

Variation i halter och förekomst av mikroorganismer i rå- och dricksvatten

Linnéa Berglund



UPPSALA
UNIVERSITET

Teknisk- naturvetenskaplig fakultet
UTH-enheten

Besöksadress:
Ångströmlaboratoriet
Lägerhyddsvägen 1
Hus 4, Plan 0

Postadress:
Box 536
751 21 Uppsala

Telefon:
018 – 471 30 03

Telefax:
018 – 471 30 00

Hemsida:
<http://www.teknat.uu.se/student>

Abstract

Variation i halter och förekomst av mikroorganismer i rå- och dricksvatten

Variation in densities and occurrence of microorganisms in raw and drinking water

Linnéa Berglund

The aim of this thesis was to increase our understanding of the distribution of microorganisms in raw and drinking water. More specifically, using data from seven Swedish water works and methods from statistical theory, different issues related to the variability in levels of microorganisms in different parts of the water supply chain were addressed. The microorganisms under study were two groups of heterotrophic bacteria, coliforms and *Escherichia coli*.

Due to lack of information about the concentration of microorganisms in samples below the detection limit a biased estimate of the average bacterial density may result. Hence an adapted method must be used for the statistical treatment of such “censored” data sets. The method used here is called Log Probability Regression.

The microorganisms appeared to follow a lognormal distribution with highest mean bacterial density in the raw water and lowest in the drinking water supply. The largest standard deviation was usually associated with bacterial densities in the drinking water pipelines. For average bacterial densities in drinking water in general, summer was commonly the season with the highest densities and winter the season with lowest densities. A difference in average densities before and after a change in the disinfection process was found in some cases. For most water works the bacterial densities in the drinking water pipelines were found to be dependent on the temperature and the concentration of chlorine.

The results presented here may be useful for drinking water producers as well as for performing risk assessment.

Handledare: Mats Lindblad & Roland Lindqvist
Ämnesgranskare: Erik Söderbäck
Examinator: Elísabet Andrésdóttir
ISSN: 1650-8319, UPTec STS07 008

Sammanfattning

Vi behöver vatten för att överleva. Därför är det viktigt att vattnet vi dricker inte samtidigt gör oss sjuka. Det råvatten som kommer från åar, sjöar eller berggrund renas därför från partiklar och mikroorganismer i vattenverk för att sedan bli drickbart. Efter att vattnet passerat vattenverket distribueras det ut till konsumenterna. Det renade dricksvattnet innehåller emellertid fortfarande en mängd mikroorganismer.

Med hjälp av data från sju svenska vattenverk och metoder inom statistikteorin ger detta arbete svar på hur olika grupper av mikroorganismer var fördelade i rå- och dricksvatten. De grupper av mikroorganismer som undersöks är heterotrofa bakterier 2-dygns, heterotrofa bakterier 7-dygns, koliforma bakterier och *Escherichia coli*. Även frågorna huruvida det finns en årstidsvariation i halter av mikroorganismer och om det finns en skillnad i fördelningen av mikroorganismer efter byte av desinfektionsmetod besvaras. Till sist studeras även eventuella samband mellan halter/förekomst av mikroorganismer och variablerna temperatur, klorhalt och organiskt material.

I många prov tagna på dricksvatten ligger antalet mikroorganismer under detektionsgränsen. Vid beräkning av till exempel genomsnittlig halt av mikroorganismer ger närvaron av många sådana prov en felaktig bild. Orsaken är att det inte går att veta hur nära detektionsgränsen halten i vattnet verkligen var. I arbetet har därför en speciell metod, Log Probability Regression, använts vid beräkning av den genomsnittliga halten och spridningen runt detta värde.

Resultatet av arbetet var att halten av mikroorganismer i vattnet kunde anses följa en lognormalfördelning. Den genomsnittliga halten av undersökta mikroorganismer var högst i råvattnet och lägst i dricksvattnet. Spridningen av halten mikroorganismer var oftast störst i vattnet ute i distributionsnätet. Det förekom en årstidsvariation men utseendet varierade. I dricksvattnet var det dock inte ovanligt att sommaren var en av de årstider med högst genomsnittlig halt och vintern en av de med lägst. Det förekom i en del fall även en skillnad i genomsnittlig halt efter byte av desinfektionsmetod. I vattnet ute i distributionsnätet fanns vid de allra flesta vattenverk ett samband mellan halt/förekomst av mikroorganismer och variablerna temperatur och klorhalt.

De resultat som presenteras här kan vara användbara för dels de medverkande vattenverken och dels vid utförande av riskvärderingar för vattenburen smitta.

Förord

Denna rapport är ett resultat av det examensarbete jag har genomfört inom civilingenjörsutbildningen System i Teknik och Samhälle vid Uppsala Universitet. Arbetet har utförts vid Mikrobiologiska enheten på Livsmedelverket i Uppsala.

Under arbetets gång har jag fått många nya bekantskaper och hjälp på min väg till en färdigställd rapport. Jag känner därför att jag vill säga ett stort TACK till alla dessa människor. Någon som verkligen förtjänar att nämnas vid namn är min handledare Mats Lindblad. Tack för all den hjälp du har givit mig och det goda samarbetet. Min handledare Roland Lindqvist vill jag också tacka för uppslag till arbetet och kommentarer på rapporten. Även Torbjörn Lindberg tackas för diskussioner kring arbetet och orientering inom "vattenvärlden". Utan datamaterial hade det emellertid inte blivit något arbete alls, därför vill jag skänka ett tack till Jesper Olsson, Pär Aleljung och Anneli Ekstedt. Jesper Olsson tackas även för uppslag till arbetet. För hjälp med en del av den statistiska biten säger jag tack till Dag Jonsson. Jag får heller inte glömma Elvira Kustmark som har svarat på alla möjliga frågor och varit ett gott sällskap i arbetsrummet som saknade fönster ut. Även övriga arbetskamrater på Livsmedelsverket förtjänar ett tack för all hjälp och för den goda gemenskapen i fikarummet. Till sist vill jag även tacka min opponent Peter Bergsten och min ämnesgranskare Erik Söderbäck för värdefulla kommentarer på rapporten.

Uppsala, mars 2007

Linnéa Berglund

Innehållsförteckning

1 Inledning	3
1.1 Syfte och frågeställningar	3
2 Vattenverk	3
2.1 Råvattnet	3
2.2 Beredningen	4
2.2.1 Ytvattenverk	4
2.2.2 Grundvattenverk	7
2.3 Distributionen	7
3 Mikroorganismer	8
3.1 Heterotrofa bakterier	8
3.2 Koliforma bakterier	8
4 Sannolikhets- och statistikteori	9
4.1 Ett par sannolikhetsfördelningar	9
4.1.1 Normalfördelningen	9
4.1.2 Lognormalfördelningen	10
4.2 Regressionsanalys	12
4.2.1 Linjär regression	12
4.2.2 Logistisk regression	12
4.3 Metoder för censurerade data	13
4.3.1 Substitutionsmetoder	13
4.3.2 Parametriska metoder	14
4.3.3 Robusta parametriska metoder	14
5 Metod och avgränsningar	16
5.1 Datamaterialet och medverkande vattenverk	16
5.2 Metod för censurerade data	19
5.3 Statistiska analyser	19
6 Resultat och diskussion	21
6.1 Test av fördelningstyp	21
6.2 Jämförelse mellan LPR- och DL/2-metoden	25
6.3 Mikroorganismernas fördelningar	27
6.3.1 Olika vattentyper	27
6.3.1.1 2-dygns heterotrofer	27
6.3.1.2 7-dygns heterotrofer	28
6.3.1.3 Koliformer och <i>E. coli</i>	29
6.3.1.4 Summering	30
6.3.2 Olika årstider	30
6.3.2.1 2-dygns heterotrofer	30
6.3.2.2 7-dygns heterotrofer	32
6.3.2.3 Koliformer och <i>E. coli</i>	34

6.3.2.4 Summering	34
6.3.3 Olika desinfektionsmetoder	34
6.3.3.1 2-dygns heterotrofer	34
6.3.3.2 7-dygns heterotrofer	36
6.3.3.3 Koliformer	36
6.3.3.4 Summering	37
6.4 Mikroorganismer i ledningsnätet - samband med olika faktorer	37
6.4.1 Temperatur, klorhalt och halt av organiskt material	37
6.4.1.1 2-dygns heterotrofer	37
6.4.1.2 7-dygns heterotrofer	40
6.4.1.3 Koliformer	42
6.4.1.4 Summering	43
6.4.2 Bedömd ålder	43
7 Sammanfattande slutsatser och slutdiskussion	44
Referenser	47
Bilagor	50
Bilaga A: Tabeller över halter och förekomst av mikroorganismer i olika vattentyper	50
Bilaga B: Tabell över jämförelsen mellan LPR- och DL/2-metoden	54
Bilaga C: Tabeller över årstidsvariationen av 2d	55
Bilaga D: Tabeller över årstidsvariationen av 7d	59
Bilaga E: Tabeller över årstidsvariationen av koliformer	63
Bilaga F: Tabeller över årstidsvariationen av <i>E. coli</i>	66
Bilaga G: Tabeller över resultatet av den logistiska regressionsanalysen för 2d-Nät	69
Bilaga H: Tabeller över resultatet av den linjära regressionsanalysen för 7d-Nät	71
Bilaga I: Tabeller över resultatet av den logistiska regressionsanalysen för K-Nät	73

1 Inledning

Dricksvatten är det livsmedel som är viktigast för oss. Vid rumstemperatur kan en frisk vuxen överleva en månad utan föda men endast två till fyra dagar utan vatten. Eftersom vi dagligen bör dricka vatten får ett bra dricksvatten således inte innebära några hälsorisker. För att säkerställa att vattnet inte orsakar sjukdom kontrolleras vattnet regelbundet. Idag är dricksvattnet i allmänhet av hög kvalitet men på 1800-talet, innan vattnet renades i vattenverk, var det inte ovanligt med stora vattenburna epidemier (Stenström 2006). Även idag förekommer dock många utbrott av vattenburen smitta. Mellan åren 1980 och 2003 rapporterades ett totalantal på 62 667 insjuknade personer i Sverige (Lindberg & Lindqvist 2005 s.13f).

1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med detta examensarbete är att få en bättre förståelse över hur halt och förekomst av mikroorganismer kan variera i rå- och dricksvatten. Med dricksvatten menas dels dricksvatten som kommer direkt ut från vattenverket och dels dricksvatten ute på ledningsnätet. Genom att analysera data från olika vattenverk vill jag kunna besvara följande frågeställningar:

- Kan variationen av halten mikroorganismer i vattnet beskrivas med hjälp av lognormalfördelningen?
- Hur ser fördelningen av mikroorganismer ut för de olika vattentyperna: råvatten, utgående dricksvatten och vatten i distributionsnätet?
- Hur ser årstidsvariationen ut vad gäller förekomst av mikroorganismer?
- Går det att se en skillnad i fördelning av mikroorganismer när ett byte av desinfektionsmetod har skett?
- Finns det hos vattnet i distributionsnätet något samband mellan halter/förekomst av mikroorganismer och temperatur, klorhalt och/eller mängden organiskt material?

2 Vattenverk

2.1 Råvattnet

Det inkommande vattnet som används som råvara till dricksvatten kallas råvatten och är antingen ytvatten eller grundvatten. Ytvatten är det vatten som kommer från sjöar eller rinnande vattendrag och hälften av allt råvatten i Sverige är ytvatten. Av de drygt 2000 kommunala vattenverken i Sverige är det emellertid bara knappt 200 som är ytvattenverk. Det beror på att ytvattenverken ofta är stora. Den andra hälften av råvattnet fördelar sig lika mellan naturligt grundvatten och så kallat konstgjort grundvatten (Svenskt Vatten 2006c). Ett konstgjort grundvatten fås genom att låta ytvatten infiltreras i marken. Vattnet får passera ett markgruslager, till exempel en grusås, under minst några veckor och får därmed grundvattenkaraktär (Hedberg & Stenström 2006). Av de drygt 1800 grundvattenverken som finns i Sverige använder cirka 100 vattenverk konstgjort grundvatten (Svenskt Vatten 2006c).

Med riktig behandling ger både grundvatten och ytvatten ett utmärkt dricksvatten. Ett bra grundvatten har emellertid en del fördelar gentemot ytvatten. Grundvatten har ofta en lägre och jämnare temperatur, en lägre halt organiska ämnen och en bättre mikrobiologisk kvalitet, det vill säga färre sjukdomsframkallande mikroorganismer. Därför blir beredningen i vattenverket enklare för ett grundvatten jämfört med ett ytvatten som måste behandlas mer innan det är tillräckligt rent för att kunna drickas (Svenskt Vatten 2006b).

2.2 Beredningen

Eftersom råvattnet kan vara av olika kvalitet måste sålunda vattenberedningen i ett vattenverk anpassas så att den passar varje specifikt råvatten. Ett vattenverk behöver med andra ord inte vara det andra likt. Själva vattenberedningen bör dock vara så enkel som möjligt samtidigt som kraven på att det utgående dricksvattnet är säkert, främst ur mikrobiologisk synpunkt, är uppfyllda (Hedberg & Stenström 2006).

Beredningen består av en eller flera mikrobiologiska säkerhetsbarriärer, vilka är anordningar eller åtgärder som motverkar förekomsten av sjukdomsframkallande mikroorganismer. Det finns två olika principer på hur ett beredningssteg kan fungera som barriär mot mikrobiologiska föroreningar:

- Avskiljning
- Inaktivering

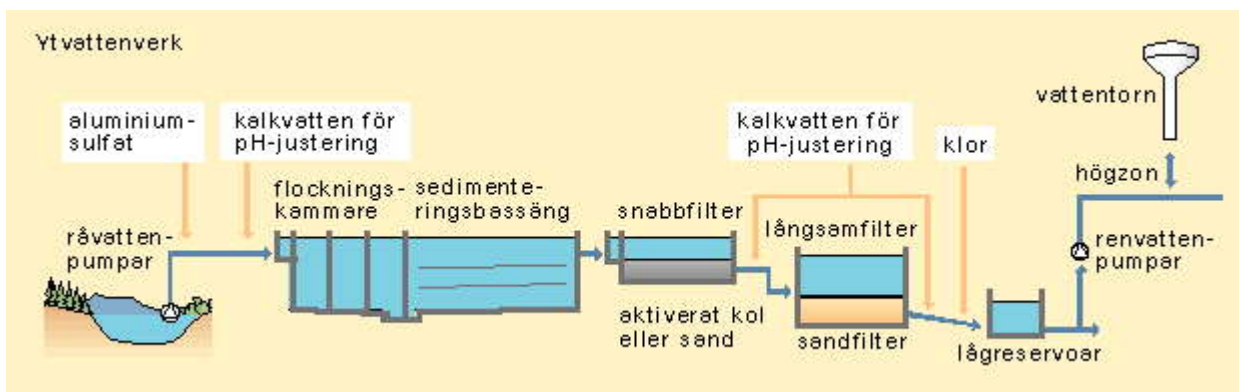
Avskiljning sker genom fällning eller filtrering av vattnet och inaktivering sker med hjälp av någon desinfektionsmetod (se nedan). Eftersom olika sjukdomsframkallande mikroorganismer har olika egenskaper, en del är till exempel tåliga mot kemisk desinfektion, blir reningen mer effektiv om beredningsstegen bygger på båda principerna istället för att de bygger på en och samma princip (Vägledning Dricksvatten 2006 s.24).

2.2.1 Ytvattenverk

Som tidigare nämnts är reningsprocessen anpassad efter kvalitén på råvattnet. Ett ytvattenverk kan bestå av följande beredningssteg (Stockholm Vatten 2006):

1. Silning
2. Kemisk fällning
3. Snabbfiltrering
4. Långsamfiltrering
5. Desinfektion och efteralkalisering

Ett schema över hur beredningsprocessen kan se ut för ett ytvattenverk ses i Figur 2-1.



Figur 2-1: Processchema för ett ytvattenverk (Källa: Hedberg & Stenström 2006).

Silning: Genom att låta råvattnet passera igenom finmaskiga silar avlägsnas fisk, alger och andra vattenväxter som annars kan ge dålig lukt och smak samt sätta igen filtren i senare steg (Stockholm Vatten 2006).

Kemisk fällning: Råvattnet från svenska sjöar och vattendrag är ofta grumligt och brunfärgat av organiska ämnen som inte går att avskilja genom sedimentering eller filtrering på grund av att partiklarna är alltför små (Stockholm Vatten 2006). Genom att tillsätta en fällningskemikalie, till exempel aluminiumsulfat, klumpar de flesta föroeningarna inklusive mikroorganismer ihop sig och bildar flockar med svårslöslig aluminiumhydroxid. När vattnet passerar genom mindre bassänger, så kallade flockningskammare, blir flockarna allt större och de kan sedan avskiljas genom att de får sjunka till botten i sedimenteringsbassänger (Hedberg & Stenström 2006). Eftersom fällningskemikalien fungerar bäst inom ett begränsat pH-intervall, någonstans mellan pH 6 och pH 8, sker ofta en föralkalisering där pH justeras innan fällningskemikalien tillsätts (Nordström Enkel 1997 s.23).

Snabbfiltrering: Efter sedimenteringen finns små restflockar kvar som filtreras bort med hjälp av ett så kallat snabbfilter. Filtret är en sandbädd, cirka en meter tjock, där vattnet passerar uppifrån och ner på ungefär fem minuter (Stockholm Vatten 2006). Det finns även aktiva snabbfilter som mer direkt påverkar vattnets sammansättning. Ett exempel är kolfilter, snabbfilter fyllda med aktivt kol för att avlägsna lukt, smak och organiska ämnen. Oavsett material är filtren tillverkade så att de kan rengöras ofta och regelbundet, till exempel genom backspolning. Enbart snabbfilter tar emellertid inte effektivt bort mikroorganismer eller små partiklar om de inte kombineras med till exempel kemisk fällning (Hedberg & Stenström 2006).

Långsamfiltrering: Filtrets sandbädd är cirka en meter tjock och består av en relativt finkornig sand. Processen är en kombination av filtrering, adsorption och biologisk nedbrytning och i ett långsamfilter avskiljs en stor del av bakterier, virus och plankton. Även organiska ämnen bryts till viss del ned och på så sätt minskar färgen samt oönskad smak och lukt försvinner (Hedberg & Stenström 2006). För att mikroorganismerna i den biologiska reningen ska trivas pH-justeras vattnet med kalkvatten innan det passerar

igenom filtret (Stockholm Vatten 2006). Vid exempelvis vattenverken Råberga, Lovö och Norsborg justeras pH till mellan 7,5 och 7,8 (Driftpersonal 2007). Vattnets uppehållstid i filtret är cirka 2,5 timmar och filtret rengörs två gånger per år (Stockholm Vatten 2006).

Desinfektion: Som tidigare nämnts så bygger desinfektion på principen inaktivering. Med inaktivering menas alla de förändringar som leder till att de kvarvarande mikroorganismerna förlorar sin sjukdomsframkallande förmåga (Vägledning Dricksvatten 2006 s.26). Vanligtvis sker desinfektionen med någon klorförening, men även desinfektion med ultraviolett ljus (UV) eller ozon förekommer (Hedberg & Stenström 2006). Olika kombinationer av desinfektionsmetoderna förekommer också (Guzikowski & Stenström 1996 s.281).

Vid klorering tillsätts för det mesta klorgas (Cl_2) eller natriumhypoklorit (NaClO). Klorgas används oftast på större anläggningar och natriumhypoklorit på mindre. De båda bildar i vattenlösningar en jämvikt mellan underklorosyrighet (HClO) och hypokloritjoner (ClO^-) som är de reaktiva föreningarna. Om vattnet innehåller en relativt hög halt organiska föreningar, främst humus, och klorgas eller natriumhypoklorit används kan en reaktion ske varvid ohälsosamma organiska klorföreningar bildas, till exempel kloroform (Elding & Stenström 2006).

För att undvika bildandet av de organiska klorföreningarna kan istället klordioxid eller ozon användas, de är dessutom inte lika pH-beroende. Intresset för klordioxid som desinfektionsmedel har dock under senare år avtagit på grund av problem med tekniken. Det har även funnits problem med tekniken för ozon, som är den minst vanliga desinfektionsmetoden, men tekniken har förbättrats och därmed har även intresset ökat. Användning av ozon kan dock ge andra oönskade biprodukter, främst bromater (Guzikowski & Stenström 1996 s.281).

Det går också att minska risken för bildning av organiska klorföreningar genom att tillsätta en ammoniumförening tillsammans med klor. Under dessa förhållanden bildas kloramin (NH_2Cl) som har en svagare desinfektionsverkan men som är stabilare och har då en desinficerande effekt längre ut i ledningsnätet (Elding & Stenström 2006).

Vid användning av UV som desinfektionsmetod fås inte någon desinficerande effekt i ledningsnätet men risken för bildning av biprodukter är däremot mindre jämfört med de övriga metoderna. Genom att vattnet får passera en lampa som sänder ut ljus med en våglängd runt 254 nanometer skadas DNA-molekylerna och mikroorganismerna inaktiveras. Tekniken för UV-bestrålning har funnits länge och en sakta ökad användning av tekniken sker (Guzikowski & Stenström 1996 s.281).

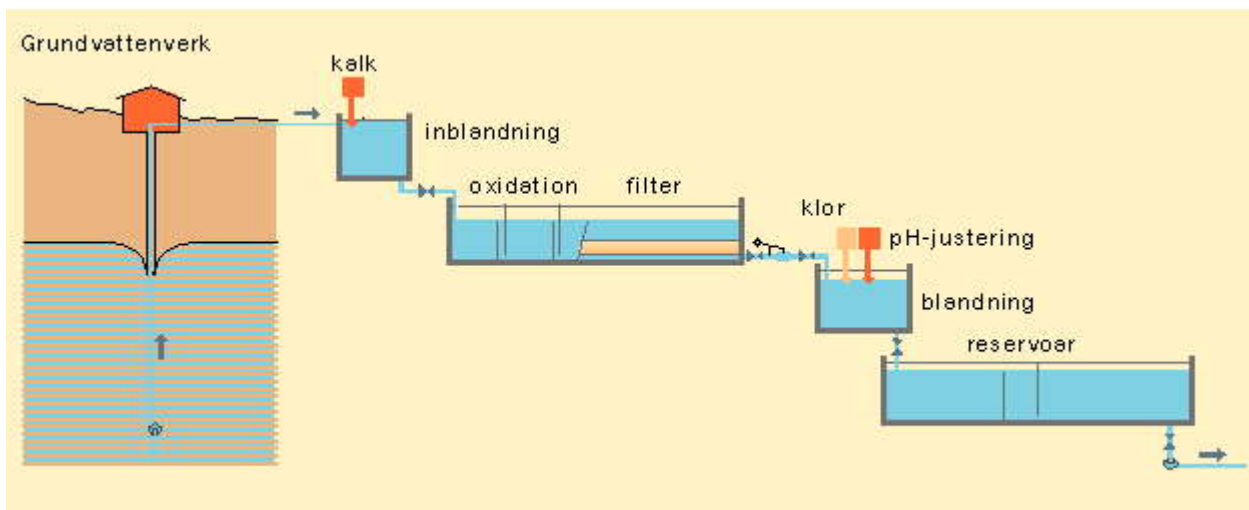
Efteralkalisering: Genom att tillsätta kalkvatten kan en sista pH-justering till cirka 8,5 göras för att förhindra korrosion i vattenledningarna (Stockholm Vatten 2006).

2.2.2 Grundvattenverk

Eftersom ett grundvatten oftast är av högre kvalitet än ett ytvatten består beredningsprocessen för ett grundvattenverk normalt av färre steg än ett ytvattenverk. Det kan för ett grundvattenverk räcka med följande beredningssteg (Svenskt Vatten 2006c):

1. Luftning/oxidation
2. Snabbfiltrering
3. Justering av pH och/eller desinfektion

I Figur 2-2 ses ett exempel på ett processschema för ett grundvattenverk.



Figur 2-2: Processchema för ett grundvattenverk (Källa: Hedberg & Stenström 2006).

Luftning/oxidation: Det är relativt vanligt att halterna järn och mangan är höga i ett grundvatten. Innan dessa ämnen kan avskiljas i ett filter oxideras de med luft eller något annat oxidationsmedel. De övergår då till en svårslöslig form som sedan kan filtreras bort. Om halten järn i vattnet är förhöjd kan järnets oxidation påskyndas genom att tillsätta till exempel kalk eller lut och på det viset höja vattnets pH (Hedberg & Stenström 2006).

2.3 Distributionen

Efter att vattnet har renats ska det distribueras ut via ledningsnätet till alla konsumenter. Innan vattnet distribueras brukar det lagras i en lågreservoar. Reservoarens uppgift är att utjämna skillnader mellan produktion och förbrukning under dygnet. Förbrukningen är lägst under natten och högst på morgonen och kvällen. För att vattnet ska nå ut till konsumenterna höjs trycket genom att vattnet pumpas ut på nätet. Även ute på nätet finns det reservoarer, det är högreservoarer (till exempel vattentorn) vilka dessutom har som uppgift att reglera trycket. Det kan också finnas tryckstegringsstationer ute på nätet. Tryckstegringsstationer är pumpar som höjer vattentrycket där trycket annars skulle vara för lågt (Svenskt Vatten 2006a).

