräddavlopp. Men även vid ett och samma bräddavlopp kan variationen vara stor vid olika bräddtillfällen. Eftersom bräddning innebär utsläpp av orenat avloppsvatten, kan detta få stor betydelse för vattenkvaliteten i en recipient.

I Sverige har kraftfulla åtgärder mot bräddning genomförts under de senaste decennierna, vilket gjort att bräddningens betydelse för recipientens bakteriella status överlag bedöms ha minskat i betydelse. Lokalt kan bräddning dock fortfarande ha mycket stor påverkan. Speciellt allvarligt kan det bli då nödavlopp

vid spillvattenpumpstationer träder i kraft (oftast vid låg utspädningsgrad), till exempel vid långvarig påverkan av tillskottsvatten och med långvarig bräddning som följd. I dessa fall är det mycket angeläget att genomföra åtgärder som minskar bräddvolymen och antalet bräddningstillfällen.

Vilken bakteriereduktion sker i ett avloppsreningsverk?

För de konventionella processerna i avloppsreningsverket (mekaniskt-biologiskt-kemiskt) var den bakteriella reduktionen, uppmätt som ett genomsnittsvärde, cirka 99 % både för *E. coli* och IE.

I flotationssteget, vars huvudsakliga funktion är att med tillsatsdosering med kemikalier säkerställa att fosforreduktionen kan hållas inom villkorade gränser, uppmättes en medelreduktion av *E. coli* på cirka 79 %, respektive cirka 42 % för IE.

Bräddvattenreningen som endast går i drift för att avlasta de konventionella processerna vid höga flöden, uppmättes vid manuell drift en reduktion av *E. coli* på cirka 99 % och IE cirka 98 %.

I de två sammankopplade våtmarkerna, som utgör det sista reningssteget innan det renade avloppsvattnet släpps ut i recipienten, uppgick reduktionen till i genomsnitt 77 % för *E. coli*, och cirka 31 % för IE.

Det är viktigt att notera att koncentrationerna av bakterier är väldigt höga i det orenade avloppsvattnet (cirka 10^6 till 10^7 cfu/100 ml) och att det därför krävs en mycket stor reduktion för att nå koncentrationer som motsvarar andra källtillskott som kommer från en tätort, till exempel dagvatten (cirka $5 \cdot 10^3$ cfu/100 ml).

Avskiljningen i de olika reningsstegen enligt ovan, har endast bedömts utifrån de provtagningar som genomförts vid Västra strandens avloppsreningsverk i Halmstad. Det är därför osäkert hur stora variationer man kan förvänta sig vid andra avloppsreningsverk. Vid studien har det inte närmare studerats eller analyserats vilka processer som medverkar till den bakteriella avskiljningen i avloppsreningsverkets olika behandlingssteg, däremot har effekten i de olika stegen fastställts. Avskiljningen i avloppsreningsverket har gjorts utifrån att ett vattenpaket följts från att det kommer in i verket, tills vattnet lämnat verket efter våtmarken. Mätningarna har gjorts efter att den teoretiska uppehållstiden beräknats i de olika behandlingsstegen. Säkerligen kan det finnas felkällor i denna metodik, men det kan ändå ge en uppfattning om reningsgraden. I något enstaka fall är inkommande och utgående koncentrationer (IE) i våtmarken i samma storleksordning. Under normala driftförhållanden är dessa resultat ganska osannolika. Sammantaget visar dock mätningarna att avloppsreningsverket avskiljer 99,0–99,7 % av indikatorbakterierna, det vill säga en reduktion av koncentrationen på mellan 2 och 3 tiopotenser.

Hur fördelas de totala utsläppen av bakterier mellan olika källor?

Resultaten från studien har samlats i en beräkningsmetod där man med ganska enkla parametrar och nyckeltal för ett område kan uppskatta fördelningen av bakterier från olika källor och även analysera effekterna av tänkbara eller genomförda förändringar. Metodiken kan alltså användas för att analysera var det är mest effektivt att utföra åtgärder i syfte att minska bakterietillförseln till en recipient.

De parametrar och nyckeltal som krävs för att kunna använda beräkningsmetoden är följande:

- Dagvatten
 - Nederbördsvolym
 - Total yta
 - Andel hårdgjord yta
 - Antal boende
 - Andel dagvatten anslutet till dagvattendamm (låg-, medel- eller högbelastade)
 - Dammens ytbelastning
- Bräddvatten
 - Bräddvolym från ledningsnätet
 - Medelutspädningsgrad vid bräddning
- Avloppsreningsverk
 - Medelflöde för outspätt spillvatten
 - Bräddvolym vid avloppsverket
 - Utspädningsgrad vid bräddning
 - Avskiljningsgrad i olika reningssteg (baserat på mätresultat)

Av de nyckeltal som beskrivs ovan är det i många fall indata som rör bräddningen på ledningsnätet som är mest komplicerat att ta fram. Det säkraste sättet är att dynamiskt modellera andelen spillvatten i bräddvattnet, så att utspädningsgradens tidsvariation beräknas för varje bräddavlopp. Om man inte har en ledningsnätsmodell tillgänglig är man hänvisad till att göra en bedömning baserat på erfarenhet. Det kan i detta fall vara lämpligt att testa olika värden för att se vilken betydelse bräddavloppen får i proportion till övriga källor.

För att bedöma utsläppen från en tätort i ett helhetsperspektiv har det i studien även ingått att göra en förenklad uppskattning av belastningen från vattendrag baserat på ett angivet medelflöde. Det bör dock noteras att bidragen från ett specifikt vattendrag kan vara starkt beroende av markanvändningen inom avrinningsområdet och vattendragets morfologi. Fokus vid provtagningarna i denna studie har legat på källor från tätorter. Dock har ett mindre antal provtagningar även tagits i några utvalda vattendrag för att ge en översiktlig bild av bidraget av bakterier. Resultaten visar att halterna av bakterier i de vattendrag som huvudsakligen rinner genom jordbruks- och skogsmark har medelhalter av *E. coli* på 600 cfu/100 ml och IE på cirka 150 cfu/100 ml. De vattendrag som helt eller delvis rinner igenom urbana områden har en mer tydlig påverkan av indikatorbakterier. I exempelvis Knebildstorpsbäcken i Halmstad har det i samband med regn uppmätts halter av *E. coli* på > 10 000 cfu/100 ml, Tabell 7-1.

