



# Förekomst och spridning av kväveföreningar i grundvatten

En fallstudie av Köpinge - Vrams vattenförenings grundvattenuttag på Kristianstadslätten

*Pontus Andersson*

---

2012

**Miljövetenskap**

Examensarbete för masterexamen 30 hp

Lunds universitet



# Förekomst och spridning av kväveföreningar i grundvatten

En fallstudie av Köpinge - Vrams vattenförenings  
grundvattenuttag på Kristianstadslätten

Pontus Andersson  
2012

Handledare:

Per Möller  
Geologiska Institutionen  
Lunds universitet

Fredrik Wettemark, Mats Åkesson och Mattis Johansson  
Sweco Environment AB



# Innehållsförteckning

<b>Innehållsförteckning</b>	<b>3</b>
<b>Abstract</b>	<b>6</b>
<b>Förord</b>	<b>8</b>
<b>Inledning</b>	<b>9</b>
<b>Syfte</b>	<b>10</b>
<b>Frågeställning</b>	<b>10</b>
<b>Bakgrund</b>	<b>11</b>
<b>Berggrundsgeologi</b>	<b>12</b>
Urberget	12
Sedimentära bergarter	13
Tolkning av borrhningar	14
<b>Kvartärgeologi</b>	<b>14</b>
Morän	15
Isälvsavlagringar	15
Issjösediment	16
Svallsediment och organiska jordarter	16
Lagerföljd kring Vramsåns dalgång	17
Tolkning av borrhningar	17
<b>Hydrogeologi</b>	<b>17</b>
Grundvattenmagasin i berggrunden	18
Grundvattenmagasin i jordlagren	18
Grundvattnets rörelse	19
<b>Grundvattnets kemiska och fysikaliska egenskaper</b>	<b>19</b>
<b>Vattenbalans</b>	<b>20</b>
<b>Markanvändning</b>	<b>22</b>
<b>Nitrit, nitrat och ammonium</b>	<b>22</b>
Grundläggande kemi och kvävet kretslopp	22
Kväveföroreningars hälsoeffekter	24
Kväveföroreningars förekomst i grundvattnet	25
<b>Lagstiftning och styrmedel</b>	<b>26</b>
Vattendirektivet	26
Nitratdirektivet	26
Dricksvattendirektivet	27
Miljömålen	27
Föreskrifter om dricksvatten	28
Miljö kvalitetsnormer för grundvatten	29
Bedömningsgrunder för grundvatten	29
<b>Spridning av kväveföroreningar till grundvattnet</b>	<b>30</b>
Reglerande faktorer för kväveförorening av grundvattnet i jordbrukslandskap	30
<b>Kvävets omvandling och reduktion i grundvattnet</b>	<b>34</b>
Biogeokemiska processer	34
Reglerande faktorer för nerbrytning av kväveföroreningar i grundvattnet	35
<b>Kvävebelastning från jordbruket</b>	<b>36</b>

<b>Material och metoder</b>	<b>38</b>
<b>Provpumpning</b>	<b>38</b>
<b>Grundvattenkemiskdata och databehandling</b>	<b>40</b>
<b>Modellverktyg, MIKE-SHE</b>	<b>41</b>
<b>Modelluppdateringar</b>	<b>42</b>
Modellupplösning	42
Trycknivåer	42
Geologi	43
Hydraulisk konduktivitet	43
Vattenuttag	45
<b>Kalibrering</b>	<b>45</b>
<b>Osäkerheter</b>	<b>45</b>
Osäkerheter i indata till modellen	46
<b>Modellscenarier</b>	<b>47</b>
Läckageförhållanden	47
Kväveförorenings-spridning	47
<b>Resultat</b>	<b>49</b>
<b>Provpumpningsresultat</b>	<b>49</b>
<b>Aktuell grundvattenkemisk status i undersökningsområdet</b>	<b>52</b>
<b>Kväveföroreningar i grundvattnet under perioden 1970-2009</b>	<b>54</b>
<b>Resultat av modellerade läckageförhållanden</b>	<b>61</b>
<b>Resultat av modellerad kväveförorenings-spridning</b>	<b>62</b>
<b>Slutsatser och diskussion</b>	<b>65</b>
<b>Referenser</b>	<b>68</b>



# Abstract

The aim of this Master's thesis is to evaluate what possible impact an increased use of groundwater may have on the spread of nitrogen pollution. The work is part of a larger project where Sweco Environment AB assists about 40 farmers in the "Köpinge - Vrams vattenförening" to apply for authorization for groundwater use in agricultural irrigation. The work was performed in three steps: a literature review, a statistical evaluation of historical and current nitrogen pollutions in the area, and a modeling of how future water use may change the nitrogen pollution.

The study area is located on Kristianstad plain in NE Skåne in close proximity to the Vramsån River. In geological terms the area is a bedrock basin filled by younger sedimentary rock. In general the crystalline bedrock is overlain by clay, followed by unconsolidated glauconite sand and above that a mix of limestone and sandstone, all of Cretaceous age. The sedimentary rocks are followed by a complex sequence of Quaternary deposits. The typical stratigraphy of the latter consists of a layer of till, followed by glaciofluvial deposits and on top glacial clay and/or beach deposits. This geological stratigraphy makes it possible to extract larger amounts of water from both the sedimentary rock and some of the Quaternary deposits.

The study area is characterised by large-scale farming at which large quantities of fertilizers is used (large load of nitrogen). This, combined with a high hydraulic conductivity in the topsoil and the growth of certain crops, especially root vegetables, have resulted in nitrogen, especially nitrate, polluted groundwater. Since large intake of nitrate and nitrite has negative effects on human health, this affects the waters quality and suitability as a drinking water.

The main factors that determine the risk and extent of nitrogen pollution of groundwater are: water transport (in- or outflow area), nitrogen load, soil type, climate, plant uptake and biological- and chemical reduction.

The fact that nitrate contamination of groundwater is a problem in the area has been known for some time and also this study revealed high nitrate levels in the groundwater. The evaluation of the last measured nitrate level in wells in the area shows that 28 % of all wells that take water from the Quaternary deposits and 14 % of all drilled wells into sedimentary rocks have nitrate levels above the guideline value (50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ l) for drinking water according to Swedish standards (SOSFS 2003:17).

The evaluation also shows that the nitrate level appears to be high in all investigated sites and there are no major geographic differences. The nitrogen level is in most sites lower today than in the 1970s and the trend of decreased nitrate pollution has also been substantiated by regression analysis of nitrate concentration over time at the different sites.

For nitrite and ammonium we only observed sporadic and locally elevated levels. This indicates that both further studies and measures should focus on nitrate.



The modeling results show only low concentrations of nitrate in the ground water. Comparisons between the calculated nitrate concentrations with and without increased agricultural irrigation dose not differ much. The result indicates that nitrate load and nitrate reduction is more important for the concentration then the extraction of water.

Overall the study shows that pollution in the study area is a matter of concern, but that the trend of pollution over the last decade shows lowering levels. This can be seen as an indication that the increased groundwater extraction for irrigation purposes in the future is not a major threat to groundwater quality.

# Förord

Detta examensarbete för magisterexamen i miljövetenskap genomfördes som ett samarbete mellan Miljövetenskapliga institutionen vid Lunds universitet, Geologiska institutionen vid Lunds universitet och gruppen för Geologi och grundvatten på Sweco Environment AB. Arbetet är en mindre del av ett projekt där Sweco bistår Köpinge - Vrams vattenförening med ansökan om tillstånd för uttag av grundvatten till jordbruksbevattnings.

Köpinge - Vrams vattenförening består av 32 lantbrukare som alla bedriver sin verksamhet på Kristianstadsslätten i nära anslutning till Vramsån. Tidigare tog flera av lantbrukarna vatten direkt ur Vramsån, men sedan länsstyrelsen uppmärksammat vikten av att skydda Vramsån har samtliga lantbrukare valt att helt övergå till att använda grundvatten. I samband med detta bildades vattenföreningen för att gemensamt ansöka om tillstånd för grundvattenuttagen. Swecos uppdrag består bland annat i att genomföra fältundersökningar och modellering för att baserat på resultaten från dessa upprätta teknisk beskrivning (TB) och miljökonsekvensbeskrivning (MKB).

Swecos arbete fokuserar främst på att utreda generella grundvattenförhållanden och grundvattnets samspel med ytvatten i Vramsån. Men inom ramen för MKB och TB krävs även en mindre utredning av vattenkvalitet och vattenuttagens påverka på spridningen av näringsämnen i grundvattnet. Det är främst denna del som är fokus för föreliggande examensarbete. Målet med examensarbetet är att belysa problemet med kväveföroreningar i en rapport, vilken senare i kortare form kan infogas i Swecos MKB eller TB.

Examensarbetet omfattar en litteraturstudie som beskriver situationen med kväveföroreningar i grundvatten, vilka faktorer som styr spridning av kväve, samt vilken aktuell lagstiftning och vilka styrmedel som finns. Dessutom redovisas uppbyggnad av och resultatet från den modellering som gjorts för att förutse hur en eventuell spridning av kväveföroreningar i grundvattnet påverkas av de vattenuttag man avser att söka tillstånd för.

# Inledning

Att kväveföreningar (nitrat, nitrit och ammonium) från antropogena källor kan förorenar grundvattnet är sedan länge känt. Naturvårdsverket uppskattade år 2002 att ca 2 % av Sveriges brunnar, på grund av kväveföreningar, producerar ett icke hälsomässigt godkänt dricksvatten (Naturvårdsverket, 2002) och i flertalet av Europas länder har så mycket som 30-80 % av alla akvifärer höga nitrathalter (över 25 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l) (Rivett et al., 2008). De största problemen med kväveföreningar i grundvattnet är att dessa påverkar människors hälsa negativt och därmed riskeras grundvattnets användbarhet som dricksvattenresurs.

Den vanligaste källan till kväveföreningar i grundvattnet är jordbrukets växtnäringsspridning. Problemet med nitratförorenat grundvatten är därför särskilt vanligt i område med intensivt lantbruk och områden med lätta jordarter, mycket rotfruktsodling och djuruppfödning är extra känsliga (Naturvårdsverket, 2002). Kristianstadsslätten är ett typiskt sådant område och här finns också, i den så kallade glaukonitsanden, en av Sveriges största akvifärer (Kristianstads kommun, 2000). På de flesta platser håller vattnet i glaukonitsanden mycket god kvalitet men mycket höga halter av främst nitrat förekommer i de jordlager och kalkberg som överlagrar glaukonitsandsakvifären (Gustafsson et al., 1979; Gustafsson et al., 1988). Det finns därför en oro att föroreningen skall spridas till glaukonitsanden och på vissa platser har redan förhöjda halter observerats. En eventuell förorening av glaukonitsandsakvifären skulle dessutom vara extra allvarlig då transport- och omsättningstiden för grundvattnet är mycket lång (Naturvårdsverket, 2002).

De ansökta vattenuttagen inom projektet som Sweco genomför i samarbete med Köpings - Vrams vattenförening innebär ökade grundvattenuttag och en förändring av vattenanvändningen i området. Därför krävs tillstånd enligt 11 kap. miljöbalken och som en del i tillståndsansökan utreds hur de ansökta grundvattenuttagen kan påverka människors hälsa och miljön. En sådan utredning görs inom ramen för MKB och TB och man studerar ingående bland annat att vattenresursen inte överexploateras, hur grundvattenuttagen påverkar naturvärden (till exempel Vramsån) och hur grundvattenytans sänkning i samband med uttagen påverkar andra brunnar och redan tillståndsgivna uttag. Eftersom området anses som särskilt känsligt för nitratpåverkan, samt att man sedan tidigare underökningar (Gustafsson et al., 1979; Gustafsson et al., 1988) vet att förhöjda nitrathalter är ett problem i området, görs även en utredning av kväveföreningssituationen. Man kommer även att undersöka hur de ansökta uttagen påverkar spridningen av kväveföreningar. Föreliggande examensarbete är en fördjupad del av Swecos utredning av kväveföreningssituationen i området.

## Syfte

Syftet med detta examensarbete är att utreda eventuella miljöeffekter av grundvattenuttagen i området kring Vramsån på Kristianstadsslätten.

För att bäst uppfylla syftet har arbetet genomförts i tre steg. Först gjordes en litteraturstudie för att öka den allmänna och lokala kunskapen om problematiken kring kväveföreningar i grundvatten. Baserat på informationen från litteraturstudien samt indata från Sweco och Kristianstads kommun gjordes därefter statistiska beräkningar av förekomsten och utvecklingen av kväveföreningar i grundvattnet. Slutligen användes en lokal beräkningsmodell för grundvatten som Sweco upprättat för att beräkna hur befintliga och framtida ansökta uttag av grundvatten kan påverka spridning av kväve i grundvattnet.

## Frågeställning

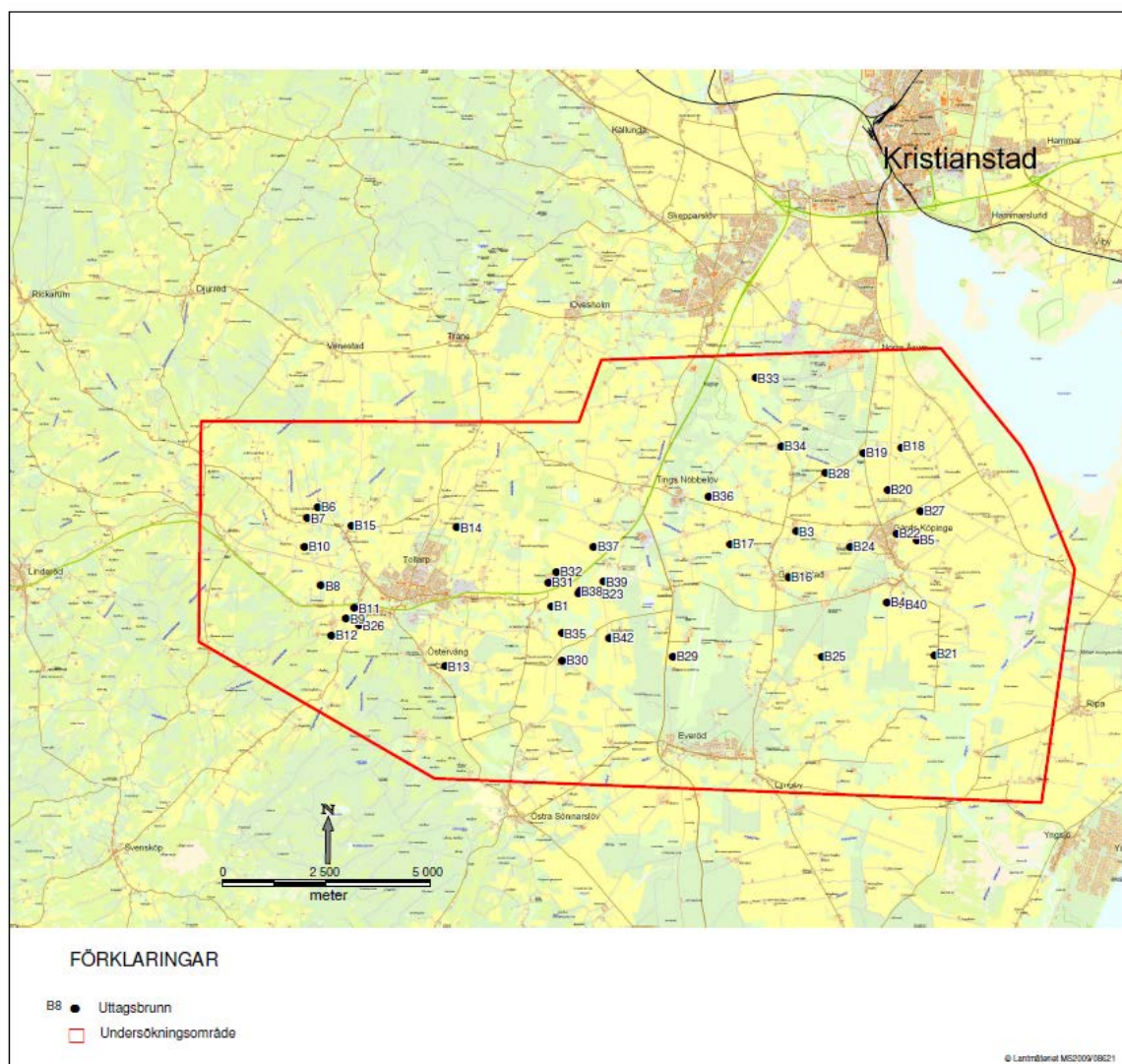
De främsta frågeställningarna i föreliggande arbete är hur de grundvattenuttag som utförs av medlemmarna i Köpinge - Vrams vattenförening eventuellt påverkar spridning av kväveföreningar i grundvattnet. Viktiga faktorer i detta är hur den grundvattenkemiska situationen avseende kväveföreningar ser ut idag och hur har den utvecklats över tiden.

Ytterligare frågeställningar för litteraturstudien är att utröna vilka faktorer som styr spridningen av kväveföreningar till och i grundvattnet. I detta sammanhang är också aktuella lagstiftningar och styrmedel av vikt.

# Bakgrund

Nedan följer en beskrivning av geologiska och hydrogeologiska förhållanden inom och omkring området på Kristianstadsslätten där medlemmarna i Köpinge - Vrams vattenförening gör sina grundvattenuttag. Dels beskrivs den generella uppbyggnaden och egenskaperna för hela Kristianstadsslätten, dels ges en mer specifik beskrivning av det område som examensarbetet behandlar. Det är därför viktigt att notera att begreppet "undersökningsområdet" endast syftar på den begränsade del av Kristianstadsslätten som omfattas av detta projekt (figur 1).