3 Mikroorganismer

Ett hälsosamt dricksvatten ska inte innehålla mikroorganismer i ett sådant antal att det orsakar sjukdom hos konsumenten (Vägledning Dricksvatten 2006 s.39). Det är främst olika mag- och tarmsjukdomar som kan spridas med dricksvattnet och det är i första hand bakterier, virus eller parasiter från avföring hos människa och djur som orsakar dem. Eftersom det är omständligt och kostnadskrävande att påvisa de olika sjukdomsframkallande organismerna i vattnet, analyseras istället halten av olika så kallade indikatorbakterier. Det är bakterier som är normalt förekommande men som inte alltid orsakar sjukdom (Svensk standard SS 028167 1996 s.1).

3.1 Heterotrofa bakterier

Att vara heterotrof är att vara motsatsen till autotrof som betyder självnärande. En heterotrof är inte självnärande eftersom den inte kan ombilda oorganiska ämnen till organiska utan behöver någon form av organiskt material för att kunna leva. Alla djur och en del bakterier är heterotrofa (Nationalencyklopedin 2006).

Heterotrofa bakterier finns naturligt i mark och ytvatten. En förhöjd bakteriehalt i dricksvattnet kan ha olika orsaker, till exempel att ytvatten läcker in och förorenar dricksvattnet, att reningen inte är tillräcklig eller att det sker en tillväxt av mikroorganismer i nätet (Stenström 2006).

Vid analys av vattnet bestäms antalet av endast en del av de närvarande heterotrofa bakterierna. Vilka heterotrofa bakterier det är som räknas beror på deras förmåga att växa på en viss typ av näringslösning under ett visst förhållande. När till exempel en temperatur på 20°C och en inkuberingstid på två dygn används fås antalet heterotrofa bakterier 2-dygns och på samma sätt fås antalet heterotrofa bakterier 7-dygns med en inkubering på sju dygn. Antingen analyseras en milliliter av provvattnet så som det är eller så späds det ut innan analys. Efter inkubering räknas antalet kolonier där en koloni anses ha sitt ursprung från en bakterie. Enheten för halten bakterier är cfu/ml, där cfu står för *colony-forming unit* (Svensk standard SS 028171 1985 s.1f).

Vid en halt av heterotrofa bakterier 2-dygns på 10 cfu/ml i det utgående dricksvattnet bedöms vattnet vara *tjänligt med anmärkning*. Orsaken till den förhöjda halten måste då alltid undersökas eftersom den är en indikation på att desinfektionen i vattenverket inte fungerar tillräckligt effektivt. För dricksvattnet hos konsumenten ligger gränsvärdet vid 100 cfu/ml och är där en indikation på till exempel läckage av ytvatten. För halten heterotrofa bakterier 7-dygns finns bara gränsen *tjänligt med anmärkning* för dricksvattnet hos användaren och den ligger på 5000 cfu/ml. Den förhöjda halten indikerar att det förekommer en mikrobiologisk tillväxt i anläggningen (Vägledning Dricksvatten 2006 s.83f).

3.2 Koliforma bakterier

Koliforma bakterier finns naturligt i jord och vatten men kan även vara av fekalt ursprung (från avföring). *Koli* i namnet koliform kommer från det grekiska ordet *ko'lon* som betyder

just tjocktarm. Eftersom de normalt förekommer i avföring från människa och djur används de som indikation på att vattnet är fekal förorenat (Svensk standard SS 028167 1996 s.1). Den fekala föroreningen härstammar oftast från avlopp eller naturgödsel. Om förekomst av koliformer kan påvisas finns det alltså en risk att vattnet även innehåller sjukdomsframkallande mikroorganismer (Vägledning Dricksvatten 2006 s.24).

Det finns emellertid sjukdomsframkallande mikroorganismer som är mycket tåliga och därför svårare att avskilja eller inaktivera än vad de koliforma bakterierna är. Ett vatten fritt från koliforma bakterier behöver därmed inte vara detsamma som ett vatten utan sjukdomsframkallande mikroorganismer (Vägledning Dricksvatten 2006 s.24).

Då koliformer även finns spridda i naturen behöver inte förekomst av koliforma bakterier betyda att vattnet är fekal förorenat. För att bli mer säker på att vattnet är fekal förorenat kan därför även antalet tarmbakterier av arten *Escherichia coli* (*E. coli*) bestämmas. *E. coli* lever nämligen endast i tarmen hos djur och människa (Pedersen 2006).

Vid analys av prover mäts halten koliformer och *E. coli* i cfu/100ml. Om dricksvattnet innehåller en halt koliformer på 10 cfu/100ml bedöms det som *otjänligt* att dricka. För *E. coli* räcker det med att bakterien påvisas (i 100 ml) för att vattnet ska vara *otjänligt*. Om en koliform påvisas bedöms vattnet vara *tjänligt med anmärkning* (Vägledning Dricksvatten 2006 s.85f).

4 Sannolikhets- och statistikteori

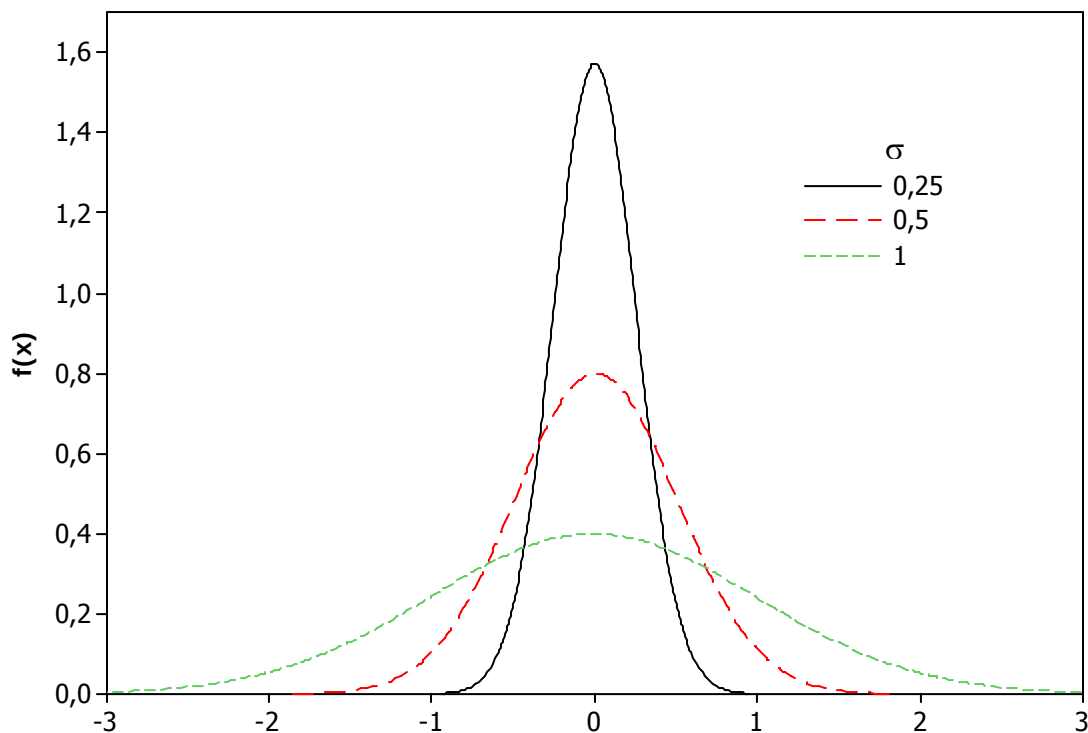
4.1 Ett par sannolikhetsfördelningar

4.1.1 Normalfördelningen

Normalfördelningen är den kontinuerliga fördelning som ofta används för att beskriva den slumpmässiga variationen som förekommer hos olika företeelser. Normalfördelningen är också den fördelning som stora delar av statistikteorin bygger på. För en normalfördelad stokastisk variabel X är täthetsfunktionen enligt (4-1) (Blom 1984 s.169):

$$f_X(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-(x-m)^2/2\sigma^2} \quad (-\infty < x < \infty) \quad (4-1)$$

Parametrarna m och σ i täthetsfunktionen anger medelvärdet respektive standardavvikelsen för variabeln X . Täthetsfunktionen är symmetrisk kring m och ju mindre σ desto mer samlad är funktionen kring m (Blom 1984 s.174), se Figur 4-1.



Figur 4-1: Täthetsfunktioner för normalfördelningen då $m = 0$, $\sigma = 0,25$ 0,5 eller 1.

4.1.2 Lognormalfördelningen

Inom det biologiska området är en logaritmisk normalfördelning, lognormalfördelningen, mycket vanlig. Oavsett vilken gren av biologin som studeras, så finns det företeelser som endast är normalfördelade om de presenteras som logaritmen av de ursprungliga biologiska fenomenen (Koch 1969 s.251). Även inom områden såsom geologi, livsmedelsteknologi, humanmedicin, växtpatologi, miljö, ekologi, demografi, ekonomi och lingvistik, förekommer flera exempel på lognormalfördelade iakttagelser (se till exempel Aitchison & Brown 1957 s.100-106 eller Limpert et al. 2001 s.346-349).

En stokastisk variabel X sägs vara lognormalfördelad om logaritmen av X , $\log(X)$, är normalfördelad. Vanligtvis används den naturliga logaritmen men även andra baser ger samma familj av fördelningar, med modifierade parametrar (Limpert et al. 2001 s.345). För den naturliga logaritmen är lognormalfördelningens täthetsfunktion enligt (4-2) (Blom 1984 s.187):

$$f_X(x) = \begin{cases} 1/[x\sigma\sqrt{2\pi}]e^{-(\ln x - m)^2/2\sigma^2} & x \geq 0 \\ 0 & x < 0 \end{cases} \quad (4-2)$$

Parametrarna m och σ är här inte medelvärde och standardavvikelse för variabeln X utan de anger medelvärdet och standardavvikelsen för den transformerade variabeln $Y=\ln(X)$, som enligt definitionen av lognormalfördelningen är normalfördelad (Le Bailly et al. 2000

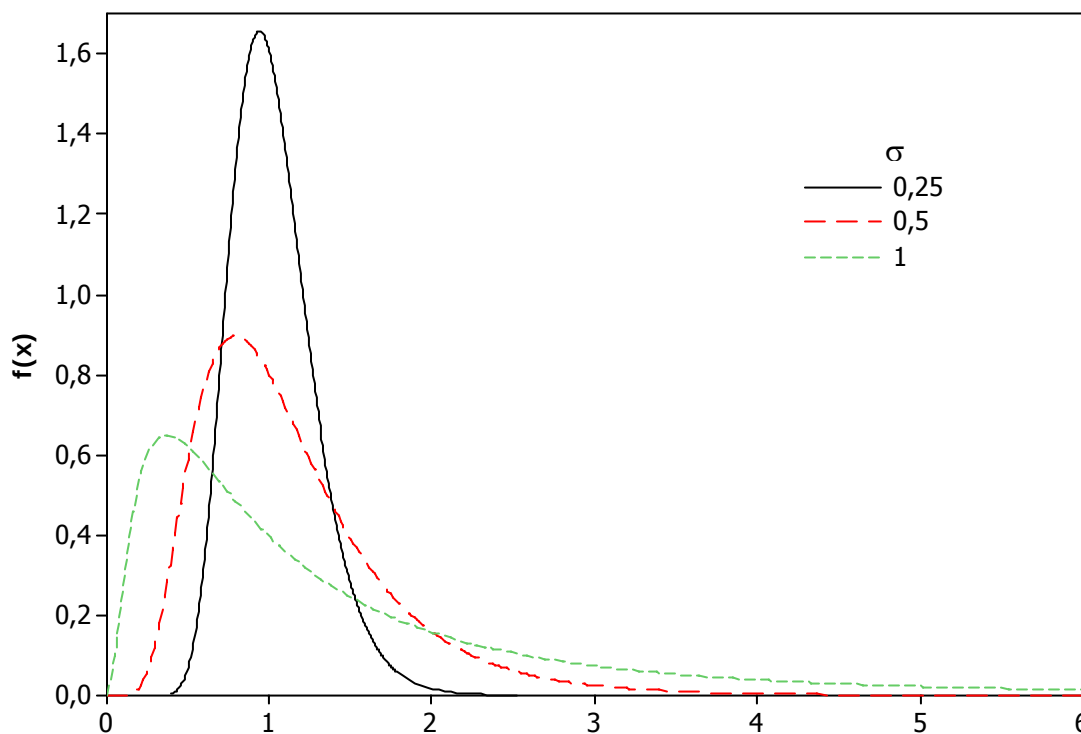
s.8). Parametrarna kan således beräknas genom att först logaritmera ursprungliga data och sedan beräkna det aritmetiska medelvärdet och standardavvikelsen för transformerade data (Limpert et al. 2001 s.345).

En lognormalfördelad variabel kan endast anta positiva värden och fördelningen är positivt skev (Limpert et al. 2001 s.344). I Figur 4-2 är täthetsfunktionen för lognormalfördelningen utritad med samma parametervärden som i Figur 4-1.

Om medelvärdet m transformeras tillbaka till m^* på den ursprungliga skalan ($m^* = e^m$, om den naturliga logaritmen har använts) kommer det inte vara det aritmetiska medelvärdet för de ursprungliga data. Medelvärdet m^* som fås är istället det geometriska medelvärdet och det kan även beräknas direkt från de ursprungliga värdena med hjälp av formeln (4-3):

$$m^* = \sqrt[n]{x_1 * x_2 * \dots * x_n} \quad (4-3)$$

där n är antalet datavärden. Det geometriska medelvärdet är, såvida inte alla datavärden är desamma, alltid mindre än det aritmetiska medelvärdet (Sokal & Rohlf 1995 s.43f).



Figur 4-2: Täthetsfunktioner för lognormalfördelningen då $m = 0$, $\sigma = 0,25$ 0,5 eller 1.

4.2 Regressionsanalys

4.2.1 Linjär regression

När man har en kontinuerlig beroende variabel y och vill veta om det finns något samband med en eller flera oberoende variabler x används linjär regressionsanalys. Syftet är att ta fram en ekvation som sammanfattar sambandet mellan variablerna på bästa möjliga sätt. När den oberoende variabeln endast är en till antalet är det en linje som anpassas till datapunkterna (Edling & Hedström 2003 s.87f). Generellt kan den sökta ekvationen vid linjär regression skrivas enligt (4-4):

$$y = a_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 + \dots + b_k x_k \quad (4-4)$$

där k är antalet oberoende variabler (Blom & Holmquist 1997 s.227).

Den mest använda metoden för att skatta koefficienterna är minstakvadratmetoden. Enligt minstakvadratmetoden är de bästa värdena på regressionskoefficienterna de som minimerar summan av de kvadrerade avvikelserna mellan de predicerade y -värdena enligt regressionsekvationen och de observerade värdena (Edling & Hedström 2003 s.99). Skillnaderna mellan de observerade och de predicerade y -värdena kallas residualer och en analys av dem kan visa hur väl regressionsmodellen beskriver data. Till exempel beräknas R^2 , den förklarade variansen, med hjälp av residualernas kvadratsumma. Värdet på R^2 visar hur bra regressionsekvationen beskriver variationen jämfört med medelvärdet för den beroende variabeln (Edling & Hedström 2003 s.92ff). Då R^2 ökar när ytterligare variabler inkluderas i modellen, används vid jämförelse av modeller med olika antal oberoende variabler istället det justerade värdet R_j^2 (Edling & Hedström 2003 s.101).

Residualernas kvadratsumma används även vid beräkning av regressionskoefficienternas standardavvikelse, kallad standardfelet, som i sin tur används i ett så kallat t -test. Vid ett t -test undersöker man om de olika koefficienterna signifikant (på vald signifikansnivå) skiljer sig från värdet noll, det vill säga om det finns något samband. Det görs genom att kontrollera test-statistikan t mot en så kallad t -fördelning (Wonnacott & Wonnacott 1977 s.341ff).

4.2.2 Logistisk regression

När man istället för en kontinuerlig beroende variabel har en kategorisk variabel används logistisk regressionsanalys. En kategorisk variabel antar endast ett fåtal värden och är på nominal- eller ordinalskala. Ett exempel på en kategorisk variabel är en binär variabel, där y -värdena endast antar värdena noll och ett (Edling & Hedström 2003 s.173f). I likhet med linjär regression skattas vid logistisk regression en ekvation som bäst beskriver sambandet mellan beroende och oberoende variabler. Ekvationen ser enligt (4-5) ut på följande vis:

$$l = \ln\left(\frac{P}{1-P}\right) = a_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 + \dots + b_k x_k \quad (4-5)$$

där l kallas logiten eller det logaritmerade oddset och P är sannolikheten att den binära variabeln antar värdet ett. För att lättare förstå vad ekvationen beskriver kan termerna i (4-5) arrangeras om till följande uttryck (4-6):

$$P = \frac{\exp(l)}{1 + \exp(l)} = \frac{1}{1 + \exp(-l)} \quad (4-6)$$

där som förut $l = a_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_kx_k$. Ekvationen beskriver då sannolikheten att den beroende variabeln antar värdet ett utifrån de oberoende variablerna (Edling & Hedström 2003 s.179f).

För att skatta koefficienterna i den logistiska regressionsekvationen används maximum likelihood-metoden. Anledningen är att skattningarna med minstakvadratmetoden inte får de statistiska egenskaper som önskas. Med maximum likelihood-metoden är de sökta koefficienterna de som maximerar en funktion, kallad likelihood-funktionen, som beskriver sannolikheten att just få de data som erhållits. Rent matematiskt är det dock enklare att maximera logaritmen av funktionen, den så kallade log likelihood-funktionen (Hosmer & Lemeshow 2000 s.8f).

I likhet med användandet av residualernas kvadratsumma för signifikanstestning av regressionskoefficienterna vid linjär regression används värdet på log likelihood-funktionen för signifikanstestning vid logistisk regression. Med hjälp av värdet på log likelihood-funktionen kan deviansen (eng. deviance), D , beräknas som i sin tur används för att beräkna test-statistikan G . Då statistikan följer en χ^2 -fördelning kan G -testet tala om huruvida de olika koefficienterna signifikant skiljer sig från noll (Hosmer & Lemeshow 2000 s.12ff).

4.3 Metoder för censurerade data

De analysmetoder som används för att ta reda på bakteriehalten har sina begränsningar. Ett negativt prov betyder endast att bakteriehalten i den undersökta provvolymen är noll och behöver inte betyda att bakteriehalten i det undersökta vattnet är noll. Det går inte att veta "hur nära" provet är att vara positivt. Ta till exempel en analysmetod med en undre detektionsgräns på ett, det vill säga där det endast behövs en bakterie för att provet ska registreras som positivt. När ingen bakterie finns i provvolymen går det inte att veta var inom spannet mellan noll och ett som bakteriehalten för den totala volymen ligger (Gale 1996 s.155f). Statistisk behandling av sådana "censurerade" data är därför inte helt enkel utan måste göras med någon anpassad metod. De metoder som finns att tillgå för univariat analys, till exempel beräkning av medelvärden, har delats in i tre klasser: substitutionsmetoder, parametriska metoder och robusta parametriska metoder (Le Bailly et al. 2000 s.2).

4.3.1 Substitutionsmetoder

Substitutionsmetoderna går ut på att byta ut varje observation där ingen bakterie detekterades mot en vald konstant för att sedan göra de önskade statistiska analyserna. Vanliga värden som används är: noll, halva detektionsgränsen ($DL/2$) eller detektionsgränsen (DL). En annan möjlighet är att byta ut de censurerade värdena mot

slumptal dragna från en likformig fördelning mellan noll och DL (Le Bailly et al. 2000 s.10). Det största problemet med substitutionsmetoderna är att det inte finns någon hjälp att få från statistisk teori i valet av substituerat värde (Le Bailly et al. 2000 s.14).

4.3.2 Parametriska metoder

Principen för de parametriska metoderna är att anpassa en antagen statistisk fördelning till observerade data med en metod som är anpassad för censurerade observationer och sedan använda fördelningen för att beräkna de önskade statistiska uppgifterna. Den mest populära metoden för att anpassa en fördelning är maximum-likelihood-metoden för censurerade data. En stor nackdel är dock att det inte finns någon analytisk lösning till den uppställda funktionen. För att hitta de önskade parametrarna måste därför en iterativ numerisk algoritm användas, av vilka det finns flera att välja bland (Le Bailly et al. 2000 s.14f).

4.3.3 Robusta parametriska metoder

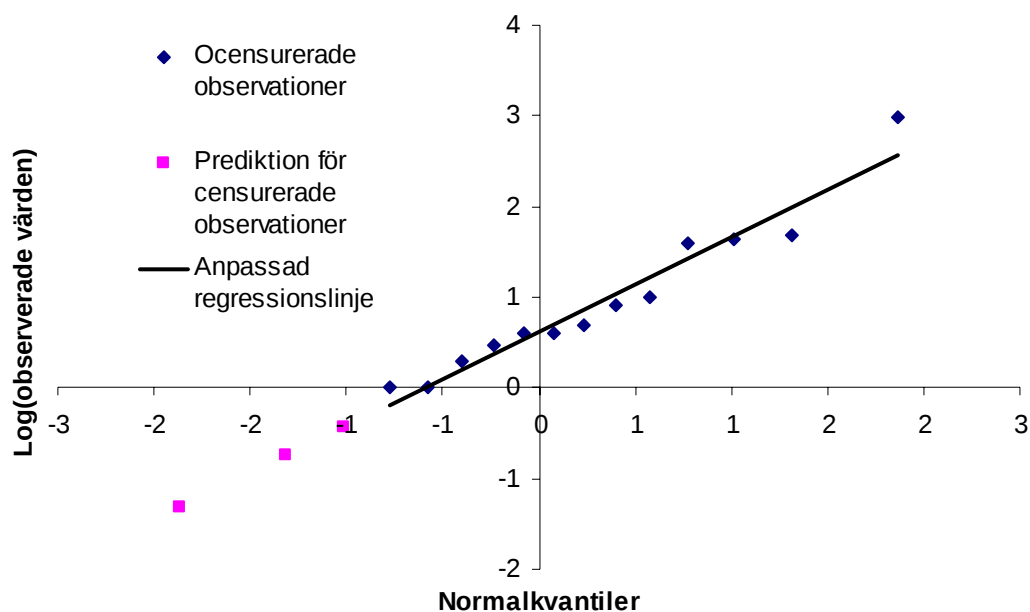
De robusta parametriska metoderna är ett mellanting av substitutionsmetod och parametrisk metod. Metoderna består i att konstruera värden för de censurerade observationerna genom att anpassa en fördelning till de ocensurerade observationerna och extrapolera den. Sedan används som för substitutionsmetoderna alla värden för att beräkna de önskade statistiska uppgifterna. Namnet ”robust” kommer av att metoderna verkar ge bättre estimat än de parametriska metoderna när fördelningen för data avviker från den antagna fördelningen (Le Bailly et al. 2000 s.2f).

Den mest kända metoden i denna klass är Log Probability Regression (LPR) och har fördelarna att den är lätt att förklara och lätt att använda (Le Bailly et al. 2000 s.2f). LPR bygger på antagandet att data är lognormalfördelade och de censurerade värdena byts ut mot värden som är predicerade utifrån en regressionslinje som bygger på det antagandet. Värdena sorteras först i storleksordning från det minsta till det största värdet. Därefter logaritmeras de ocensurerade värdena och motsvarande normalkvantiler beräknas. För en given logaritmerad observation är normalkvantilen det värde den logaritmerade observationen skulle ha om den kom ifrån en standardnormalfördelning, det vill säga en normalfördelning med medelvärdet noll och standardavvikelsen ett. Normalkvantilen beräknas genom att först beräkna hur stor andel av alla observationer som ligger under en given observation. Det görs med formeln (4-7):

$$\frac{i - \alpha}{N + 1 - 2\alpha} \quad (4-7)$$

där N är det totala antalet observationer, i är observationens position ($i = 1:N$) och α är en parameter som kan ha olika värden: 0, 0,375 eller 0,5. Enligt Le Bailly et al. (2000 s. 18f) är valet av parametern α :s inverkan försumbar, vilket är en fördel. Den givna observationens normalkvantil fås sedan genom att med hjälp av det nyss beräknade värdet beräkna inversen till den kumulativa standardnormalfördelningen. Det går lätt att göra i till exempel Excel (för ett exempel på hur man kan gå tillväga se Miller 2006).

Nästa steg är att plotta de logaritmerade värdena mot normalkvantilerna och sedan anpassa en regressionslinje genom punkterna, se Figur 4-3. De censurerade värdena prediceras sedan med hjälp av regressionslinjens ekvation (Le Bailly et al. 2000 s.18).



Figur 4-3: Demonstration av LPR-metoden.

När andelen censurerade observationer är hög och när det inte finns några observationer på detektionsgränsen kan LPR-metoden ge en bättre skattning genom att en artificiell observation med detektionsgränsens värde läggs till de ocensurerade observationerna (Le Bailly et al. 2000 s.19).

5 Metod och avgränsningar

5.1 Datamaterialet och medverkande vattenverk

I arbetet har data från sju olika ytvattenverk analyserats. En stor del av datamaterialet har använts vid en tidigare gjord studie (Olsson 2005) och tillhandahölls av författaren till den studien. Övriga data tillhandahölls av kommun- och vattenverkspersonal. Datamaterialet innefattade analysresultat från kemisk och mikrobiologisk undersökning av prover tagna på råvatten, utgående dricksvatten (hädanefter kallat utvatten) samt provpunkter på distributionsnätet (hädanefter kallat nätvatten). Hur ofta prover har tagits varierar mellan vattentyper och mellan olika vattenverk från ett par gånger per år till flera gånger i veckan. Storleken på de tidsperioder som datamaterialet behandlar sträcker sig från tre år till femton år.