I kapitel 9 visas resultaten från beräkningsmetoden applicerad på Halmstads tätort. Från beräkningen kan man se att 99 % av flödet som belastar kustvattnet, tillförs via vattendragen och att den dominerande mängden bakterier också kommer från vattendragen. Därefter kommer utsläppen av behandlat avloppsvatten. Det är viktigt att notera att det är antalet bakterier och inte koncentrationen som beräknas. Eftersom vattendragen står för en så stor andel av volymen som tillförs recipienten, krävs inte speciellt höga koncentrationer för att det skall bli ett stort antal bakterier.

Vad gäller badvattenkvalitet så är det dock de maximala koncentrationerna som är avgörande för bedömningen. I ett teoretiskt resonemang kan man anta att desto lägre bakgrundskoncentrationer i ett vattendrag nära en badstrand, desto större blir utrymmet att klara ett begränsningsvärde. Detta betyder till exempel att om bakgrundskoncentrationen är 100 *E. coli*/100 ml och gränsen för otjänligt är 1000 *E. coli*/100 ml, så kan "övriga källor" bara bidra med 900 *E. coli*/100 ml. Om bakgrundskoncentrationen är försumbar, kan övriga källor bidra med motsvarande 1000 *coli*/100 ml.

När man studerar tillförseln av bakterier till en recipient under en längre period är kontinuerliga källor med höga flöden de som normalt dominerar i enlighet med ovanstående resonemang. Om man istället begränsar den studerade tidsperioden till en period då det regnar kommer bilden sannolikt att bli annorlunda. Vid intensiva och volymrika regn kan det ske bräddning från ledningsnät och avloppsreningsverk samtidigt som det sker avrinning från hårdgjorda ytor. De angivna källorna innehåller vanligtvis höga koncentrationer bakterier, vilket gör att dessa kan komma att dominera tillförseln av bakterier istället.

Vilka typer av källor som är viktigast att åtgärda för att förbättra vattenkvaliteten i en recipient beror alltså på om problemet består av kortvariga höga koncentrationer eller mer kontinuerlig bakgrundskoncentration.

Hur kan man minska belastningen av bakterier från en tätort?

I de fall då dagvatten är den dominerande källan är det mest effektivt att inrikta åtgärderna på att anlägga dagvattendammar eller motsvarande system och/eller minska tillförseln av bakterier till dagvattnet. Man kan mistänka att fekalier från husdjur är en viktig bidragande orsak. Ett sätt att minska belastningen kan därför vara att påverka de boende att samla upp sina husdjurs fekalier. Även en bra gaturenhållning spelar sannolikt en viktig roll (detta har dock inte undersökts inom ramen för denna studie). För att förbättra avskiljningen i dagvattendammar är det viktigt att dammarna hålls öppna för solens strålar (inga flytblads/ytvattenväxter och buskar/träd), eftersom UV-ljuset effektivt dödar bakterier.

I de fall som avloppsvatten bedöms stå för den största andelen bakterier, kan en efterföljande behandling efter avloppsreningsverket, antingen med att anlägga våtmarker, installera artificiell UV-bestrålning eller ozonering, vara effektiva metoder för att minska på utsläppen. Ett annat sätt är att minska bräddflödena på avloppsledningsnätet.

Vad påverkar den bakteriologiska statusen i recipienten?

Koncentrationen av bakterier i en viss punkt i recipienten styrs av transport/spridning och avdödning av bakterier från källan till vald mät punkt. Bakterietransporten sker med hjälp av diffusion/dispersion (turbulensförhållanden) och advektion (transport i vattnets rörelseriktning). Under transporten blandas det kontaminerade vattnet från utsläppspunkten med ett renare vatten (utspädning), vilket också medför att koncentrationen av bakterier minskar. Avdödningsprocesserna som pågår under transporten styrs av flera variabler som till exempel solinstrålning, temperatur och salinitet.

Baserat på modellsimuleringar som tidigare genomförts utanför Halmstad i samband med framtagandet av badvattenprognoser för Hallandskusten, har betydelsen av utspädning, spridning och nedbrytning av indikator-

bakterier undersökts. Följande typfall exemplifierar de olika processernas betydelse för recipientens bakteriella status. Spridningen av bakterier från avloppsreningsverkets utlopp har undersökts med antagande om ett visst medelflöde i Nissan vid avloppsreningsverkets utsläppspunkt, Figur 11-1. Följande har framkommit:

- Vid avloppsreningsverkets utlopp blev resultatet en initial 100-faldig utspädning. Med en utgående medelkoncentration från avloppsreningsverket på 50 000 cfu/100 ml får man en ökning av koncentrationen av bakterier i Nissan till cirka 500 cfu/100 ml.
- Två punkter har bedömts, "Halmstad norr" och "Halmstad syd", Figur 11-1, belägna nära Nissans utlopp, med ett avstånd till de båda punkterna på cirka 1 400 m från avloppsreningsverkets utloppsledning. Under transporten till de båda punkterna minskar koncentrationen tack vare utspädning med 60 % till "Halmstad norr" och med 20 % till "Halmstad syd". Strömförhållandena i det aktuella exemplet är således av den karaktären att det ger en högre utspädning under transporten till "Halmstad norr". Detta ger, utan hänsyn tagen till avdödning, en koncentration av bakterier från avloppsreningsverket på 200 cfu/100 ml vid "Halmstad norr" och 400 cfu/100 ml vid "Halmstad syd".
- Om man även tar hänsyn till avdödningseffekten som sker under transporten till de båda punkterna, får man en minskning av koncentrationerna med ytterligare 85 % i "Halmstad norr" och 40 % i "Halmstad syd". Då strömförhållandena i det aktuella exemplet är av den karaktären att transporttiden är förhållandevis längre till "Halmstad norr" än till "Halmstad syd", trots att det fysiska avståndet är detsamma, ger detta en större avdödning under transporten till den norra punkten. Detta ger i sin tur en mycket lägre slutkoncentration i denna punkt, 30 cfu/100 ml, jämfört med 240 cfu/100 ml i "Halmstad syd".