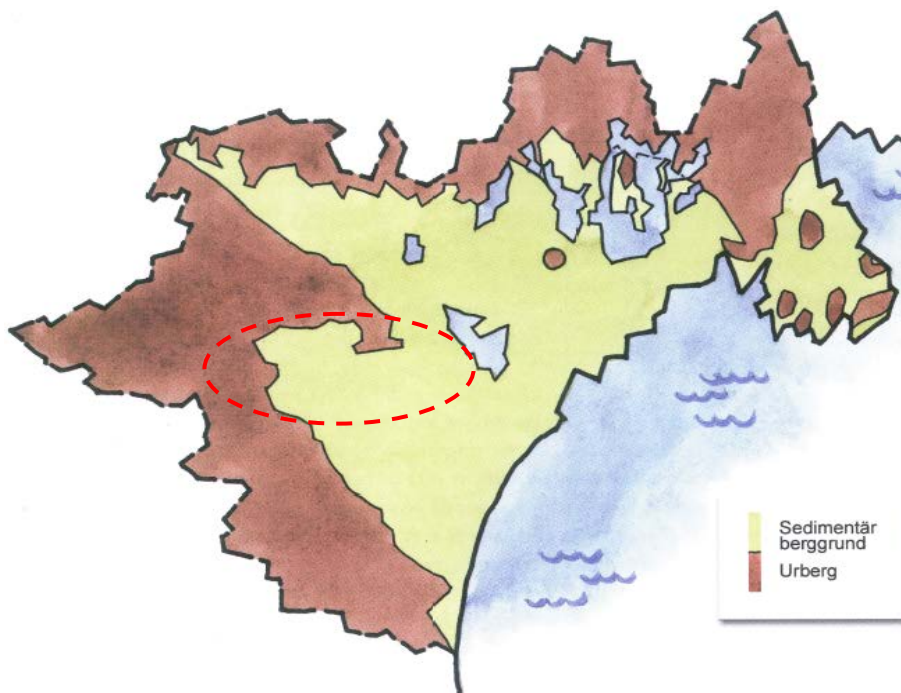
Vidare beskrivs i kapitlet nitrit, nitrat och ammoniums egenskaper samt hur dessa sprids och omvandlas i mark och grundvatten.



**Figur 1.** Undersökningsområde för utförda undersökningar inom detta examensarbete samt placering av Köpinge - Vrams vattenförenings uttagsbrunnar.

## Berggrundsgeologi

Undersökningsområdet ligger på sydvästra delen av Kristianstadsslätten. Kristianstadsslätten är en urbergsänka fylld med yngre sedimentära bergarter och kvartära avlagringar. Urbergssänkan begränsas i sydväst av Linderödsåsens och Nävlingeåsens förkastningsbranter medan den i nord och nordväst tunnar ut mot det småländska urbergspeneplanet och i sydöst fortsätter in under Hanöbukten (figur 2) (Kristianstads kommun, 2000).



**Figur 2.**

Översiktlig karta över den ytliga berggrunden på Kristianstadsslätten (Kristianstads kommun, 2000). Undersökningsområdets ungefärliga utbredning markeras av den streckade linjen.

### Urberget

Berggrundens tektoniska uppbyggnad på Kristianstadsslätten karakteriseras av tre stora förkastningsblock: Linderödsåsen, Nävlingeåsen och Vinslövsblocket (figur 3). Dessa enheters korrekta geologiska benämning är horstar, vilka troligen är resultat av vertikal blockförskjutning under den Paleozoiska eran för 542 -251 miljoner år sedan (Kornfält et al., 1978). Linderödshorsten i sydväst har en nästan plan överyta, medan de två övriga horstarna är tippade mot söder. Detta medför att Kristianstadsslättens urbergsänka kan delas in i två delvis separata sedimentationsbäcken, delade av Nävlingeåsens utlöpare mot sydöst. Undersökningsområdet för detta examensarbete ligger i huvudsak på Nävlingeåsens förkastningsblock (Kornfält et al., 1978).



**Figur 3.**

Vertikal transekt över Kristianstadsslätten i riktning SV – NO (Kornfält et al., 1978).

Urberget under Kristianstadsslätten består av gnejs med inslag av granit, diabas, amfibolit och syenit (Kristianstads kommun, 2000). Urbergets överyta är normalt kraftigt vittrad och som ett resultat av detta överlagras vanligen gnejsen av kaolinlera. Dessa lerors utbredning och sammansättning är relativt okända, men generellt utgörs lerlagret av en blandning mellan residualkaolin bildat av in situ vittrat fältspatmineral från gnejsen och av eroderade och senare omlagrade leror (Kornfält et al., 1978). Leromvandlingen härrör från den djupvittring som ägde rum i det närmast tropiska klimat som kännetecknade området före Krita-tidens havsytehöjning (Åmark, 1984).

Urberget och dess tillhörande lerlager överlagras inom så gott som hela undersökningsområdet av sedimentära bergarter. Undantaget för detta är randzonen mot Linderödsåsen i sydväst samt ett stråk norr om Tollarp. Formationen norr om Tollarp utgörs av en erosionsdal fylld med sand av kvartär ålder vars djup når ända ner till urbergsytan (Kornfält et al., 1978).

### Sedimentära bergarter

I hela de centrala delarna av Kristianstadsslätten överlagras urberget och kaolinleran av yngre sedimentära bergarter. Det vanligaste är att kaolinleran följs av ett lager kvartssand, vilken i sin tur överlagras av kalk- och sandstenar, samt övergångar däremellan.

Kvartssanden innehåller ofta det grönfärgade mineralet glaukonit och benämns ofta glaukonitsand eller grönsand. Glaukonitsanden täcker så gott som hela Kristianstadsslätten, men mäktigheten varierar från över 70 m i de södra delarna till en mycket begränsad utbredning och mäktighet i undersökningsområdets norra del (Kristianstads kommun, 2000). Glaukonitsanden är en strandnära avsatt marin bildning, bildad under Krita-tiden för 146-65 miljoner år sedan (Kornfält et al., 1978). Kornstorleken på glaukonitsanden varierar kraftigt men är på de flesta platser finkornigare i undre delar än högre upp. Innehållet av kalk är mycket lågt (Kornfält et al., 1978). Typiskt för glaukonitsanden är att den inte utgör en fast bergart utan närmast är okonsoliderad (Kornfält et al., 1978). Avsaknad av kalkcementer och relativt hög porositet gör denna bildning till en mycket god akvifär.

De övre lagren av den sedimentära berggrunden består av en blandning av kalksten (>90 % kalk), sandkalksten (90-50 % kalk), kalksandsten (50-10 % kalk) och sandsten (<10 % kalk) (Kristianstads kommun, 2000). Kalkstenen är huvudsakligen uppbyggd av skalrester från marina organismer medan sandstenen byggs upp av material som svämmats från land (Kornfält et al., 1978). Sand- och kalkstenarnas sammansättning och kornstorlek varierar stort inom området, vilket indikerar att bildningen skett vid olika tid och i olika typ av sedimentationsmiljöer (Kornfält et al., 1978).

## Tolkning av borrhningar

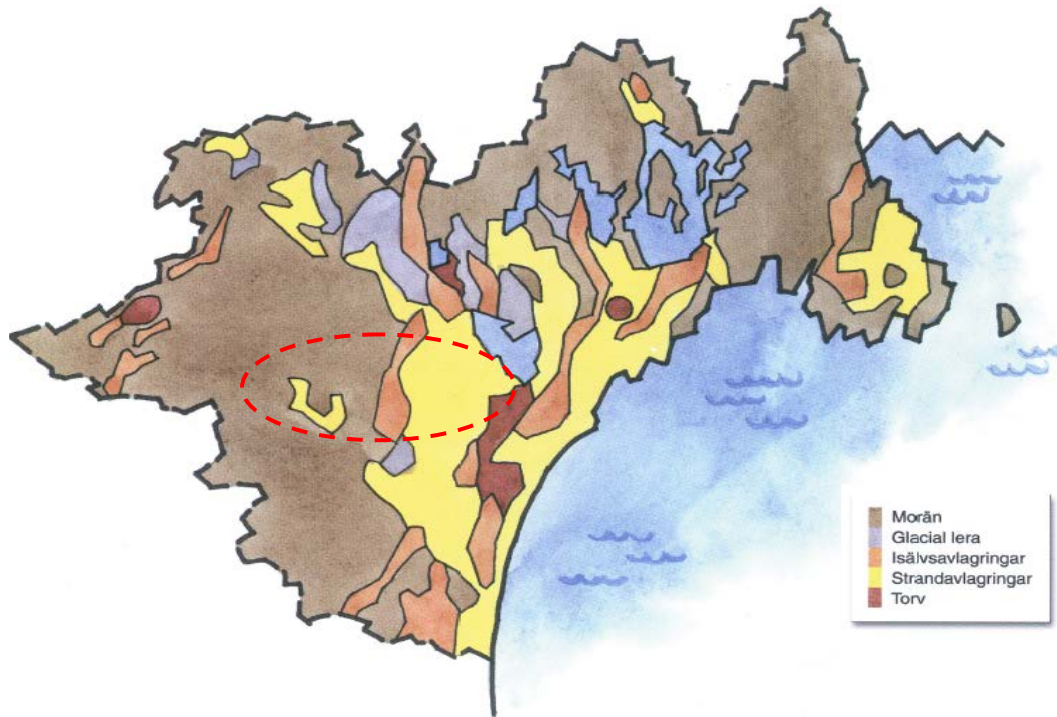
Genom Sweco har det varit möjligt att ta del av brunns- och borrhprotokoll för flertalet av de uttagsbrunnar som ingår projektet. De angivelser för lagerföljd som finns i dessa stämmer i huvuddrag väl överens med den generella bild av berggrundsgeologin som ges i litteraturen. Dock förekommer lagerföljder som fullständigt avviker från såväl litteraturen som andra brunnar på relativt litet avstånd. Huruvida detta beror på lokala variationer i geologin eller felaktig tolkning vid borrhningen är svårt att uttala sig om. En ytterligare slutsats från tolkningen av brunns- och borrhprotokollen är att glaukonitsanden helt saknas eller har mycket begränsad utbredning i de nordligaste delarna av undersökningsområdet kring Norra Åsum och norr om Tollarp. Det har även varit möjligt att utifrån borrhningarna uppskatta kalk- sandstens mäktighet inom undersökningsområdet till 20-60 m i de östra delarna, för att sedan tunna ut något till 20-40 m i de centrala delarna och återigen öka till >40 m i nordväst.

## Kvartärgeologi

Den sedimentära berggrunden överlagras på Kristianstadsslätten av kvartära avlagringar i en komplex lagerföljd. Vanligen utgörs understa lagret av ett moränlager direkt på berggrunden följt av lokala isälvsavlagringar, alternativt isälvsavlagringar direkt på berggrunden (Kristianstads kommun, 2000). Detta gör att landskapet på stora delar av Kristianstadsslätten är en böljande moränslätt, där marköverytan i stort följer berggrundens topografi (Åmark, 1984). Under högsta kustlinjen (HK), som i området ligger på ca 50-55 m.ö.h, överlagras vanligen moränen eller isälvsedimenten av glacial lera och/eller svallsediment. Stratigrafin kompliceras dock av att moränen på flera platser har mellanlagrande linser av lera, silt, sand och grus (Ringberg, 1991). En förenklad jordartskarta över Kristianstadsslätten visas nedan (figur 4).

Jorddjupet på Kristianstadsslätten är vanligen mellan 10-20 m, men djup på upp till 60 m har påträffats (Ringberg, 1991). Generellt kan sägas att jordlagren är tunnare i de områden där dessa ligger direkt på urberget, samt vid Nävlingeåsen och Linderödsåsen (Ringberg, 1991).





**Figur 4.** Översiktlig karta över jordarter ca 0,5 m under markytan på Kristianstadssletten (Kristianstads kommun, 2000). Undersökningsområdets ungefärliga utbredning markeras av den röda streckade linjen.

## Morän

Moränen på Kristianstadssletten utgörs vanligen av sandig-siltig morän med måttlig till låg block- och stenhalt. Dock förekommer även grusig-sandig morän, men då främst i anslutning till isälvavlagringarna (Ringberg, 1991). Även lerig morän och lermorän förekommer men har mycket begränsad utbredning (Åmark, 1984). Kalkhalten i moränen är vanligen låg, med undantag för den så kallade Tollarpsmoränen som påträffas djupt i Vramsåns dalgång (Ringberg, 1991).

## Isälvavlagringar

Isälvavlagringarna i området utgörs av ett antal stråk som löper nord-sydlig till nordöst-sydvästlig riktning, det vill säga mer eller mindre parallellt med den senaste isrörelsen i området (Åmark, 1984). Avlagringarna avsattes huvudsakligen vid iskanten av smältvatten som framfördes vid isbasen i stort sett vinkelrät mot isens front under den senaste landisens tillbakasmältning (Åmark, 1984). De avlagringar som avsattes ovan HK utgörs i huvudsak av ryggformade rullstensåsar avsatta i isälvtunnlar, omgivna av grus och sandbälten avsatta i ett lite senare skede av isavsmältningen. De senare isälvavlagringar följer de stora sprickdalgångarna vid Linderöd och Nävlinge, vilket innebär att områden utan större dalgångar, som till exempel de mellan Nävlinge och Vä, helt saknar eller endast har isälvavlagringar av obetydande storlek. Isälvavlagringarna under HK följer vanligen landskapets topografi och förekommer främst i lågpartier så som området vid åsarnas sluttning från Vä och söderut (Ringberg, 1991).

Inom undersökningsområdet finns tre framträdande isälvavlagringsstråk: (i) åsavlagringen på Linderödshorstens nordöstra sluttning, (ii) Helgeåsen och, (iii) isälvavlagringen vid Norra Åsum (Ringberg, 1991).

Isälvsavlagringarna kring Linderödshorstens nordöstra sluttning (i) utgörs av ett stråk med osammanhängande bildningar. Avlagringen bildades troligen genom avsättning av isälvsmaterial längs de glacifluviala dräneringsvägarna vid inlandsisens avsmältning på Linderödshorsten. Den del av bildningen som ligger vid Västra Vram utgörs av utbredda grus- och sandavlagringar med en mäktighet på ca 5 m (Ringberg, 1991).

Helgeåsen (ii) är ett brett stråk med isälvsavlagringar som startar söder om Lyngsjö och sträcker sig norrut ända till Hannaskog. Åsen, som är avsatt under HK, höjer sig i söder ca 10-15 m över omgivningen och har en mäktighet på upp till 22-23 m. På åsens bredare delar förekommer flera åskärnor bestående av småblock, stenigt grus och sand. Kring dessa finns grus, sand och silt avsatt i solfjäderformationer. Överst täcks åsens sidor vanligen av ett lager svallsand och dess topp av stenigt svallgrus (Ringberg, 1991).

Isälvsavlagringen vid Norra Åsum (iii) är en flack, 7-8 m hög formation som troligen utgörs av en kraftigt svallad åsavlagring (Ringberg, 1991). Formationen utgörs av sand med lager av varvig lera och silt och på kanterna omges isälvsavlagringen av en högre liggande moränformation (Åmark, 1984).

### Issjösediment

Glaciala finkorniga sediment i form av silt och glaciala leror förekommer under HK på stora delar av Kristianstadsslätten. Lerorna avsattes i Baltiska issjön som distala sedimentprodukter framför den mot norr till nordöst avsmältande inlandsisen (Åmark, 1984). Dessa leror har emellertid en ganska begränsad utbredning inom undersökningsområdet. Detta beror troligen på att moränytans höga läge i undersökningsområdet skapat alltför grunda och oroliga sedimentationsbassänger för avsättning av finkorning material (Ringberg, 1991).

### Svallsediment och organiska jordarter

Svallsediment återfinns på så gott som alla de delar av Kristianstadsslätten som ligger under HK. Svallsedimenten utgör ofta det ytligaste jordlagret och består vanligen av grus och sand. Mäktigheten på svallsedimenten varierar mellan 1-7 m, men kan lokalt vara större (Ringberg, 1991). Svallsedimenten har i de högre delarna av landskapet avsatts vid den landhöjning och därmed sammanhängande strandförskjutning som ägde rum i Baltiska Issjön, medan de lägre belägna sedimenten kan knytas till Ancylus- och Littorinatransgressionerna under Holocen tid, för ca 10 000 år sedan (Åmark, 1984).

På Kristianstadsslätten förekommer även mindre områden av torv. Sådana områden är dock ovanliga i undersökningsområdet och förekommer främst i anslutning till de stora sjöarna (Ringberg, 1991). De begränsade områden med organiska jordar som trots allt finns inom undersökningsområdet ligger i anslutning till Vramsån, ca 1 km öster om Lyngsjö, och kring Ugerups säteri.

## Lagerföljd kring Vramsåns dalgång

De delar av undersökningsområdet som ligger i och kring Tollarp samt följer Vramsån har en annorlunda och mer komplex kvartär lagerföljd. Vramsåns dalgång är djupt nerskuren, 45-50 m, i kalkberggrunden. Denna erosionsdal är infylld med en bottenmorän, ibland benämnd Tollarpsmorän (Ringberg, 1991). Denna karaktäriseras av hög kalkhalt och inslag av långtransporterade palaeozoiska kalkstenar. Bottenmoränen överlagras i sin tur av en yngre morän med linser av sand och silt, avsatt i ett dödislandskap. Slutligen överlagras vanligen dessa moränenheter av svallsand, samt på flertalet platser längs med Vramsån av svämsediment bestående av sand, ibland med inslag av lera (Ringberg, 1991).

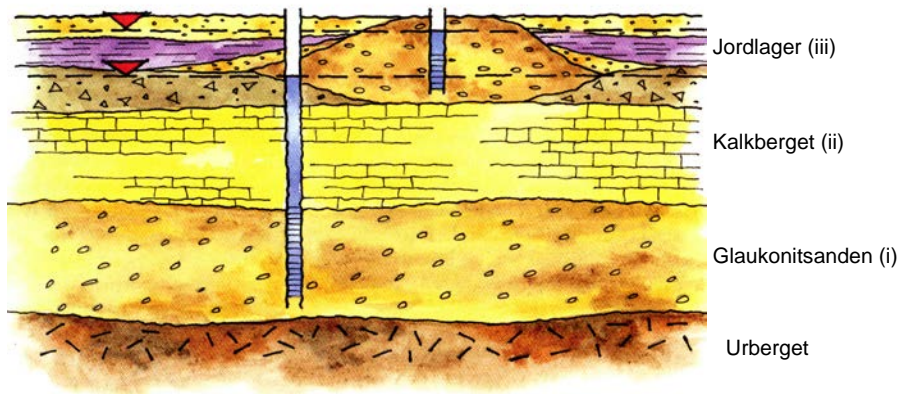
## Tolkning av borrhningar

Bilden av en komplex kvartär lagerföljd med stora lokala variationer förstärks av brunn- och borrhprotokollen från uttagsbrunnarna som ingår i projektet. De lagerföljder som redovisas varierar stort även på relativt korta avstånd. De slutsatser som ändå går att dra utifrån materialet är att det inom de östra delarna av området är vanligare att sand utgör den ytligaste jordarten, även om morän förekommer. I de mellersta delarna av området dominerar istället morän och i den västra delen av området varierar de övre lagren stort mellan morän, lera, sand och grus. Denna bild stämmer relativt väl överens med den information som jordartskartan ger.