Det ursprungliga datamaterialet innehöll mer information än vad som var intressant och olika mycket information för de olika vattenverken. Därför strukturerades datamaterialet om så att det kom att innehålla de halter av mikroorganismer som vanligtvis hade analyserats samt temperatur, klorhalt och halt av organiskt material.

De mikrobiologiska analyser som använts i de statistiska analyserna är halten av heterotrofa bakterier 2-dygns (förkortat 2d), heterotrofa bakterier 7-dygns (förkortat 7d), koliformer (förkortat K) och *E. coli* (förkortat E). Datamaterial och analysresultat för 2d i råvattnet benämns fortsättningsvis 2d-Rå, i utvattnet för 2d-Ut och i nätvattnet för 2d-Nät. På motsvarande sätt benämns övriga kombinationer av mikroorganismer och vattentyper.

I datamaterialet används parametern COD som mått på halten organiskt material i vattnet. COD står för *chemical oxygen demand* och är den mängd syre som behövs för att bryta ner en viss mängd organiskt material till koldioxid och vatten. Halten av COD och även klorhalten mäts i enheten mg/l. Temperaturen mäts i grader Celsius (°C).

Vilka vattenverk samt vilka tidsperioder som datamaterialet behandlar redovisas i Tabell 5-1. Där presenteras även en kort beskrivning av de olika vattenverkens beredningsprocess (tagen från Olsson 2005). Av Tabell 5-2 framgår även vilka data som fanns tillgängliga för de olika vattenverken.

Tabell 5-1: Medverkande vattenverk.

Vattenverk/ Kommun	Tidsperiod	Avskiljningsprocess	Desinfektionsmetod
Görvålns vattenverk/ Norrvatten (13 kommuner i norra Stockholmsområdet)	Jan 1994 – jan 2004	Kemisk fällning med efterföljande sedimentering och snabbfiltrering; i mar 2003 togs även ett kolfilter successivt i bruk	Kloramin (klorgas och ammoniumsulfat) fram till mar 2003, därefter övergång till UV- desinfektion och dosering av färdigbunden kloramin
Karlskrona vattenverk/ Karlskrona kommun	Jan 2000 – dec 2002	Kemisk fällning med efterföljande dynasandfiltrering, oxidationsbassänger med tillsats av klor och klordioxid samt kolfilter	Mellanklorering med en blandning av klor och klordioxid samt slutklorering med kloramin (klorgas och ammoniumsulfat)
Laxå vattenverk/ Laxå kommun	Apr 1995 – jul 2002	Snabbfiltrering	UV-desinfektion och kloramin (natriumhypoklorit och ammoniumsulfat)
Minnesgårdets vattenverk/ Östersunds kommun	Jan 1988 – dec 2002	Ozon med efterföljande snabbfiltrering	Kloramin (klorgas och ammoniumsulfat) fram till dec 1993, därefter klorgas eller natriumhypoklorit
Rimforsa vattenverk/ Kinda kommun	Feb 2000 – mar 2003	Snabbfiltrering och långsamfiltrering	Natriumhypoklorit
Sjöuddens vattenverk/ Växjö kommun	Jan 1991 – apr 2004	Kemisk fällning med efterföljande sedimentering och kolfilter	Klordinoxid och kloramin (klorgas och ammoniumsulfat) fram till feb 2001, därefter UV- desinfektion och kloramin (natriumhypoklorit och ammoniumsulfat)
Skråmsta vattenverk/ Örebro kommun	Jan 1995 – jul 2004	Kemisk fällning med efterföljande sedimentering och snabbfiltrering, konstgjord infiltration	Natriumhypoklorit

Tabell 5-2: Tillgängliga data.

Vattenverk	2d-Rå	2d-Ut	2d-Nät	7d-Rå	7d-Ut	7d-Nät	K-Rå	K-Ut	K-Nät	E-Rå	E-Ut	E-Nät
Görväln	✓	✓	✓	-	✓	✓	-	-	-	-	-	-
Karlskrona	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Laxå	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Minnesgärdet	✓	✓	✓	-	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Rimforsa	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Sjöudden	-	✓	-	-	✓	-	-	✓	-	-	✓	-
Skråmsta	-	-	-	-	-	-	✓	-	-	✓	-	-

Det mest naturliga var att analysera varje vattenverk för sig eftersom de tar sitt råvatten från olika vattentäkter och inte har identisk beredningsprocess. Men som kan ses i Tabell 5-1 har beredningsprocessen, inom tidsperioden för tillgängligt datamaterial, ändrats för vattenverken Görväln, Minnesgärdet och Sjöudden. Därför delades datamaterialet upp i två delar för de nämnda vattenverken:

Görväln 1 – tidsperioden då vattnet desinficerades med klorgas och ammoniumsulfat.

Görväln 2 – tidsperioden då kolfilter- och UV-ljusanläggningen samt dosering av färdigbunden klorammin successivt togs i bruk.

Minnesgärdet 1 – tidsperioden då desinfektion skedde med klorgas och ammoniumsulfat.

Minnesgärdet 2 – tidsperioden då istället klorgas eller natriumhypoklorit användes.

Sjöudden 1 – tidsperioden då desinfektionsmetoden var klordioxid, klorgas och ammoniumsulfat.

Sjöudden 2 – tidsperioden då vattnet desinficerades med UV-ljus, natriumhypoklorit och ammoniumsulfat.

Förutom att det var intressant hur bakterierna var fördelade i de olika vattentyperna under hela tidsperioden var det även intressant att se hur årstidsvariationen såg ut. Därför delades data upp i årstider enligt följande:

Vinter – december, januari och februari.

Vår – mars, april och maj.

Sommar – juni, juli och augusti.

Höst – september, oktober och november.

Eventuellt samband undersöktes mellan halter/förekomst av mikroorganismer och de oberoende variablerna temperatur, klorhalt och organiskt material. De olika vattenverken (eller kombination vattenverk – beredningsprocess) hade data inom olika intervall för de oberoende variablerna enligt Tabell 5-3.

Tabell 5-3: Dataintervall för oberoende variabler.

Vattenverk	Temperatur °C	Klorhalt mg/l	COD mg/l
Görväln 1	0-26,7	0,02-0,35	-
Görväln 2	2,6-22,1	0,03-0,25	-
Karlskrona	2,5-22	0,015-0,35	2,4-5,9
Laxå	3-17	0,02-0,35	2-6,7
Minnesgärdet 1	1-18,8	0,005-0,39	0-10
Minnesgärdet 2	0,1-15,6	0,005-0,34	0-9
Rimforsa	6-16	0,02-0,27	4,1-5,6

5.2 Metod för censurerade data

Eftersom tillgängliga data var censurerade (alla prov var inte positiva) behövdes en metod för censurerade data. Den metod som valdes var LPR-metoden som har beskrivits i stycke 4.3.3 och den logaritm som användes var tio-logaritmen. Implementeringen av LPR-metoden skedde med hjälp av Excel. I formeln (4-7) för beräkning av hur stor andel av alla observationer som låg under en given observation valdes värdet på α till 0,5. Formeln kan då skrivas om till (5-1):

$$\frac{i - 0,5}{N} \quad (5-1)$$

Enligt beskrivningen av LPR-metoden ovan kan, speciellt när andelen censurerade observationer är hög, en bättre skattning fås om en artificiell observation läggs till med detektionsgränsens värde när en sådan observation inte finns. Jag valde att vid varje tillfälle när det fanns negativa prov men inget positivt prov på detektionsgränsen att lägga till en artificiell observation.

Med LPR är det värdena på de positiva proven som gemensamt bestämmer värdena för de negativa proven. Det betyder att ju färre positiva prov desto osäkrare blir det att det är den sanna fördelningen som fås. För att resultatet av senare analys skulle vara tillräckligt givande sattes därför en gräns på tio positiva för att gå vidare. Om antalet positiva prov var under tio fortsatte jag således inte analysen.

För att få en bild av vilka skillnader i resultat valet av metod för censurerade data kan ge så användes för ett vattenverk (Laxå) substitutionsmetoden DL/2. Värdena av negativa prov sattes då till halva detektionsgränsen (0,5 cfu/ml respektive 0,5 cfu/100ml). Sedan logaritmerades alla värden så att en jämförelse med LPR-metoden kunde göras.

5.3 Statistiska analyser

För att ta reda på om ursprungliga data var lognormalfördelade undersökte jag om de logtransformerade data var normalfördelade. Jag använde mig av statistikprogrammet Minitab och Anderson-Darlings normalitetstest med nollhypotesen att data kommer från en

normalfördelning. Signifikansnivån valdes till $\alpha = 0,05$. Statistikan Anderson-Darling (AD) mäter arean mellan punkterna och den för normalfördelningen anpassade regressionslinjen (se Figur 4-3), med större vikt lagd vid de båda ändarna. Ju lägre AD-värde desto troligare är det att data kommer från en normalfördelning (Minitab Inc. 2005).

När de LPR-predicerade värdena hade lagts till beräknades medelvärde och standardavvikelse av logaritmerade halter av mikroorganismer för varje dataset. Med hjälp av medelvärde och standardavvikelse kunde sedan fördelningarnas utseende beskrivas och en jämförelse mellan de olika vattentyperna, årstiderna och desinfektionsmetoderna göras.

Eftersom det i mitt fall handlade om halter av bakterier var det även intressant att veta hur pass bra den estimerade fördelningen stämde överens med observerade data vid höga halter. Därför jämfördes de 95:e percentilerna för observerade logtransformerade data med de 95:e percentilerna för deras anpassade normalfördelningar.

Jämförelser mellan de olika vattentyperna, årstiderna, desinfektionsmetoderna och jämförelsen mellan LPR- och DL/2-metoden gjordes genom att undersöka om medelvärdena signifikant (på signifikansnivån $\alpha = 0,05$) skilde sig åt. Jag använde mig av Minitab och variansanalys (engelsk förkortning: ANOVA) med Tukeys metod. När fler än två medelvärden jämförs kommer sannolikheten att förkasta en sann nollhypotes vara större än för varje individuell jämförelse. Med Tukeys metod justeras signifikansnivån för varje individuell parvis jämförelse så att den totala signifikansnivån blir den valda (Minitab Inc. 2005).

Sambandet mellan halter/förekomst av mikroorganismer och de oberoende variablerna temperatur, klorhalt och organiskt material i ledningsnätet analyserades med hjälp av linjär/logistisk regressionsanalys. För de vattenverk som hade bytt desinfektionsmetod analyserades även om det fanns ett samband med variabeln desinfektionsmetod. Variabeln kallades *Process* och var en så kallad dummyvariabel med värdet ett för tidsperioden innan bytet och värdet två för tidsperioden efter bytet. Om det visade sig finnas ett samband delades data upp och analysen gjordes på varje del för sig.

Vid undersökning av eventuella samband mellan halter av mikroorganismer och olika oberoende variabler kan ingen hjälp fås av vare sig LPR-metoden eller någon av de övriga metoderna för censurerade data. Det är inte så enkelt som att byta ut censurerade data mot LPR-predicerade värden eftersom ingen hänsyn tas till värdena på de oberoende variablerna. Varje datapunkt har förutom den beroende variabeln, vars värde i det här fallet är censurerat, även värden på de oberoende variablerna. Eftersom det är ett eventuellt samband mellan den beroende variabeln och de oberoende som undersöks går det inte att tilldela LPR-predicerade värden till den beroende variabeln hursomhelst. Ingen information finns heller att få angående vilket LPR-predicerat värde som skulle kunna höra till motsvarande värden på oberoende variabler.

För 7d var andelen ocensurerade data relativt hög varför linjär regression kunde användas på de ocensurerade logtransformerade data. För 2d och koliformer, där andelen ocensurerade data var lägre, användes istället logistisk regression. Det samband som

undersöktes var då mellan förekomsten av mikroorganismer och de oberoende variablerna temperatur, klorhalt och organiskt material. Ett positivt prov kodades som värdet ett och ett negativt som värdet noll. För tre vattenverk fanns det observationer med klorhalter under detektionsgränsen. I de fallen sattes värdena till halva detektionsgränsen som var 0,015 mg/l för Karlskrona, 0,025 mg/l för Laxå och 0,005 mg/l för Minnesgården.

Den linjära regressionsanalysen utfördes med hjälp av Minitabs metod för stegvis regression (engelska: stepwise regression). Där plockas de oberoende variablerna in i och ut ur regressionsmodellen efter signifikans. Den variabel som är mest signifikant plockas in först och sedan i tur och ordning de övriga som är signifikanta. Om en variabel inte längre är signifikant när modellen har utökats tas den ut ur modellen (Minitab Inc. 2005). För logistisk regression finns det i Minitab inte någon inbyggd metod för stegvis regression så den gjordes manuellt. Först betraktades värdena på G-statistiken när de oberoende variablerna var för sig ingick i modellen. De som var signifikanta fick sedan tillsammans ingå i en ny modell varvid signifikans åter kontrollerades. Värdet på G-statistiken för varje oberoende variabel erhöles då genom att ta skillnaden mellan värdet på G-statistiken för den fulla modellen och den modell där variabeln i fråga hade tagits bort. Vid både den linjära och den logistiska regressionsanalysen undersöktes till sist om det fanns signifikanta interaktionseffekter mellan de oberoende variablerna genom att inkludera en variabel som var produkten av de övriga.

För ett vattenverk (Karlskrona) gjordes även en residualanalys. Regressionsanalysens residualer plottades mot ett antal provtagningsplatser på nätet där platserna numrerats efter dricksvattnets bedömda ålder (enligt Olsson 2005). Genom att undersöka om det fanns något positivt samband mellan residualerna och uppskattad ålder på vattnet gjordes en bedömning av om det fanns någon faktor kvar i vattnets ålder (efter det att hänsyn tagits till temperatur, klorhalt och organiskt material) som skulle kunna förklara bakteriehalten. Eftersom vattnets bedömda ålder var på ordinal skalnivå användes rangkorrelationskoefficienten Kendalls tau (för utförligare genomgång se till exempel Sokal & Rohlf 1995 s.593-598). En ordinal skalnivå innebär att det finns en rangordning mellan talvärdena men att avstånden mellan talvärdena i verkligheten inte behöver vara lika stora.

6 Resultat och diskussion

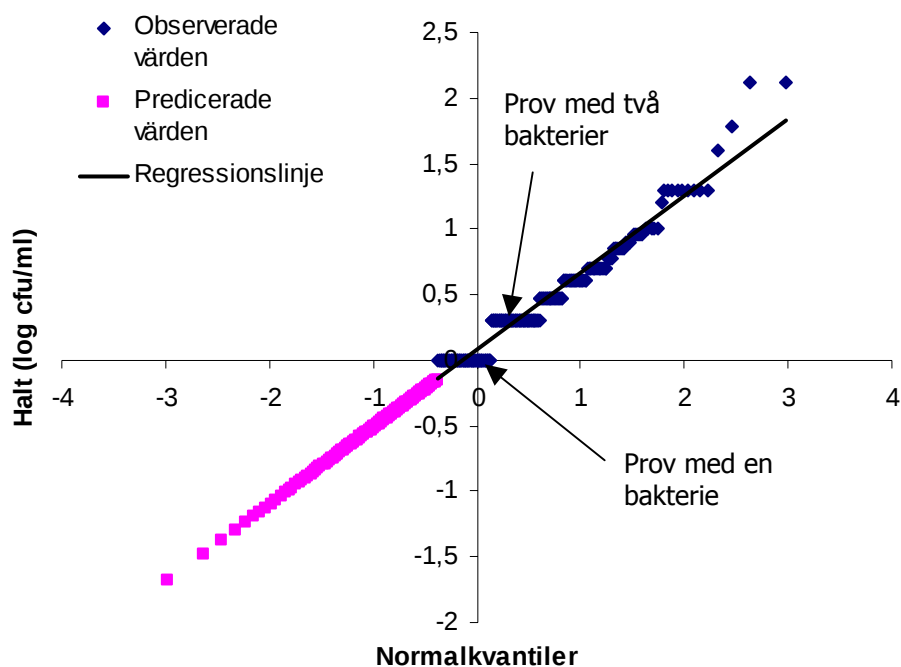
I och med användningen av LPR-metoden och antagandet att data var lognormalfördelade redovisas alla medelvärden och standardavvikelser i logaritmerade termer med tio som bas. På grund av en stor mängd resultatvärden redovisas endast ett urval, de mest illustrativa, i form av figurer.

6.1 Test av fördelningstyp

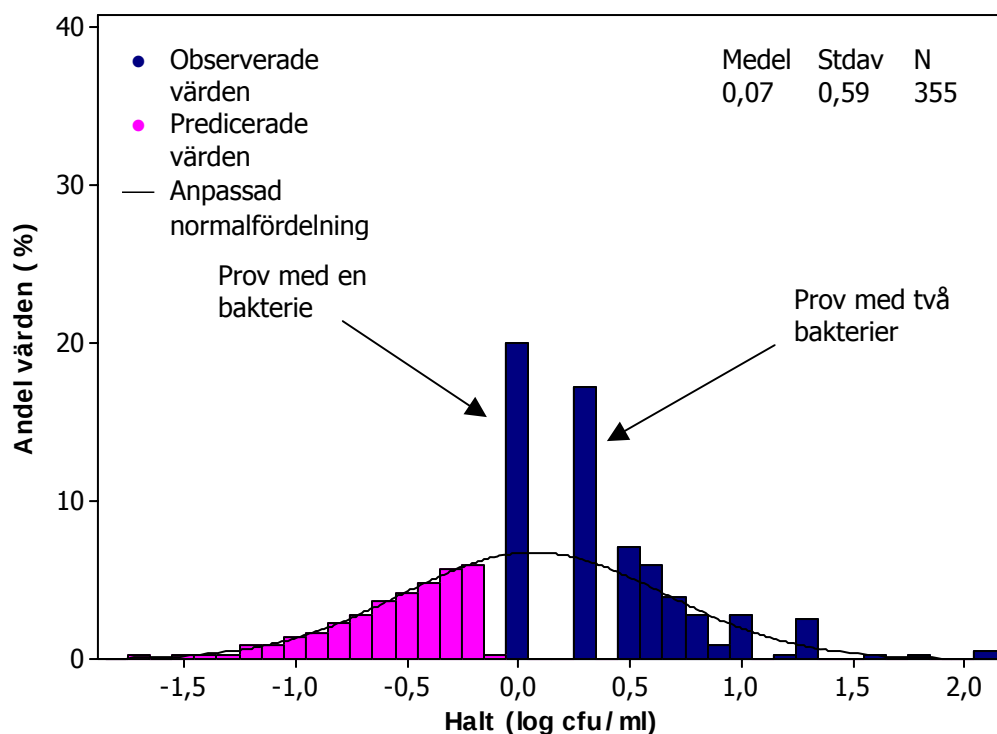
Bakteriehalter i vatten antogs vara lognormalfördelade vilket således innebär att de logaritmerade värdena ska följa en normalfördelning. Enligt AD-testet var det dock många fördelningar av bakteriehalter som signifikant skilde sig från en normalfördelning (se kolumnen för AD-värde i Bilaga A). Vid en närmare granskning av plottar och histogram över enskilda dataset visade det sig emellertid finnas problem med användandet av AD-

testet. Normalfördelningen är en kontinuerlig fördelning och en normalfördelad variabel kan följaktligen anta alla värden längs den reella axeln. Men vid analys av provvolym blir bakteriehalten diskret eftersom den endast kan anta heltal. Även om antalet bakterier i en totalvolym på till exempel en liter är 1500 stycken skulle inget prov med en volym på en milliliter registreras innehålla 1,5 organismer.

Istället för att datapunkterna följer regressionslinjen kan det därför bildas ”trappsteg” i plotten, se Figur 6-1. I histogrammet visar det sig som alltför höga staplar jämfört med den anpassade normalfördelningen samt tomma staplar i anslutning till dem, se Figur 6-2. I och med förekomsten av trappsteg kommer arean mellan datapunkterna och regressionslinjen att bli större än om punkterna hade följt linjen och därmed kommer ett högre AD-värde att fås. Problem med användandet av AD-testet uppstår när många prov antar samma värde eftersom trappstegen då blir bredare. Trappstegen uppträdde oftast vid låga provhalter men kunde även hittas för halter över tio organismer. Antagligen har provhalten vid analysen då avrundats till ett jämnt tiotal. Däremot påverkas inte medelvärdet och standardavvikelsen i någon högre grad av förekomsten av trappsteg.

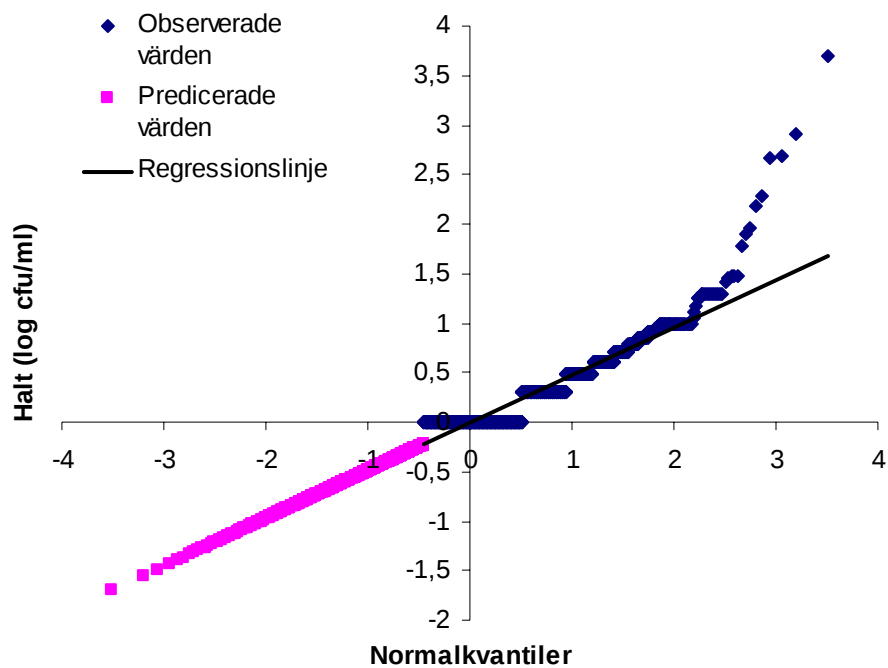


Figur 6-1: LPR-plot för Laxå 7d-Ut.

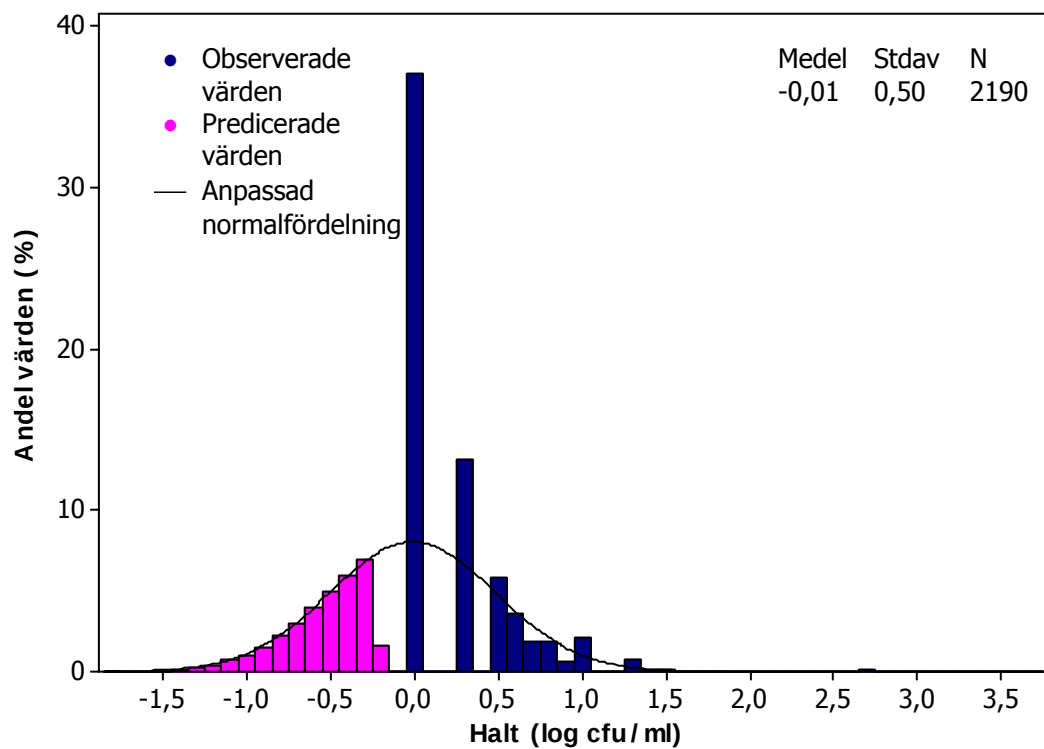


Figur 6-2: Histogram för Laxå 7d-Ut.