Figur 11-1 Avloppsreningsverkets utsläppspunkt är markerad med en röd pil och kontrollpunkterna där resultat från olika simuleringar hämtats är markerade med gula stjärnor (N = nord, S = syd).

Ovanstående exempel illustrerar tydligt att det fysiska avståndet mellan utsläppspunkt och betraktad punkt inte kan användas som underlag för att bedöma den bakteriella påverkan i en given punkt. Påverkan är istället starkt kopplad till gällande strömmönster, som i sin tur påverkar transporttiden, och som i sin tur styr potentialen för processer som utspädning, dispersion/diffusion och avdödning.

Vilka osäkerhetsfaktorer har uppmärksamats?

Transport och nedbrytning av bakterier är inte någon exakt och rätlinjig vetenskap. Vi bedömer visserligen att de viktigaste påverkansfaktorerna har identifierats, men samtidigt har det under arbetets gång visat sig att variationerna i koncentrationer ibland framstår som tillsynes helt slumpmässiga, vilket försvårat arbetet med att analysera mätningarna. De mest uppenbara orsakerna till detta diskuteras nedan.

- Det råder ingen fullständig omblandning av det vatten som transporteras från källflödena. Detta innebär att variationen av koncentrationen över ett tvärsnitt av den vattenförande arean sannolikt kan vara stor, vilket i sin tur innebär att provtagningsresultaten inte nödvändigtvis alltid är representativa för hela vattenvolymen.
- Det råder antagligen ett mycket komplext samband mellan dynamiken i källtillskott (till exempel fekalier från ett djur) och transport (till exempel avsköljning vid regn och vidare transport i ledningsnätet), vilket delvis kan förklara svårigheten att finna mönster i koncentrationernas tidsvariationer. Till exempel förväntades högre koncentrationer i början av ett regn på grund av initialavsköljningen eller vid ett visst förhållande mellan torrperiod och nederbördsvolym/intensitet, men dessa samband har inte kunnat styrkas av tillgängliga mätningar.
- Laboratorieanalyser ger vid höga koncentrationer en dålig upplösning på grund av vedertagen mätmetodik där proven späds för att kunna beräkna antalet cfu/100 ml. Vid höga koncentrationer, som till exempel i spillvatten, bedöms osäkerheten uppgå till en faktor 10.
- Det finns osäkerheter i hur man ska bedöma och jämföra prov som tagits som stickprov och flödes/tidsproportionella prov. Dock har samtliga prover som bedömts som mest viktiga (dagvatten och avloppsvatten), tagits som flödesproportionella samlingsprov, förutom bräddvattenproverna från ledningsnätet (stickprov). Av praktiska skäl har samtliga prov i vattendrag och recipienten tagits som stickprov.

Det finns ett behov av ytterligare studier för att förtydliga och klargöra bland annat ovanstående problem och kunskapsluckor.

Denna studie har fokuserat på källtillskotten från tätorter. För att få en tydlig helhetsbild av den bakteriella statusen i en recipient krävs god kunskap om vattendragens bakgrundskoncentrationer och tillskott från andra typer av källor utanför tätorten. Exempelvis behövs bättre uppgifter om djurhållning, gödselanläggningar, enskilda avlopp, industriella utsläpp m.fl. Frågan om behov av fortsatta studier diskuteras vidare i kapitel 12.

En annan osäkerhet rör resultatens giltighet för ett helt år. Eftersom alla mätningar som ligger till grund för studien genomförts under den varmare delen av året, är resultaten och beräkningsmetoden främst giltig för denna

period. Genomförda modellberäkningar visar att man vid vattentemperatur på cirka 5° C får cirka 10–20 % lägre reduktion av bakterier i en dagvattendamm, jämfört med reduktionen vid 25° C. Solintensiteten har på årsbasis ungefär samma betydelse för nedbrytningen. En minskad solintensitet med 90 %, minskar reduktionen av bakterier med 10–20 %. Man kan därför räkna med att avskiljningen i öppna dammar blir cirka 20 % mindre under den kalla delen av året på grund av sämre ljusförhållanden. Avskiljningen i avloppsreningsverkets olika reningssteg påverkas knappast i någon större omfattning av dessa variationer mellan olika årstider. Möjligen är avskiljningen sämre i våtmarken under vinterhalvåret på grund av lägre temperaturer och solinstrålning. Även i recipienten kan man räkna med att motsvarande reduktion blir mindre under den kallare årstiden, men detta är förstås av mindre intresse ur ett badvattenperspektiv.

Hur ser förekomsten av patogena mikroorganismer ut i dagvatten och avloppsvatten?

Förutom att kvalitativt och kvantitativt undersöka förekomsten av indikatorbakterier i vatten som avrinner från en tätort, har det också gjorts en kvalitativ undersökning av några utvalda patogena mikroorganismer (*Giardia*, *Cryptosporidium* och kolifager) i vattendrag, dagvatten och i avloppsvatten från avloppsreningsverket Västra stranden.