## Hydrogeologi

Ur hydrogeologisk synvinkel är Kristianstadsslätten på flera sätt unik. Sandlagret med glaukonitsand utgör en av Sveriges största grundvattentillgångar i sedimentärt berg (Kristianstads kommun, 2000). Dessutom finns det betydande grundvattentillgångar i isälvsavlagringar inom området och det är lokalt även möjligt att göra grundvattenuttag ur urberget samt ur de övre lagren av sedimentbergrunden (Kristianstads kommun, 2000).

För att på ett överskådligt sätt beskriva områdets hydrogeologi brukar man förenklat tala om tre akvifärer (figur 5): (i) en undre sluten porakvifär bestående av glaukonitsand, (ii) en sluten sprick-porakvifär i kalkberget samt, (iii) en eller flera mindre akvifärer i jordlagren (Gustafsson et al., 1988).



**Figur 5.**

Typisk lagerföljd för Kristianstadsslätten. I skissen syns tydligt de tre typakvifärerna samt urbergsytan (Kristianstads kommun, 2000).

### Grundvattenmagasin i berggrunden

Den mest betydande akvifären är glaukonitsandsakvifären som breder ut sig över hela Kristianstadsslätten med en mäktighet på mellan 25-75m (Kristianstads kommun, 2000). Akvifären delas i en nordlig och en sydlig del, skilda av den hydrauliska gräns som Nävlingeåsens förlängning utgör. Glaukonitsanden lämpar sig mycket väl för vattenuttag då den har låg konsolideringsgrad, hög porositet och därmed också hög hydraulisk konduktivitet (Gustavsson et al., 1979).

Även den övre delen av kalkberget utgör en akvifär. Dock är den hydrauliska konduktiviteten vanligen betydligt lägre än i glaukonitsanden. På vissa platser kan ändå genomsläppligheten vara hög till följd av karstvittring eller förhöjd sprickighet orsakad av förkastningsrörelser (Kristianstads kommun, 2000). Akvifären i kalkberget utgör en slutna sprickakvifär med undantag för områdena på Nävlingeåsens norra rand.

Utifrån detta resonemang utgör glaukonitsanden och de övre lagren av kalkberget således slutna akvifärer, skilda av en akvitard.

### Grundvattenmagasin i jordlagren

På de platser där täta jordlager överlagras av mer genomsläppliga isälvs- och strandavlagringar bildar dessa öppna porakvifärer. Isälvsavlagringarna har ofta god genomsläpplighet och är av stor betydelse för nybildning av grundvatten i sedimentberget, detta framförallt där isälvsformationerna står i direkt kontakt med sedimentbergets överyta (Kristianstads kommun, 2000). Lokalt kan även moränen ha sådan porositet och genomsläpplighet att den kan betraktas som en akvifär av intresse för mindre enskilda uttag (Kristianstads kommun, 2000).

## Grundvattnets rörelse

Grundvattnets rörelse på Kristianstadsslätten sker i både horisontell och vertikal riktning. Generellt sett kan man säga att grundvattnets horisontella rörelse sker från inströmningsområdena i slättens randområden i söder och väster i anslutning till horstarna, i norr kring sedimentbergarternas utgående mot urbergspeneplanet, samt i isälvsavlagringarna med en flödesriktning mot utströmningsområdena vid de större sjöarna, Helge å och kusten (Kristianstads kommun, 2000).

Den vertikala rörelsen i jordlagren samt mellan jordlagrens och sedimentberggrundens akvifärer bestäms framförallt av mellanliggande akvikluders eller akvitarders hydrauliska konduktiviteter och mäktigheter samt den relativa tryckskillnaden mellan akvifärerna (Fetter, 2001). Störst vertikal transport och nybildning sker där genomsläppliga jordarter som sand och grus ligger direkt ovanpå berggrunden.

Det förekommer även vertikal grundvattenströmning mellan kalkberget och glaukonitsanden (Kristianstads kommun, 2000). På Kristianstadsslätten är det vanligt att glaukonitsandsakvifärens tryckyta ligger högre än kalkbergets och jordlagrens trycktor, varför det ofta sker ett uppåtriktat läckage (Kristianstads kommun, 2000). Detta förhållande styrs framförallt av att vatteninströmningen till glaukonitsanden sker i högt belägna områden i slättens randområden, vilket genererar en hög tryckyta ute på slätten (Kristianstads kommun, 2000).

Vid stora grundvattenuttag ur glaukonitsandsakvifären kan emellertid områden där det tidigare skett ett naturligt uppåtriktat läckage förändras till inströmningsområden med reverserad flödesriktning, detta som en följd av att tryckförhållandena mellan akvifärerna ändras. Detta medför ett ökat läckage, och därmed ökad nybildning, av grundvatten till den undre akvifären, men samtidigt ökar det djupa grundvattnets sårbarhet genom att föroreningar i de övre jordlagren kan tränga ner till djupare akvifärer (Gustafsson et al., 1988).

## Grundvattnets kemiska och fysikaliska egenskaper

Sammanställningar av grundvattnets kemiska och fysikaliska egenskaper på Kristianstadsslätten har gjorts av SGU år 1979 (Gustafsson et al., 1979) med komplettering år 1988 (Gustafsson et al., 1988). Slutsatserna från dessa undersökningar är att grundvattnet med avseende på de flesta parametrar har god kvalitet, så väl i jordlagren som i den sedimentära berggrunden. Anmärkningsvärt är dock att det är vanligt med kraftigt förhöjda nitratvärden i jordlagren och att höga nitratvärden även förekommer i sedimentberggrunden.

Av de parametrar som studerats mer ingående har följande slutsatser dragits. Temperaturen i det djupa grundvattnet ligger mellan 8-12° C utan att uppvisa någon årstidsvariation, medan temperaturen i de ytligare jordlagren naturligt varierar med årstid och väder (Gustafsson et al., 1979). Järnhalten är vanligen låg (<0,2 mg/l) i de övre jordlagren och högre (0,5-2 mg/l) i den sedimentära berggrundens vatten (Gustafsson et al., 1979). Vattnet bedöms som hårt (70-150 mg Ca/l) i jordlagren och medelhårt (60-100 mg Ca/l) i den sedimentära berggrunden (Gustafsson et al., 1988).

Grundvattnet i området har ett naturligt skydd mot försurning då de kalkrika jordarna och berggrunden ger en hög alkalinitet. Andra parametrar som undersökts, men där endast låga värden uppmätts, är klorid, mangan och fluor (Gustafsson et al., 1979; Gustafsson et al., 1988).

Det som är utmärkande för vattenkemin i området är höga nitrathalter. Ofta är nitrathalten i grundvattnet från jordlagren hög eller mycket hög och det är inte ovanligt med värden över 100 mg/l. Nitrathalten minskar vanligen med djupet och halten är ofta lägre än 2 mg/l i den sedimentära berggrunden. Dock förekommer förhöjda nitratvärden även i det djupa grundvattnet och då främst i anslutning till horstarnas randområden, samt ett område norr om Tollarp (Gustafsson et al., 1988). Det finns emellertid inga tydliga trender i att nitrathalten skulle öka eller minska inom området och variationerna mellan åren är mycket stora (Gustafsson et al., 1988). En tänkbar förklaring till den stora variationen är att den huvudsakliga kvävebelastningen kommer från en dominerande källa och att koncentrationen i grundvattnet därmed varierar med storleken på denna giva. Det har enligt SGU gått att se att de högsta nitrathalterna uppmätts i grunda brunnar inom odlade områden, medan brunnar med liknade egenskaper i skogsmark uppvisat betydligt lägre halter. Därför dras slutsatsen att den höga nitratbelastningen främst kommer från jordbruket (Gustafsson et al., 1979; Gustafsson et al., 1988).

## Vattenbalans

En vattenbalans är ett förenklat och överskådligt sätt att beskriva det hydrologiska kretsloppet inom ett område. Vattenbalansen uttrycks som en balansekvation (ekv. 1) där de mest betydande vattenflödena kvantifieras.

$$1. \quad P - E = Q_{yt} + Q_{gv} + Q_{ut} + \Delta M$$

*Där:*

*P = Nederbörd*

*E = Evapotranspiration*

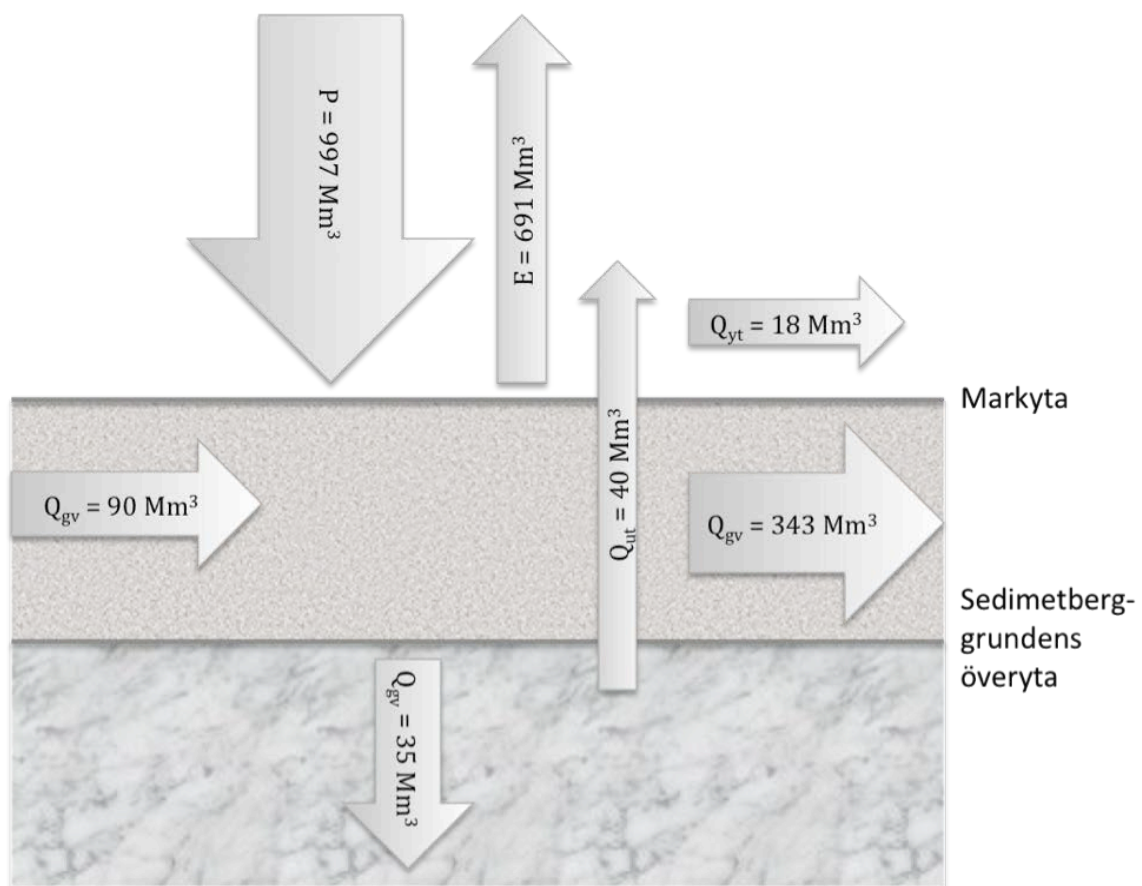
*Q<sub>yt</sub> = Ytavrinning*

*Q<sub>gv</sub> = Grundvattenavrinning*

*Q<sub>ut</sub> = Grundvattenuttag*

*ΔM = Magasinsförändring*

En översiktlig vattenbalans för Kristianstadsslätten upprättades av Kristianstads kommun år 2000 (Kristianstads kommun, 2000). Vattenbalansen omfattar hela Kristianstadsslätten, inklusive Listerlandet i öster. Flödena anges som årsmedelvärden för perioden 1980-1989, med undantag för grundvattenuttaget som baseras på en uppskattning av hur stort uttaget var år 2000 (Kristianstads kommun, 2000). Nedan presenteras en tolkning av resultatet från vattenbalansberäkningen (figur 6). För att verifiera resultatet har dessutom storleken på de olika flödena jämförts med beräkningar i andra källor (Gustafsson et al., 1979; Raab et al., 1995; www.smhi.se). I huvudsak stämmer storleken på de olika posterna väl, även om svårigheter att beräkna storleken på grundvattenuttagen och evapotranspirationen har bidragit till viss osäkerhet.



**Figur 6.**

Förenklad vattenbalans över Kristianstadsslätten inklusive Listerlandet. Storleken på pilarna är inte skalenliga mot flödets storlek. Tolkningen är grundad på "Kristianstads vattenförsörjning" (Kristianstads kommun, 2000).

Värt att notera i beräkningen är att vattenuttagen år 2000 uppskattas till ca 40 Mm<sup>3</sup>/år under ett normalår. En sådan volym överskrider den totala mängden grundvatten, ca 35 Mm<sup>3</sup>/år, som nybildas i den sedimentära berggrunden (Kristianstads kommun, 2000). Men även om uttaget därmed är större än den totala nybildningen går det inte att direkt dra slutsatsen att grundvattenresursen överutnyttjas. Detta beror på att delar av uttagen sker ur jordlagren och inte sedimentberggrunden, samt att storleken på nybildningen är beroende av tryckskillnaden mellan den övre och undre akvifären. Ett stort uttag i den sedimentära berggrunden kan således reversera det naturliga grundvattenflödet och starta inducering av grundvatteninflöde från jordakvifärerna till den sedimentära berggrunden.

## Markanvändning

Inom hela undersökningsområdet domineras markanvändningen av jordbruk (Biosfärområde Kristianstads vattenrike, 2005). Undantag från detta är tätorterna Tollarp och Gärds köpinge, samt mindre skogsområden i närheten av Norra Åsum, Gärds köpinge och Lyngsjö (Biosfärområde Kristianstads vattenrike, 2005). Området beskrivs även av Naturvårdsverket som ett särskilt känsligt område för nitratbelastning beroende på kombinationen av lätta jordar, omfattande rotfruktsodling och intensiv djuruppfödning (Naturvårdsverket, 2002).

## Nitrit, nitrat och ammonium

### Grundläggande kemi och kvävet kretslopp

Kväve (N) är ett grundämne som vanligen uppträder i form av kvävgas ( $N_2$ ). Kvävgas är det vanligaste förekommande ämnet i atmosfären och utgör ungefär 78 % av atmosfärens totala volym. Kvävgas är en stabil förening, men vid elektriska urladdningar eller vid höga temperaturer bryts bindningen mellan kvävemolekylerna och kvävet kan bilda föreningar med andra ämnen.

Vanligt förekommande kväveföreningar är kväveoxider ( $NO_x$ ), ammoniak eller ammonium ( $NH_3$  och  $NH_4^+$ ), samt aminogrupeer ( $C-NH_2$ ). Aminogrupeer är en del av de aminosyror som bygger upp all biomassa och kväve är således ett nödvändigt näringsämne för allt levande. Djur och växter kan emellertid, med undantaget för kvävefixerande växter och mikroorganismer, inte utnyttja kvävet i luften utan behöver en annan kvävekälla.

Kväve transporteras och omvandlas i ett ständigt kretslopp (figur 7). Det är dock när kväve tas upp av en kvävefixerande växter, eller på annat sätt transformeras till organiskt kväve, som det blir en del av den biogeokemiska delen av kretsloppet (Robertson & Groffman, 2007).

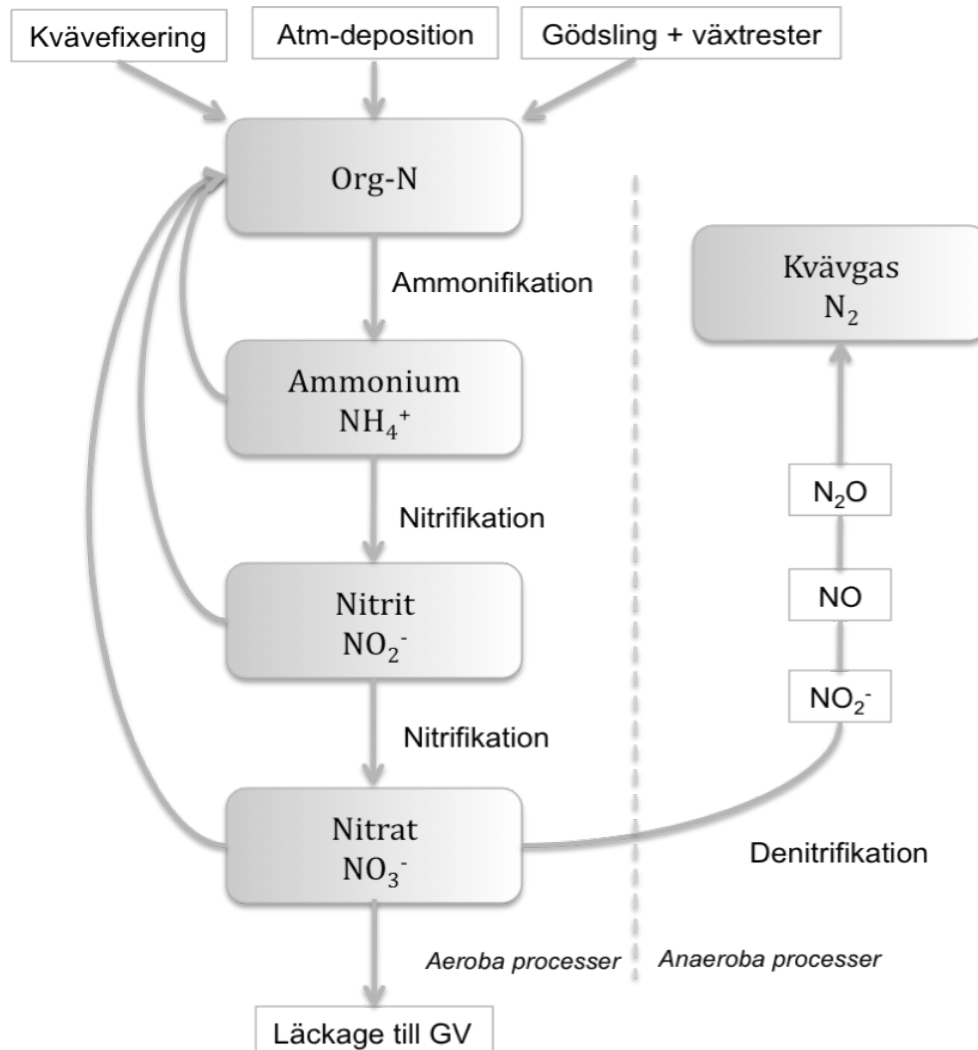
Den största delen (96-98 %) av kvävet i marken är bundet till organiskt material och är alltså inte tillgängligt för växter eller spridning till luft och vatten (Bardget, 2005). Det är först då organiskt material bryts ner av mikroorganismer som kvävet mineraliseras, det vill säga övergår från organiskt kväve (Org-N) till ammonium ( $NH_4^+$ ). Större delen av det frigjorda ammoniumet i marken oxideras snabbt av nitrifikationsbakterier till nitrat ( $NO_3^-$ ) via den mindre stabila jonen nitrit ( $NO_2^-$ ) (Claesson & Steineck, 1991). Nitrit, nitrat och ammonium är alla tillgängliga för växtupptag, även om det ur energisynpunkt är fördelaktigt för växter att ta upp kvävet i form av ammonium (Brönmark & Hansson, 2005). Detta innebär att en stor del av det kväve som frigörs vid mineralisering tas upp av växter eller mikroorganismer och återgår till organiskt bundet kväve. En del av kvävet återgår dock till den atmosfäriska delen av kretsloppet genom denitrifikationsprocesser. Vid denitrifikation omvandlas nitrat till kvävgas eller dikväveoxid ( $N_2O$ ) genom att bakterier under anaeroba förhållanden använder kväve istället för syre för att oxidera organisk kol (Westberg, 1996). Kopplingarna mellan dessa viktiga processer i kvävet kretslopp illustreras nedan (figur 7).