Även det faktum att AD-testet är strängare i ändarna kan ha påverkat till en viss del eftersom det inte var ovanligt att de allra högsta värdena avvek från linjen. Avvikelse från regressionslinjen skedde åt båda håll, ibland var de högsta värdena för låga, det vill säga de var belägna under linjen och ibland var de för höga. De avvikande höga värdenas påverkan på AD-värdet är dock inte lika stor som förekomsten av trappsteg även om det i LPR-plotten kan se ut som om de avvikande höga värdena har stor betydelse. Punkterna i trappstegen ligger så tätt att det inte går att få ett grepp om hur många de är. I Figur 6-3 ligger till exempel nio punkter över värdet 1,5 medan 810 punkter har värdet ett. En granskning av motsvarande histogram ger då en mer korrekt bild, se Figur 6-4. Om de nio högsta punkterna flyttas så att de följer regressionslinjen sjunker AD-värdet från 42,36 till 42,05. Om istället alla punkter med värdet ett byts ut mot LPR-predicerade värden fås ett motsvarande AD-värde på 3,71 (dock fortfarande för högt för att enligt testet komma från en normalfördelning). Slutsatsen är att om tillräckligt stora volymer provtogs skulle ursprungliga data mycket väl kunna approximeras med en lognormalfördelning.



Figur 6-3: LPR-plot för Görväln 1 7d-Ut.

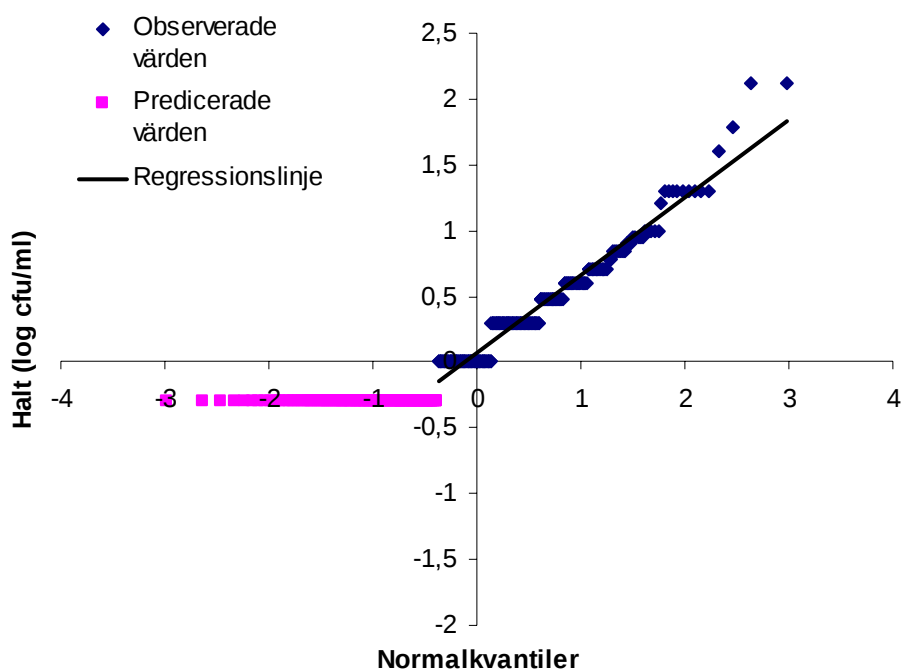


Figur 6-4: Histogram för Görväln 1 7d-Ut.

I de tre kolumnerna längst till höger i tabellerna i Bilaga A presenteras de 95:e percentilerna för observerade data ($P_{95} D$), för de anpassade fördelningarna ($P_{95} F$) samt skillnaden dem emellan ($P_{95} D-F$). För en majoritet av dataseten (35 av 55) var den 95:e percentilen för anpassade fördelningar högre än för observerade data. Skillnaderna var relativt små, 95:e percentilen för anpassade fördelningar var som mest 0,31 logenheter större än 95:e percentilen för data och som mest 0,26 logenheter mindre. Översatt till ologaritmerade halter av mikroorganismer blir det ungefär dubbelt eller hälften så många. Det var endast den genomsnittliga skillnaden för 2d-Ut, med ett värde på $-0,1$ logenheter, som var signifikant skild från noll (t-test, $p < 0,05$). För övriga kombinationer av mikroorganismer och vattentyper fanns det inga signifikanta skillnader.

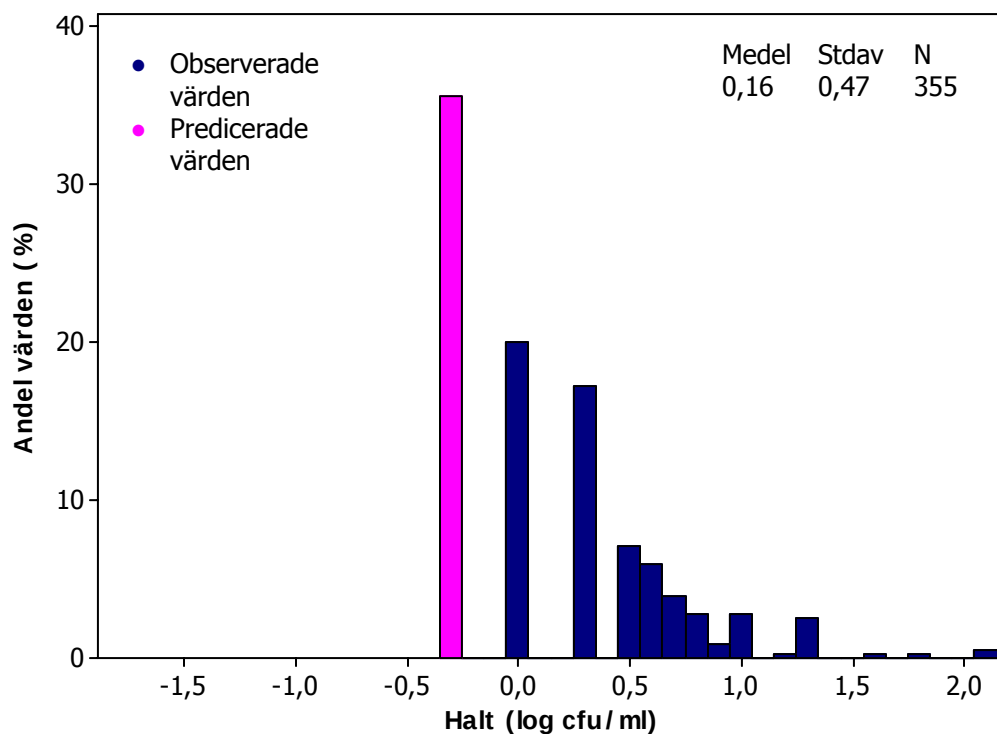
6.2 Jämförelse mellan LPR- och DL/2-metoden

I Bilaga B presenteras resultatet av jämförelsen mellan LPR- och DL/2-metoden för censurerade data. I kolumnen längst till höger går det att se i vilka fall som medelvärdet för LPR-metoden skiljer sig från medelvärdet för DL/2-metoden. I fem av åtta fall fanns det en signifikant skillnad mellan medelvärdena för data beräknade med de två metoderna. I de fallen var medelvärdet med LPR-metoden mindre än medelvärdet med DL/2. En anledning till att DL/2-metoden gav ett högre medelvärde kan ses i Figur 6-5 där de censurerade värdena istället är predicerade med DL/2-metoden (jämför med Figur 6-1). Spannet av värdena sträckte sig inte lika långt ner med DL/2-metoden som med LPR-metoden vilket gav ett högre medelvärde med DL/2.



Figur 6-5: LPR-plot för Laxå 7d-Ut med DL/2-predicerade värden.

I de fem fallen där det fanns en skillnad mellan medelvärdena fanns även en skillnad i standardavvikelse. Standardavvikelsen var större med LPR än med DL/2 vilket kan förklaras av att spannet mellan det lägsta och det högsta värdet för hela datasetet blev större med LPR-metoden. Skillnaden mellan medianen och medelvärdet för de två metoderna var också mindre för datasetet med LPR-predicerade värden än det med DL/2-predicerade värden. LPR-metoden gav alltså inte en lika skev fördelning som DL/2 (jämför Figur 6-2 med Figur 6-6) vilket inte är konstigt eftersom de LPR-predicerade värdena är valda från en normalfördelning.



Figur 6-6: Histogram för Laxå 7d-Ut med DL/2-predicerade värden.

I tre av de åtta undersökta fallen fanns det däremot ingen signifikant skillnad mellan medelvärdena beräknade med hjälp av de två olika metoderna. Det var också de fallen med högst andel positiva prov, från 91 procent till och med 100 procent, medan övriga fall sträcker sig mellan 3 procent och 65 procent. När andelen censurerade data är låg blir antalet predicerade värden lägre och därmed blir påverkan av valet av metod på resultatet mindre. En självklar slutsats blir således att valet av metod för censurerade data har störst betydelse när andelen censurerade data är hög.

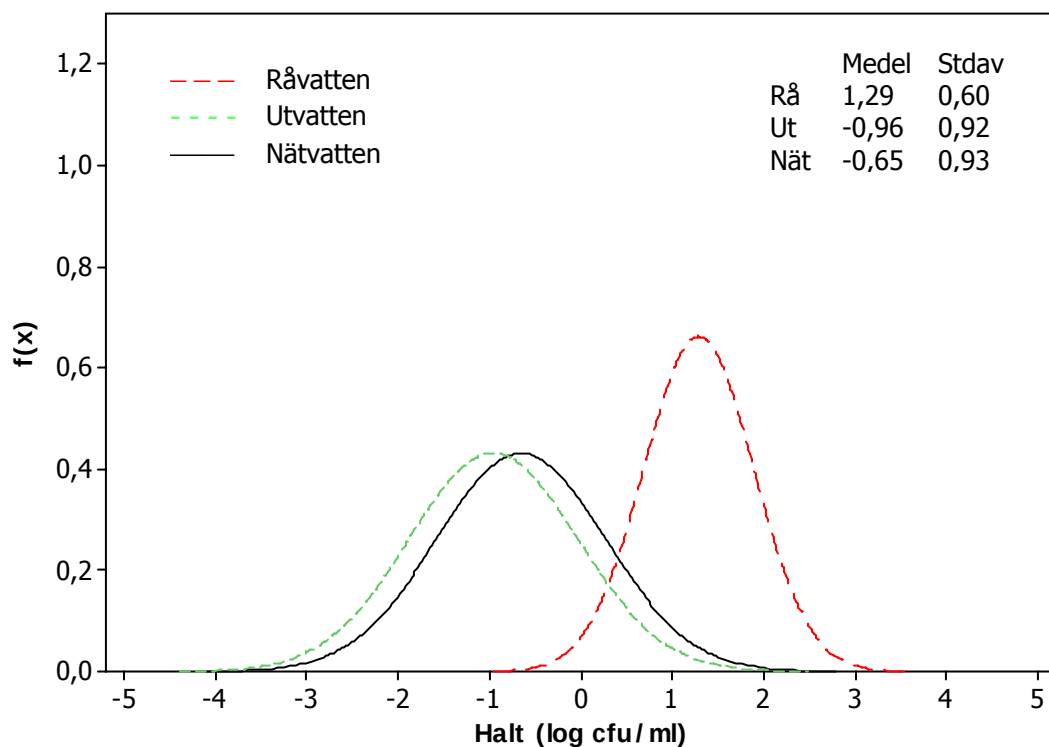
6.3 Mikroorganismernas fördelningar

6.3.1 Olika vattentyper

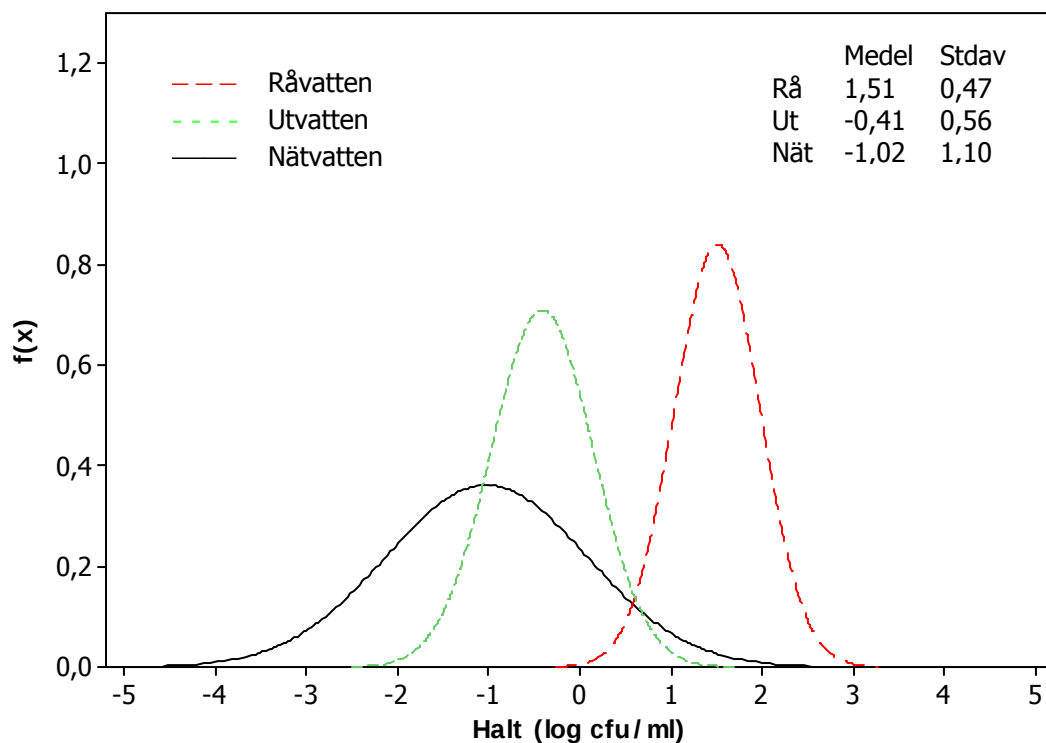
6.3.1.1 2-dygns heterotrofer

För 2-dygns heterotrofer varierade medelvärdet i råvattnet för de olika vattenverken (eller kombinationen vattenverk – beredningsprocess, se stycke 5.1) mellan 1,29 log cfu/ml och 2,85 log cfu/ml (se Bilaga A-1). I utvattnet varierade medelvärdet mellan $-0,96$ log cfu/ml och $-0,27$ log cfu/ml och i nätvattnet mellan $-1,05$ log cfu/ml och $-0,07$ log cfu/ml. För dricksvattnet var medelvärdet alltså, översatt till ologaritmerade halter av mikroorganismer, alltid mindre än en organism/ml ($\log(1) = 0$).

I kolumnen ANOVA-gruppering i Bilaga A presenteras resultatet av den variansanalys som gjordes för att se om medelvärdena för de olika vattentyperna signifikant skilde sig åt. Resultatet var inte detsamma för alla vattenverk. För fyra av sju vattenverk (Görväln 1, Görväln 2, Laxå och Minnesgärdet 2) var medelvärdena av 2d för alla tre typerna av vatten åtskilda medan det för de tre övriga (Karlskrona, Minnesgärdet 1 och Rimfors) inte fanns någon signifikant skillnad mellan utvattnet och nätvattnet. Vid vattenverken Laxå och Minnesgärdet 2 var medelvärdet för nätvattnet större än utvattnet vilket kan betyda att det sker en återväxt av 2d i ledningsnätet. Vid Görväln 1 och Görväln 2 var det istället tvärtom, där sjönk medelvärdet från utvattnet till nätvattnet. I Figur 6-7 och Figur 6-8 visas de normalfördelningar som har anpassats till logtransformerade data (bestående av både LPR-predicerade och observerade värden) för Minnesgärdet 2 respektive Görväln 2.



Figur 6-7: Anpassade normalfördelningar av halten 2d för Minnesgärdet 2.



Figur 6-8: Anpassade normalfördelningar av halten 2d för Görväln 2.

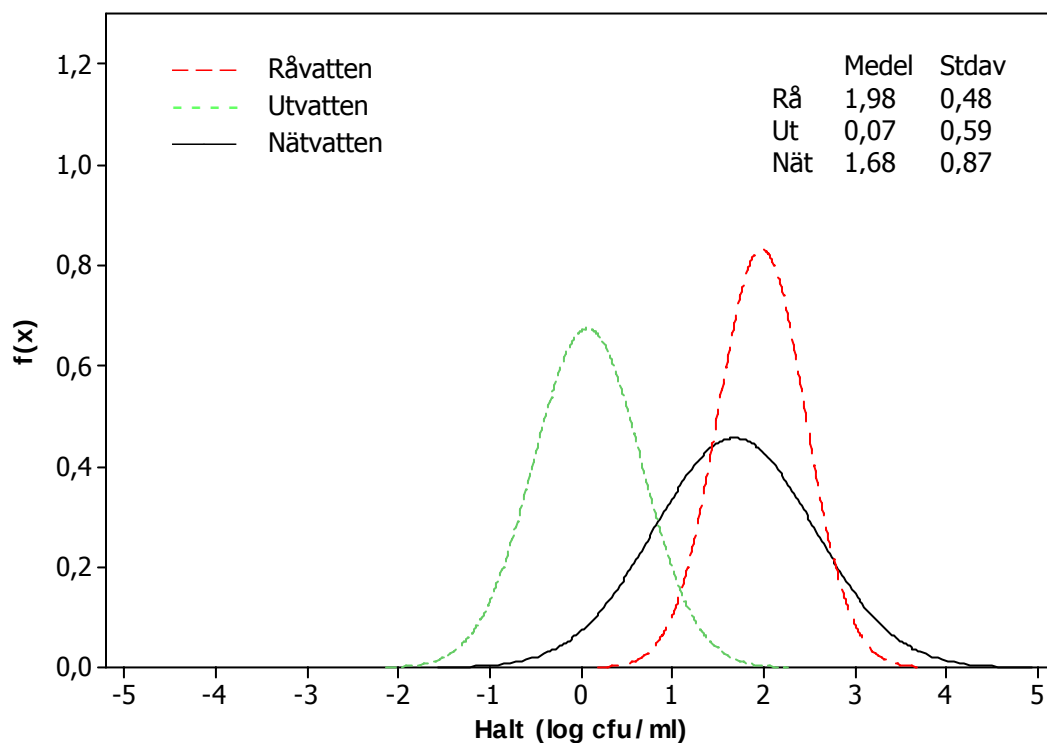
Av Bilaga A-1 framgår även hur ofta bakterier påvisades i provvattnet, det vill säga andelen positiva prov. När man jämför och tolkar resultaten i tabellen bör man observera att det fanns olika detektionsgränser. Den vanligaste detektionsgränsen var en organism/ml för 2d och 7d, och en organism/100ml för koliformer och *E. coli*. För 2d sjönk förekomsten av bakterier från att i råvattnet vara i medeltal drygt 90 procent för de olika vattenverken till drygt 20 procent i utvattnet. I nätvattnet steg sedan förekomsten åter med cirka 10 till 20 procent för alla vattenverk utom Görväln 1 och Görväln 2 där den istället var densamma, respektive sjönk.

Standardavvikelseerna, som beskriver hur stor spridningen är runt respektive medelvärde, var störst i nätvattnet och minst i råvattnet vid alla vattenverk förutom Laxå och Rimforsa. Vid Laxå var spridningen istället minst i utvattnet och vid Rimforsa var förhållandet tvärtom, det vill säga störst spridning i råvattnet och minst i nätvattnet.

6.3.1.2 7-dygns heterotrofer

För 7-dygns heterotrofer fanns bara råvattendata för Laxå och Rimforsa och medelvärdet var där 1,98 log cfu/ml respektive 2,36 log cfu/ml. Medelvärdet i utvattnet varierade mellan -0,01 log cfu/ml och 0,87 log cfu/ml, och i nätvattnet mellan 0,87 log cfu/ml och 1,95 log cfu/ml (se Bilaga A-2). Följaktligen var det geometriska medelvärdet i dricksvattnet nästan alltid mer än en organism/ml. Resultatet av variansanalysen var att alla medelvärden för de olika vattentyperna inom samma vattenverk var signifikant åtskilda och att medelvärdet var högre i nätvattnet än i utvattnet (totalt sju vattenverk). Det indikerar att det inte är ovanligt

att 7d tillväxer och ökar i antal på vägen från vattenverken till konsumenterna. I Figur 6-9 visas anpassade normalfördelningar för de olika vattentyperna för Laxå.



Figur 6-9: Anpassade normalfördelningar av halten 7d för Laxå.

I och med att halten av 7d steg från utvattnet till nätvattnet är det inte förvånande att även förekomsten av 7d i vattnet steg. I utvattnet var förekomsten i snitt 80 procent och i nätvattnet nära 100 procent.

För alla sju vattenverk där variationen i nätvattnet kunde jämföras med variationen i utvattnet var standardavvikelsen störst i nätvattnet även för 7d. Att spridningen var störst i nätvattnet kan bero på att data för nätvattnet varierar i både tid och rum till skillnad från rå- och utvattnet som bara varierar i tiden. Provtagningen har skett på flera olika platser ute på nätet medan proverna på rå- och utvattnet har tagits på samma ställe. Bakteriernas förutsättningar för att växa kanske inte är desamma på de olika platserna. Det kan finnas mer eller mindre känsliga partier i nätet, till exempel böjar och tryckstegringsstationer, som kan orsaka lokala problem med bakterietillväxt. När prover från platser med olika förutsättningar för bakterietillväxt behandlas som en plats kan således variationen av bakteriehalten komma att vara större än om det verkligen var en och samma plats som studerades.

6.3.1.3 Koliformer och *E. coli*

I råvattnet varierade medelvärdet för koliformer mellan 0,05 log cfu/100ml och 2,39 log cfu/100ml och för *E. coli* mellan -1,23 log cfu/100ml och 1,56 log cfu/100ml (se Bilaga A-3 och Bilaga A-4). Förekomsten av koliformer var väldigt låg i dricksvattnet och nästan

helt obefintlig för *E. coli*. Logistisk regression visade att förekomsten av koliformer var signifikant högre i nätvattnet än i utvattnet för två av fem vattenverk (Karlskrona och Minnesgärdet 1). Genomsnittliga halter av koliformer i nätvattnet kunde beräknas för tre vattenverk (Karlskrona, Minnesgärdet 1 och Minnesgärdet 2). Medelvärden varierade där mellan $-3,53 \log \text{ cfu}/100\text{ml}$ och $-2,21 \log \text{ cfu}/100\text{ml}$. För de tre nyss nämnda vattenverken var variationen större i nätvattnet än i råvattnet.

6.3.1.4 Summering

Sammantaget så var den genomsnittliga halten av mikroorganismer högst i råvattnet och halten i vattnet sjönk sedan efter att ha passerat vattenverket. Vid två av sju vattenverk för 2d, alla sju vattenverk för 7d och två av fem vattenverk för koliformer, steg sedan halten i vattnet ute på ledningsnätet.

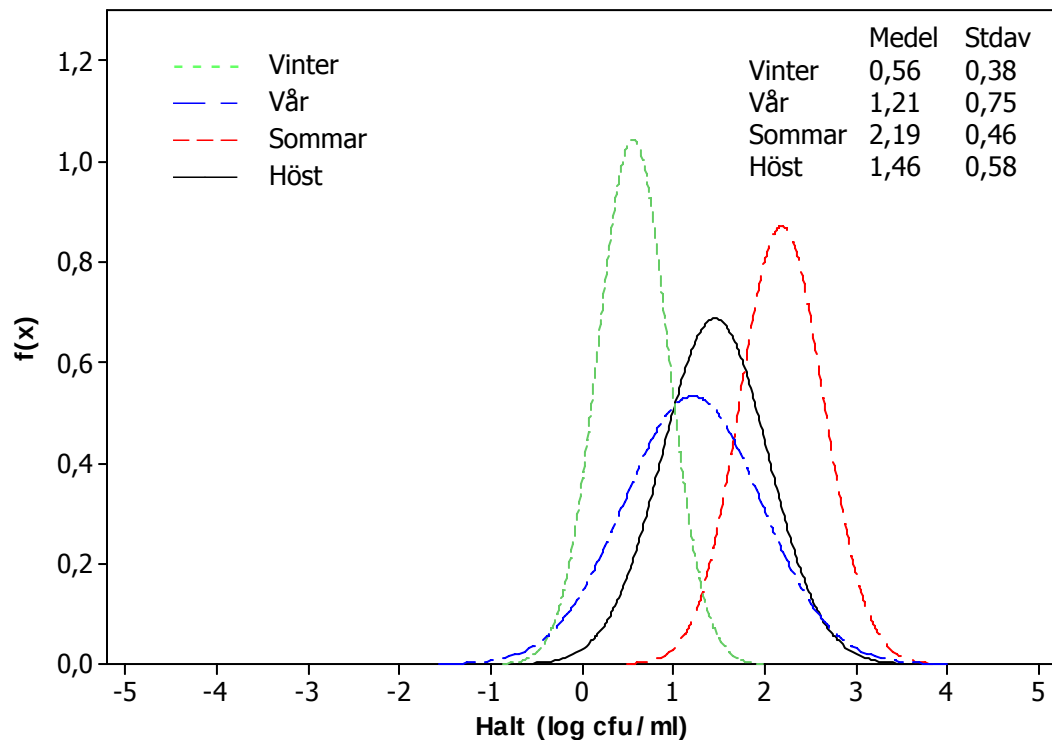
Det var vanligtvis också där, i nätvattnet, som standardavvikelsen var störst. När spridningen kring medelvärdet är stor behövs fler prover av vattnet tas än om spridningen är liten. Orsaken är att ju större standardavvikelse desto fler punkter behövs för att det beräknade medelvärdet ska hamna nära det verkliga medelvärdet i totalvolymen. Det innebär att flest antal prover bör tas i det vatten där spridningen kring medelvärdet är störst. För till exempel 2d, där alla vattentyper för sju vattenverk kunde jämföras, var antalet tagna prover flest i det vatten med störst standardavvikelse för alla vattenverk utom Laxå. En stor spridning påverkar även den 95:e percentilen. På grund av en större spridning i till exempel nätvattnet kan den 95:e percentilen vara högre där än den 95:e percentilen i till exempel råvattnet även om medelvärdet i nätvattnet var lägre än det i råvattnet. Så var fallet för 7d för Laxå där den 95:e percentilen i råvattnet var $2,77 \log \text{ cfu}/\text{ml}$ och i nätvattnet $3,12 \log \text{ cfu}/\text{ml}$ (se även Figur 6-9).