Av 15 analyserade prov på *Giardia* och *Cryptosporidium* kunde det endast återfinnas konfirmerade cystor i en dagvattenvattendamm (Slottsparksdammen). Inga levande cystor påträffades i avloppsvattnet, vilket är något förvånande med tanke på att det i andra undersökningar i princip alltid återfunnits levande material i avloppsvatten (Carlander A. *et al.*, 2002). Däremot påträffades presumtiva cystor i varierande grad, i flera fall mer än 1 000 cystor per liter inkommande vatten.

Förekomsten av kolifager har undersökts i ett 40-tal prover. Det finns än så länge mycket få uppgifter över hur vanligt det är med kolifager i dessa typer av vatten. Man kan se att avskiljningen i avloppsreningsverket är betydande och i de flesta fallen är större än 99 %.

12 Förslag på fortsatt arbete

I studien av indikatorbakterier och humanpatogena mikroorganismer i Halmstads tätort och omkringliggande ytvattenförekomster, har det framkommit att det finns behov av att göra ytterligare arbeten för att få en bättre helhetsbild av den mikrobiella statusen i undersökta vattenförekomster. I analysmaterialet förekommer på sina ställen stora variationer i bakteriekoncentrationer, vilket gör materialet till viss del svårtolkat.

Det finns behov av fördjupning och ökad kunskap avseende framförallt följande punkter:

- Bättre kunskaper om tidsvariationerna av bakterier i dagvatten (mellan olika regn/avrinning) samt vid ett avrinningstillfälle (first-flush).
- Dagens badvattenprovtagning (stickprover) är otillräcklig för att ställa krav på åtgärder av utsläppskällor. Utvärdera en annan provtagningsmetodik som kan illustrera förekommande tidsvariationer av bakteriekoncentrationer.
- Generellt fler analyser av indikatorbakterier för bättre förståelse om dynamiken i förekomst och för indata i modelleringsarbetet.
- Ökad kunskap om ytavrinningens betydelse från jordbruksmark och påverkan av gödselhantering, djurhållning med mera
- Fenotypning för att bestämma bakteriers ursprung.
- Tolkning och utvärdering av höga bakteriekoncentrationer, p.g.a. osäkerhet med nuvarande analysmetodik, till exempel spädningsförfarandet.
- Klargörande över eventuellt samband mellan *E. Coli* och *Intestinala Enterokocker* i dagvatten och källorna till de olika indikatorbakterierna, till exempel koppling fåglar och IE.
- Utredda risken för smittspridning av humanpatogena mikroorganismer från djur till urbana vattensystem och recipientvatten (badvatten).
- Undersöka och förklara uppmätta (låga) halter av *Giardia* och *Cryptosporidium* i dagvatten och avloppsvatten genom ökad provtagning.
- Utredda om det kan ske bakteriell tillväxt i badvatten med alger och humusämnen med mera kan vara tillväxtsubstrat.
- Studera förekomsten av indikatorbakterier i ett mindre pilotområde mer i detalj och analysera olika påverkansfaktorer.

13 Referenser

- MIKE BY DHI, WQ TEMPLATE, *Scientific Description*, Release 2009; 2009.
- DHI, *Badvattenprognosmodell för Hallandskusten-modelldokumentation och utvärdering av sommaren 2009*, 2009-11-22, Göteborg, 2009.
- Erichsen A. *et al.*, *Etablering af badevandsprofiler og varslingsystemer i henhold til EU's nye badevandsdirektiv*, Miljøprojekt Nr. 1101, DHI – Institut for Vand og Miljø, Hørsholm, Danmark, 2006.
- German, J., *Stormwater sediments, removal and characteristics*, Licentiate thesis, Dept. of Water Environment Transport, Chalmers University of Technology, Göteborg, 2001.
- Pettersson, T., *Stormwater ponds for pollution reduction*. PhD thesis no. 14, Dept. of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg, 1999.
- Åström J. *et al.*, *Avloppsutsläpp och mikrobiologisk påverkan i råvattentäkten Göta älv*, Rapport nr 2007-11, Svenskt Vatten Utveckling, 2007.
- Younis M., *Sources of human pathogens in urban waters*, Master thesis in Applied Ecology, Halmstads Högskola , 2008.
- Lavieille D., *Järnbrott Stormwater Pond, Evolution of the Pollutant Removal Efficiency and Release from Sediments*, Master's Thesis 2005:46, Department of Civil and Environmental Engineering, Water Environment Technology, Chalmers University of Technology, Göteborg, 2005.
- Carlander A. *et al.*, *Hygieniska aspekter vid avloppsbehandling av s alixodlingar-undersökning vid tre fullskalanläggningar*, VA-FORSK rapport, april 2002.
- Vikström M. *et al.*, *Dagvattendammars avskiljningsförmåga – påverkande faktorer och metodik för bedömning*, VA-Forsk rapport, november 2004.
- R.C. Andrew Thompson. (2004), *The zoonotic significance and molecular epidemiology of Giardia and giardiasis*.
- Ottosson. J. R. (2006). *Spårning av fekal förorening med hjälp av mikroorganismer*. Vatten 62:91–98. Lund 2006.
- Smittskyddsinstitutet, *Vägledning för badvatten*. www.smittskyddsinstitutet.se/badplatsen.
- Hansson. A. (2011). *Giardia och Cryptosporidium i Svenska ytvattentäkter*. SVU rapport 2011-02.