Normalt transporteras inget eller mycket lite kväve från marken till grundvattnet, detta eftersom så gott som allt fritt kväve tas upp av växter och mikroorganismer eller omvandlas till kvävgas innan det når grundvattenytan. Stor tillförsel av kväve från antropogena källor kan dock ge upphov till kväveläckage och förhöjda halter av främst nitrat i grundvattnet (Naturvårdsverket, 2002).

Att nitrat är den vanligaste kväveföreningen i grundvattnet förklaras av att nitratjonen är mer lätttröblig i mark och vatten än andra kväveföreningar, detta eftersom nitrat är en relativt stabil jon samt att dess negativa laddning gör att den inte binds till markpartiklarna (Bardgett, 2005).

Historiskt sett har naturlig kvävefixering varit den enda tillförseln av kväve till biosfären. Idag tillförs dock stora mängder kväve från konstgödsel och förbränning av fossila bränslen. Tillförseln av kväve under modern tid har varit så stor att mängden av det växttillgängliga kvävet dubblats (Bardgett, 2005). Detta har gett upphov till miljöproblem i form av övergödning och förorenat grundvatten. Övergödning utgör idag ett av de stora miljöproblemen och orsakar allvarliga skador på ekosystem, medan kväveföroreningar i grundvattnet främst utgör ett hot mot dricksvattenkvalitén och därmed människors hälsa (www.naturvardsverket.se (1)).



**Figur 7.** De viktigaste formerna och processerna i kvävetts kretslopp.

## Kväveföroreningars hälsoeffekter

Höga halter av kväveföroreningar i dricksvatten har negativa effekter på människors hälsa. Det finns fall där intag av nitrathaltigt vatten lett till att den drabbade behövt sjukhusvård och i några extrema fall har personer avlidit (Fan & Steinberg, 1996). Den kväveförening som är vanligast förekommande i halter som kan ge negativa hälsoeffekter är nitrat. Det är dock först när nitrat omvandlas till det närliggande ämnet nitrit som skadliga hälsoeffekter kan uppstå.

Nitrit påverkar människors hälsa vid direkt intag av nitrithaltigt vatten eller, mer vanligt, genom att nitrat i kroppen omvandlas till nitrit. Nitrat tas nära fullständigt upp av kroppen och sprids snabbt i vävnader. Cirka 25 % av det nitrat som tas upp utsöndras via saliven, där den genom bakteriefloran delvis reduceras till det mer hälsovådliga ämnet nitrit (WHO, 2007). Även det nitrat som tas upp i blodet omvandlas snabbt till nitrit (WHO, 2007). Sammantaget uppskattas att hos barn omvandlas ca 10 % av det nitrat som intas till nitrit, medan motsvarande siffra för vuxna är något lägre (Fan & Steinberg, 1996).

I det akuta skedet påverkar nitrit kroppen genom att ämnet omvandlar blodets hemoglobin till methemoglobin genom oxidation av tvåvärda järnjonerna ( $\text{Fe}^{2+}$ ) till trevärt järn ( $\text{Fe}^{3+}$ ). Detta medför att blodets syreupptagningsförmåga minskar, ett tillstånd som kallas methemoglobinemi (WHO, 2007). Detta kan i sin tur leda till cyanos, vilket förenklat är blåfärgning av hud och vävnader till följd av höga halter syrefattigt hemoglobin i blodet. I svårare fall kan methemoglobinemi även leda till kvävning. Att dessa symptom skulle uppstå till följd av konsumtion av förorenat brunnsvatten hos barn äldre än 3 månader är dock osannolikt (WHO, 2007) och det finns dessutom inga dokumenterade fall där methemoglobinemi orsakats av konsumtion av vatten med nitrathalter under  $45 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}^1$  (Fan & Steinberg, 1996).

Risken för symptom orsakade av nitrat- eller nitritförorenat vatten är dock högre hos barn yngre än 3 månader, detta eftersom barn konsumerar mer vatten i förhållande till sin kroppsvikt än vuxna, samt att de har mindre av det enzym som reglerar mängden methemoglobin (Naturvårdsverket, 2002). Dessutom är magsäckens pH högre och bakteriefloran annorlunda hos barn, vilket leder till att en större andel av nitraten omvandlas till nitrit (WHO, 2007).

Epidemiologiska studier har påvisat att det på längre sikt föreligger ett samband mellan utvecklingskador hos barn och stort nitratintag hos mödrarna. Det har dock inte gått att dra några tydliga samband kring orsak och verkan för problemen (Fan & Steinberg, 1996). I djurtester har nitrat även visats vara reproduktionstoxiskt. Detta gäller dock endast vid doser som är så höga att det är mycket osannolikt att dessa skulle kunna förekomma i vatten och föda (Fan & Steinberg, 1996).

---

<sup>1</sup> 45 mg  $\text{NO}_3^- / \text{l}$  motsvarar 10 mg/l  $\text{NO}_3^- \text{ N}$  vilket är U.S EPA:s gränsvärde för nitrat i dricksvatten. Detta är i nivå med det svenska gränsvärdet på 50 mg  $\text{NO}_3^- / \text{l}$  (SLVFS 2010:30)

Nitrat är inte mutagent, cancerframkallande eller teratogent (Fan & Steinberg, 1996). I stora doser kan dock nitrat reagera med de aminer vi får i oss via föda och bilda nitrosaminer (Naturvårdsverket, 2002). Vissa nitrosaminer har påvisats ha cancerogen effekt. Huruvida de nitrosaminer som sätts i samband med nitrat är cancerframkallande är dock mer oklart (WHO, 2007). Några kliniska studier har indikerat ett samband mellan dricksvatten med höga nitrathalter och magcancer. De senaste studiernas visar dock inget sådant samband och de tidiga resultaten har mer troligt berott på annan kost och socioekonomiska effekter (WHO, 2007).

### Kväveföreningars förekomst i grundvattnet

Den naturliga källan till kväve i grundvattnet är nerbrytning av organiskt material, men vanligen förekommer inget eller mycket lite kväve i grundvattnet. Vid antropogen påverkan kan dock halterna stiga kraftigt. Problemet är förhållandevis litet i Sverige och Naturvårdsverket uppskattade år 2002 att ca 2 % av landets brunnar är påverkade (Naturvårdsverket, 2002). Detta kan sättas i relation till flertalet andra europeiska länder där motsvarande siffra är 30 – 80 % (Rivett et al., 2008).

Den i särklass största källan till nitratförening av grundvattnet är jordbrukets växtnäringsläckage, men även avloppsanläggningar och atmosfäriskt nedfall har viss betydelse (Naturvårdsverket, 2002).

Kväve i grundvattnet förekommer vanligen i form av nitrat, men under syrefria förhållanden kan även nitrit och ammonium förekomma. Halterna av dessa är dock oftast låga i förhållande till nitrathalten ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se) (1)).

I Sverige övervakas nitrathalten i grundvattnet av SGU och Naturvårdsverket. En kontinuerlig övervakning sker inom ramen för Naturvårdsverkets nationella miljöövervakningsprogram för sötvatten ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se) (2)). Inom miljöövervakningsprogrammet övervakas cirka 150 brunnar i ett rikstäckande stationsnät. Brunnarna är upp till 20 m djupa, tar vatten ur jordlagren och finns placerade i områden som är så lite som möjligt påverkade av lokala föroreningskällor. Från övervakningen har man kunnat dra slutsatsen att Sverige generellt har mycket låga halter av nitrat i grundvattnet. Nitralthalten sjönk från 1996 fram till 2000, ökade svagt 2001 och 2002, för att vara som allra lägst 2003. Därefter har halterna ökat igen och utveckling tycks gå åt fel håll. Ökningen är dock marginell och kalavverkning av skog anges som en faktor som kan ha påverkat mätningarna och försvårat tolkningen av resultaten ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se) (2)).

Utöver det nationella miljöövervakningsprogrammet gjordes år 2009 en sammanställning av hur 11 000 brunnar förhåller sig till de tillståndsklasser som finns för bedömning av tillståndet för kväve i grundvattnet ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se) (3)). I sammanställningen delades de provtagna brunnarna upp i typområden, baserat på vilken grundvattenmiljö samt vilken region brunnen representerade. Slutsatsen från undersökningen är att nitrathalten oftast är låg i bergbore brunnar och att de största problemen med nitrathalt finns i brunnar i öppna akviferer så som svallsediment och isälvsavlagringar ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se) (3)).

Båda undersökningarna påvisar även ett tydligt samband mellan förhöjda nitrathalter och områden med stor andel jordbruksmark. Framförallt är det tydligt att stationer/brunnar med måttliga till mycket höga halter är kraftigt överrepresenterade i de områden som räknas till ”Sydsveriges sedimentära berggrundsområden”, det vill säga Skåne och delar av Halland ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se) (2 & 3)). Detta är också de områden i undersökningen där det bedrivs mest jordbruk.

## Lagstiftning och styrmedel

Detta kapitel sammanfattar lagstiftning och styrmedel kring problematiken med kväveföroreningar i grundvattnet. Vidare redovisas de olika gräns- och riktvärden som finns för att skydda människors hälsa och miljön.

### Vattendirektivet

Alla länder inom EU antog år 2000 det så kallade Ramdirektivet för vatten (Direktiv 2000/60/EG). Direktivet omfattar såväl yt- som kust- och grundvatten. Syftet med direktivet är att säkerställa en god vattenkvalitet samt att skapa ett gemensamt arbetssätt i vattenfrågor. Ett övergripande mål i vattendirektivet är alla vattenförekomster skall ha god ekologisk och kemisk status till år 2015, samt att inget vatten får försämrats med avseende på kvalitet, kvantitet eller ekologi (Direktiv 2000/60/EG).

Det som kännetecknar vattendirektivet är att arbetet med vattenfrågor skall utgå ifrån naturliga avrinningsområden och inte som tidigare administrativa gränser, samt att arbetet läggs upp i återkommande 6-åriga cykler. En sådan förvaltningscykel byggs upp av fem delar: (i) kartläggning, (ii) övervakning, (iii) mål och normer, (iv) åtgärdsprogram och, (v) utvärdering ([www.vattenmyndigheterna.se](http://www.vattenmyndigheterna.se)).

Vad avser grundvatten kom år 2007 ett dotterdirektiv (Direktiv 2006/118/EG) till ramdirektivet som sätter kriterier för bedömning av grundvattnets status. I Sverige har vattendirektivet och dess dotterdirektiv implementerats genom SGU:s författningssamlingar SGU-FS 2006:1, 2006:2, 2008:1 och 2008:2 ([www.sgu.se](http://www.sgu.se)).

### Nitratdirektivet

I december 1991 antogs EU:s nitratdirektiv (Direktiv 91/676/EEG) med syfte att minska vattenförorening som orsakas eller framkallas av nitrat från jordbruket. Bakgrunden till direktivet var att nitrathalten i yt- och grundvatten på flera platser var så hög att detta äventyrade uppfyllanden av gränsvärdena i dricksvattendirektiver. Vidare riskerades människors hälsa och akvatiska ekosystem.

Direktivet ålade medlemsländerna att identifiera förorenade vatten eller vatten som riskerar att förorenas samt att upprätta åtgärds- och övervakningsprogram. Länderna skulle dessutom utarbeta riktlinjer för miljöhänsyn i jordbruket (Direktiv 91/676/EEG).

I Sverige har nitratdirektivet implementerats bland annat genom miljöbalkens regler om vattenskyddsområden och jordbruk samt jordbruksverkets föreskrifter om miljöhänsyn i jordbruket (Naturvårdsverket, 2002).

## Dricksvattendirektivet

Med syfte att skydda människors hälsa från skadliga effekter av dricksvatten antogs 1998 EU:s dricksvattendirektiv (Direktiv 98/83/EG). Direktivet var också en syntes och anpassning av tidigare regler kring dricksvatten. Direktivet innehåller minimikrav för vattenkvalitet men lämnar stort utrymme för länderna att själva bestämma vilka andra parametrar som bör regleras, samt hur analys och åtgärder skall se ut. Det gränsvärde som anges för nitrat i direktivet är 50 mg/l, men medlemsstaterna skall sträva efter att gå ner till 25 mg/l (Direktiv 98/83/EG). Dricksvattendirektivet har implementerats i svensk lagstiftning, bland annat genom Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten SLVFS 2001:30 (Naturvårdsverket, 2002).

## Miljömålen

I Sverige finns 16 nationella miljömål. Dessa beskriver vilka kvalitéer och tillstånd för miljön som är långsiktigt hållbara. Ett viktigt syfte med miljömålen är att dessa skall sätta inriktningen för allt miljöarbete och att de skall integreras i myndigheter och kommuners verksamheter samt företags miljöledningssystem. Miljömålen skall, med undantag för klimatmålet, vara uppnådda inom en generation, det vill säga 2020 ([www.miljomal.nu](http://www.miljomal.nu) (1)).

För att konkretisera miljömålen antog regeringen år 2005 sjuttiotvå delmål som anger inriktning och tidsperspektiv ([www.miljomal.nu](http://www.miljomal.nu) (1)). De miljömål och delmål som direkt berör spridningen av kväveföreningar till grundvattnet är följande.

Bara naturlig försurning:

- Minska utsläpp av kväveoxider
- Ingen övergödning
- Minska utsläpp av vattenburet kväve
- Minska utsläppen av ammoniak

Grundvatten av god kvalitet:

- Rent vatten för dricksvattenförsörjning

Det övergripande ansvaret för de nationella miljömålen ligger hos regeringen, men arbetet samordnas av miljömålsrådet. Dessutom har det till varje mål utsetts en målsansvarig myndighet ([www.miljomal.nu](http://www.miljomal.nu) (2)). Målsansvarig myndighet för miljömålet ”Grundvatten av god kvalitet” är SGU. Även kommuner och länsstyrelser har en viktig roll i miljömålsarbetet genom att sätta och följa upp regionala och lokala miljömål.

För situationen på Kristianstadsslätten är Länsstyrelsen Skånes regionala mål och Kristianstads kommuns lokala mål viktiga. De regionala miljömålen för grundvatten har samma formulering som de nationella, med den enda skillnaden att storleken på utsläppsminskningarna har anpassats till regionen (Länsstyrelsen Skåne län, 2009).

De lokala miljömålen för Kristianstads kommun tar specifikt upp kväve i grundvattnet. Man anger i beskrivningen av målen att situationen är allvarlig och presenterar följande lokala miljömål för att minska problemet (Kristianstads kommun, 2007):

- Markanvändningen i inströmningsområdena ska inte påverka kvalitén på grundvattnet negativt (framförallt vid Linderödsåsens och Nävlingeåsens norra sluttningar och vid de stråk av isälvsavlagringar som löper i nord-sydlig riktning över slätten).
- Senast år 2010 ska nyanlagda brunnar inte innebära risk för att grundvattnet förorenas.
- Grundvattnet ska år 2020 så långt det är möjligt vara fritt från förhöjda nitrathalter och bekämpningsmedelsrester.
- Områden där det finns misstanke om förorenad mark ska inte omvandlas till inströmningsområden.

### Föreskrifter om dricksvatten

Sveriges regler för dricksvatten är samlade i livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30 med senaste uppdatering i LIVSFS 2005:10. Föreskrifterna gäller hantering och kvalitet på dricksvatten och avser allt vatten som är avsett för dryck, mat, beredning av livsmedel eller användning i livsmedelsproducerande företag. Grundläggande kvalitetskrav är att konsumtionsvattnet skall vara hälsosamt och rent. Vad som kan anses som hälsosamt och rent specificeras närmare genom en rad gränsvärden för tjänligt dricksvatten (SLVFS 2001:30). I SLVFS 2001:30 finns gränsvärden för de kväveföreningar som normalt kan förekomma i grundvatten (tabell 1).

#### Tabell 1.

Gränsvärden för ammonium, nitrat och nitrit i dricksvatten (SLVFS 2001:30).

Gränsvärden SLVFS 2001:30		
	Tjänligt med anmärkning (mg/l)	Otjänligt (mg/l)
Ammonium	0,5	-
Nitrat	20	50
Nitrit	0,1	0,5

Reglerna i SLVFS 2001:30 omfattar inte små vattentäkter, definierat som täkter som tillhandahåller mindre än 10 m<sup>3</sup>/dygn eller försörjer färre än 50 personer. För dessa tillämpas istället socialstyrelsens allmänna råd om försiktighetsmått för dricksvatten (SOSFS 2003:17). Till skillnad från föreskrifter är allmänna råd inte bindande utan utgör istället rekommendationer (SOSFS 2003:17). I SOSFS 2003:17 finns riktvärden för vilka halter av vanligt förekommande kväveföreningar som inte bör överstigas i dricksvattnen (tabell 2).

**Tabell 2.**

Riktvärden för ammonium, nitrat och nitrit i dricksvatten (SOSFS 2003:17). Grund för anmärkningen anges inom parantes, (h) = hälsomässig och (t) = Teknisk.