6.3.2 Olika årstider

6.3.2.1 2-dygns heterotrofer

Resultattabeller över årstidsvariationen av 2d återfinns i Bilaga C. Följande redovisning av resultatet för 2d baseras på de vattenverk och vattentyper där medelvärdet kunde beräknas för samtliga årstider: Görväln 1, Karlskrona (rå- och nätvatten), Laxå, Minnesgärdet 1 (rå- och nätvatten), Minnesgärdet 2 och Rimforsa (råvatten).

I råvattnet fanns en skillnad i medelvärde mellan årstiderna för alla sex vattenverken utom Rimforsa. Något gemensamt mönster kunde inte ses, det vill säga det fanns ingen årstid som oftare än andra var den med högst eller lägst medelvärde. Till exempel var Laxå (se Figur 6-10) det enda vattenverk där alla årstider var signifikant åtskilda och där vintern hade lägst medelvärde och sommaren hade högst. För övriga vattenverk uppmättes högst medelvärden på våren (Minnesgärdet 1 och Minnesgärdet 2), sommaren och hösten (Görväln 1) eller vintern och hösten (Karlskrona).

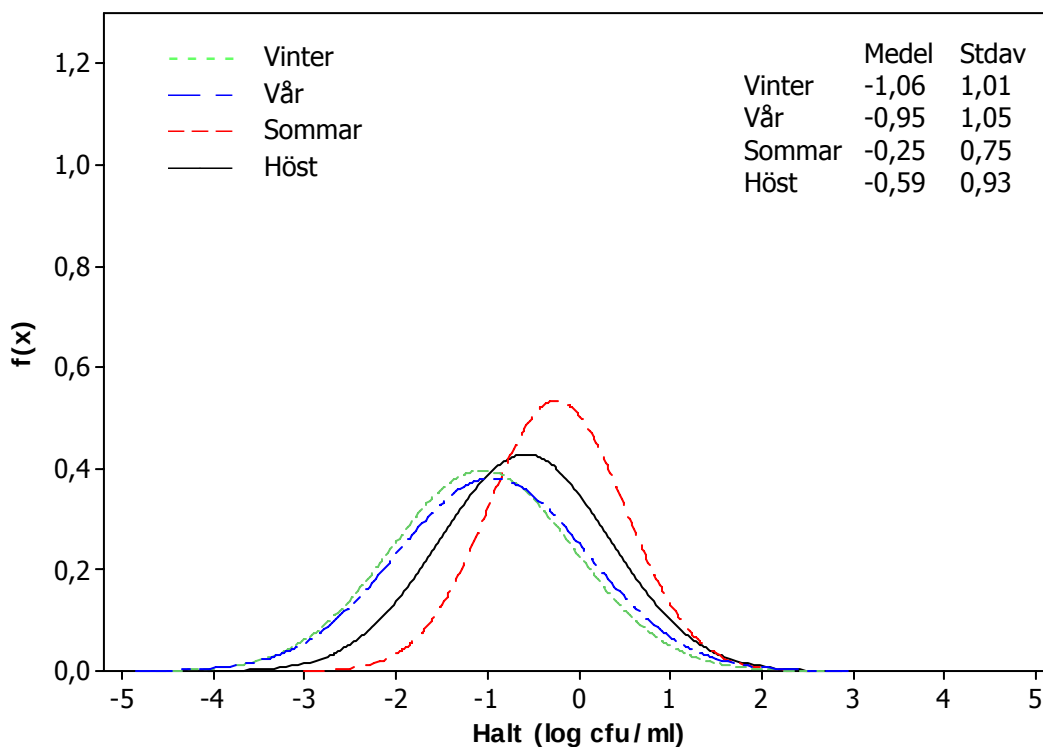


Figur 6-10: Årstidsvariation av halten 2d i råvattnet för Laxå.

I utvattnet fanns det en signifikant skillnad mellan årstiderna för alla vattenverk (nu endast tre vattenverk). Det mönster som kunde urskönjas var att sommaren aldrig ingick i den gruppen med lägst medelvärde, sommaren var dock inte alltid den årstid med högst medelvärde. Vid Görväln 1 var det till exempel hösten som hade signifikant högst medelvärde. Vintern ingick heller aldrig i den gruppen med högst medelvärde, den hade antingen lägst medelvärde eller befann sig i gruppen med lägst medelvärde.

För nätvattnet kunde årstidsvariationen studeras för fem vattenverk och återigen fanns det en signifikant skillnad mellan årstiderna. Men som tidigare varierade medelvärdet olika för de olika vattenverken, inget vattenverk uppvisade samma årstidsvariation som något annat. Sommaren var emellertid alltid med i den högsta gruppen, se till exempel Minnesgårdet 2 i Figur 6-11.

För standardavvikelseerna i de olika vattentyperna gick inget gemensamt mönster att finna. Skillnaderna mellan årstiderna var inte stora och ingen speciell årstid skilde sig från de övriga.



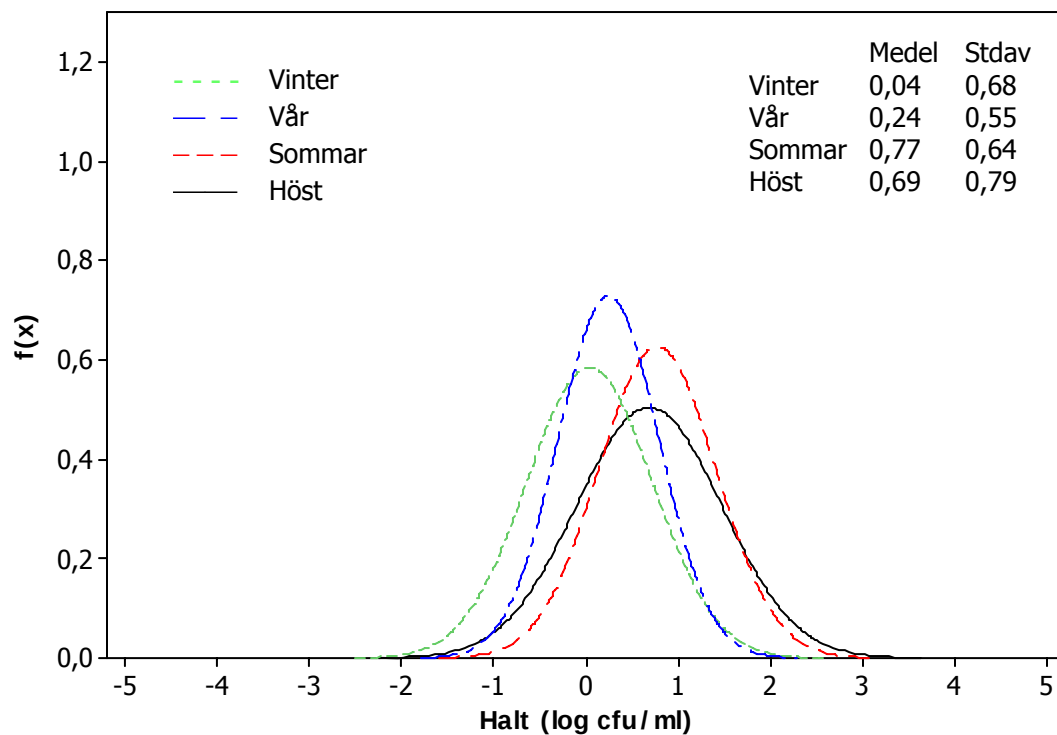
Figur 6-11: Årstidsvariation av halten 2d i nätvattnet för Minnesgårdet 2.

6.3.2.2 7-dygns heterotrofer

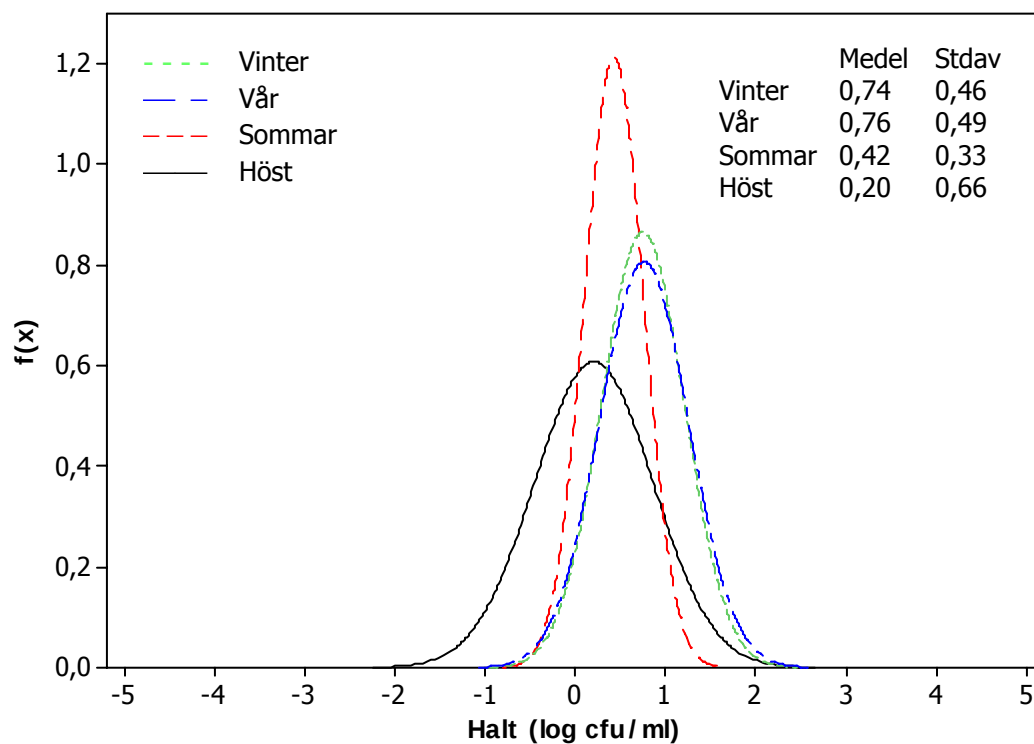
Resultatet av årstidsvariationsanalysen för 7d presenteras i Bilaga D. En beräkning av den genomsnittliga bakteriehalten kunde göras för alla årstider vid sju vattenverk: Görväln 1 (ut- och nätvatten), Görväln 2 (ut- och nätvatten), Karlskrona (ut- och nätvatten), Laxå, Minnesgårdet 1 (ut- och nätvatten), Minnesgårdet 2 (ut- och nätvatten) och Rimforsa (rå- och utvatten).

Som tidigare har nämnts fanns för 7d bara råvattendata för Laxå och Rimforsa. I Laxå uppvisades en liknande variation i medelvärde mellan årstiderna som för 2d där vintern hade lägst och sommaren högst. För Rimforsa fanns som för 2d ingen årstidsvariation i råvattnet.

I utvattnet fanns för vattenverken Görväln 2, Laxå och Rimforsa ingen signifikant skillnad mellan årstiderna. Vid tre av de övriga fyra vattenverken (Görväln 1, Minnesgårdet 1 och Minnesgårdet 2) var det antingen vintern eller vintern tillsammans med våren som hade lägst medelvärde och sommaren eller sommaren tillsammans med hösten som hade högst medelvärde, se till exempel Minnesgårdet 1 i Figur 6-12. Det fjärde vattenverket (Karlskrona) uppvisade däremot ett motsatt resultat där medelvärdet var lägst för sommaren tillsammans med hösten och högst för vintern tillsammans med våren, se Figur 6-13.



Figur 6-12: Årstidsvariation av halten 7d i utvattnet för Minnesgärdet 1.



Figur 6-13: Årstidsvariation av halten 7d i utvattnet för Karlskrona.

I nätvattnet fanns för samtliga vattenverk en signifikant skillnad mellan årstiderna. Alla uppvisade inte samma mönster men fler likheter än i rå- och utvattnet gick nu att hitta. Sommaren hade alltid högst medelvärde. Det vanligaste var emellertid att sommaren inte ensamt hade högst utan att sommaren tillsammans med hösten ingick i gruppen med signifikant högst medelvärde. För alla vattenverk ingick vintern i gruppen med lägst medelvärde och då ofta tillsammans med våren. Vid Minnesgårdet 2 ingick även hösten i denna grupp. Vid Görväln 2 ingick vintern även i gruppen med högst medelvärde. Det vanligaste i nätvattnet var alltså att högst medelvärde återfanns för sommar och höst medan lägst återfanns för vinter och vår.

Standardavvikelserna för bakteriehalternas medelvärden uppvisade inget gemensamt mönster i de olika vattentyperna. Skillnaderna mellan standardavvikelserna för de olika årstiderna var också relativt små.

6.3.2.3 Koliformer och *E. coli*

I Bilaga E presenteras resultattabellerna för koliformer. För råvattnet finns resultat för följande vattenverk: Karlskrona, Laxå, Minnesgårdet 1, Minnesgårdet 2, Rimforsa och Skråmsta. För koliformer fanns en signifikant skillnad mellan årstiderna för alla sex vattenverken. Inget gemensamt mönster gick dock att se.

En jämförelse mellan alla årstider av halten *E. coli* i råvattnet kunde göras för fyra vattenverk: Karlskrona, Minnesgårdet 1 och Minnesgårdet 2 och Skråmsta, resultattabeller återfinns i Bilaga F. Skråmsta uppvisade ingen variation i medelvärde mellan de olika årstiderna. För de övriga tre vattenverken fanns inte något gemensamt mönster.

Inte heller standardavvikelserna uppvisade vare sig för koliformer eller för *E. coli* något gemensamt mönster. Spridningen i råvattnet varierade olika för de olika vattenverken.

6.3.2.4 Summering

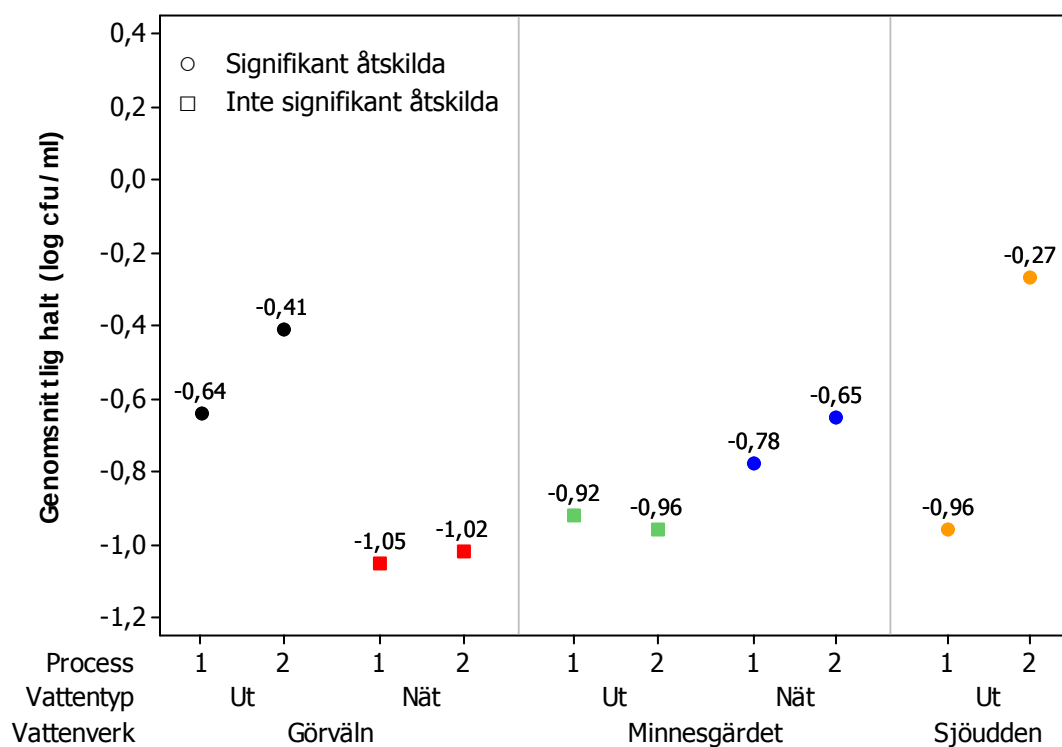
Gemensamt för de olika grupperna av mikroorganismer är alltså att årstidsvariationen skilde sig mellan de olika vattenverken, speciellt vad gäller råvattnet. För 2d och 7d var det i dricksvattnet dock vanligare att sommaren befann sig i gruppen med signifikant högst medelvärde (ingen analys kunde göras av halten koliformer och halten *E. coli*) och att vintern återfanns i gruppen med lägst medelvärde. Det fanns dock undantag. I övrigt fanns det ingen tydlig årstidsvariation och inget gemensamt mönster för spridningen runt medelvärdena. Slutsatsen är således att årstidsvariationen av halter av mikroorganismer var platsspecifik, det vill säga beroende av vilket vattenverk som studerades.

6.3.3 Olika desinfektionsmetoder

6.3.3.1 2-dygns heterotrofer

Vid analysen om halter av mikroorganismer skilde sig signifikant beroende på desinfektionsmetod jämfördes medelvärdena (värdena återfinns i Bilaga A) mellan beredningsprocesserna 1 och 2 (före och efter byte) inom samma vattenverk. De vattenverk som hade bytt desinfektionsmetod var Görväln (förändring skedde även i annan del av

beredningsprocessen, se Tabell 5-1), Minnesgärdet och Sjöudden. Resultatet av jämförelsen för 2d ses i Figur 6-14.



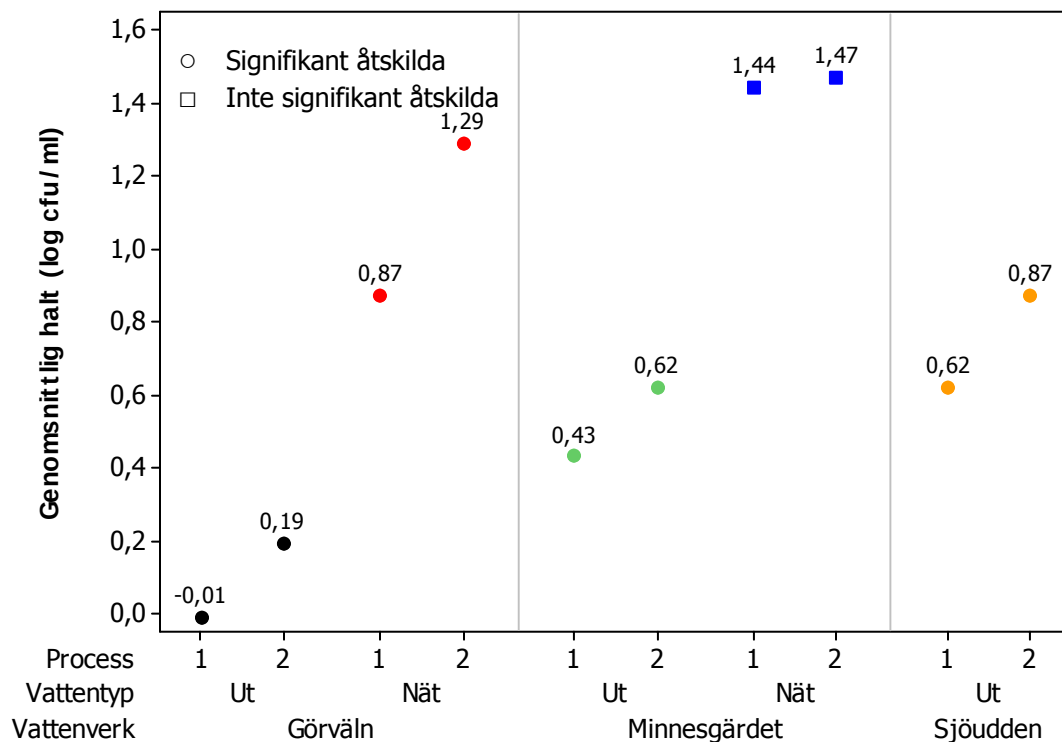
Figur 6-14: Jämförelse mellan desinfektionsmetoder, resultat för 2d.

Vid Görväln skilde sig medelvärdena för 2d åt i utvattnet men inte i nätvattnet. Vid Minnesgärdet var det istället i nätvattnet som det fanns en skillnad medan det i utvattnet inte fanns någon signifikant skillnad mellan desinfektionsmetoderna. Även i Sjöuddens utvatten fanns det en signifikant skillnad mellan medelvärdena. Data från Görväln och Sjöudden visar alltså att ett byte av desinfektionsmetod till användning av UV-ljus medförde en högre halt i utvattnet men ingen skillnad i nätvattnet (endast data för Görväln). Vid Minnesgärdet där kloramin slutade att användas steg istället halten i nätvattnet. Det stämmer väl överens med det faktum att kloramin, till skillnad från klorgas och natriumhypoklorit, har en desinficerande effekt längre ut i ledningsnätet. När kloramin används bör alltså halten av mikroorganismer vara lägre i nätvattnet än när kloramin inte används.

Skillnaderna i standardavvikelsen före och efter byte av desinfektionsmetod var små och inget gemensamt mönster fanns (se Bilaga A-1). Den största skillnaden i standardavvikelse hade Sjöudden där den var 0,23 log cfu/ml större före bytet än efter bytet.

6.3.3.2 7-dygns heterotrofer

I Figur 6-15 visas resultatet av variansanalysen för 7d. Där ser bilden lite annorlunda ut jämfört med för 2d.



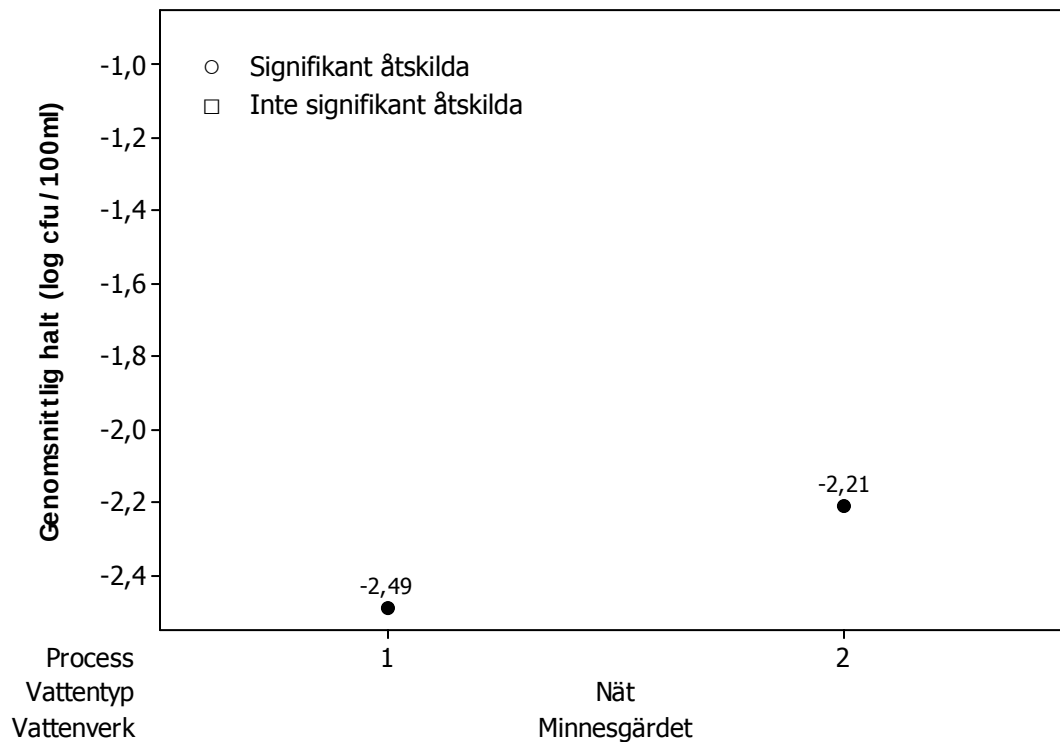
Figur 6-15: Jämförelse mellan desinfektionsmetoder, resultat för 7d.

Vid Görväln fanns det för 7d även en signifikant skillnad mellan medelvärdena i nätvattnet och vid Minnesgårdet var det nu istället i utvattnet som en signifikant skillnad förelåg. I Sjöuddens fall var resultatet detsamma som för 2d, det vill säga det fanns en skillnad mellan medelvärdena. För 7d medförde alltså bytet till UV-ljus en ökad halt av mikroorganismer i utvattnet och även en ökad halt i nätvattnet (endast data för Görväln). Data från Minnesgårdet visar att ett byte från användandet av kloramin inte behöver betyda att halten 7d signifikant ökar i nätvattnet.