Bilaga 1

Rådata av bakteriologiska analyser

Dagvatten (inlopp dagvattendamm):

Plats	Provtidpunkt	Provtagnings- metodik	Vattentemp [°C]	<i>E.coli</i> [cfu/100]	IE [cfu/100]	Regnvolym [mm]	Kommentar
Flygstaden in	2008-06-13	Stickprov	14	8 000	26 000	2,8	
Flygstaden in	2008-06-16	Flödesproportionell	15	3 600	1 100	5,2	
Flygstaden in	2008-06-29	Flödesproportionell	16	15 000	3 400	10	
Flygstaden in	2008-06-30	Flödesproportionell	15	7 700	5 500	6,4	
Flygstaden in	2008-07-07	Flödesproportionell	17	500	1 200	7	EC < 1000
Gullbrandstorp in	2008-06-12	Flödesproportionell	13	20 000	5 500	12	
Gullbrandstorp in	2008-06-13	Stickprov	14		1 500	2,8	EC felvärde
Gullbrandstorp in	2008-06-29	Flödesproportionell	15	220	910	8,6	
Gullbrandstorp in	2008-06-30	Flödesproportionell	15	1 000	4 600	6,4	
Gullbrandstorp in	2008-07-07	Flödesproportionell	17	1 500	2 200	8,8	
Fyllebro in	2008-09-06	Flödesproportionell	16	2 300	1 100	8,8	
Fyllebro in	2008-09-09	Flödesproportionell	16	7 200	580	21,8	
Fyllebro in	2008-09-23	Flödesproportionell	14	330	2 500	3,4	
Fyllebro in	2008-10-01	Flödesproportionell	12	18 000	31 000	5,8	
Slottsparksdammen in	2008-09-09	Flödesproportionell	17	64 000	68 000	17,6	
Slottsparksdammen in	2008-09-11	Flödesproportionell	17	28 000	11 000	6,4	
Slottsparksdammen in	2008-09-23	Flödesproportionell	15	320	3 500	3,4	
Slottsparksdammen in	2008-10-01	Flödesproportionell	12	11 000	18 000	4,2	

Dagvatten (utlopp dagvattendamm):

Plats	Provtidpunkt	Provtagnings- metodik	<i>E.coli</i> [cfu/100]	IE [cfu/100]	Kommentar
Flygstaden ut	2008-06-12	Flödesproportionell	450	670	
Flygstaden ut	2008-06-13	Stickprov	120	460	
Flygstaden ut	2008-06-16	Flödesproportionell	300	380	
Flygstaden ut	2008-06-17	Flödesproportionell	100	250	
Flygstaden ut	2008-06-18	Flödesproportionell	82	20	
Flygstaden ut	2008-06-29	Flödesproportionell	580	450	
Flygstaden ut	2008-06-30	Flödesproportionell	1 200	900	
Flygstaden ut	2008-07-01	Flödesproportionell	110	36	
Flygstaden ut	2008-07-02	Flödesproportionell	5	5	EC och IE < 10
Flygstaden ut	2008-07-03	Flödesproportionell	10	5	IE < 10
Flygstaden ut	2008-07-07	Flödesproportionell	640	510	
Flygstaden ut	2008-07-08	Flödesproportionell	1 100	450	
Flygstaden ut	2008-07-09	Flödesproportionell	2 100	1 200	
Flygstaden ut	2008-07-10	Flödesproportionell	420	45	
Gullbrandstorp ut	2008-06-12	Flödesproportionell	440	410	
Gullbrandstorp ut	2008-06-13	Stickprov	1 100	820	
Gullbrandstorp ut	2008-06-16	Flödesproportionell	45	55	
Gullbrandstorp ut	2008-06-17	Flödesproportionell	53	12	
Gullbrandstorp ut	2008-06-18	Flödesproportionell	30	<10	
Gullbrandstorp ut	2008-06-29	Flödesproportionell	110	45	
Gullbrandstorp ut	2008-06-30	Flödesproportionell	180	100	

Plats	Provtidpunkt	Provtagnings- metodik	<i>E.coli</i> [cfu/100]	IE [cfu/100]	Kommentar
Gullbrandstorp ut	2008-07-01	Flödesproportionell	280	230	
Gullbrandstorp ut	2008-07-02	Flödesproportionell	120	30	
Gullbrandstorp ut	2008-07-03	Flödesproportionell	50	20	
Gullbrandstorp ut	2008-07-07	Flödesproportionell	2 000	1 800	
Gullbrandstorp ut	2008-07-08	Flödesproportionell	1 500	640	
Gullbrandstorp ut	2008-07-09	Flödesproportionell	1 500	1 500	
Gullbrandstorp ut	2008-07-10	Flödesproportionell	590	390	
Fyllebro ut	2008-09-06	Flödesproportionell	8 000	280	
Fyllebro ut	2008-09-07	Flödesproportionell	2 000	640	
Fyllebro ut	2008-09-08	Flödesproportionell	16 000	110	
Fyllebro ut	2008-09-09	Flödesproportionell	410	40	
Fyllebro ut	2008-09-10	Flödesproportionell	2 100	1 800	
Fyllebro ut	2008-09-23	Flödesproportionell	2 100	1 500	
Fyllebro ut	2008-09-24	Flödesproportionell	100	1 100	
Fyllebro ut	2008-09-25	Flödesproportionell	1 500	1 200	
Fyllebro ut	2008-09-26	Flödesproportionell	2 900	60	
Fyllebro ut	2008-10-01	Flödesproportionell	4 600	22 000	
Fyllebro ut	2008-10-02	Flödesproportionell	4 200	10 000	
Slottsparksdammen ut	2008-09-06	Flödesproportionell	680	1 000	
Slottsparksdammen ut	2008-09-07	Flödesproportionell	310	82	
Slottsparksdammen ut	2008-09-08	Flödesproportionell	200	72	
Slottsparksdammen ut	2008-09-09	Flödesproportionell	160	110	
Slottsparksdammen ut	2008-09-10	Flödesproportionell	500	250	
Slottsparksdammen ut	2008-09-11	Flödesproportionell	380	220	
Slottsparksdammen ut	2008-09-12	Flödesproportionell	120	40	
Slottsparksdammen ut	2008-09-23	Flödesproportionell	340	160	
Slottsparksdammen ut	2008-09-24	Flödesproportionell	20	350	
Slottsparksdammen ut	2008-09-25	Flödesproportionell	5	60	IE < 10
Slottsparksdammen ut	2008-09-26	Flödesproportionell	20	<10	
Slottsparksdammen ut	2008-10-01	Flödesproportionell	440	970	
Slottsparksdammen ut	2008-10-02	Flödesproportionell	4 900	4 800	
Slottsparksdammen ut	2008-10-03	Flödesproportionell	1 100	2 200	
Slottsparksdammen ut	2008-10-04	Flödesproportionell	600	330	