**Riktvärden SOSFS 2003:17**

	Tjänligt med anmärkning (mg/l)	Otjänligt (mg/l)
Ammonium	0,5 (t) 1,5 (h, t)	
Nitrat	20 (t)	50 (h)
Nitrit	0,1 (h, t)	0,5 (h)

**Miljö kvalitetsnormer för grundvatten**

Inom ramen för EU:s vattendirektiv utkom SGU år 2008 med föreskrifter om statusklassificering och miljö kvalitetsnormer för grundvatten (SGU-FS 2008:2). I dessa föreskrifter finns riktvärden för nitrat och ammonium (tabell 3). Med riktvärden menas den koncentration av ett ämne som inte bör överstigas för att skydda människors hälsa och miljön. I föreskrifterna anges också att det åligger varje vattenmyndighet att utifrån riktvärdena fastställa kvalitetskrav så att god status uppnås 2015 (SGU-FS 2008:2).

**Tabell 3.**

Riktvärden för ammonium och nitrat i grundvatten (SGU-FS 2008:2).

**Riktvärden SGU-FS 2008:2**

	Riktvärde för grundvatten (mg/l)	Utgångspunkt för att vända trend (mg/l)
Nitrat	50	20
Ammonium	1,5	0,5

**Bedömningsgrunder för grundvatten**

För att klassificera grundvattnets tillstånd, samt underlätta tolkning och utvärdering av miljödata, har naturvårdsverket i samarbete med SGU tagit fram bedömningsgrunder för grundvatten (tabell 4). I bedömningsgrunderna används nitrat-kväve ( $\text{NO}_3^- \text{-N}$ )<sup>2</sup> som ett mått på den totala påverkan av kväveföreningar (www.naturvardsverket.se (1)). Dessa bedömningsgrunder tillämpas bland annat av SGU och Naturvårdsverket inom den miljöövervakningen av grundvatten som beskrivits i kapitel 2.7.

<sup>2</sup> För att omvandla nitratkväve ( $\text{NO}_3 \text{-N}$ ) till nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), vilket övriga rikt- och gränsvärden anges i, multipliceras värdet med cirka 4,4.

**Tabell 4.**

Naturvårdsverket bedömningsgrunder för miljö kvalitet i grundvattnet. Observera att gränserna anges i nitrat-kväve<sup>2</sup>.(www.naturvardsverket.se (1)).

<b>Bedömning av tillstånd, kväve</b>		
Klass	Benämning	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)
1	Mycket låg halt	<0,5
2	Låg halt	0,5-1
3	Måttlig halt	1-5
4	Hög halt	5-10
5	Mycket hög halt	>10

## Spridning av kväveföreningar till grundvattnet

Det finns en rad olika faktorer som påverkar kväveläckage och risk för kväveförening av grundvattnet. Jordbrukets användning av växtgödsel är den enskilt största antropogena källan till kväveförening och ett tydligt samband mellan jordbruksaktiviteter och förhöjda kvävehalter i grundvattnet har konstaterats i flera studier (Shing & Sekhon, 1978; Claesson & Steineck, 1991; Westberg, 1996; Rivett et al., 2008; m.fl.).

Detta tillsammans med att undersökningsområdet till stor del utgörs av utpräglad jordbruksbyggd gör det intressant att närmare studera vilka faktorer som avgör risken och omfattningen av kväveförening av grundvattnet i jordbrukslandskap.

### Reglerande faktorer för kväveförening av grundvattnet i jordbrukslandskap

Följande faktorer anses i flera studier vara av stor betydelse för hur och i vilken mängd kväve transporteras och omvandlas i marken. Dessa faktorer är därmed direkt avgörande för risken för kväveförening av grundvattnet i jordbrukslandskap.

### Hydrogeologiska förhållanden

Hydrogeologiska förhållanden i samspel med mängden tillgängligt kväve är de enskilt viktigaste faktorerna för kväveläckage (Shing & Sekhon, 1978). Genom att beskriva de hydrogeologiska förhållanden på en plats går det att göra en god uppskattning av var det finns risk för kväveläckage respektive var riskerna är små eller obefintliga (Gustafson, 1983). Kvävebelastningen sker nästan uteslutande från markytan och för att föroreningen skall spridas till djupare grundvatten krävs en neråtriktad transport av vatten. Områden med neråtriktat vattenflöde benämns vanligen inströmningsområden och områden där det istället sker en uppåtriktad transport kallas utströmningsområden. Om ett område är ett in- eller utströmningsområde bestäms av riktningen på den hydrodynamiska tryckgradienten, vilket i sin tur till stor del styrs av landskapets topografi och stratigrafi (Gustafson, 1983). Mellan in- och utströmningsområden finns vanligen intermediära områden där vattentrycket varierar över tiden så att området växlar mellan att vara in- och utströmningsområden.



Förorening av djupt grundvatten kan inte ske i utströmningsområden och risk för förorening föreligger endast i inströmningsområden eller intermediära områden (Gustafson, 1983). Ett stort grundvattenuttag kan dock sänka grundvattnets tryckyta så att tidigare utströmningsområden övergår till att bli inströmningsområden (Gustafson, 1983).

Ett annat samband mellan rådande hydrogeologisk förhållanden och nitrathalten i grundvattnet är att stora förändringar av grundvattennivån kan leda till tillfälligt kraftigt förhöjda kvävehalter (Gustafson, 1983). Man tror att detta beror på att kväve som ackumulerats i den icke vattenmättade zonen kommer i kontakt med grundvattnet när grundvattenytan i magasinet höjs (Gustafson, 1983). Detta kan till exempel ske efter en torrperiod eller då ett stort grundvattenuttag upphör.

### **Kvävebelastning**

Storleken på kvävetillförsel och mängden organiskt material är direkt avgörande för hur stor kvävetransporten blir. Den mest betydelsefulla kvävekällan inom jordbruk är gödsling. Gödslingen ger ett direkt tillskott av kväve. Dessutom ger gödslingen, i fall av organiskt baserat gödningsämne, en tillförsel av organiskt material vilken i förlängningen blir föremål för mineralisering och således tillför marken kväve (Shing & Sekhon, 1978). Gödsling leder dessutom till mer växtrester, vilka efter skörden bryts ner och blir en kvävekälla. (Shing & Sekhon, 1978).

En del av problemet ligger i att det ofta tillförs så mycket gödsel att växterna inte kan tillgodogöra sig all tillförd kväve. Den del av kvävet som inte tas upp av växterna ackumuleras i marken, avgår via biologisk och kemisk denitrifikation eller läcker till grund- och ytvatten (Shing & Sekhon, 1978).

Det skall dock poängteras att en välbalanserad gödsling faktiskt kan öka växternas kväveupptag och därmed minska kväveläckage, detta som en följd av större tillväxt samt att inget av de övriga makronäringsämnena (främst fosfor och kalium) blir tillväxtbegränsande (Shing & Sekhon, 1978).

Även om kväveläckage från jordbruket är den dominerande källan till kväveföroreningar av grundvattnet finns det även andra källor som bidrar och som tillsammans med jordbruk kan leda till förhöjda kvävehalter. De viktigaste andra källorna till kväveläckage är avloppsinfiltration och atmosfäriskt nedfall (Naturvårdsverket, 2002).

Avloppsinfiltration har emellertid visats endast ha lokal påverkan på grundvattenmagasin och endast vid mycket stora anläggningar eller många anläggningar inom ett begränsat område utgör avloppsinfiltration ett hot mot grundvattnet (Naturvårdsverket, 2002).

Det atmosfäriska nerfallet av kväve består främst av kväveoxider och ammonium. De viktigaste källorna till atmosfärisk deposition av kväve är transporter och energiproduktion samt ammoniumläckage från jordbruket ([www.miljomal.nu](http://www.miljomal.nu) (3)). Kväveföreningar i atmosfären kan transporteras långa sträckor och en stor andel av det kväve som deponeras i Sverige kommer från källor i andra länder.

I Sverige finns en tydlig gradient med högst nedfall i sydväst. Detta beror på dominerande atmosfärisk cirkulation med lågtrycksbanor från sydväst som resulterar i högre nederbörd kombinerat med närheten till kontinenten (www.miljomal.nu (3)). Detta är särskilt problematiskt eftersom södra Sverige redan har en hög kvävebelastning från jordbruket. Det är svårt att bedöma hur stor andel av kvävet från atmosfäriskt nerfall som når grundvattnet, men nedfallet kan ha negativ påverkan på grundvattenkvalitén (www.miljomal.nu (3)).

## **Jordart**

Vilken typ av jordart som ett område har är av betydelse för hur stort kväveläckaget blir. Främst är det jordartens kornstorlek och lerhalt som avgör. I en sandig jord kan kväveläckaget vara dubbelt så stort som i en lerjord (Gustafson, 1983). Detta beror framför allt på rotdjupet, var kvävet binder i jorden, samt hur vattnet perkolerar genom den omättade zonen (Gustafson, 1983).

I en sandig jord går växternas rötter sällan djupare än 40-60 cm, vilket innebär att nedanför det djupet sker inget växtupptag av kväve. I en lerig jord kan växternas rotdjup överstiga 1 m, varför kväveupptag kan ske i en betydligt större jordvolym (Gustafson, 1983).

En del av det oorganiska kvävet i jorden finns bundet till jordpartiklarnas yta och frigörs genom jonutbyte med markvattnet (Claesson & Steineck, 1991). I en lerig jord är den specifika ytan som kvävet kan binda till större än i en grovkornigare jord. En annan viktig skillnad är att i lerjordar transporteras den största delen av sjunkvattnet i rotkanaler och makroporer. Det innebär att kvävet delvis ligger skyddat i jordens struktur. Sammantaget innebär detta en stor skillnad mot sandiga jordar, där det inte bildas aggregat och vattentransporten sker genom hela porvolymen (Gustafson, 1983).

## **Klimat**

Det finns en tydlig positiv korrelation mellan kväveläckage, avrinning och nederbörd (Gustafson, 1983). Även tidpunkten på året då mest avrinning sker har en stark påverkan på kväveläckaget. I södra Sverige präglas klimatet av relativt stor nederbörd och avrinning under vintern, samtidigt som tiden med tjäle är kort. Detta medför att man i södra Sverige har ett avsevärt större kväveläckage än i norra delen av landet (Gustafson, 1983).

Ett annat samband är att en stor mängd nederbörd på kort tid kan, om det finns tillgängligt kväve i rotzonen, leda till en kraftig urlakning av nitrat från den omättade zonen till grundvattnet. Samma förlopp kan ske vid intensiv jordbruksbevattning (Shing & Sekhon, 1978).

Även temperaturen påverkar kväveläckageprocessen. Lägre temperaturer gör att den mikrobiologiska aktiviteten i marken minskar, varvid både mineraliseringen och denitrifikationen sker långsammare (Rivett et al., 2008).

## Växtupptag

Kväve är ett makronäringsämne för växter. Rik vegetation förhindrar därmed läckage av kväve genom upptag av kvävejoner. Kväveupptaget är störst i den övre delen av marken eftersom rottätheten är störst här (Shing & Sekhon, 1978). Vilken gröda som odlas, samt hur den odlas, är avgörande för hur stort kväveupptaget blir. Det som främst avgör kväveupptaget är grödans rotdjup. Störst läckage ger grödor med litet rotdjup (till exempel rotfrukter), medan växter med långa rötter (till exempel vete) tar upp betydligt mer kväve (Gustafson, 1983). Dessutom minskar läckaget ju längre del av året marken täcks av växande grödor. Likaså minskar läckaget desto senare på hösten och våren som marken plöjs (Gustafson, 1983).

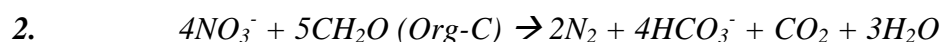
## Biologisk- och kemisk reduktion

Biologisk- och kemisk reduktion av kväve återför kväve till atmosfären genom denitrifikation. På så sätt bidrar detta till att minska den andel av det tillförda kvävet som når grundvattnet.

Under syrefria förhållanden reduceras nitrat till kvävgas genom biologisk och kemisk denitrifikation. Nitrat är så länge det finns tillgång på syre en stabil förening, detta eftersom syre har högre redoxpotential än nitrat. I syrefria miljöer används emellertid nitrat som oxidationsmedel i både biologisk och kemisk denitrifikation (Ottley et al., 1997).

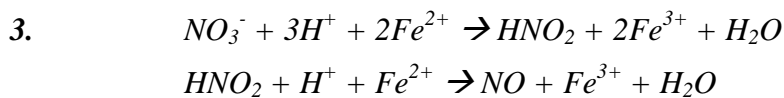
Biologisk reduktion är den dominerande processen och denna pågår framförallt i den övre delen av en jordprofil genom denitrifikation. Denitrifikation är ett sätt för bakterier att under anaeroba förhållanden använda nitrat istället för syre för att genom oxidation tillgodogöra sig energin i organiskt kol.

För att mikrobiologisk denitrifikation (ekv. 2) skall ske krävs därmed förekomst av denitrifikationsbakterier, anaerob miljö och god tillgång på organiskt kol.



Såväl bakteriehalten som kolhalten minskar vanligen med djupet och därmed minskar även den biologiska denitrifikationen. På större djup i den omättade zonen samt i den vattenmättade zonen sker därför mycket lite biologisk denitrifikation (Shing & Sekhon, 1978). Den aktivitet som ändå sker är dock enligt vissa undersökningar av stor vikt för grundvattenkvaliteten och mängden kväve som avgår genom denitrifikation kan vara betydande (Lind & Eiland, 1989).

Förutom denitrifikation kan kväve reduceras genom strikt kemiska reaktioner. Den vanligaste kemiska reaktionen är en redoxreaktion mellan tvåvärt järn och nitrat (ekv. 3) (Shing & Sekhon, 1978). Reaktionen är framförallt verksam i redoxgränsen och för att reaktionen skall ske krävs katalys genom koppar eller andra spårmetaller som tenn eller silver (Ottley et al., 1997). Hur mycket kväve som avgår efter kemisk reduktion beror på lokala faktorer i markmiljön, men i djupa jordlager nära redoxgränsen kan bidraget vara fullt jämförbart med den biologiska denitrifikationen (Ottley et al., 1997).



Sammantaget medför dessa processer att nitrathalten normalt minskar med jorddjup, och detta även på djupare nivåer än den zon där de biologiska processerna huvudsakligen är verksamma (Shing & Sekhon, 1978; Gustafson, 1983).

## Kvävets omvandling och reduktion i grundvattnet

Även efter att kväveföreningar nått grundvattenzonen påverkas dessa av en rad biogeokemiska processer (Rivett et al., 2008). Kännedomen om dessa, samt hur de verkar, är viktig för förståelsen av risk för förorening av grundvatten, samt hur man bäst skyddar de vattentillgångar som finns.

### Biogeokemiska processer

I grundvattenzonen, liksom i den omättade zonen, är denitrifikation den dominerande kvävereducerande processen, även om viss omvandling mellan ammonium, nitrit och nitrat, samt upptag av kväve i mikrobiologisk biomassa, förekommer (Rivett et al., 2008).

Liksom i jordlagren drivs denitrifikation i grundvattnet av att bakterier vid anaeroba förhållanden använder nitrat för att oxidera organiskt kol (ekv. 2). För processen krävs god tillgång på denitrifikationsbakterier, nitrat och organiskt kol. Det har visats att denitrifikationsbakterier finns vanligt förekommande i så gott som alla akviferer, och då även på djup upp till flera hundra meter (Rivett et al., 2008). De mikrobiologiska förutsättningarna är därmed sällan begränsande för kvävereduktion. Istället är det tillgången på organiskt kol som vanligen utgör den begränsande faktorn. Även koncentrationen av nitrat kan påverka denitrifikationstakten. Vid brist på nitrat använder mikroorganismerna istället andra ämnen (främst mangan och järn) som oxidationsmedel och vid allt för stor koncentration av nitrat kan denitrifikationen minska genom att bildning av kvävgas hindras och reaktionen avstannar vid bildning av dikväveoxid (Rivett et al., 2008).

Även abiotisk kemisk reduktion (ekv. 3) förekommer i grundvattnet och det finns vissa bevis för att grundvatten med mycket tvåvärt järn vanligen innehåller mycket låga halter av nitrat (Rivett et al., 2008). Reduktion av nitrat genom reaktion med tvåvärt järn (ekv. 3) kan i grundvattnet även ske under inverkan av särskilda mikroorganismer. Detta är dock mindre vanligt.

Det är viktigt att påpeka att även om naturlig denitrifikation förekommer i djupa akvifärer så sker denna i betydligt mindre omfattning än i jordlagren, främst på grund av den låga koncentrationen organiskt kol (Ottley et al., 1997).

Denitrifikationen i grundvattnet är så långsam att den inte kan förväntas eliminera de höga halter av nitrat som förkommer i många akvifärer (Hiscock et al., 1991).

### Reglerande faktorer för nerbrytning av kväveföreningar i grundvattnet

En rad olika miljöfaktorer i grundvattnet påverkar hur och i vilken omfattning denitrifikation sker.

#### **Tillgång på organiskt kol**

Tillgången på organiskt kol är den vanligaste begränsande faktorn för denitrifikation i grundvattnet. Detta beror på att en stor del av kolet från ytan bryts ner till koldioxid innan det når grundvattenzonen. Halten organiskt kol i grundvatten är därmed generellt sett låg (Hiscock et al., 1991).

Det organiska kol som ändå finns i grundvattnet kommer från transport av organiskt material från ytan, frisättning av fossilt kol, samt frisättning av lagrat organiskt kol från geologiskt material (Hiscock et al., 1991). Mängden organiskt kol som kommer från fossilt eller lagrat kol är relativt liten men ändå av betydelse för akvifärer på stora djup där tillförseln av kol från ytan är obefintlig.

#### **Syrehalt**

Förutom tillgången på organiskt kol är syrgashalten den viktigaste kontrollerande faktorn för denitrifikation (Robertson & Groffman, 2007). Så länge det finns god tillgång på syre är det mer energieffektivt att använda syre som elektronacceptor och därför är denitrifikationstakten oftast försumbar i aeroba miljöer. Komplicerande är dock av att det krävs syre för att ammonium skall kunna oxideras till nitrat och syrebrist leder således till att tillgången på nitrat snabbt minskar (Robertson & Groffman, 2007). I grundvattnet är emellertid nitrat den dominerande kväveformen genom att kvävet nära fullständigt nitrifierats redan i de mer syrerika jordlagren. Låg syrekoncentration i grundvattnet gynnar således denitrifikation (Rivett et al., 2008).