Överlag så var skillnaderna i standardavvikelse storlek före och efter byte av desinfektionsmetod små (se Bilaga A-2). Den största skillnaden hade Minnesgårdets utvatten med en storlek på 0,33 log cfu/ml högre värde efter bytet av desinfektionsmetod.

6.3.3.3 Koliformer

För koliformer fanns tillgängliga data bara för Minnesgårdet och där kunde en jämförelse endast göras för nätvattnet. Resultatet presenteras i Figur 6-16 som visar att det för koliformer, i likhet med 2d, fanns en signifikant skillnad mellan medelvärdena. Medelvärdet var återigen högre efter bytet av desinfektionsmetod och standardavvikelsen var 0,40 log cfu/ml större innan än efter bytet (se Bilaga A-3).



Figur 6-16: Jämförelse mellan desinfektionsmetoder, resultat för koliformer.

6.3.3.4 Summering

Slutsatsen är att det för 2d, 7d och koliformer fanns skillnader i genomsnittliga halter mellan de olika desinfektionsmetoderna, men det förekom fall för 2d och 7d där det inte fanns någon skillnad. Medelvärdena visade sig också vara högre efter bytet till UV-ljus och efter bytet från kloramin, i alla fall där en signifikant skillnad förelåg. Standardavvikelseerna uppvisade däremot inget gemensamt mönster för de olika vattenverken och vattentyperna.

6.4 Mikroorganismer i ledningsnätet - samband med olika faktorer

6.4.1 Temperatur, klorhalt och halt av organiskt material

6.4.1.1 2-dygns heterotrofer

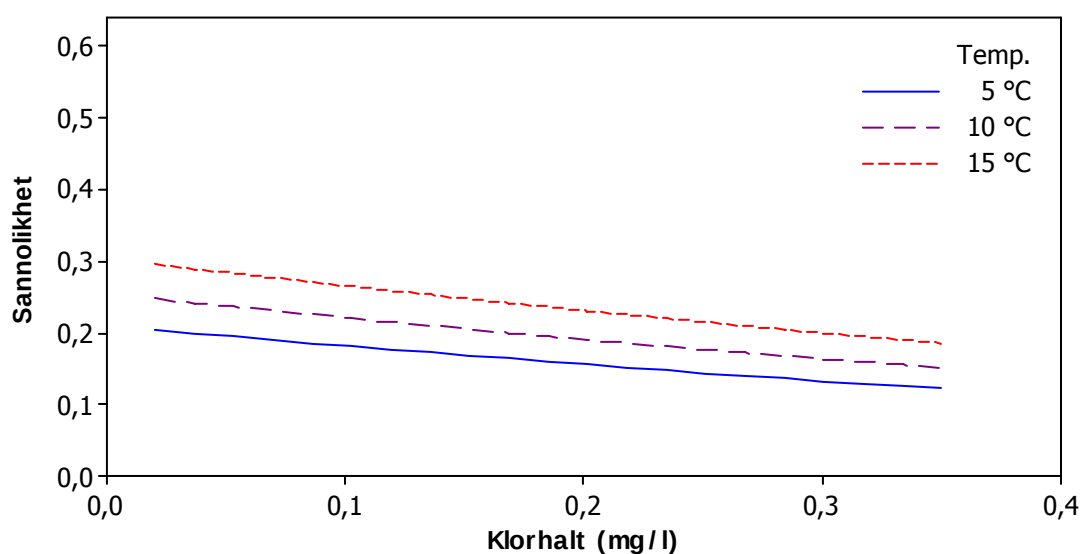
Resultatet av den logistiska regressionsanalysen för 2d redovisas i Bilaga G för följande fyra vattenverk: Görväln, Karlskrona, Laxå och Minnesgärdet. Tabell 6-1 visar en sammanställning av regressionskvationerna för de olika vattenverken. Variablerna har där ställts upp efter hur signifikanta de var, den mest signifikanta variabeln kommer först och sedan i tur och ordning de övriga. Genom att sätta in ekvationerna i formeln (4-6) fås en beskrivning av sambandet mellan sannolikheten att 2d förekommer i vattnet och de oberoende variablerna.

Tabell 6-1: Regressionsekvationer för 2d.

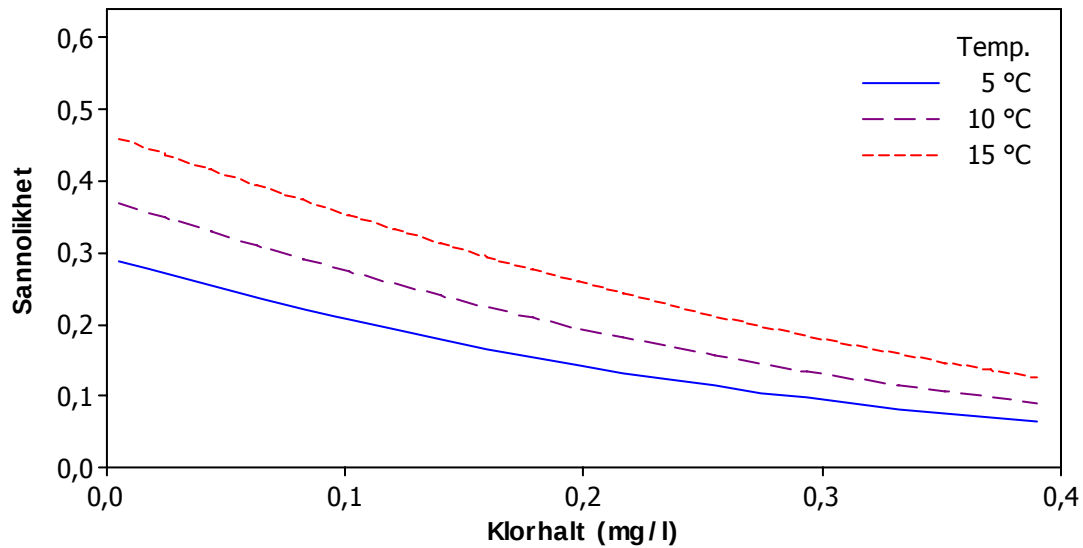
Vattenverk	Ekvation
Görväln	$l = -1,6 + 0,05 \cdot \text{Temp} - 1,9 \cdot \text{Klor}$
Karlskrona	$l = -0,9 - 10,2 \cdot \text{Klor} + 0,10 \cdot \text{Temp}$
Laxå	$l = -1,4 + 0,13 \cdot \text{Temp}$
Minnesgärdet	$l = -1,3 - 4,6 \cdot \text{Klor} + 0,07 \cdot \text{Temp}$

Resultatet var att det fanns ett signifikant samband mellan förekomsten av 2d i nätvattnet och temperatur och klorhalt vid vattenverken Görväln, Karlskrona och Minnesgärdet. För Laxå var endast variabeln temperatur signifikant och för Rimforsa visade sig ingen variabel vara signifikant. Punkterna var där dock endast 17 till antalet. För Karlskrona och Minnesgärdet var det klorhalten som var mest signifikant och för Görväln var det istället temperaturen. Inga interaktionseffekter mellan temperatur och klorhalt hittades och för Görväln och Minnesgärdet fanns inget samband med variabeln desinfektionsmetod. Även om variabeln COD inte visade sig ha något samband med förekomsten av 2d kan det emellertid finnas ett samband med halten organiskt material i vattnet. Det finns andra mått på halten organiskt material och de kan visa sig vara mer relaterade till förekomsten av bakterier (för genomgång av dessa mått se till exempel Olsson 2005 s.12f).

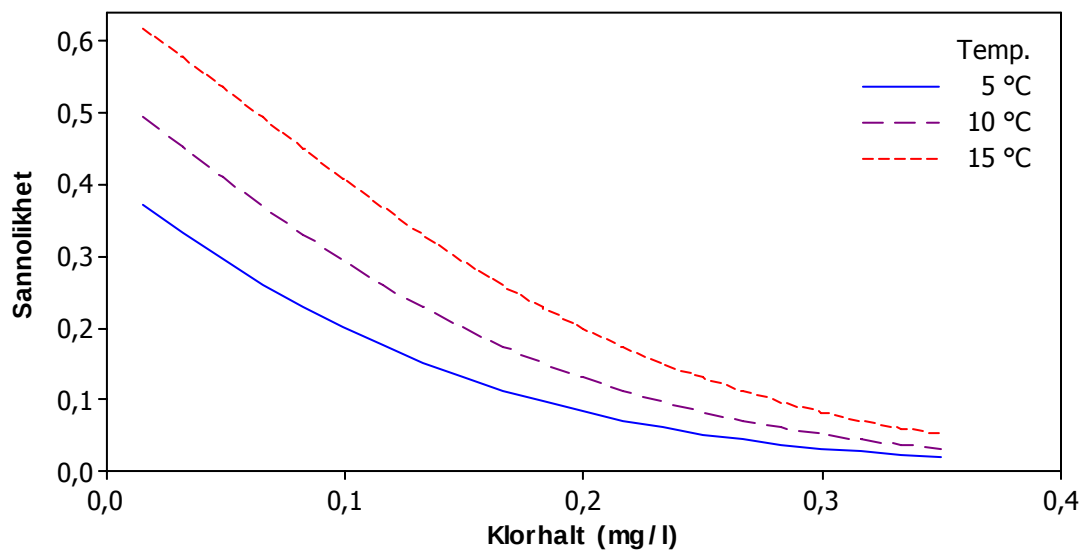
För alla vattenverk visade sig temperaturen ha en positiv effekt på sannolikheten, ju högre temperatur desto högre sannolikhet. Klorhalten hade en negativ effekt, ju högre klorhalt desto mindre sannolikt att hitta 2d i vattnet. I Figur 6-17, Figur 6-18 och Figur 6-19 har sambandet mellan sannolikheten och klorhalten ritats upp vid tre olika temperaturer (5 °C, 10 °C och 15 °C) för Görväln, Minnesgärdet respektive Karlskrona. Kurvorna har endast ritats upp inom de intervall som det fanns datapunkter för klorhalten vid respektive vattenverk (se Tabell 5-3).



Figur 6-17: Samband mellan förekomst av 2d och klorhalt för Görväln.



Figur 6-18: Samband mellan förekomst av 2d och klorhalt för Minnesgårdet.



Figur 6-19: Samband mellan förekomst av 2d och klorhalt för Karlskrona.

Figureerna visar att temperaturens påverkan på förekomsten av 2d minskar när klorhalten ökar. Skillnaden mellan kurvorna för de olika temperaturerna blir mindre vid högre klorhalt. Den mindre negativa konstanten i ekvationen för Karlskrona medför att kurvorna börjar vid en högre sannolikhet. Vid låg klorhalt är det alltså större sannolikhet att hitta 2d i nätvattnet vid Karlskrona än vid Minnesgårdet. Koefficienten för klorhalten är dock större till beloppet för Karlskrona, därför avtar sannolikheten där snabbare med ökande klorhalt.

6.4.1.2 7-dygns heterotrofer

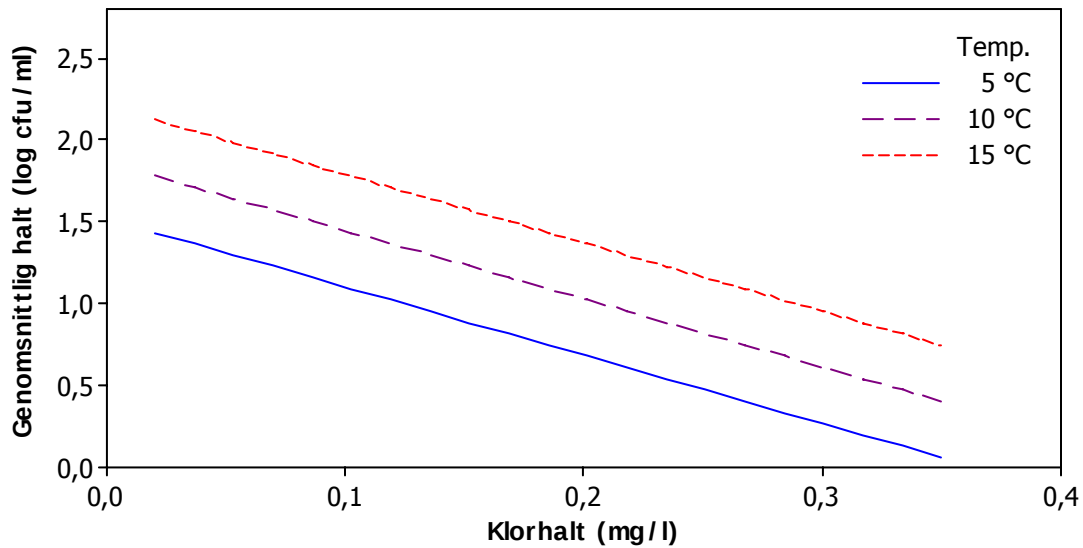
Resultatet av den linjära regressionsanalysen för 7d återfinns i Bilaga H. De vattenverk som har analyserats är Görväln, Karlskrona, Laxå och Minnesgärdet. I Tabell 6-2 har regressionsekvationerna för sambandet mellan halten av 7d och de oberoende variablerna ställts upp och de oberoende variablerna står där i signifikansordning. För Görväln och Minnesgärdet fanns i det här fallet en signifikant skillnad mellan de olika beredningsprocesserna. Data delades därför upp och regressionsekvationerna beräknades för Görväln och Minnesgärdet före bytet respektive efter bytet av desinfektionsmetod. För Görväln var koefficienten positiv vilket betyder att bakteriehalten steg efter bytet. Minnesgärdets koefficient var istället negativ.

Tabell 6-2: Regressionsekvationer för 7d.

Vattenverk	Ekvation
Görväln 1	$y = 0,9 - 2,7 \cdot \text{Klor} + 0,032 \cdot \text{Temp}$
Görväln 2	$y = 0,9 + 0,063 \cdot \text{Temp} - 3,7 \cdot \text{Klor}$
Karlskrona	$y = 1,8 - 3,2 \cdot \text{Klor} + 0,062 \cdot \text{Temp} - 0,24 \cdot (\text{Temp} \cdot \text{Klor})$
Laxå	$y = 1,2 - 4,2 \cdot \text{Klor} + 0,069 \cdot \text{Temp}$
Minnesgärdet 1	$y = 1,6 - 5,6 \cdot \text{Klor} + 0,027 \cdot \text{Temp} + 0,34 \cdot (\text{Temp} \cdot \text{Klor})$
Minnesgärdet 2	$y = 2,2 - 6,4 \cdot \text{Klor} - 0,16 \cdot \text{COD}$

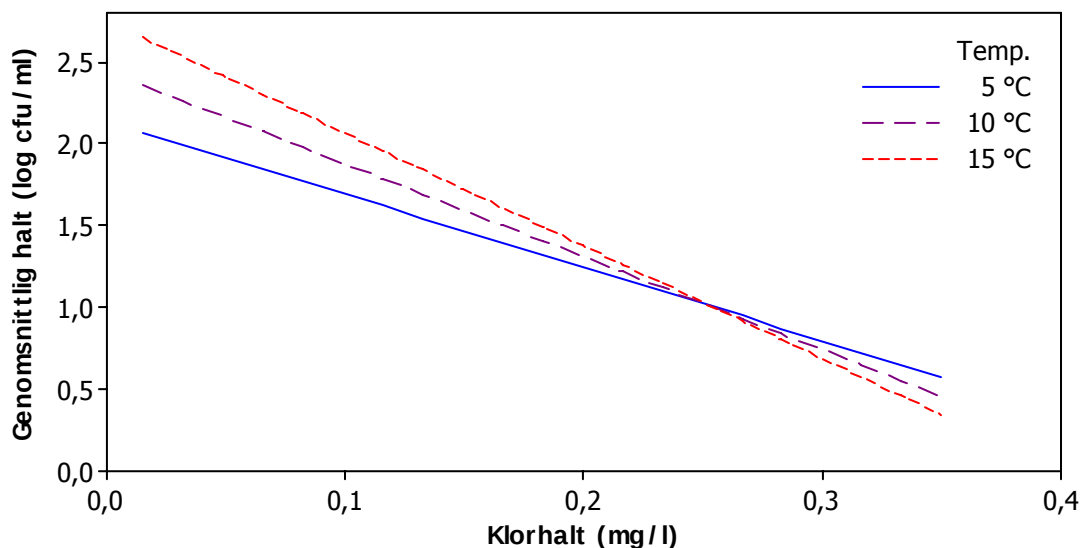
De oberoende variabler som visade sig ha ett signifikant samband med halten av 7d var temperatur och klorhalt för alla vattenverk utom för Minnesgärdet 2. För Minnesgärdet 2 visade det sig att COD istället för temperaturen hade ett signifikant samband med bakteriehalten. Sambandet var negativt, det vill säga ju högre värde på variabeln COD desto lägre bakteriehalt. Det motsäger den allmänna teorin att bakteriehalten ökar med ökande halt av organiskt material. Ekvationen för Minnesgärdet 2 förklarade dock endast 9,5 procentenheter (R_j^2 -värdet) av variationen i data. För de övriga låg R_j^2 -värdet på mellan 16,3 procent och 40,4 procent. Som tidigare nämnts skulle möjligtvis ett annat mått på halten organiskt material än COD kunna ge ett annat resultat.

Av Tabell 6-2 framgår att klorhalten var den variabel som oftast förklarade mest av variationen i data. Sambandet mellan halten av 7d och klorhalten var negativ och sambandet med temperaturen var positiv. Figur 6-20 visar hur sambandet mellan bakteriehalten och klorhalten ser ut vid temperaturerna 5 °C, 10 °C och 15 °C för Laxå. Linjernas lutning beror av värdet på koefficienten för klorhalten och avståndet i y-led mellan kurvorna beror på temperaturkoefficientens storlek.

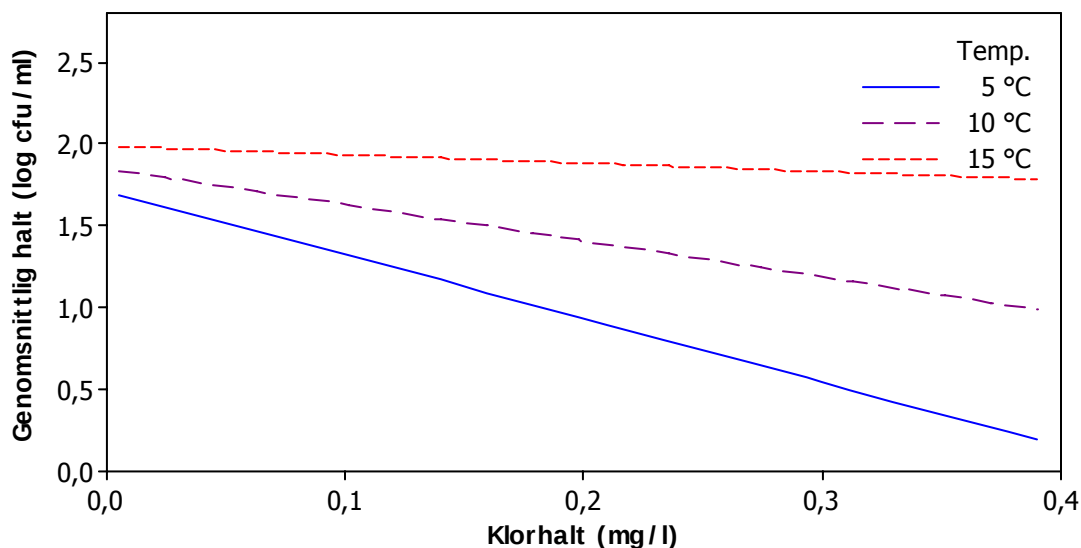


Figur 6-20: Samband mellan halt av 7d och klorhalt för Laxå.

Vid Karlskrona och Minnesgärdet 1 fanns även en interaktionseffekt mellan variablerna temperatur och klorhalt. Storleken på klorhaltens effekt kommer således att bero på värde av temperaturen och vice versa. Hur interaktionseffekten påverkar kurvornas utseende för Karlskrona, där koefficienten är negativ, ses i Figur 6-21. Vid låga klorhalter har temperaturen större betydelse än vad den har vid höga klorhalter. När interaktionskoefficienten istället är positiv, som för Minnesgärdet 1, kommer förhållandet vara det motsatta (se Figur 6-22). Temperaturen kommer då att ha större betydelse vid höga klorhalter än vid låga.



Figur 6-21: Samband mellan halt av 7d och klorhalt för Karlskrona.



Figur 6-22: Samband mellan halt av 7d och klorhalt för Minnesgärdet 1.

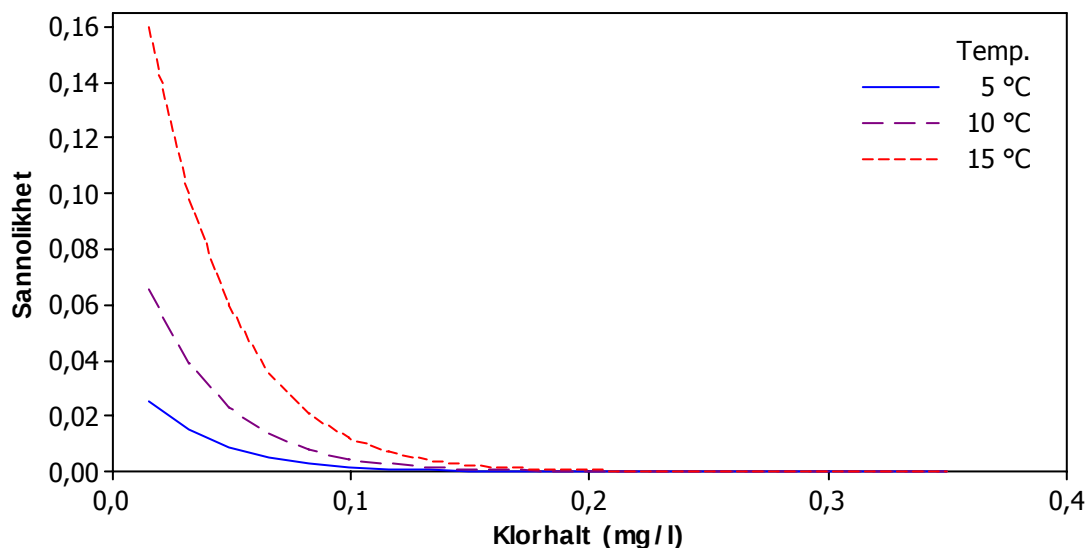
6.4.1.3 Koliformer

I tabellerna i Bilaga I presenteras resultatet av den logistiska regressionsanalysen för koliformer. Analys kunde göras för vattenverken Karlskrona och Minnesgärdet. För Minnesgärdet fanns ett signifikant negativt samband mellan sannolikheten för koliformer och beredningsprocess. De beräknade ekvationerna visas i Tabell 6-3. Återigen är de oberoende variablerna placerade efter hur signifikanta de var.

Tabell 6-3: Regressionsekvationer för koliformer.

Vattenverk	Ekvation
Karlskrona	$l = -4,2 - 32,7 \cdot \text{Klor} + 0,20 \cdot \text{Temp}$
Minnesgärdet 1	$l = -4,1 - 7,7 \cdot \text{Klor} + 0,13 \cdot \text{Temp}$
Minnesgärdet 2	$l = -5,9 + 0,26 \cdot \text{Temp} - 28,2 \cdot \text{Klor}$

Ett positivt samband fanns med variabeln temperatur, ett negativt samband med klorhalten och inget samband med variabeln COD. Figur 6-23 visar hur sambandet mellan förekomsten av koliformer och klorhalten ser ut vid temperaturerna 5 °C, 10 °C och 15 °C för Karlskrona. Minst effekt av både klorhalt och temperatur på förekomsten av koliformer i vattnet fanns vid Minnesgärdet 1.



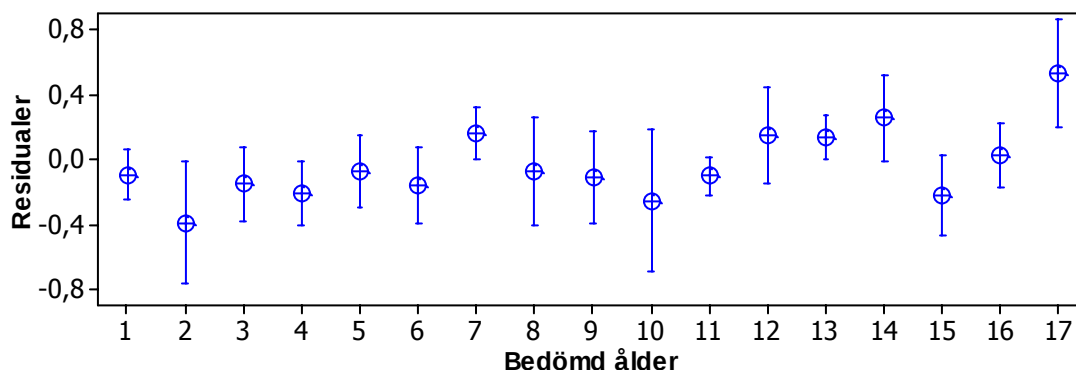
Figur 6-23: Samband mellan förekomst av koliformer och klorhalt för Karlskrona.