Till avloppsreningsverket:

	<i>E.coli</i> [cfu/100 ml]	IE [cfu/100 ml]	Inkommande flöde ARV [l/s]	Kommentar
008-06-10	25 000 000	1 000 000	310	IE < 1 000 000 cfu/100 ml
2008-07-22	18 000 000	850 000	375	
2008-10-01	4 200 000	490 000	521	
2009-07-01	16 000 000	620 000	289	
2009-07-01	22 000 000	1 000 000	289	Lågt spillflöde
2009-07-01	16 000 000	1 600 000	289	Högt spillflöde
2009-12-07--08	2 400 000	230 000	392	

Efter avloppsreningsverkets processer:

	<i>E.coli</i> [cfu/100 ml]	IE [cfu/100 ml]	Inkommande flöde ARV [l/s]	Kommentar
2008-06-10	18 000	10 000	310	IE < 10 000 cfu/100 ml
2008-07-22	280 000	2 600	375	
2008-10-02	280 000	27 000	719	
2009-07-03	190 000	14 000	293	
2009-12-08	61 000	2 700	400	

Efter avloppsreningsverkets flotationsanläggning:

	<i>E.coli</i> [cfu/100 ml]	IE [cfu/100 ml]	Inkommande flöde ARV [l/s]	Kommentar
2008-10-02	58 000	5 500	719	Bräddning på ARV
2009-07-03	18 000	52 000	293	
2009-12-08	20 000	2 600	400	
2009-12-08--09	11 000	2 000	392	

Efter polerdammarna:

	<i>E.coli</i> [cfu/100 ml]	IE [cfu/100 ml]	Inkommande flöde ARV [l/s]	Kommentar
2008-06-10	10 000	10 000	310	<i>E.coli</i> och IE < 10 000
2008-07-22	250	80	375	
2009-07-03	7 300	20 000	293	
2009-12-09--10	660	2 000	359	

Polerdammarnas bottensediment:

	<i>E.coli</i> [cfu/g]	IE [cfu/g]	Inkommande flöde ARV [l/s]	Kommentar
2008-09-08	15 000	1 000	353	IE < 1 000
2008-10-03	4 000	2 000	407	

Före och efter avloppsreningsverkets bräddvattenrening:

	<i>E.coli</i> [cfu/100 ml]	IE [cfu/100 ml]	Inkommande flöde ARV [l/s]	Kommentar
2009-12-07	3 100 000	300 000	477	Före bräddvattenrening
2009-12-07	30 000	6 300	477	Efter bräddvattenrening

Bräddning ABB23:

	<i>E.coli</i> [cfu/100 ml]	IE [cfu/100 ml]	Kommentar
2009-07-20	66 000	1 000	Bräddat vatten
2009-09-17	50 000 000	170 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	4 200 000	220 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	11 000 000	160 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	3 100 000	310 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	2 600 000	1 500 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	5 400 000	1 200 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	4 900 000	1 200 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	15 000 000	630 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	4 900 000	450 000	Vidaregående vatten

Bräddning BB17:

	<i>E.coli</i> [cfu/100 ml]	IE [cfu/100 ml]	Kommentar
2009-09-17	2 600 000	700 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	110 000 000	530 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	40 000 000	100 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	35 000 000	600 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	30 000 000	450 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	22 000 000	680 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	9 000 000	560 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	910 000	530 000	Vidaregående vatten
2009-10-13	3 000 000	590 000	Vidaregående vatten

Små vattendrag:

Mätpunkt	Datum	<i>E.coli</i> [cfu/100 ml]	IE [cfu/100 ml]	Kommentar
Fylleån	2009-06-30	350	130	
Fylleån	2009-07-20	1 200	410	
Knebilstorpsbäcken	2009-04-16	7	10	lågkvattenföring
Knebilstorpsbäcken	2009-03-17	7 900	1 100	
Knebilstorpsbäcken	2009-07-20	11 000	9 800	
Knebilstorpsbäcken	2009-06-29	210	100	
Nissan uppstr. Halmstad	2008-06-10	36	10	8 l/s
Nissan uppstr. Halmstad	2008-06-10	18	10	8 ls
Nissan uppstr. Halmstad	2008-07-21	300	110	21 l/s
Nissan uppstr. Halmstad	2008-07-21	261	50	21 l/s
Nissan uppstr. Halmstad	2008-08-25	140	20	52 l/s
Skintan	2009-04-16	800	16	lågkvattenföring
Skintan	2009-06-30	100	30	
Skintan	2009-07-14	800	310	
Tylöbäck	2009-04-16	7	1	lågkvattenföring
Tylöbäck	2009-06-30	80	20	
Tylöbäck	2009-07-14	3 100	340	

Recipient:

Mätpunkt	Datum	<i>E.coli</i> [cfu/100 ml]	IE [cfu/100 ml]	Kommentar
Recipient 2	2008-06-10	50	5	IE < 10
Recipient 2	2008-07-21	140	20	
Recipient 2	2008-08-25	10	5	
Recipient 3	2008-06-10	20	5	IE < 10
Recipient 3	2008-07-21	900	600	
Recipient 3	2008-07-21	850	400	
Recipient 3	2008-08-25	210	50	
Recipient 4	2008-06-10	120	30	IE < 10
Recipient 4	2008-07-21	100	5	
Recipient 4	2008-08-25	56	20	
Recipient 5	2008-06-10	200	120	IE < 10
Recipient 5	2008-07-21	150	20	
Recipient 5	2008-07-21	20	120	
Recipient 5	2008-08-25	30	5	
Recipient 5	2009-06-30	32	5	
Recipient 5	2009-07-14	130	5	
Recipient 5	2009-06-14	2 200	320	
Recipient 5	2009-06-14	2 200	320	