#### **Näringsämnen**

För att bakterier skall kunna tillväxa krävs tillgång på en rad näringsämnen. I grundvatten är normalt tillgängligheten på de flesta av dessa ämnen god (Hiscock et al., 1991). Emellertid, i laboratorieförsök och vid utsläpp av extremt näringsrikt vatten från septiktankar, har det visat sig att tillgången på fosfor varit begränsande för denitrifikationen. Bevis saknas dock för att fosfor skulle vara en begränsande faktor i naturliga akvifärer (Rivett et al., 2008).

## **pH**

Det mest fördelaktiga pH-intervallet för denitrifikation är pH 5,5 – 8,0 (Rivett et al., 2008). Lägre eller högre pH än detta hindrar denitrifikationen. Förutom att pH direkt påverkar denitrifikationsbakterierna inverkar det även på tillgängligheten av fosfor och järn, vilka är viktiga parametrar i denitrifikationsprocessen (Rivett et al., 2008).

## **Temperatur**

Högre temperatur ökar denitrifikationen. Det finns även indikationer på synergieffekter mellan syrehalt och temperatur eftersom hög temperatur även minskar lösligheten av syrgas i vattnet (Hiscock et al., 1991). Men även om ökningen av denitrifikation kan vara så stor som en faktor 10 för en temperaturökning med 5°C är detta ändå oftast av mindre betydelse då grundvattnet i djupa akvifärer har relativt konstant temperatur (Rivett et al., 2008).

## **Förekomst av toxiska ämnen**

Höga koncentrationer av tungmetaller och pesticider verkar toxiskt på mikroorganismer och hindrar denitrifikationen (Rivett et al., 2008). Vissa organiska miljögifter kan dock användas som kolkälla för denitrifikationsbakterierna (Rivett et al., 2008). Det är dock fortfarande relativt okänt hur, för vilka ämnen och vid vilka koncentrationer detta gäller (Rivett et al., 2008). Fenomenet är dock intressant med tanke på att det i jordbrukslandskap ofta sker en kombinerad spridning av kväve och pesticider. Även förekomst av sulfid har en kraftigt inhiberande effekt på denitrifikation (Hiscock et al., 1991). Detsamma gäller för salt som i icke marina miljöer hindrar denitrifikation redan vid halter på 5 mg Cl/l (Rivett et al., 2008).

## **Porstorlek**

Den mikrobiella tillväxten i akvifärer sker främst på mineralkornens yta. Porakvifärer ger upphov till en större yta för mikrobiell tillväxt än sprickakvifärer, vilket gör att denitrifikationen är större i porakvifärer (Rivett et al., 2008). Den totala tillgängliga ytan i en sprickakvifär är dessutom omvänt proportionell mot kornstorleken vilket gör att det finns större yta för bakterietillväxt i finkorniga porakvifärer. Undantaget för detta är när porvolymen är allt för liten för att utgöra en fungerande livsmiljöer (Rivett et al., 2008), något som kan uppstå i mycket finkorniga material eller vid kalkcementer.

## **Kvävebelastning från jordbruket**

Eftersom den dominerande markanvändningen inom undersökningsområdet är jordbruk, samt att jordbruk har konstaterats vara den största enskilda källan till kväveförorening, har det varit av intresse att få en bild av hur stor kvävebelastningen från jordbruket är.

För att få en uppskattning av detta kontaktades Hushållningssällskapet i Kristianstad. Genom dem erhöles uppgifter om den genomsnittliga kvävegivan via gödsling under åren 1980-1981 samt år 2010 (tabell 5). Uppgifterna visar att för samtliga grödor, utom sockerbetar, har kvävegivan ökat jämfört med 1980-1981.

**Tabell 5.**

Beräknat medelvärde av kvävegiva för vanligt förekommande grödor på Kristianstadsslätten år 1980 och 2010, samt jämförelse om givan ökat (+) eller minskat (-) (personlig kommunikation, Peter Malm, Hushållningssällskapet Kristianstad, 2010).

<b>Kvävegivor Kristianstad</b>			
Gröda	1980	2010	Ökning / minskning
	(kg N/ha)	(kg N/ha)	(+/-)
Höstvete	111	180	+
Korn	80	90	+
Råg	80	90	+
Rågvete		120	
Höstraps	170	180	+
Vårkorn		90	
Havre	80	90	+
Vårvete	110	140	+
Sockerbetor	140	120	-
Chipspotatis	170	190	+
Stärkelsepotatis	160	170	+
Matpotatis		140	
Ensilagemajs		120	
Tröskmajs		120	
Morötter		130	
Medel	122	131	+

# Material och metoder

## Provpumpning

För att undersöka de olika akviferernas hydrauliska egenskaper har samtliga 41 uttagsbrunnar provpumpats. Inledningsvis genomfördes 38 korttidsprovpumpningar under 80-120 min. Baserat på resultatet från dessa valdes därefter 11 brunnar ut för att långtidsprovpumpas. Långtidsprovpumpningarna pågick till dess att avsänkningen i uttagsbrunnen avstannat, vilket skedde efter 7-21 dygn.

Under provpumpningarna registrerades grundvattennivån i uttagsbrunnen under pumpning och återhämtning manuellt och med automatisk tryckgivare, en så kallade Diver. Vid långtidsprovpumpningarna mättes dessutom grundvattennivån i omkringliggande brunnar (observationsbrunnar) samt, på de platser de var möjligt, även i jordlagerrör och i Vramsån.

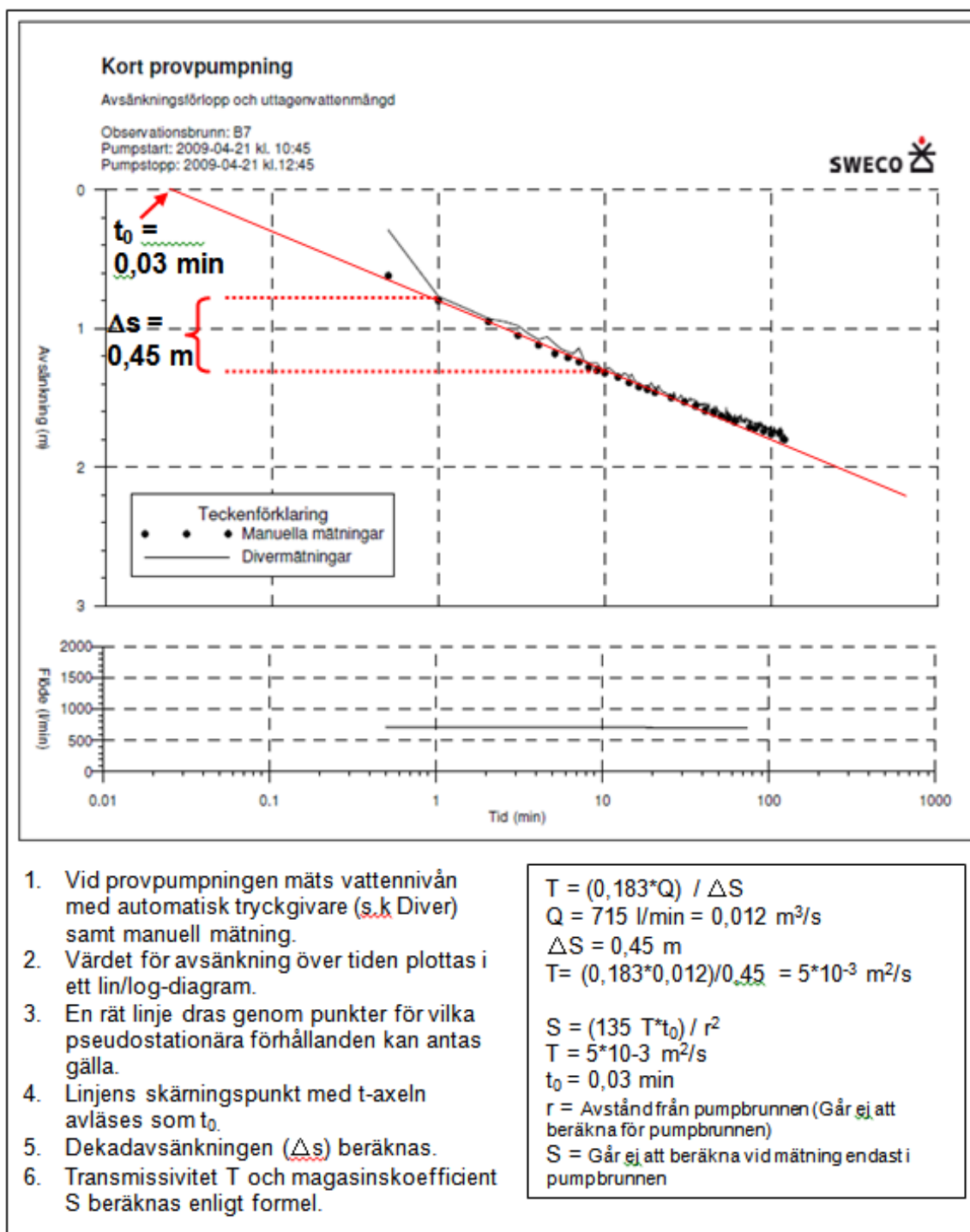
Genom Sweco gavs möjlighet att delta i det praktiska provpumpningsarbetet i fält. Då resultatet av provpumpningarna utgjorde viktigt underlag för den beräkningsmodell som använts både för Swecos utredning och för detta examensarbete gavs även möjlighet att ha en aktiv roll i utvärderingen av pumpningarna samt ta del av både rådata och slutgiltiga resultat.

Samtliga korttidsprovpumpningar utvärderades med tid-avsänkingsanalys enligt Jacobs metod (se exempel i figur 8) för att bestämma akviferernas genomsläpplighet (transmissivitet,  $T$ , uttryckt i  $m^2/s$ ). Valet av metod baseras på att Jacobs metod, jämfört med till exempel Theis-Waltons metod, vid utvärdering av avsänkningen i pumpbrunnen minimerar oönskade effekter på slutresultatet av till exempel turbulens och inströmningsförluster (Fetter, 2001).

Från långtidsprovpumpningarna fanns emellertid data från både uttagsbrunnen och flertalet observationsbrunnar, varför data utvärderades med både Jacobs och Theis-Waltons metod. Syftet med utvärderingen var att beräkna magasinets genomsläpplighet (transmissivitet,  $T$ ), magasineringsförmåga (magasinkoefficient,  $S$ ), läckage (läckagekoefficient  $k'/b's^{-1}$ ), samt eventuella randvillkor.

Förutom att bestämma akviferernas hydrauliska egenskaper har resultaten från långtidsprovpumpningarna även användes för att kalibrera beräkningsmodellen.





**Figur 8.**

Beskrivning och exempel på tid- avsänkingsanalys enligt Jacobs metod.

## Grundvattenkemiskdata och databehandling

All modellering, statistisk utvärdering och sammanställning av grundvattenkemi inom detta arbete är baserad på data från Kristianstads kommun och Sweco. Data från Kristianstads kommun innefattar alla inrapporterade grundvattenkemiska värden från kommunens övervakningsprogram för vattenkvalitet, samt värden från de grundvattenkemiska undersökningar som hushåll med barn erbjudits. Data från Sweco kommer från resultaten av provpumpningar och kapacitetstest samt analys svar för de vattenprov som tagits i samband med provpumpningar.

Upplägget på data från Kristianstads kommun är av mycket varierad karaktär. Data omfattar både tidsserier som enstaka värden från såväl nya som äldre mätningar. Dataunderlaget är dessutom mycket omfattande och innehåller över 12 000 värden från fler än 300 fastigheter. Detta har gjort det nödvändigt att göra vissa avgränsningar, antaganden och förenklingar.

De mest omfattande avgränsningarna och förenklingarna kommer av att uppgifterna om grundvattenkemi och brunnar föreligger på separata listor och att enda sättet att koppla samman dessa har varit via objektens ID och fastighetsbeteckning. Tyvärr förekommer det att samma ID refererar till flera olika brunnar på en fastighet. I dessa fall har det därför inte funnits något säkert sätt att fastställa vilken brunn ett prov kommer ifrån. Detta har framförallt inneburit problem då det funnits både borrhade och grävda brunnar inom samma fastighet och att det därmed inte gått att urskilja från vilken akvifär (berg eller jord) provet är taget. I dessa fall har det därför varit nödvändigt att utesluta vissa mätningar från utvärderingen. I övrigt har utvärderingsmetodiken kunnat anpassas så att oklarheter om provets ursprung i så liten utsträckning som möjligt påverkat resultaten. Detta har gjorts genom att beskrivningen av den aktuella grundvattenkemiska statusen (kapitlet 4.1) endast innehåller det senaste värdet i respektive brunn. Således spelar det ingen roll från vilken fastighet provet är taget, samt hur många gånger brunnen provtagits, så länge det är känt vilken akvifär provet kommer från. På liknade sätt har samtliga mätdata, där man känner till vilken akvifär provet är taget ur, kunnat användas vid utvärdering av tidstrender (kapitlet 4.2).

Något mer komplicerat har det varit att beräkna medianvärden för de olika delområdena och tidsperioderna (kapitlet 4.2). Här har det varit nödvändigt att anta att varje vattenkemiskt värde gäller för hela den aktuella fastigheten och den akvifär (berg eller jord) ur vilket vattnet tas. Dessutom har det varit nödvändigt att vikta värden eftersom vissa brunnar provtagits flera gånger medan det i andra endast gjorts någon enstaka mätning. Lösningen blev att beräkna ett medelvärde för samtliga värden inom respektive fastighet och tidsperiod för att sedan använda detta värde i beräkningen av medianvärdet för delområdet. Valet att räkna med medianvärde istället för till exempel medelvärde grundas på att data innehåller några höga extremvärden som kraftigt avviker från övriga värden.

I den klassificering som gjorts avseende vilken akvifär som vattenprovet representerar har brunnarna delats upp mellan bergbrunnar respektive jordbrunnar. Denna uppdelning har baserats på vilken täkttyp som angivits samt vilket djup brunnen har. Förenklat kan sägas att alla grävda brunnar och rörspetsbrunnar har antagits ta vatten ur övre jordakvifärer medan alla borrhade brunnar och borrhade fördjupningar av grävda brunnar antagits ta vatten ur sedimentberggrundens akvifärer. I enstaka fall där orimliga djup (>20m) har angivits för grävda brunnar har dessa uteslutits. Denna metod medför att det inte går att urskilja från vilken akvifär (kalksten eller glaukonitsand) de bergborrade brunnar tar vatten, men i övrigt tycks uppdelningen fungera väl jämfört mot de generella jorddjupen i området.

Dessa metoder skiljer sig något från hur Kristianstads kommun tidigare hanterat samma problem. Kommunen har istället uteslutit alla mätvärden som inte säkert kan bindas till en specifik brunn (personlig kommunikation, Anna Bryllert, 2010). Kommunens sätt innebär att en stor mängd information går förlorad. I samråd med handledarna på Sweco har därför gjorts bedömningen att ovan beskrivet angreppssätt är mer lämpat för syftet med examensarbetet.

## Modellverktyg, MIKE-SHE

I Swecos uppdrag har det ingått att upprätta en modell för att beräkna vattenuttagens påverkan på grundvattenförhållandena. Modellen användes primärt för att beräkna det praktiska influensområdet, vilket definieras som det område där föreningen ansökta uttag påverka grundvattnets tryckyta i den sedimentära berggrunden med mer än 0,3 m. Denna modell är den som har använts för de modelleringar som gjorts inom detta examensarbete.

För beräkningsmodellen har programvaran MIKE SHE använts. MIKE SHE är ett beräkningsverktyg för att simulera hydrologiska och hydrogeologiska processer i vattnets kretslopp inom ett specifikt område.

Programmet är baserat på finita differensmetoden (DHI, 2005), vilket innebär att grundvattenförhållandena beskrivs matematiskt i ett delområde, kallat en cell. Varje cell ges hydrogeologiska egenskaper och via ekvationssystem kan förhållanden för ett större område beräknas (DHI & VBB VIAK, 1998). För att beräkningarna skall kunna lösas korrekt måste det även ansättas randvillkor. Genom beräkningar i MIKE SHE är det möjligt att göra prognoser för bland annat hur grundvattennivåerna i ett område påverkas av ett visst vattenuttag och hur en förorening sprids i grundvattnet.

För modellen krävs rumsligt och tidsmässigt fördelad indata om bland annat nederbörd, avdunstning, randvillkor och topografi. Dessutom krävs information om områdets geologiska uppbyggnad. De geologiska formationerna måste avgränsas horisontellt och vertikalt samt tilldelas hydrogeologiska egenskaper i form av genomsläpplighet och magasineringsförmåga.

Den specifika modell som Sweco upprättat är gjord i MIKE SHE version 2009 och är en vidareutveckling av den befintliga MIKE SHE-modell som Kristianstads kommun i samarbete med DHI Sverige, VBB VIAK och SGU byggde upp under slutet av 1990-talet (DHI & VBB VIAK, 1998). Vidareutvecklingen är huvudsakligen gjord genom att man förfinat upplösningen samt uppdaterat indata i en lokalmodell över det aktuella området (Sweco, 2011(1)). Genom att göra beräkningar i en högupplöst lokalmodell inom en befintlig modell som täcker en mycket större yta undviks osäkerheter från randområden, samtidigt som indata blir säkrare i det område där uttagen sker.

Det område där lokalmodellen upprättades bestämdes genom att lägga en buffertzona på 3000 m kring samtliga av projektets uttagsbrunnar. Metoden baseras på att influensområdet för de vattenuttag inom området som tidigare prövats i miljödomstol aldrig varit större än 1500 m i radie kring uttagsbrunnen (Sweco, 2011 (1)). Detta avstånd dubblades därefter för att säkerställa att lokalmodellen täckte det område som kunde tänkas påverkas av föreningens uttag (Sweco, 2011 (1)).

## Modelluppdateringar

Swecos vidareutveckling av modellen genomfördes under 2010-2011. Då kvalitén på resultaten av en beräkningsmodell är direkt kopplade till kvalitet på indata, har en stor del av modellarbetet bestått i att samla in och tolka underlagsinformation och indata till modellen (Sweco, 2011 (1)).

Underlaget till modellen baseras på de undersökningar som Sweco utfört inom projektet, främst i form av provpumpningar, samt studier av tidigare undersökningar och register. Nedan presenteras kortfattat de modelluppdateringar som gjorts.

### Modellupplösning

Den ursprungliga grundvattenmodellen från Kristianstads kommun täcker in hela Kristianstadsslätans och Listerlandets sedimentära berggrund, ett område på ca 1000 km<sup>2</sup>. Utöver detta omfattas även omgivande tillrinningsområden samt havet intill 5 km utanför kusten (DHI & VBB VIAK, 1998). Cellstorleken i modellen är 500x500 m, vilket betyder att ytan består av ca 6000 celler.