6.4.1.4 Summering

För alla grupper av mikroorganismer hittades ett samband mellan halt/förekomst och halten klor i nätvattnet vid alla undersökta vattenverk. För de allra flesta vattenverk fanns dessutom ett samband med vattnets temperatur men inget samband med variabeln COD.

6.4.2 Bedömd ålder

Efter att ha tagit hänsyn till variablerna temperatur och klorhalt i regressionsanalysen av 7d för Karlskrona (se Tabell 6-2) undersöktes eventuellt samband mellan residualerna och nätvattnets bedömda ålder. Klorhalten sjunker med vattnets ålder och frågan var om det kunde finnas något utöver klorhalten i vattnets ålder som kunde förklara halten av 7d. I Figur 6-24 har residualernas medelvärden (med ett 95-procentigt konfidensintervall) plottats mot vattnets bedömda ålder. Vattnets bedömda ålder går från yngst vatten med nummer 1 till äldst vatten med nummer 17. Avståndet mellan siffrorna säger inget om avståndet i verkligheten, det vill säga vattnets bedömda ålder var på en ordinal skalnivå. Antalet punkter var totalt 368 stycken.



Figur 6-24: Residualernas medelvärden plottade mot vattnets bedömda ålder.

Av figuren är det svårt att se huruvida det fanns ett positivt samband eller inte, därför beräknades rangkorrelationskoefficienten Kendalls tau. Resultatet var att Kendalls tau hade värdet 0,16 vilket indikerar att det eventuella sambandet var positivt. Med hjälp av efterföljande t-test och en vald signifikansnivå på 0,05 visade det sig även vara ett signifikant värde. Således går det inte att utesluta att det finns någon variabel, utöver klorhalten, i vattnets ålder som kan påverka bakteriehalten. Möjliga variabler att studera är till exempel andra mått (än COD) på mängden organiskt material och ledningsnätets utseende, exempelvis huruvida antalet böjar eller tryckstegringsstationer fram till provtagningsplatsen påverkar bakteriehalten.

7 Sammanfattande slutsatser och slutdiskussion

Här följer en kort sammanfattning av de slutsatser som har gjorts i arbetet:

- ❖ Lognormalfördelningen kan användas för att beskriva variationen av halten mikroorganismer i vattnet.
- ❖ När andelen censurerade data är hög påverkas resultatet som mest av vilken metod för censurerade data som används.
- ❖ Den genomsnittliga halten av undersökta mikroorganismer var högst i råvatten. Efter passage genom ett vattenverk sjönk sedan halten i vattnet. I en del fall förekom sedan en ökning av den genomsnittliga halten mikroorganismer i vattnet ute i distributionsnätet.
- ❖ Det var i vattnet ute i ledningsnätet som spridningen kring den genomsnittliga halten av mikroorganismer oftast var störst.
- ❖ Det förekom en årstidsvariation i de genomsnittliga halterna av mikroorganismer. Utseendet var platsspecifikt, det vill säga beroende av vilket vattenverk som studerades. I dricksvattnet var det dock vanligt att sommaren befann sig i gruppen med högst och vintern i gruppen med lägst genomsnittlig halt.
- ❖ Spridningen runt de genomsnittliga halterna av mikroorganismer för de olika årstiderna uppvisade inget gemensamt mönster i de olika vattentyperna för de undersökta vattenverken.
- ❖ För en del vattenverk och vattentyper gick det att se en skillnad i genomsnittlig halt av mikroorganismer när ett byte av desinfektionsmetod hade skett. I de fallen visade sig medelvärdena vara högre efter bytet till UV-ljus och efter bytet från kloramin.
- ❖ Skillnaderna i standardavvikelsens storlek före och efter bytet av desinfektionsmetod var oftast små.
- ❖ I vattnet ute i distributionsnätet hittades vid de allra flesta vattenverk ett samband mellan halt/förekomst av mikroorganismer och variablerna temperatur och klorhalt.
- ❖ Det går inte att utesluta att det finns ytterligare en eller flera variabler, exempelvis kopplade till vattnets ålder, som har ett samband med halten mikroorganismer i vattnet.

Förutom att varje medverkande vattenverk kan ha användning av och undersöka sina egna resultat mer ingående har arbetet givit en ökad förståelse av hur variationen i halt och förekomst av mikroorganismer i rå- och dricksvatten ser ut och vilka faktorer som påverkar

förekomsten. Med hjälp av resultaten i det här arbetet skulle ett medelvärde och en standardavvikelse för ett genomsnittligt vattenverk kunna beräknas. Den ökade förståelsen kan i sin tur vara användbar vid utförande av riskvärderingar för vattenburen smitta.

När det gäller vattenkvaliteten är det viktigt att poängtera att ett relativt lågt medelvärde i förekomsten av mikroorganismer inte säger allt. Ett lågt medelvärde tillsammans med en relativt stor standardavvikelse innebär att en del prov ändå kommer att innehålla en relativt hög halt mikroorganismer. Därför är det viktigt att förutom att ha en låg genomsnittlig halt mikroorganismer i dricksvattnet även att kunna bibehålla en liten spridning kring genomsnittsvärdet. För vattnet i ledningsnätet indikerar även en stor spridning att kvaliteten varierar i nätet. Det är därför viktigt att följa upp och studera hur variationen i bakteriehalten ser ut vid olika platser i nätet för att sedan kunna identifiera de partier där problemen med bakterietillväxt är störst.

Att just lognormalfördelningen visade sig kunna beskriva variationen av mikroorganismer i vattnet behöver dock inte betyda att inte skulle kunna finnas någon annan fördelning som bättre beskriver hur mikroorganismerna varierar. Eftersom data var diskreta skulle det vara intressant att till exempel studera om någon diskret fördelning skulle passa bättre.

Vid jämförelsen mellan LPR-metoden och DL/2-metoden för censurerade data var slutsatsen att valet av metod hade störst betydelse när andelen censurerade data var hög. Eftersom det inte går att ta reda på vad det verkliga medelvärdet och den verkliga standardavvikelsen i totalvolymen var, är det svårt att säga vilken av de två metoderna som gav de mest korrekta värdena och därmed vilken metod som är att föredra. Jag anser dock att om data kan anses följa en lognormalfördelning eller inte avviker alltför mycket bör LPR-metoden användas. Om data avviker väldigt mycket, det vill säga att de observerade värdena inte följer den anpassade regressionslinjen, är det mindre troligt att de censurerade data skulle ha haft värden enligt regressionslikvationen. Det är då också mindre motiverat att använda LPR-metoden och i de fallen skulle till exempel DL/2-metoden lika gärna kunna användas.

Att det inte fanns en tydlig årstidsvariation utan att fördelningen av bakterier under olika årstider varierade mellan de olika vattenverken är ett intressant resultat. Det vore därför intressant att studera vilka möjliga orsaker som kan tänkas ligga bakom det platsspecifika utseendet. Tänkbara uppslag är att undersöka på vilka sätt råvattenintag från olika vattendjup och olika dosering av klor under året har för påverkan på årstidsvariationens utseende.

Resultatet av jämförelsen mellan desinfektionsmetoder var att medelvärdena i en del fall visade sig vara högre efter byte av desinfektionsmetod, både efter byte till UV-ljus och efter byte från kloramin. Huruvida skillnaderna mellan desinfektionsmetoderna är tillräckligt stora för att vara intressanta när det gäller val av desinfektionsmetod kan jag inte uttala mig om. För att till exempel kunna säga att en övergång till användning av UV-ljus resulterar i högre halter av mikroorganismer bör fler och större studier göras både vad gäller antalet vattenverk och längden på den tidsperiod som studeras.

Som tidigare nämnts bör också eventuellt samband med fler variabler än temperatur, klorhalt och COD undersökas. Speciellt bör alternativa parametrar för organiskt material studeras. Även andra variabler, som kan vara relaterade till vattnets ålder, bör analyseras. Därefter vore det även upplysnande att ta reda på möjliga orsaker till likheter och skillnader i regressionskoefficienternas storlek mellan olika vattenverk.

Vatten är som sagt vårt viktigaste livsmedel och den insikt av hur halt och förekomst av mikroorganismer kan variera i vattnet, som det här arbetet har givit, kan vara till hjälp när vi vill undvika att bli sjuka av just dricksvatten.

Referenser

Aitchison J. & Brown J. A. C., 1957: The Lognormal Distribution: with special reference to its uses in economics. London: Cambridge University Press.

Blom G., 1984: Sannolikhetsteori med tillämpningar. 2 uppl. Lund: Studentlitteratur.

Blom G. & Holmquist B., 1997: Statistikteori med tillämpningar. 3 uppl. Lund: Studentlitteratur.

Driftpersonal, 2007: muntl. Telefonsamtal (2007-01-11) Norsborgs vattenverk, Stockholm Vatten AB. Råberga vattenverk, Tekniska verken i Linköping AB.

Edling C. & Hedström P., 2003: Kvantitativa metoder: grundläggande analysmetoder för samhälls- och beteendevetare. Lund: Studentlitteratur.

Elding L. I. & Stenström T., 2006: Klorering. (2006-11-14)
http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=226589

Gale P., 1996: Coliforms in the drinking-water supply: what information do the 0/100-mL samples provide? Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua 45(4):155-161.

Guzikowski G. & Stenström T., 1996: Desinfektion av dricksvatten 1. – Metoder och rutiner vid svenska vattenverk. Vatten 52:279-282.

Hedberg T. & Stenström T., 2006: Vattenverk. (2006-09-29)
http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=340091

Hosmer D. W. & Lemeshow S., 2000: Applied Logistic Regression. 2 uppl. New York: John Wiley & Sons.

Koch A. L. 1969: The Logarithm in Biology II. Distributions Simulating the Log-normal. Journal of Theoretical Biology 23:251-268.

Le Bailly C., Govaerts B. & Vanden Eckaut P., 2000: CR0002 - Assessment of the concentration level of chemical substances in river networks - Part II - Calculating summary statistics and fitting a lognormal distribution to left censored environmental data. Louvain-la-Neuve: Institut de statistique, Université catholique de Louvain.

Lindberg T. & Lindqvist R., 2005: Riskprofil – Dricksvatten och mikrobiologiska risker. Livsmedelsverkets rapport nr 28/2005. Uppsala: Livsmedelsverket.

Limpert E., Stahel W. A. & Abbt M., 2001: Log-normal Distributions across the Sciences: Keys and Clues. Bioscience 51(5):341-352.

Miller C. S., 2006: Normal Quantile Plot in Excel. (2007-01-16)
<http://facweb.cs.depaul.edu/cmiller/it223/normQuant.html>

Minitab Inc., 2005: MINITAB StatGuide. MINITAB Statistical Software, Release 14 for Windows. Pennsylvania: State College.

Nationalencyklopedin, 2006: Heterotrof. (2006-11-20)
http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=O814671

Nordström Enkel A., 1997: Grundkurs i kemisk fällning del 2, dricksvattenframställning. Vattenspegeln 1997(2):22-24

Olsson J., 2005: Desinfektion på ledningsnätet – effekten på dricksvattenkvaliteten. VA-Forsk rapport Nr 2005-15. Stockholm: Svenskt Vatten.

Pedersen K., 2006: Koliforma bakterier. (2006-11-20)
http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=227756

Sokal R. R. & Rohlf F. J., 1995: Biometry: the principles and practise of statistics in biological research. 3 uppl. New York: W. H. Freeman & Company.

Stenström T., 2006: Dricksvatten. (2006-09-28)
http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=156313

Stockholm Vatten, 2006: Dricksvatten –Reningsprocess. (2006-09-08)
<http://www.stockholmvatten.se/indexie.htm>

Svensk standard SS 028167, 1996: Vattenundersökningar – Koliforma bakterier, termotoleranta koliforma bakterier och *Escherichia coli* i vatten – Bestämning med membranfiltermetod. 2 uppl. Stockholm: SIS.

Svensk standard SS 028171, 1985: Vattenundersökningar – Heterotrofa aeroba och fakultativt anaeroba bakterier i vatten – Bestämning med ingjutningsmetod. Stockholm: SIS.

Svenskt Vatten, 2006a: Distribution. (2006-11-14)
<http://www.svensktvatten.se/Templates/Article1.aspx?PageID=e5be4e63-3b77-466e-a7d4-129201fb7c87>

Svenskt Vatten, 2006b: Råvatten. (2006-11-14)
<http://www.svensktvatten.se/Templates/Article1.aspx?PageID=98db48aa-7697-42cf-9192-95b7570347ca>

Svenskt Vatten, 2006c: Vattenverk. (2006-11-14)
<http://www.svensktvatten.se/Templates/Article1.aspx?PageID=62e5ac6c-b3c7-49d3-8c82-1ed604782cd8>

Vägledning Dricksvatten, 2006: Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (SLVFS 2001:30). Uppsala: Tillsynsavdelningen, Livsmedelsverket.

Wonnacott T. H. & Wonnacott R. J., 1977: Introductory Statistics. 3 uppl. New York: John Wiley & Sons.

Bilagor

Bilaga A: Tabeller över halter och förekomst av mikroorganismer i olika vattentyper

Bilaga A-1: Halter och förekomst av 2d.

Vattenverk	Vatten- typ	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	Detekt.- gräns†	LPR Medel†	LPR ANOVA- grupp.‡	LPR Stdav†	LPR AD- värde	LPR P ₉₅ D†	LPR P ₉₅ F†	LPR P ₉₅ D-F†
Görväln 1	Rå	411	408	99%	1	1,56	g1_a	0,47	2,63***	2,20	2,34	-0,13
Görväln 2	Rå	35	35	100%	-	1,51	g2_a	0,47	1,21***	2,00	2,29	-0,29
Karlskrona	Rå	159	159	100%	-	2,85	k_a	0,32	1,26***	3,42	3,38	0,04
Laxå	Rå	364	332	91%	1	1,36	l_a	0,84	3,69***	2,53	2,74	-0,21
Minnesgärdet 1	Rå	182	151	83%	2	1,29	m1_a	0,65	1,66***	2,40	2,36	0,04
Minnesgärdet 2	Rå	457	405	89%	2	1,29	m2_a	0,60	2,39***	2,28	2,28	0,00
Rimforsa	Rå	89	88	99%	1	1,89	r_a	0,66	0,45 i.s.	2,82	2,98	-0,16
Görväln 1	Ut	2219	433	20%	1	-0,64	g1_b	0,55	5,68***	0,00	0,27	-0,27
Görväln 2	Ut	188	67	36%	1	-0,41	g2_b	0,56	1,64***	0,42	0,51	-0,10
Karlskrona	Ut	159	40	25%	1	-0,45	k_b	0,49	0,45 i.s.	0,30	0,36	-0,06
Laxå	Ut	357	55	15%	1	-0,91	l_b	0,75	0,29 i.s.	0,30	0,32	-0,02
Minnesgärdet 1	Ut	219	40	18%	1	-0,92	m1_b	0,77	0,52 i.s.	0,03	0,34	-0,31
Minnesgärdet 2	Ut	454	95	21%	1	-0,96	m2_b	0,92	0,51 i.s.	0,52	0,56	-0,04
Rimforsa	Ut	87	16	18%	1	-0,26	r_b	0,22	0,35 i.s.	0,00	0,10	-0,10
Sjöudden 1	Ut	540	115	21%	1	-0,96	-	1,03	0,22 i.s.	0,78	0,74	0,04
Sjöudden 2	Ut	154	63	41%	1	-0,27	-	0,80	0,33 i.s.	0,92	1,04	-0,12
Görväln 1	Nät	5937	1213	20%	1	-1,05	g1_c	0,94	11,65***	0,30	0,51	-0,20
Görväln 2	Nät	465	121	26%	1	-1,02	g2_c	1,10	1,18***	0,60	0,79	-0,19
Karlskrona	Nät	651	268	41%	1	-0,65	k_b	1,35	1,75***	1,30	1,58	-0,28
Laxå	Nät	260	116	45%	1	-0,20	l_c	1,05	0,28 i.s.	1,60	1,52	0,08
Minnesgärdet 1	Nät	969	276	28%	1	-0,78	m1_b	1,00	1,24***	0,70	0,86	-0,16
Minnesgärdet 2	Nät	1796	559	31%	1	-0,65	m2_c	0,93	2,47***	0,78	0,87	-0,09
Rimforsa	Nät	20	10	50%	1	-0,07	r_b	0,18	0,73*	0,30	0,22	0,08

† Cfu/ml. † Log cfu/ml. * p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,005; i.s. icke signifikant.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstäver (inom samma plats).

Bilaga A-2: Halter och förekomst av 7d.

Vattenverk	Vatten- typ	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	Detekt.- gräns [↑]	LPR Medel [†]	LPR ANOVA- grupp [‡]	LPR Stdav [†]	LPR AD- värde	LPR P ₉₅ D [†]	LPR P ₉₅ F [†]	LPR P ₉₅ D-F [†]
Laxå	Rå	343	343	100%	-	1,98	l_a	0,48	2,14***	2,68	2,77	-0,09
Rimforsa	Rå	89	89	100%	-	2,36	r_a	0,59	0,30 i.s.	3,22	3,34	-0,12
Görvåln 1	Ut	2190	1476	67%	1	-0,01	g1_b	0,50	42,36***	0,78	0,81	-0,03
Görvåln 2	Ut	184	156	85%	1	0,19	g2_b	0,52	6,32***	0,85	1,04	-0,20
Karlskrona	Ut	156	133	85%	1	0,54	k_b	0,52	1,15**	1,30	1,40	-0,10
Laxå	Ut	355	229	65%	1	0,07	l_b	0,59	1,95***	1,00	1,04	-0,04
Minnesgärdet 1	Ut	206	180	87%	1	0,43	m1_b	0,75	4,13***	1,91	1,67	0,24
Minnesgärdet 2	Ut	448	381	85%	1	0,62	m2_b	1,08	6,71***	2,66	2,40	0,26
Rimforsa	Ut	59	49	83%	1	0,43	r_b	0,44	0,61 i.s.	1,02	1,15	-0,13
Sjöudden 1	Ut	539	456	85%	1	0,62	-	0,59	2,94***	1,55	1,59	-0,04
Sjöudden 2	Ut	156	75	48%	10	0,87	-	0,54	0,53 i.s.	1,70	1,75	-0,05
Görvåln 1	Nät	5926	5605	95%	1	0,87	g1_c	0,77	31,91***	2,26	2,14	0,11
Görvåln 2	Nät	465	458	98%	1	1,29	g2_c	0,78	1,12**	2,67	2,58	0,08
Karlskrona	Nät	645	641	99%	1	1,95	k_c	0,81	1,66***	3,44	3,29	0,16
Laxå	Nät	260	252	97%	1	1,68	l_c	0,87	1,59***	3,18	3,12	0,06
Minnesgärdet 1	Nät	959	931	97%	1	1,44	m1_c	0,90	1,21***	2,83	2,93	-0,10
Minnesgärdet 2	Nät	1793	1673	93%	1	1,47	m2_c	1,19	3,16***	3,60	3,43	0,17
Rimforsa	Nät	20	6	30%	10	-	-	-	-	-	-	-

[↑] Cfu/ml.

[†] Log cfu/ml.

* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,005; i.s. icke signifikant.

[‡] Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstäver (inom samma plats).

Bilaga A-3: Halter och förekomst av koliformer.

Vattenverk	Vatten- typ	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	Detekt.- gräns [↑]	LPR Medel [†]	LPR ANOVA- grupp. [‡]	LPR Stdav [†]	LPR AD- värde	LPR P ₉₅ D [†]	LPR P ₉₅ F [†]	LPR P ₉₅ D-F [†]
Karlskrona	Rå	152	152	100%	-	2,39	k_a	0,43	0,79*	3,11	3,11	0,01
Laxå	Rå	364	206	57%	1	0,05	-	1,36	0,65 i.s.	2,43	2,28	0,15
Minnesgärdet 1	Rå	183	94	51%	2	0,91	m1_a	0,68	0,62 i.s.	2,00	2,03	-0,03
Minnesgärdet 2	Rå	410	286	70%	2	0,71	m2_a	0,79	0,84*	1,88	2,00	-0,12
Rimforsa	Rå	89	72	81%	1	0,96	-	1,22	0,30 i.s.	2,92	2,97	-0,05
Skråmsta	Rå	109	109	100%	-	2,25	-	0,54	0,49 i.s.	3,14	3,13	0,01
Karlskrona	Ut	157	1	0,6%	1	-	-	-	-	-	-	-
Laxå	Ut	357	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-
Minnesgärdet 1	Ut	218	2	0,9%	1	-	-	-	-	-	-	-
Minnesgärdet 2	Ut	454	8	2%	1	-	-	-	-	-	-	-
Rimforsa	Ut	87	3	3%	1	-	-	-	-	-	-	-
Sjöudden 1	Ut	538	9	2%	1	-	-	-	-	-	-	-
Sjöudden 2	Ut	173	1	0,6%	1	-	-	-	-	-	-	-
Karlskrona	Nät	651	48	7%	1	-3,53	k_c	2,31	0,03 i.s.	0,30	0,27	0,03
Laxå	Nät	260	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-
Minnesgärdet 1	Nät	969	42	4%	1	-2,49	m1_c	1,36	0,03 i.s.	-0,26	-0,26	-0,01
Minnesgärdet 2	Nät	1785	25	1%	1	-2,21	m2_c	0,96	0,01 i.s.	-0,63	-0,63	0,00
Rimforsa	Nät	20	2	10%	1	-	-	-	-	-	-	-

[↑] Cfu/100ml.

[†] Log cfu/100ml.

* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,005; i.s. icke signifikant.

[‡] Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstäver (inom samma plats).

Bilaga A-4: Halter och förekomst av *E. coli*.

Vattenverk	Vatten- typ	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	Detekt.- gräns [↑]	LPR Medel [†]	LPR ANOVA- grupp. [‡]	LPR Stdav [†]	LPR AD- värde	LPR P ₉₅ D [†]	LPR P ₉₅ F [†]	LPR P ₉₅ D-F [†]
Karlskrona	Rå	155	155	100%	-	1,56	-	0,43	2,74***	2,42	2,27	0,16
Laxå	Rå	364	10	3%	1	-1,23	-	0,59	0,02 i.s.	-0,27	-0,26	-0,01
Minnesgärdet 1	Rå	178	73	41%	2	0,04	-	0,67	0,37 i.s.	1,09	1,14	-0,05
Minnesgärdet 2	Rå	456	157	34%	2	-0,10	-	0,67	0,68 i.s.	0,90	1,00	-0,09
Rimforsa	Rå	89	32	36%	1	-0,31	-	0,62	0,30 i.s.	0,78	0,72	0,06
Skråmsta	Rå	109 ⁺	107	98%	1	1,54	-	0,51	1,19***	2,37	2,38	-0,01
Karlskrona	Ut	157	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-
Laxå	Ut	357	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-
Minnesgärdet 1	Ut	190	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-
Minnesgärdet 2	Ut	454	3	0,7%	1	-	-	-	-	-	-	-
Rimforsa	Ut	87	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-
Sjöudden 1	Ut	59	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-
Sjöudden 2	Ut	173	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-
Karlskrona	Nät	659	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-
Laxå	Nät	260	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-
Minnesgärdet 1	Nät	698	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-
Minnesgärdet 2	Nät	1785	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-
Rimforsa	Nät	20	0	0%	1	-	-	-	-	-	-	-

[↑] Cfu/100ml.

[†] Log cfu/100ml.

* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,005; i.s. icke signifikant.

[‡] Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstäver (inom samma plats).

+ En artificiell observation på detektionsgränsen har lagts till.

Bilaga B: Tabell över jämförelsen mellan LPR- och DL/2-metoden

Bilaga B-1: LPR- och DL/2-resultat för Laxå.

Mikro- organism	Vatten- typ	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Median†	LPR Medel†	LPR Stdav†	DL/2 Median†	DL/2 Medel†	DL/2 Stdav†	Skillnad Medel†	ANOVA
												Skillnad Medel
2d	Rå	364	332	91%	1,48	1,36	0,84	1,48	1,34	0,86	0,01	nej
2d	Ut	357	55	15%	-0,91	-0,91	0,75	-0,30	-0,22	0,24	-0,69	ja
2d	Nät	260	116	45%	-0,20	-0,20	1,05	-0,30	0,16	0,65	-0,36	ja
7d	Rå	343	343	100%	2,04	1,98	0,48	2,04	1,98	0,48	0,00	nej
7d	Ut	355	229	65%	0,00	0,07	0,59	0,00	0,16	0,47	-0,09	ja
7d	Nät	260	252	97%	1,60	1,68	0,87	1,60	1,68	0,88	0,00	nej
K	Rå	364	206	57%	0,00	0,05	1,36	0,00	0,43	0,92	-0,38	ja
E	Rå	364	10	3%	-1,23	-1,23	0,59	-0,30	-0,29	0,08	-0,95	ja

† Log cfu/ml för 2d och 7d och log cfu/100ml för koliformer och *E. coli*.