Bilaga 2

Beskrivning av metodik för flödesmätning och provtagning

Beskrivning av metodik och utrustning som har använts vid flödesmätningarna och provtagningarna i de undersökta dagvattendammarna. Nedanstående dammar har ingått i studien, Figur 5-1:

1. Flygstaden
2. Gullbrandstorp
3. Fyllebro
4. Slottsparksdammen

Flygstaden

Inlopp

Mätpunkten utgjordes av en betongledning med diametern 1 000 mm, och utrustad med en nedstigningsbrunn strax intill ledningen som mynnar ut i dagvattendammen. Vid torrvädersförhållanden är flödet normalt obetydligt och uppskattas till mindre än 0,2 l/s. En viss dämning förekommer från dammen, vilket medför att vattennivån i mätbrunnen inte understiger cirka 50–100 mm (torrväder). I början av ett regn, innan nivån stiger i dammen, gjordes bedömningen att dämningen inte påverkade flödesmätningen. Efter ett långvarigt och avtagande regn, ger dämningen, då med en högre nivå i dammen, en sänkt hastighet i mätpunkten och därmed ingen registrering (under 0,15 m/s).

Vid flödesmätningen användes en ADS-mätare (v/h) kopplad till en SIGMA vattenprovtagare.



Figur B2-1 SIGMA vattenprovtagare (DHI). Foto: L. Ohlsson.

Vattenprovtagningen startade då vattennivån i brunnen översteg 50 mm, samtidigt som flödes hastigheten var högre än 0,18 m/s. Utrustningen intrimmades för att vattenprovtagningen skulle inledas i samband med start av regn. När de inställda gränsvärdena underskreds, upphörde provtagningen.

Vattenproven är tagna efter varje passerad volym om 15 000 liter. I inledningen av mätperioden togs ett prov på 100 ml vid varje mättillfälle. Efter som händelseförloppen i samband med regnen var relativt korta och flödena snabbt avtog efter en händelse, ändrades inställningen från och med den 1 juli 2008, till provvolymen 500 ml. I samband med omställningen kunde också provtagningsfrekvensen ökas till var 60 sekund (tidigare 120 sekunder). Respektive delprov samlades i en samlingsdunk och tömdes dagligen för att skickas till analyslaboratoriet (SMI). Samtliga prov var flödesproportionella.



Figur B2-2 Inloppskulvert och flödesdelare. Foto: Lars Ohlsson.

Utlopp

Mätplatsen utgörs av en nedstigningsbrunn med en inloppsledning från dammen med dimensionen 225 mm. I mätbrunnens utloppsdel finns en

reducerare installerad med en maximal kapacitet på 50 l/s. Efter brunnen avleds vattnet till ett dike som också är en av källorna till Knebildstorsbäcken, vilken efter några kilometer rinner ut i Laholmsbukten nära Nissans mynning.

Vattenprovtagaren startade automatiskt efter cirka 1 mm nederbörd, se beskrivning av mätutrustning. Prov togs var 15:e minut, tills hela samlingskärlet på 10 liter var fullt eller att provtagaren stoppades manuellt. Varje delprov rymde 100 ml.



Figur B2-3 Utloppsdike och provtagningsbrunn. Foto: L. Ohlsson.

Gullbrandstorp

Inlopp

Mätplatsen, cirka 50 meter från dammen, utgjordes av en nedstigningsbrunn och en inkommande betongledning med diametern 1 000 mm. Vid torrvädersförhållanden uppgår flödet till cirka 10 l/s. Ingen dämning förekommer från dammen, inte ens vid höga nivåer. Initialt upptäcktes ett läckage till dagvattenledningen från en kommunal vattentäkt, men felet avhjälpes innan provtagningarna startade. Till flödesmätningen användes en ADS-mätare (v/h) kopplad till en SIGMA vattenprovtagare.

Vattenprovtagaren startade då nivån översteg 80 mm. Utrustningen intrimmades så att provtagaren startade i samband med att kriteriet uppfyllts för regn. Vid en nivå under 75 mm upphörde provtagningen.

Vattenprov togs efter varje passerad volym på 25 000 liter. I inledningen av mätperioden togs 100 ml vid varje tillfälle. Eftersom händelseförloppen vid regn var av relativt kort natur, det vill säga att flödet avtog snabbt efter regnet, ändrades inställningen till 200 ml vid varje provtillfälle (1 juli 2008). Samtidigt ändrades provtagningsfrekvensen till var 60 sekund. Varje del-

prov samlades i ett samlingskärl och proven skickades dagligen för analys till SMIs laboratorie. Samtliga prov som togs var flödesproportionella.



Figur B2-4 Inlopp till dammen. Foto: L. Ohlsson.

Utlopp

Mätplatsen var placerad vid ett överfall av betong i anslutning till dammens utlopp. Mätförhållandena var idealiska för flödesmätning och vattenprov.

Vattenprovtagaren sattes automatiskt igång efter cirka 1 mm nederbörd, se beskrivning av mätutrustning. Prov togs var 15:e minut, tills hela samlingskärl på 10 liter var fullt eller att provtagningen stoppades manuellt. Varje delprov rymde 100 ml. Nivån i dammen registrerades med en ultraljudsmätare, typ HAWKEYE.



Figur B2-5 Utlopp från dammen (överfall). Foto: L. Ohlsson.

Fyllebro

Inlopp

Mätplatsen utgjordes av en betongledning med en diameter på 1 800 mm, och mätutrustningen var placerad i en nedstigningsbrunn cirka 100 meter från inloppsdiket till dammen. Torrväderstillrinningen var pga. dämningssförhållanden svårbedömd, men uppskattades till cirka 10–20 l/s. Nivån i brunnen understeg aldrig 300 mm, pga. dämningseffekter från dammen. Vid flödesmätningen användes en ADS-mätare (v/h), kopplad till en SIGMA vattenprovtagare. Samtliga uttagna prov var flödesproportionella.