Inom området som lokalmodellen omfattar, ca 200 km<sup>2</sup>, har cellstorleken ändrats till 125x125 m, vilket innebär att ytan består av ca 13 000 celler (Sweco, 2011 (1)). För de delar av området som ligger utanför lokalmodellen har ursprungsmodellen använts i befintliga skick och dessa har fungerat som tidsvarierande randvillkor för lokalmodellen.

### Trycknivåer

Under 2010 har Kristianstads kommun med hjälp av DHI uppdaterat grundvattnets trycknivåer i den befintliga modellen över Kristianstadsslätten. Resultatet av uppdateringen har tillhandahållits Sweco, som inarbetat dessa nya data i modellen. De nya trycknivåerna har gällt som initialbetingelser vid modellering.

## Geologi

Den ursprungliga modellen är uppbyggd av 8 geologiska lager, samt ytvatten. Lagren representerar enheter med likartad geologisk uppbyggnad och egenskaper. Lagrens inbördes läge i modellen är alltid samma och sett från markytan utgörs lagren i tur och ordning av: torv, sand, lera, grus, morän, kalksten, sandsten och urberg. Dessa 8 geologiska lager har i den numeriska modellen förenklats till 5 beräkningslager, vilka i tur och ordning är: (1) övre jordlager, (2) morän, (3) kalksten, (4) sandsten och (5) urberg (DHI & VBB VIAK, 1998).

Mycket ny information om geologin i området har tillkommit genom de undersökningar som genomförts. Den vertikala utbredningen av de ingående geologiska lagerenheterna har därför uppdaterats inom området för lokalmodellen. Uppdateringarna bygger på borrhprotokoll från uttagsbrunnarna inom projektet samt lagerföljder från SGU:s brunnsarkiv.

De större uppdateringarna i lagrens vertikala utbredning redovisas nedan.

De vertikala gränserna för övre jordlager (1) har uppdaterats i anslutning till de uttagsbrunnar (B18 och B26) som tar vatten ur jordlagren. Jordlagrets (1) mäktighet har ökat till 15 m respektive ca 20 m och mäktigheten på den underliggande moränen (2) minskats med motsvarande (Sweco, 2011 (1)).

På de platser där nya brunnar anlagts under projektet har detta inneburit ny information om kalkbergets överyta. Detta har lett till uppdatering av nivån för kalkbergets (3) överyta i anslutning till brunnarna B23, B31 och B38. Detta har inneburit att nivån på dessa platser sänkt med ca 20 m och mäktigheten på ovanliggande morän (2) har ökat med motsvarande mäktighet (Sweco, 2011 (1)).

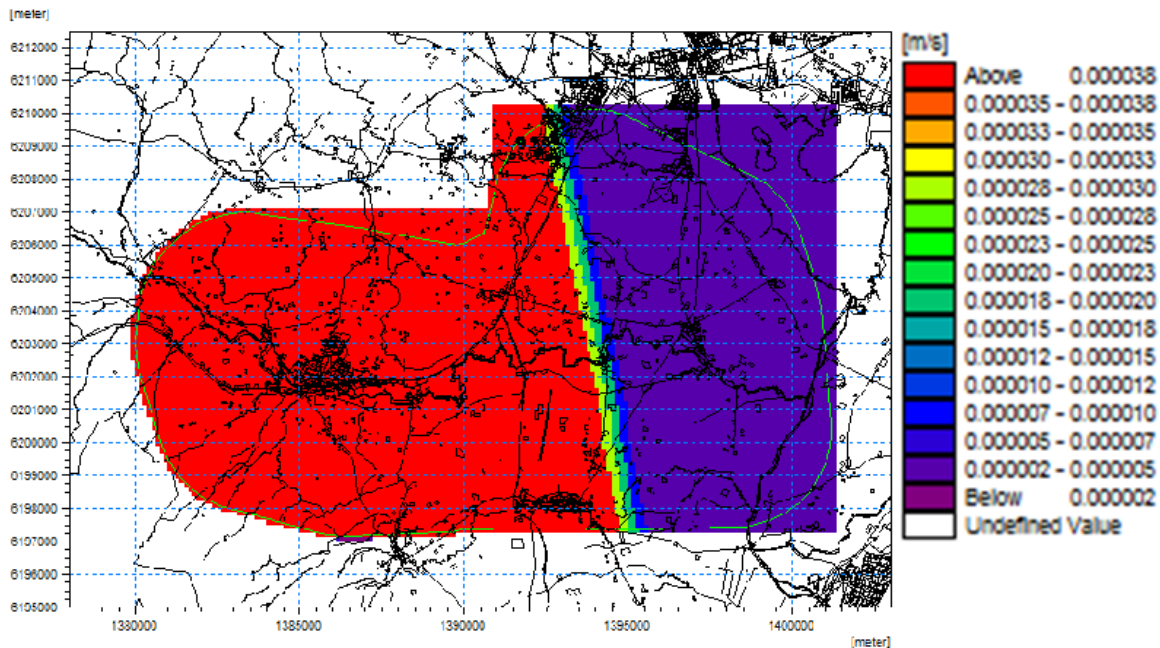
Sandstenslagret (4) har uppdaterats inom de centrala delarna av modellområdet. På vissa platser har överytan höjts och på andra har den sänkts. Som mest har ändringen varit 30 m jämfört med ursprungsmodellen (Sweco, 2011 (1)).

Även urbergets (5) överyta har uppdaterats. Ändringar har främst gjorts i områdena kring brunnarna B5, B10, B34 och B36 (Sweco, 2011 (1)). Den största förändringen var kring brunnen B34, vilken går ner i urberget. Där höjdes nivån med ca 25 m i förhållande till ursprunglig modell.

## Hydraulisk konduktivitet

Baserat på resultatet av de provpumpningar som genomförts samt information från underlaget till tidigare vattendomar har den horisontella genomsläppligheten (hydraulisk konduktivitet) i kalk- och sandstenen uppdaterats.

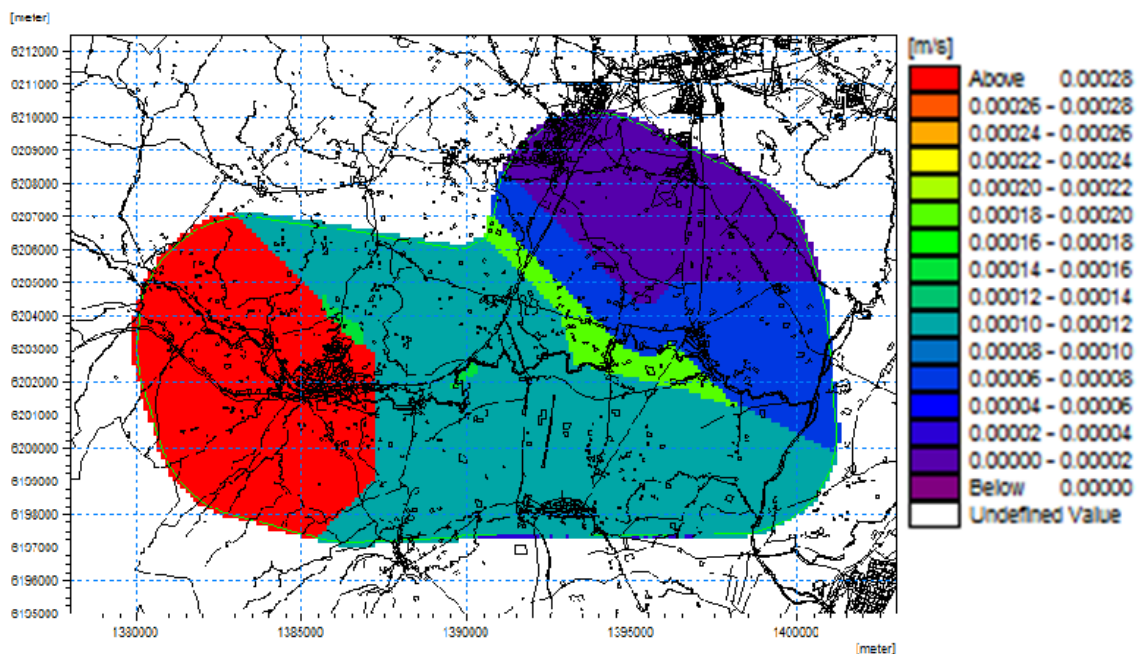
I ursprungsmodellen varierade den hydrauliska konduktiviteten i kalkstenen från  $2 \cdot 10^{-5}$  m/s i öst till  $8 \cdot 10^{-5}$  m/s i väst (DHI, 2005). Provpumpningarna indikerar att dessa värden är högt satta, varför de justerats. Efter uppdateringen varierar den hydrauliska konduktiviteten från  $5 \cdot 10^{-6}$  till  $4 \cdot 10^{-5}$  (Sweco, 2011 (1)), vilket innebär en sänkning med 4 gånger i öster och en halvering i väst. Hur den uppdaterade hydrauliska konduktiviteten i kalkstenen varierar över området illustreras (figur 9).



**Figur 9.**

Kalkstenens hydrauliska konduktivitet i horisontell led inom den uppdaterade lokalmodellen (Sweco, 2011 (1)).

Den hydrauliska konduktiviteten i sandsten, varierade i ursprungsmodellen från  $1.52 \cdot 10^{-4}$  m/s i öst till  $4 \cdot 10^{-4}$  m/s i väst (DHI, 2005). Dessa värden har, baserat på informationen från propumpningarna och tidigare vattendomar, ändrats till att variera från  $2 \cdot 10^{-5}$  m/s i öster till  $3 \cdot 10^{-4}$  m/s i väster (Sweco, 2011 (1)). Detta betyder att genomsläppligheten minskats med 7-8 gånger i öst och ca en fjärdedel i väst. Hur den uppdaterade hydrauliska konduktiviteten i sandstenen varierar över området illustrera (figur 10).



**Figur 10.**

Sandstenens hydrauliska konduktivitet i horisontell led inom den uppdaterade lokalmodellen (Sweco, 2011 (1)).

## Vattenuttag

Den ursprungliga modellen innehöll en stor mängd vattenuttag. Med anledning av detta har vattenuttagen inom lokalmodellen sorterats ut och uppdaterats. Inom lokalmodellen fanns 130 vattenuttag. Av dessa kunde 9 härledas till att vara brunnar tillhörande medlemmarna i Köpinge - Vrams vattenförening och omfattades således av projektet. Ytterligare 26 vattenuttag gick att identifiera genom befintliga vattendomar. Efter detta återstod drygt 90 uttagsbrunnar av okänt ursprung och typ.

De uttag som omfattas av tidigare vattendomar har uppdaterats med den maximala uttagsvolym som anges i domen. Utöver det är det känt att The Absolut Company i Nöbbelöv kommer att ansöka om tillstånd för att dubbla sina uttag samt att Procordia i Tollarp gör stora, icke tillståndsgivna, industriuttag. Dessa uttag har därför lagts in i modellen.

Dessutom har modellen uppdaterats med samtliga av Köpinge - Vrams vattenförenings brunnar och de uttag som brunnsägarna kommer att yrka då de söker tillstånd.

Vid modellberäkningarna har tidigare tillståndsgivna uttag och föreningens yrkade uttag beaktats.

## Kalibrering

Modellen har kontrollerats mot verkligheten genom att den i modellen beräknade avsänkningen jämförts med den verkligt uppmätta avsänkningen vid långtidsprovpumpningar.

Vid långtidsprovpumpningarna uppskattades utifrån den verkliga avsänkningen i observationsbrunnarna det område där grundvattnets trycknivå sjönk med mer än 0,3 m. Detta område jämfördes därefter med den modellerade avsänkningen för samma brunn och motsvarande uttag (Sweco, 2011 (1)).

## Osäkerheter

De största osäkerheterna i modellberäkningarna utgörs av:

- Osäkerheter i indata till modellen
  - Akvifärens hydrauliska egenskaper
  - Grundvattenbildning och läckage
  - Konceptuell geologisk modell
- Modellens upplösning
- Modellens randvillkor

Nedan kommenteras osäkerheterna samt hur de hanterats i beräkningsmodellen.

Osäkerheter i indata till modellen

### **Akvifärens hydrauliska egenskaper**

Utvärderingen av provpumpningarna har gett resultat i form av akvifärernas transmissivitet ( $T$ ;  $m^2/s$ ). För modellen behövs dock uppgifter om den hydrauliska konduktiviteten ( $K$ ;  $m/s$ ). Under ideala förhållanden motsvarar den hydrauliska konduktiviteten transmissiviteten dividerat med akvifärens mäktighet ( $b$ ;  $m$ ) (ekv. 4). I verkligheten försvåras dock sambandet av att genomsläppligheten inom akvifären varierar beroende på bland annat sprickighet. Därför är det värde som använts i modellen ett uppskattat medelvärde för en större jord- eller bergvolym. Den hydrauliska konduktiviteten är en viktig parameter i modellens beräkning av avsänkning och variationer i värdet får stort genomslag på den beräknade avsänkning för ett givet uttag.

4. 
$$K = T / b$$

### **Grundvattenbildning och läckage**

Grundvattenbildning sker då nederbörd infiltrerar i marken och når den mättade zonen, eller då vatten genom läckage i vertikal led transporteras mellan olika grundvattenmagasin. I modellen har en generell grundvattenbildning antagits för hela området. Emellertid varierar grundvattenbildningen beroende på markanvändningen samt vilka uttag som görs och hur dessa ändrar trycknivåerna. Ursprungsmodellen tar viss hänsyn till markanvändningen, men inga ytterligare justeringar av detta har gjorts. Om grundvattenbildningen på någon plats över- eller underskattats innebär detta att avsänkningens storlek och utbredning påverkas.

### **Konceptuell geologisk modell**

Med konceptuell geologisk modell avses beskrivningen av geologi, hydrogeologi och ytvatten samt hur dessa samverkar med varandra. Även om uppdateringar gjorts avseende geologin och akvifärernas hydrauliska egenskaper utgör de förenklingar som gjort för att beskriva områdets komplexa geologiska uppbyggnad alltid en osäkerhet för hydrogeologiska modeller.

### **Modellens upplösning**

Beräkningar i MIKE SHE-modellen görs genom att ett värde beräknas för cellernas centralpunkt. Mellan dessa centralpunkter interpoleras därefter värden (DHI & VBB VIAK, 1998). Detta medför att noggrannheten i de interpolerade värdena blir större ju mindre celler som används. Interpoleringen och avstånden mellan de punkter som används bidrar särskilt till osäkerhet då det är stora skillnader i modellresultat över små områden, till exempel vid stor hydraulisk gradient eller stor koncentrationsgradient (Sweco, 2011 (1)).

I lokalmodellen har upplösningen ökat avsevärt jämfört med den ursprungliga modellen.



## Modellens randvillkor

Randvillkor beskriver det som gäller vid modellens yttre gräns. För att få ett bra beräkningsresultat inom modellområdet är det av stor betydelse att randvillkoren är korrekt ansatta. För den lokalmodell som har byggts upp har ursprungsmodellen fått gälla som tidsvarierande randvillkor.

Randvillkoren för den ursprungliga modellen sammanfaller med yt- och grundvattendelare och har därför ansatts som en tät rand utan in- och utströmning över dessa gränser (DHI, 2005). Dessutom finns två inflöden till modellen, inlagda i randvillkoren. Dessa utgörs av vattendragen Helgeån och Skräbeån som rinner in i modellområdet. Det har inte funnits någon anledning att ändra ursprungsmodellens randvillkor efter uppdatering av lokalmodellen.

## Modellscenarier

### Läckageförhållanden

De hydrogeologiska förhållanden avseende läckage är en betydande faktor för spridning av kväveföreningar (Shing & Sekhon, 1978; Gustafson, 1983). Därför är det, för att kunna bedöma föreningens påverkan på föroreningssituationen i området, viktigt att studera hur de ansökta uttagen inverkar på läckage mellan de övre jordlagren och den sedimentära berggrunden. Detta har gjorts genom en vattenbalansberäkning av utbytet av vatten i det mellanliggande moränlagret.

### Kväveföroreningsspridning

De flesta av föreningens vattenuttag sker ur akvifärerna i den sedimentära berggrunden. Den sedimentära berggrunden är dessutom av stor betydelse för vattenförsörjningen inom området. Med anledning av detta har modellen använts för att studera hur en befintlig nitratförorening i jordlagren eventuellt kan spridas till den djupare akvifären.

Beräkningarna har gjorts för hur nitratkoncentrationen i grundvattnet i den sedimentära berggrunden påverkas då grundvattenuttag görs ur akvifären samtidigt som det finns en befintlig förorening i det ovanliggande grundvattnet i jordlagren.

Beräkningen har gjorts genom att koncentrationen av nitrat i grundvattnet i jordlagren sattes till 18 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  inom alla områden som är klassificerade som jordbruksmark. Bakgrunden till att koncentrationen 18 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  valdes är att det är medianvärdet för samtliga prov tagna år 2000-2009 inom undersökningsområdet. Detta innebär att det i modellen inte skett någon tillförsel av nytt nitrat, samt att det inte heller skett någon nedbrytning av kväve. Med andra ord har den befintliga föroreningen i jordlagren endast transporterats och det är denna transport som studerats. Modelleringen har gjorts som en referenskörning samt en körning med samtliga Köpings - Vrams vattenförenings uttag.

Referenskörningen omfattade medelårsuttag för samtliga tillståndsgivna vattenuttag inom undersökningsområdet samt de kända industriuttagen som görs av The Absolut Company och Procordia.

I den efterföljande körningen adderades samtliga Köpinge - Vrams vattenförenings uttag, det vill säga det till miljödomstolen yrkade maximal dygnsflödet för 41 brunnar under hela bevattningssäsongen från 15 maj till 15 september. Det bör tilläggas att de uttag som används i modellen är betydligt större än vid verklig bevattning där det tillämpas ett mer periodiserat uttag samt att det är högst osannolik att samtliga 41 brunnar skulle användas samtidigt.

Vid båda dessa körningar har vattnets rörelse under 1 år först modellerats. Därefter har detta resultat upprepats 100 gånger (det vill säga 100 år) för att studera hur föroreningen i jordlagren sprids. Dessa körningar ger ett modelleringsresultat som förenklat består av nitratkoncentrationen i varje cell för respektive beräkningslager efter 100 år av grundvattenuttag.