Bilaga C: Tabeller över årstidsvariationen av 2d

Bilaga C-1: Årstidsvariation av 2d vid Görväln 1.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	105	103	98%	1,50	b	0,52
vår	Rå	102	101	99%	1,32	a	0,51
sommar	Rå	100	100	100%	1,71	c	0,40
höst	Rå	105	105	100%	1,71	c	0,35
vinter	Ut	561	42	7%	-1,39	a	0,80
vår	Ut	559	151	27%	-0,48	b	0,55
sommar	Ut	548	139	25%	-0,52	b	0,53
höst	Ut	551	101	18%	-0,32	c	0,26
vinter	Nät	1503	167	11%	-2,06	a	1,41
vår	Nät	1496	352	24%	-0,89	b	0,88
sommar	Nät	1395	337	24%	-0,82	b	0,81
höst	Nät	1543	357	23%	-0,90	b	0,88

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga C-2: Årstidsvariation av 2d vid Görväln 2.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	4	4	100%	-	-	-
vår	Rå	9	9	100%	-	-	-
sommar	Rå	10	10	100%	1,75	a	0,22
höst	Rå	12	12	100%	1,67	a	0,21
vinter	Ut	19	4	21%	-	-	-
vår	Ut	48	9	19%	-	-	-
sommar	Ut	60	29	48%	-0,32	a	0,65
höst	Ut	61	25	41%	-0,21	a	0,43
vinter	Nät	42	8	19%	-	-	-
vår	Nät	129	17	13%	-2,11	a	1,54
sommar	Nät	121	35	29%	-0,98	b	1,23
höst	Nät	173	61	35%	-0,64	c	0,90

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga C-3: Årstidsvariation av 2d vid Karlskrona.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	39	39	100%	2,97	b	0,21
vår	Rå	39	39	100%	2,69	a	0,18
sommar	Rå	40	40	100%	2,69	a	0,22
höst	Rå	41	41	100%	3,04	b	0,44
vinter	Ut	39	6	15%	-	-	-
vår	Ut	39	8	21%	-	-	-
sommar	Ut	41	15	37%	-0,25	b	0,38
höst	Ut	40	11	28%	-0,47	a	0,53
vinter	Nät	133	27	20%	-1,13	b	1,05
vår	Nät	149	38	26%	-2,02	a	2,28
sommar	Nät	194	127	65%	0,09	d	0,89
höst	Nät	175	76	43%	-0,60	c	1,44

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga C-4: Årstidsvariation av 2d vid Laxå.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	87	69	79%	0,56	a	0,38
vår	Rå	93	84	90%	1,21	b	0,75
sommar	Rå	97+	95	98%	2,19	d	0,46
höst	Rå	88	85	97%	1,46	c	0,58
vinter	Ut	85	11	13%	-1,20	a	0,87
vår	Ut	91	15	16%	-0,80	b	0,71
sommar	Ut	95	18	19%	-0,78	b	0,79
höst	Ut	86	11	13%	-0,56	b	0,40
vinter	Nät	43	12	28%	-0,41	ab	0,60
vår	Nät	56	28	50%	-0,03	ab	1,06
sommar	Nät	97	52	54%	0,05	b	1,01
höst	Nät	64	24	38%	-0,38	a	1,05

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

+ En artificiell observation på detektionsgränsen har lagts till.

Bilaga C-5: Årstidsvariation av 2d vid Minnesgärdet 1.

Årstad	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	45+	34	76%	1,06	a	0,71
vår	Rå	40	37	93%	1,58	b	0,55
sommar	Rå	46+	37	80%	1,20	a	0,84
höst	Rå	54+	46	85%	1,25	ab	0,49
vinter	Ut	48	4	8%	-	-	-
vår	Ut	60	15	25%	-0,73	a	0,75
sommar	Ut	53	13	25%	-0,19	b	0,19
höst	Ut	58	8	14%	-	-	-
vinter	Nät	211	42	20%	-1,08	a	1,07
vår	Nät	247	55	22%	-0,67	bc	0,71
sommar	Nät	258	101	39%	-0,51	c	0,88
höst	Nät	253	78	31%	-0,73	b	1,13

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

+ En artificiell observation på detektionsgränsen har lagts till.

Bilaga C-6: Årstidsvariation av 2d vid Minnesgärdet 2.

Årstad	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	110+	86	78%	1,03	a	0,72
vår	Rå	121+	114	94%	1,61	c	0,57
sommar	Rå	115+	104	90%	1,21	ab	0,41
höst	Rå	114	104	91%	1,24	b	0,58
vinter	Ut	109	21	19%	-1,17	a	1,06
vår	Ut	118	19	16%	-1,06	a	0,84
sommar	Ut	112	36	32%	-0,51	b	0,74
höst	Ut	115	19	17%	-1,28	a	1,11
vinter	Nät	437	93	21%	-1,06	a	1,01
vår	Nät	447	115	26%	-0,95	a	1,05
sommar	Nät	457	200	44%	-0,25	c	0,75
höst	Nät	455	151	33%	-0,59	b	0,93

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

+ En artificiell observation på detektionsgränsen har lagts till.

Bilaga C-7: Årstidsvariation av 2d vid Rimforsa.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	23	23	100%	2,02	a	0,73
vår	Rå	20	20	100%	1,82	a	0,63
sommar	Rå	21	21	100%	2,00	a	0,50
höst	Rå	25	24	96%	1,74	a	0,73
vinter	Ut	22	6	27%	-	-	-
vår	Ut	20	4	20%	-	-	-
sommar	Ut	22	0	0%	-	-	-
höst	Ut	23	6	26%	-	-	-
vinter	Nät	0	-	-	-	-	-
vår	Nät	11	5	45%	-	-	-
sommar	Nät	0	-	-	-	-	-
höst	Nät	9	5	56%	-	-	-

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga D: Tabeller över årstidsvariationen av 7d

Bilaga D-1: Årstidsvariation av 7d vid Görväln 1.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Ut	551	257	47%	-0,28	a	0,51
vår	Ut	556	380	68%	0,03	b	0,56
sommar	Ut	543	457	84%	0,19	c	0,41
höst	Ut	540	382	71%	0,00	b	0,40
vinter	Nät	1501	1342	89%	0,55	a	0,79
vår	Nät	1496	1401	94%	0,80	b	0,77
sommar	Nät	1394	1362	98%	1,11	d	0,72
höst	Nät	1535	1500	98%	1,01	c	0,71

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga D-2: Årstidsvariation av 7d vid Görväln 2.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Ut	19	18	95%	0,18	a	0,22
vår	Ut	48	35	73%	0,05	a	0,45
sommar	Ut	59	53	90%	0,29	a	0,61
höst	Ut	58	50	86%	0,23	a	0,50
vinter	Nät	42	41	98%	1,15	ab	0,68
vår	Nät	129	124	96%	0,92	a	0,79
sommar	Nät	121	121	100%	1,48	b	0,70
höst	Nät	173	172	99%	1,48	b	0,76

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga D-3: Årstidsvariation av 7d vid Karlskrona.

Årstim	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Ut	38	35	92%	0,74	b	0,46
vår	Ut	39	36	92%	0,76	b	0,49
sommar	Ut	39	36	92%	0,42	a	0,33
höst	Ut	40	26	65%	0,20	a	0,66
vinter	Nät	132	131	99%	1,38	a	0,69
vår	Nät	150	147	98%	1,81	b	0,85
sommar	Nät	189	189	100%	2,23	c	0,62
höst	Nät	174	174	100%	2,19	c	0,81

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga D-4: Årstidsvariation av 7d vid Laxå.

Årstim	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	83	83	100%	1,69	a	0,45
vår	Rå	84	84	100%	1,86	b	0,42
sommar	Rå	91	91	100%	2,37	c	0,41
höst	Rå	85	85	100%	1,96	b	0,34
vinter	Ut	83	54	65%	0,04	a	0,62
vår	Ut	91	62	68%	0,10	a	0,51
sommar	Ut	95	61	64%	0,15	a	0,62
höst	Ut	86	52	60%	0,01	a	0,59
vinter	Nät	43	42	98%	1,15	a	0,76
vår	Nät	56	56	100%	1,56	ab	0,49
sommar	Nät	98+	93	95%	1,97	c	0,92
höst	Nät	64	62	97%	1,70	bc	0,94

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

+ En artificiell observation på detektionsgränsen har lagts till.

Bilaga D-5: Årstidsvariation av 7d vid Minnesgärdet 1.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Ut	47	34	72%	0,04	a	0,68
vår	Ut	54	45	83%	0,24	a	0,55
sommar	Ut	47	47	100%	0,77	b	0,64
höst	Ut	58	54	93%	0,69	b	0,79
vinter	Nät	212	201	95%	1,09	a	0,81
vår	Nät	242	238	98%	1,23	a	0,81
sommar	Nät	253	251	99%	1,74	b	0,85
höst	Nät	252	241	96%	1,66	b	0,93

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga D-6: Årstidsvariation av 7d vid Minnesgärdet 2.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Ut	106	87	82%	0,28	a	0,57
vår	Ut	116	96	83%	0,36	a	0,58
sommar	Ut	111	103	93%	1,29	c	1,16
höst	Ut	115	95	83%	0,75	b	1,19
vinter	Nät	437	406	93%	1,34	a	1,15
vår	Nät	447	409	91%	1,36	a	1,24
sommar	Nät	456	436	96%	1,62	b	1,17
höst	Nät	453	422	93%	1,54	ab	1,19

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga D-7: Årstidsvariation av 7d vid Rimforsa.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	23	23	100%	2,56	a	0,65
vår	Rå	20	20	100%	2,27	a	0,51
sommar	Rå	21	21	100%	2,33	a	0,46
höst	Rå	25	25	100%	2,29	a	0,69
vinter	Ut	15	12	80%	0,38	a	0,46
vår	Ut	12	10	83%	0,44	a	0,32
sommar	Ut	15	12	80%	0,53	a	0,56
höst	Ut	17	15	88%	0,40	a	0,34
vinter	Nät	0	-	-	-	-	-
vår	Nät	11	4	36%	-	-	-
sommar	Nät	0	-	-	-	-	-
höst	Nät	9	2	22%	-	-	-

† Log cfu/ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga E: Tabeller över årstidsvariationen av koliformer

Bilaga E-1: Årstidsvariation av koliformer vid Karlskrona.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	36	36	100%	2,55	b	0,38
vår	Rå	39	39	100%	2,12	a	0,29
sommar	Rå	38	38	100%	2,43	b	0,36
höst	Rå	39	39	100%	2,48	b	0,55
vinter	Ut	39	0	0%	-	-	-
vår	Ut	39	0	0%	-	-	-
sommar	Ut	40	1	3%	-	-	-
höst	Ut	39	0	0%	-	-	-
vinter	Nät	133	2	2%	-	-	-
vår	Nät	157+	13	8%	-3,28	a	2,69
sommar	Nät	195	26	13%	-1,85	b	1,51
höst	Nät	167	8	5%	-	-	-

† Log cfu/100ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

+ En artificiell observation på detektionsgränsen har lagts till.

Bilaga E-2: Årstidsvariation av koliformer vid Laxå.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	87	37	43%	-0,25	a	0,66
vår	Rå	93	49	53%	-0,14	a	1,16
sommar	Rå	96	63	66%	0,52	b	1,21
höst	Rå	88	57	65%	0,60	b	1,39
vinter	Ut	85	0	0%	-	-	-
vår	Ut	91	0	0%	-	-	-
sommar	Ut	95	0	0%	-	-	-
höst	Ut	86	0	0%	-	-	-
vinter	Nät	43	0	0%	-	-	-
vår	Nät	56	0	0%	-	-	-
sommar	Nät	97	0	0%	-	-	-
höst	Nät	64	0	0%	-	-	-

† Log cfu/100ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga E-3: Årstidsvariation av koliformer vid Minnesgärdet 1.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	45+	15	33%	0,27	a	0,91
vår	Rå	41+	26	63%	1,15	b	0,75
sommar	Rå	46+	24	52%	0,83	b	0,59
höst	Rå	54+	32	59%	1,02	b	0,60
vinter	Ut	47	1	2%	-	-	-
vår	Ut	60	0	0%	-	-	-
sommar	Ut	53	0	0%	-	-	-
höst	Ut	58	1	2%	-	-	-
vinter	Nät	213	1	0,5%	-	-	-
vår	Nät	246	5	2%	-	-	-
sommar	Nät	258	19	7%	-1,19	b	0,77
höst	Nät	252	17	7%	-2,78	a	1,73

† Log cfu/100ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

+ En artificiell observation på detektionsgränsen har lagts till.

Bilaga E-4: Årstidsvariation av koliformer vid Minnesgärdet 2.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	103	59	57%	0,51	a	0,76
vår	Rå	106	69	65%	0,62	a	0,99
sommar	Rå	101	68	67%	0,56	a	0,72
höst	Rå	100	90	90%	1,09	b	0,59
vinter	Ut	109	4	4%	-	-	-
vår	Ut	118	1	0,8%	-	-	-
sommar	Ut	112	1	0,9%	-	-	-
höst	Ut	115	2	2%	-	-	-
vinter	Nät	436	1	0%	-	-	-
vår	Nät	443	1	0%	-	-	-
sommar	Nät	454	10	2%	-0,83	b	0,39
höst	Nät	452	13	3%	-1,92	a	1,01

† Log cfu/100ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga E-5: Årstidsvariation av koliformer vid Rimforsa.

Årstim	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	23	22	96%	1,34	b	0,93
vår	Rå	20	15	75%	0,63	ab	1,07
sommar	Rå	21	15	71%	0,28	a	1,35
höst	Rå	25	20	80%	1,50	b	1,14
vinter	Ut	22	1	5%	-	-	-
vår	Ut	20	0	0%	-	-	-
sommar	Ut	22	1	5%	-	-	-
höst	Ut	23	1	4%	-	-	-
vinter	Nät	0	-	-	-	-	-
vår	Nät	11	0	0%	-	-	-
sommar	Nät	0	-	-	-	-	-
höst	Nät	9	2	22%	-	-	-

† Log cfu/100ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga E-6: Årstidsvariation av koliformer vid Skråmsta.

Årstim	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	29	29	100%	2,31	ab	0,67
vår	Rå	31	31	100%	2,43	b	0,42
sommar	Rå	26	26	100%	2,04	a	0,36
höst	Rå	23	23	100%	2,15	ab	0,59

† Log cfu/100ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga F: Tabeller över årstidsvariationen av *E. coli*

Bilaga F-1: Årstidsvariation av *E. coli* vid Karlskrona.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	37	37	100%	1,61	b	0,35
vår	Rå	38	38	100%	1,25	a	0,28
sommar	Rå	40	40	100%	1,75	b	0,39
höst	Rå	40	40	100%	1,63	b	0,49
vinter	Ut	39	0	0%	-	-	-
vår	Ut	39	0	0%	-	-	-
sommar	Ut	40	0	0%	-	-	-
höst	Ut	39	0	0%	-	-	-
vinter	Nät	133	0	0%	-	-	-
vår	Nät	155	0	0%	-	-	-
sommar	Nät	203	0	0%	-	-	-
höst	Nät	168	0	0%	-	-	-

† Log cfu/100ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga F-2: Årstidsvariation av *E. coli* vid Laxå.

Årstid	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	87	0	0%	-	-	-
vår	Rå	93	3	3%	-	-	-
sommar	Rå	96	4	4%	-	-	-
höst	Rå	88	3	3%	-	-	-
vinter	Ut	85	0	0%	-	-	-
vår	Ut	91	0	0%	-	-	-
sommar	Ut	95	0	0%	-	-	-
höst	Ut	86	0	0%	-	-	-
vinter	Nät	43	0	0%	-	-	-
vår	Nät	56	0	0%	-	-	-
sommar	Nät	97	0	0%	-	-	-
höst	Nät	64	0	0%	-	-	-

† Log cfu/100ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga F-3: Årstidsvariation av *E. coli* vid Minnesgärdet 1.

Årstad	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	43	11	26%	-0,27	a	0,70
vår	Rå	39	16	41%	0,00	a	0,88
sommar	Rå	43	15	35%	0,03	ab	0,42
höst	Rå	53	31	58%	0,36	b	0,53
vinter	Ut	40	0	0%	-	-	-
vår	Ut	54	0	0%	-	-	-
sommar	Ut	46	0	0%	-	-	-
höst	Ut	50	0	0%	-	-	-
vinter	Nät	156	0	0%	-	-	-
vår	Nät	152	0	0%	-	-	-
sommar	Nät	182	0	0%	-	-	-
höst	Nät	208	0	0%	-	-	-

† Log cfu/100ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga F-4: Årstidsvariation av *E. coli* vid Minnesgärdet 2.

Årstad	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	108	27	25%	-0,28	a	0,66
vår	Rå	120	39	33%	-0,22	a	0,86
sommar	Rå	114	32	28%	-0,07	a	0,45
höst	Rå	114	59	52%	0,22	b	0,54
vinter	Ut	109	0	0%	-	-	-
vår	Ut	118	1	0,8%	-	-	-
sommar	Ut	112	2	2%	-	-	-
höst	Ut	115	0	0%	-	-	-
vinter	Nät	436	0	0%	-	-	-
vår	Nät	443	0	0%	-	-	-
sommar	Nät	454	0	0%	-	-	-
höst	Nät	452	0	0%	-	-	-

† Log cfu/100ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga F-5: Årstidsvariation av *E. coli* vid Rimforsa.

Årstim	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	23	11	48%	-0,16	a	0,51
vår	Rå	20	6	30%	-	-	-
sommar	Rå	21	5	24%	-	-	-
höst	Rå	25	10	40%	0,05	a	0,51
vinter	Ut	22	0	0%	-	-	-
vår	Ut	20	0	0%	-	-	-
sommar	Ut	22	0	0%	-	-	-
höst	Ut	23	0	0%	-	-	-
vinter	Nät	0	-	-	-	-	-
vår	Nät	11	0	0%	-	-	-
sommar	Nät	0	-	-	-	-	-
höst	Nät	9	0	0%	-	-	-

† Log cfu/100ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

Bilaga F-6: Årstidsvariation av *E. coli* vid Skråmsta.

Årstim	Vattentyp	Antal prov	Antal positiva	Andel positiva	LPR Medel†	LPR ANOVA-grupp. ‡	LPR Stdav†
vinter	Rå	29	29	100%	1,63	a	0,65
vår	Rå	31	31	100%	1,61	a	0,43
sommar	Rå	27+	26	96%	1,41	a	0,50
höst	Rå	23+	22	96%	1,44	a	0,47

† Log cfu/100ml.

‡ Ingen signifikant skillnad mellan medelvärden med samma bokstav (inom samma vattentyp).

+ En artificiell observation på detektionsgränsen har lagts till.

Bilaga G: Tabeller över resultatet av den logistiska regressionsanalysen för 2d-Nät

Bilaga G-1: Regressionsresultat för 2d-Nät vid Görväln.

Variabel	G-test					
	Första faktorn	Sista faktorn				
Temp	62,727***	33,371***				
Klor	43,170***	13,814***				

Koefficienter						
Variabler	Antal punkter	Konstant	Temp	Klor	Temp* Klor	Process
Temp, Klor	5802	-1,6	0,05	-1,9	-	-

* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001; i.s. icke signifikant.

Bilaga G-2: Regressionsresultat för 2d-Nät vid Karlskrona.

Variabel	G-test					
	Första faktorn	Sista faktorn				
Temp	39,562***	19,325***				
Klor	52,249***	32,012***				
COD	0,117 ^{i.s.}	-				

Koefficienter						
Variabler	Antal punkter	Konstant	Temp	Klor	COD	Temp* Klor
Klor, Temp	456	-0,9	0,10	-10,2	-	-

* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001; i.s. icke signifikant.

Bilaga G-3: Regressionsresultat för 2d-Nät vid Laxå.

Variabel	G-test	
	Första faktorn	Sista faktorn
Temp	6,840**	6,840**
Klor	2,652 ^{i.s.}	-
COD	0,075 ^{i.s.}	-

Variabler	Koefficienter					
	Antal punkter	Konstant	Temp	Klor	COD	Temp* Klor
Temp	133	-1,4	0,13	-	-	-

* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001; i.s. icke signifikant.

Bilaga G-4: Regressionsresultat för 2d-Nät vid Minnesgärdet

Variabel	G-test	
	Första faktorn	Sista faktorn
Temp	30,451***	26,056***
Klor	42,689***	38,294***
COD	0,006 ^{i.s.}	-

Variabler	Koefficienter						
	Antal punkter	Konstant	Temp	Klor	COD	Temp* Klor	Process
Klor, Temp	2365	-1,3	0,07	-4,6	-	-	-

* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001; i.s. icke signifikant.

Bilaga H: Tabeller över resultatet av den linjära regressionsanalysen för 7d-Nät

Bilaga H-1: Regressionsresultat för 7d-Nät vid Görväln.

Steg	Variabler	R ² - värde	R ² _j - värde	Antal punkter	Koefficienter				
					Konstant	Temp	Klor	Temp* Klor	Process
1	Klor	13,9%	13,9%	-	-	-	-	-	-
2	Klor, Temp	17,5%	17,5%	-	-	-	-	-	-
3	Klor, Temp, Process	18,0%	18,0%	5804	0,7	0,035	-2,7	-	0,20

Process 1

Steg	Variabler	R ² - värde	R ² _j - värde	Antal punkter	Koefficienter			
					Konstant	Temp	Klor	Temp* Klor
1	Klor	13,2%	13,2%	-	-	-	-	-
2	Klor, Temp	16,3%	16,3%	5379	0,9	0,032	-2,7	-

Process 2

Steg	Variabler	R ² - värde	R ² _j - värde	Antal punkter	Koefficienter			
					Konstant	Temp	Klor	Temp* Klor
1	Temp	15,2%	15,0%	-	-	-	-	-
2	Temp, Klor	20,6%	20,2%	425	0,9	0,063	-3,7	-

Bilaga H-2: Regressionsresultat för 7d-Nät vid Karlskrona.

Steg	Variabler	R ² - värde	R ² _j - värde	Antal punkter	Koefficienter				
					Konstant	Temp	Klor	COD	Temp* Klor
1	Klor	35,7%	35,6%	-	-	-	-	-	-
2	Klor, Temp	39,9%	39,6%	-	-	-	-	-	-
3	Klor, Temp, Temp*Klor	40,8%	40,4%	454	1,8	0,062	-3,2	-	-0,24

Bilaga H-3: Regressionsresultat för 7d-Nät vid Laxå.

Steg	Variabler	R ² -värde	R ² _j -värde	Antal punkter	Koefficienter				Temp* Klor
					Konstant	Temp	Klor	COD	
1	Klor	21,4%	20,8%	-	-	-	-	-	-
2	Klor, Temp	32,3%	31,2%	127	1,2	0,069	-4,2	-	-

Bilaga H-4: Regressionsresultat för 7d-Nät vid Minnesgården.

Steg	Variabler	Koefficienter									
		R ² - värde	R ² _j - värde	Antal punkter	Konstant	Temp	Klor	COD	Temp*	Klor	Process
1	Klor	8,7%	8,7%	-	-	-	-	-	-	-	-
2	Klor, Process	9,1%	9,0%	-	-	-	-	-	-	-	-
3	Klor, Process, COD	9,4%	9,2%	2238	2,2	-	-4,5	-0,08	-	-	-0,15

Process 1

Steg	Variabler	Koefficienter							
		R ² - värde	R ² _j - värde	Antal punkter	Konstant	Temp	Klor	COD	Temp* Klor
1	Klor	12,7%	12,6%	-	-	-	-	-	-
2	Klor, Temp	16,9%	16,7%	-	-	-	-	-	-
3	Klor, Temp, Temp*Klor	18,1%	17,8%	713	1,6	0,027	-5,6	-	0,34

Process 2

Steg	Variabler	Koefficienter							
		R ² - värde	R ² _j - värde	Antal punkter	Konstant	Temp	Klor	COD	Klor* COD
1	Klor	8,9%	8,9%	-	-	-	-	-	-
2	Klor, COD	9,6%	9,5%	1525	2,2	-	-6,4	-0,16	-

Bilaga I: Tabeller över resultatet av den logistiska regressionsanalysen för K-Nät

Bilaga I-1: *Regressionsresultat för K-Nät vid Karlskrona.*

Variabel	G-test	
	Första faktorn	Sista faktorn
Temp	9,688**	6,447*
Klor	16,403***	13,162***
COD	1,362 ^{l.s.}	-

Variabler	Koefficienter					
	Antal punkter	Konstant	Temp	Klor	COD	Temp* Klor
Klor, Temp	460	-4,2	0,20	-32,7	-	-

Bilaga I-2: Regressionsresultat för K-Nät vid Minnesgården

Variabel	G-test	
	Första faktorn	Sista faktorn
Temp	20,109***	14,587***
Klor	7,864**	10,521**
COD	2,178 ^{i.s.}	-
Process	-	11,641***

Variabler	Koefficienter						
	Antal punkter	Konstant	Temp	Klor	COD	Temp* Klor	Process
Temp, Process, Klor	2370	-4,5	0,18	-10,1	-	-	-1,11

Process 1

Variabel	G-test	
	Första faktorn	Sista faktorn
Temp	6,353*	3,922*
Klor	8,189**	5,758*
COD	0,989 ^{i.s.}	-

Variabler	Koefficienter						
	Antal punkter	Konstant	Temp	Klor	COD	Temp* Klor	
Klor, Temp	726	-4,1	0,13	-7,7	-	-	

Process 2

Variabel	G-test	
	Första faktorn	Sista faktorn
Temp	13,276***	13,237***
Klor	8,867**	8,828**
COD	2,441 ^{i.s.}	-

Variabler	Koefficienter						
	Antal punkter	Konstant	Temp	Klor	COD	Temp* Klor	
Temp, Klor	1644	-5,9	0,26	-28,2	-	-	