Figur B2-6 Inloppskanaler till dagvattendammen. Foto: L. Ohlsson.

Vattenprovtagaren startade automatiskt när nivån i brunnen översteg 320 mm och hastigheten på flödet var större än 0,1 m/s. När kriterierna underskreds upphörde provtagningen.

Inledningsvis togs prov efter varje passerad volym på 25 000 liter. Provvolymer var 200 ml och proven tagna som samlingsprov. För att förbättra tekniken med uttagen av prov, ersattes samlingskärlet under senare delen av projektet av en karusell med 24 flaskor. Samtidigt ökades frekvensen mellan provtagningarna till en volym motsvarande 60 000 liter och provvolymen till 100 ml.

Utlöpp

Mätplatsen placerades i den nedre delen av dagvattendammen i närheten av utsläppet till recipienten (Fylleån).

Vattenprovtagaren startade automatiskt efter cirka 1 mm nederbörd. Prov togs var 15:e minut och stoppades då provtagningskärlet på 10 liter var fullt eller att provtagningen avbröts manuellt. Varje delprov var på 100 ml. För att kontrollera nivån i dammen installerades en nivåmätare, typ ADS, med ultraljud och tryckgivare. Eftersom det bedömdes att det fanns risk för att "bakvatten" tränger in i dammen från Fylleån, placerades även en hastighetsmätare i dammen nära utloppet. Vid mätningarna uppmärksammades flera händelser med dämningseffekter. Proven tagna från dessa tillfällen kasserades därför.



Figur B2-7 Utlopp till Fylleån och plats för provtagning. Foto: L. Ohlsson.



Figur B2-8 Plats för mät- och provtagningsutrustning. Foto: L. Ohlsson.



Figur B2-9 Högflöde. Bakvatten in i dammen, oktober 2008.
Foto: L. Ohlsson.

Slottsparksdammen

Inlopp

Mätplatsen var placerad i en nerstigningsbrunn, ansluten till en betongledning med en diameter på 1 000 mm. Torrväderstillrinningen var svårbedömd pga. dämningförhållanden, men uppskattades grovt till cirka 5 l/s. På grund av den höga dämningnivån, sällan under 735 mm, krävdes stora mängder vatten för att uppnå tillräcklig flödes hastighet för registrering av mätvärden. Vid flödesmätningen användes en ADS-mätare (v/h), kopplad till en SIGMA vattenprovtagare.



Figur B2-10 Inloppsledning till Slottsparksdammen. Foto: L. Ohlsson.

Vid de första mätningarna sattes startkriteriet till att vattenprovtagningen skulle initieras när nivån hade överstigit 600 mm och flödeshastigheten var större än 0,1 m/s. Vid varje passerad volym på 10 000 l, togs ett prov på 200 ml.

På grund av otillräcklig flödeshastighet, trots intrimning och starttester, aktiverades inte provtagaren tillfredsställande för provtagning. En ny hastighetsgivare installerades med lyckat resultat på en sidoledning från en rännstensbrunn. Dock kunde funktionen med flödesproportionell provtagning inte användas vid denna applikation. Istället installerades en tidsstyrd provtagare där proven togs med två minuters intervall tills provtagningskärlet var fullt. Varje delvolym prov uppgick till 200 ml.

Utlopp

Mätpunkten placerades i nedre delen av dammen vid en utgående brunn (1 000 mm). För att minska risken för igensättning leds vattnet normalt in i brunnen en bit under ytan under ett brunnslock.

Vattenprovtagaren startade automatiskt efter cirka 1 mm nederbörd. Prov togs var 15:e minut och avslutades då provtagningskärlet på 10 liter var fullt, eller att provtagningen avbröts manuellt. Varje delprov var på 100 ml.



Figur B2-11 Utrustning för vattenprov och placering av utgående brunn. Foto: L. Ohlsson.

Beskrivning av använd mätutrustning

ADS flödesmätare

Utrustningen är väl beprövad och mycket lämplig för mätningar i både mindre och större ledningar. Mätaren är utrustad med en hastighetsgivare med hög driftsäkerhet och där risken för igensättning och påverkan från själva flödet har minimerats. Nivåmätningen görs med ultraljud för en noggrann mätning av små nivåer upp till full ledning. Som backup mäts nivån även med en tryckgivare, speciellt viktig vid höga nivåer. Av erfarenhet har tidsintervallet för mätning satts till 5 minuter. I samtliga fall har installationen av denna utrustning gjorts i nerstigningsbrunnar på ledningsnätet. ADS

mätaren mäter hastigheter ner till cirka 0,15 m/s. I vatten under rörelse och där ledningen är rak, är mätavvikelsen mindre än 5 %.

SIGMA vattenprovtagare

En provtagare som tar in pulser för att få flödesproportionella prover eller med en enskild puls som startar ett provtagningsprogram. För att lyfta upp provet till ett samlingskärl på 10 liter används en speciell pump. Vid provtagning sker automatiskt en "renblåsning" av slangen som suger in vattnet i provtagaren.

Regnmätare

Mätarna som ska ge signal till vattenprovtagarna att starta, har anpassats för dagvattendammar. Givaren kan beskrivas som en regnmätare (tratt) där vattnet samlades i en kopp utrustad med en flottörgivare. Efter 1 mm regn aktiverades flottören och en startpuls skickades till vattenprovtagaren. Vattenprovtagaren kör sedan programmet med prover var 15:e minut. Samtidigt som prov tas, skickas en signal till en loggar för händelseregistrering.

HAWKEYE nivåmätare

Mätare som var 5:e minut registrerar nivå med ultraljud. Mätaren har ingen koppling till vattenprovtagaren.



Box 47607, 117 94 Stockholm

Tel 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se