# Resultat

## Provpumpningsresultat

Vid korttidsprovpumpningarna sjönk vattennivån i uttagsbrunnen med mellan 1,5–50 m. I majoriteten (ca 80 %) av brunnarna sjönk vattennivån med 10 m eller mindre. Utvärderingen av akvifärens genomsläpplighet gav mycket varierat resultat med beräknade transmissiviteter mellan  $2 \cdot 10^{-4}$  och  $5 \cdot 10^{-2}$  m<sup>2</sup>/s (Sweco, 2011 (2)). Det motsvarar ett högsta transmissivitetsvärde som är 250 gånger större än det lägsta. Då transmissivitet inte tar hänsyn till akvifärens mäktighet kan en viss skillnad förklaras av det. Likväl indikerar de stora skillnaderna att genomsläppligheten varierar stort inom området. Resultaten av korttidsprovpumpningarna sammanfattas nedan (tabell 6).

### Tabell 6.

Sammanställning över resultatet från korttidsprovpumpningarna (Sweco, 2011 (2)).

<b>Resultat korttidsprovpumpning</b>				
Brunn	Tid (min)	Flöde (l/min)	Avsänkning (m)	T (m <sup>2</sup> /s)
B3	120	1200	4	$2 \cdot 10^{-3}$
B4	120	1000	7	$2 \cdot 10^{-3}$
B5	120	1400	6	$2 \cdot 10^{-3}$
B6	120	400	35	$0,2 \cdot 10^{-3}$
B7	120	700	1,8	$5 \cdot 10^{-3}$
B8	120	800	2,5	$11 \cdot 10^{-3}$
B9	120	1300	2,5	$13 \cdot 10^{-3}$
B10	120	800	25	$0,5 \cdot 10^{-3}$
B13	120	900	2	$7 \cdot 10^{-3}$
B14	120	900	3	$6 \cdot 10^{-3}$
B15	120	900	1,5	$23 \cdot 10^{-3}$
B16	120	1400	4	$6 \cdot 10^{-3}$
B17	120	1000	2	$8 \cdot 10^{-3}$
B18*	120	900	2	$7 \cdot 10^{-3}$
B19	120	600	30	$0,4 \cdot 10^{-3}$
B20	120	1600	10	$1,2 \cdot 10^{-3}$
B21	120	600	4	$3 \cdot 10^{-3}$
B22	120	900	7	$1 \cdot 10^{-3}$
B23	120	1000	5	$4 \cdot 10^{-3}$
B24	120	700	4	$3 \cdot 10^{-3}$
B25	120	700	25	$0,5 \cdot 10^{-3}$
B26*	120	1500	2	$50 \cdot 10^{-3}$

### Resultat korttidspumpning

Brunn	Tid (min)	Flöde (l/min)	Avsänkning (m)	T (m <sup>2</sup> /s)
B27	120	900	9	0,8*10 <sup>-3</sup>
B28	120	600	20	0,5*10 <sup>-3</sup>
B29	120	700	2,5	5*10 <sup>-3</sup>
B30	120	700	8	2*10 <sup>-3</sup>
B31	120	800	10	1-2*10 <sup>-3</sup>
B32	120	1300	14	1-2*10 <sup>-3</sup>
B33	120	700	Ca 50	0,2*10 <sup>-3</sup>
B34	80	700	Ca 50	0,2*10 <sup>-3</sup>
B35	120	1600	5	2*10 <sup>-3</sup>
B36	120	800-1000	4	4*10 <sup>-3</sup>
B37	120	1200	4	4*10 <sup>-3</sup>
B38	120	1200	1.5	8*10 <sup>-3</sup>
B39	120	1300	3	13*10 <sup>-3</sup>
B40	120	2000	6	3*10 <sup>-3</sup>
B41	100	900	3	7*10 <sup>-3</sup>
B42	120	1500	3	5*10 <sup>-3</sup>
B43	120	1400	7	2*10 <sup>-3</sup>

\* = Grusfilterbrunn

Vid långtidspumpningarna sjönk vattennivån i uttagsbrunnarna mellan 1-32 m. I de brunnar där vattennivån sjönk med mer än 12 m indikerar dock avsänkningsförloppet att detta kan ha berott på stora inströmningsförluster. Vid långtidspumpningarna mättes grundvattennivån, förutom i uttagsbrunnen, även i 6-11 observationsbrunnar. I majoriteten (ca 70 %) av de borrade observationsbrunnarna var avsänkningen mindre än 0,3 m och den största avsänkningen som uppmättes var 2,7 m. I de grävda observationsbrunnarna syntes påverkan i endast 4 av 15 brunnar och där sjönk vattennivån mellan 0-0,2 m.

Resultaten av långtidspumpningarna sammanfattas nedan (tabell 7). Det har förhållandevis väl gått att utvärdera den pumpade akvifärens transmissivitet även om variationen här, liksom vid korttidspumpningarna, är stor. Detta har dock inte gått att med tillfredställande resultat utvärdera magasinskoefficienten och läckaget.

Den stora variationen och att det inte gått att utvärdera magasinskoefficient och läckage beror till stor del på att brunnarna är utföra på mycket varierade sätt och tar vatten ur olika och ibland flera formationer, samt den stora geografiska spridningen (Sweco, 2011 (2)).

**Tabell 7.**

Sammanställning över resultaten från långtidsprovpumpningarna. Brunn B10 har propumpats två gånger.

<b>Resultat långtidsprovpumpning</b>				
Brunn	Tid (dygn)	Flöde (l/min)	Avsänkning (m)	T (m <sup>2</sup> /s)
B1	13	980	31,4	0,5*10 <sup>-3</sup>
B3	10	1380	6,1	2*10 <sup>-3</sup>
B10 (1)	7	780	~27	0,5*10 <sup>-3</sup>
B10 (2)	9	650	23,5	0,5*10 <sup>-3</sup>
B11	17	1170	19,8	1*10 <sup>-3</sup>
B15	20	920	1,8	20*10 <sup>-3</sup>
B17	7	1280	3,5	8*10 <sup>-3</sup>
B18*	15	1020	3,1	9*10 <sup>-3</sup>
B20	13	1120	11,3	1-2*10 <sup>-3</sup>
B23	21	1600	5,6	2*10 <sup>-3</sup>
B24	19	630	4,3	2-3*10 <sup>-3</sup>
B40	11	1150	7,0	2-3*10 <sup>-3</sup>

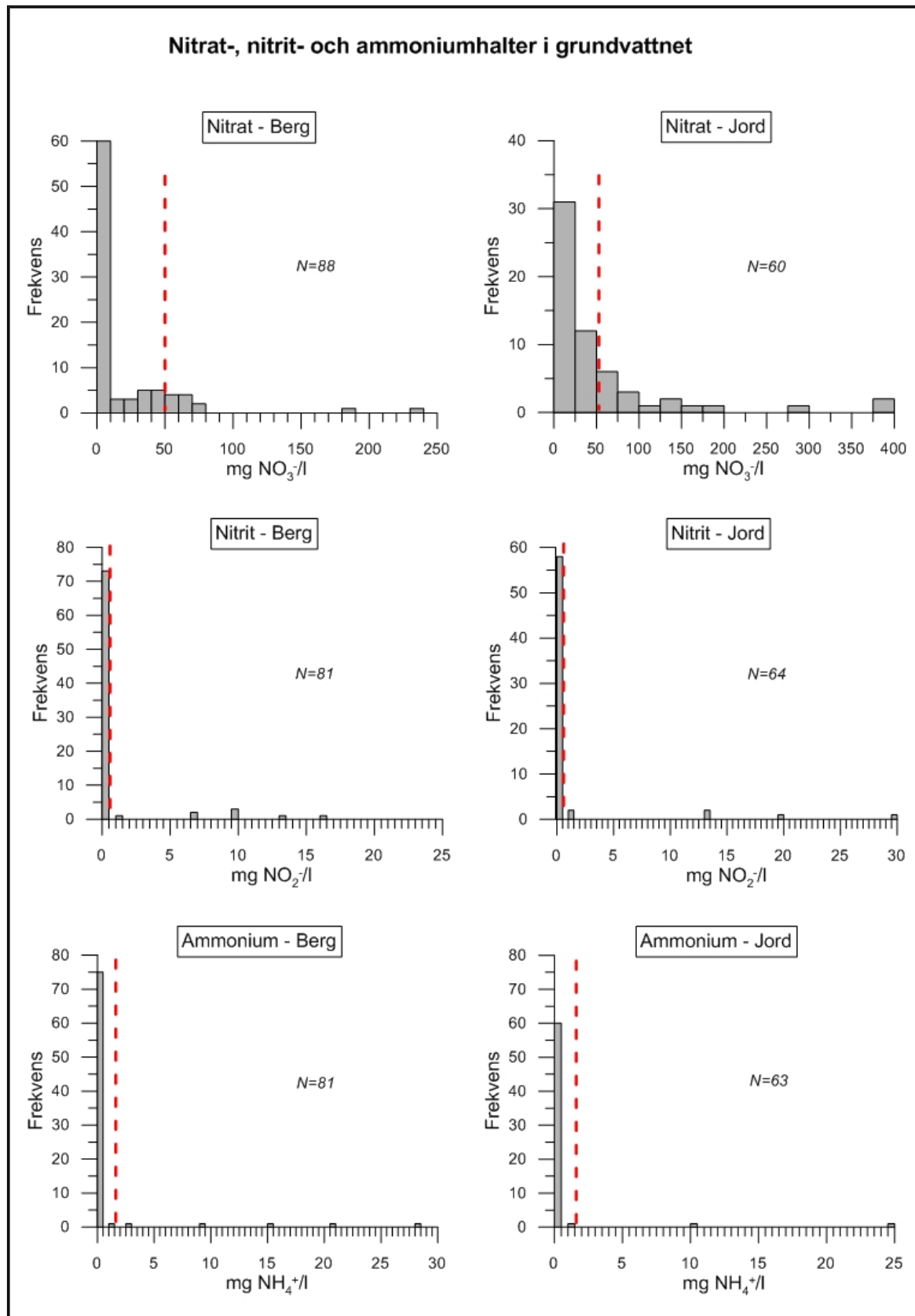
\* = Grusfilterbrunn

Sammantaget visar resultatet av propumpningarna att genomsläppligheten i de olika lagren är god, men att genomsläppligheten varierar över området. Generellt har såväl kalkstenen som sandstenen högre genomsläpplighet i den västra delen av det praktiska influensområdet, kring Tollarp och slättens rand mot Linderödsåsen, där propumpningarna har visat genomsläpplighet motsvarande ( $T \geq 5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ ) för majoriteten av brunnarna (Sweco, 2011 (2)). Nordöstra delen av det praktiska influensområdet kring Norra Åsum och Gärds Köpinge uppvisar däremot en lägre genomsläpplighet ( $T < 2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ ), vilket troligen beror på att det området ligger i anslutning till Nävlingeåsens förlängning mot sydöst. De två brunnar (B33 och B34) som ligger i norra delen av området och som är borrhade genom tät kalksten och ner i urberget avviker från övriga brunnar inom området då de uppvisar mycket lägre genomsläpplighet ( $T = 0,2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ ) (Sweco, 2011 (2)).

Två av de brunnar (B18 och B26) som propumpats är grusfilterbrunnar och tar vatten ur jordlagren och toppen av kalkberget. Brunn B26 ligger i isälvsavlagringarna kring Linderödshorstens nordöstra sluttning. Brunn B18 ligger inom ett område norr om Gärdsköpinge, vilket i jordartskaran (Ringberg, 1991) beskrivs som sand underlagrad av morän. Borrprotokollet och brunnens egenskaper tyder dock på att även B18 ligger i en isälvsformation. Resultatet från propumpningarna av brunnarna visar att jordlagren kring brunnarna har hög transmissivitet (B18:  $T = 7 \cdot 9 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$  och B26:  $T = 50 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ ) (Sweco, 2011 (2)).

## Aktuell grundvattenkemisk status i undersökningsområdet

För att studera den lokala grundvattenkemiska statusen i undersökningsområdet har grundvattendata från Kristianstads kommun och Sweco sammanställts i histogram (figur 11). De ämnen som presenteras är nitrat, nitrit och ammonium. Urvalet av data som presenteras i histogrammen är det senaste värdet efter år 1990 för respektive brunn. Data har delats upp mellan brunnar där vattenuttaget sker i jordlagren respektive berggrunden. För att göra histogrammen mer överskådliga har en ett fåtal extremt höga värden uteslutits. För nitrit i bergbrunnar har fyra värden (45-102 mg/l) uteslutits och för ammonium har ett värde för jord (47,7 mg/l) respektive ett värde för berg (78,7 mg/l) uteslutits. Extremvärdena har dock vägts in i utvärderingen och att de inte redovisas i histogrammen påverkar därmed inte slutsatserna.



**Figur 11.**

Histogram för nitrat-, nitrit- och ammoniumhalten i brunnar inom undersökningsområdet. Den röda streckade linjen markerar för nitrat och nitrit riktvärdet för otjänligt vatten och för ammonium riktvärdet för vatten som av hälsoskäl anses tjänligt med anmärkning (SOSFS 2003:17).

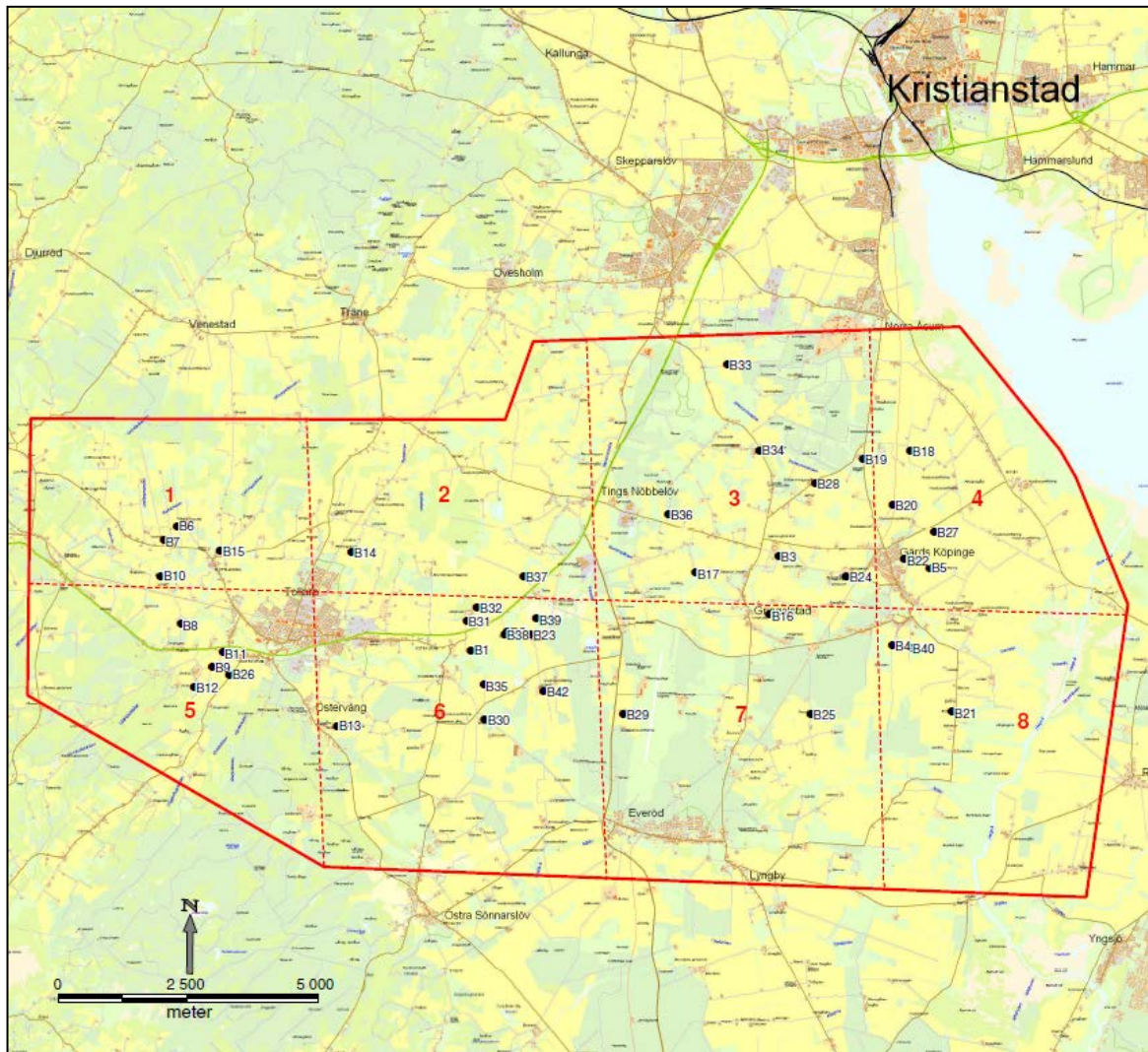
Sammanställningen av uppmätta nitrat-, nitrit- och ammoniumvärden visar på en tydlig nitratpåverkan av både berg- och jordakvifärer inom undersökningsområdet. 28 % av alla brunnar som tar vatten ur jordlagren och 14 % av alla bergborrade brunnar har nitrathalter över riktvärdet (50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l) för otjänligt vatten enligt SOSFS 2003:17 m.fl. Denna procentsats kan sättas i relation till att Naturvårdsverket uppskattar motsvarande värde för hela landet till ca 2 % (Naturvårdsverket, 2002).

För nitrit och ammonium ser dock situationen annorlunda ut. Här ligger merparten av alla värden tydligt under gränsvärdet och endast enskilda värden sticker ut. Dessa värden är dock ofta kraftigt förhöjda och det finns flera fall där halter på mer än 10 gånger riktvärdet uppmätts. Att det endast förekommer ett fåtal höga värden förklaras delvis av att de kemiska och biologiska processer som omvandlar kväve i mark och vatten gör att det är vanligare att kväve förekommer som nitrat än som nitrit eller ammonium i grundvattnet, samt att nitrat är betydligt mer lätttröligt än ammonium. Resultatet tyder också på att det vid nitrit- och ammoniumförening mer troligt har handlat om lokal påverkan från en punktkälla än ett utbrett föroreningsproblem i hela området.

## Kväveföreningar i grundvattnet under perioden 1970-2009

För att överblicka hur förekomsten av kväve i grundvattnet varierar rumsligt och över tiden har resultaten från mätningar av nitrat-, nitrit och ammonium delats upp utifrån vilket område brunnen ligger inom, samt under vilket årtionde provet är taget. Undersökningsområdet har delats in i 8 delområden (figur 12) för tidsintervallen 1970-1979, 1980-1989, 1990-1999 och 2000-2009.





**Figur 12.**

Uppdelning av undersökningsområdet i delområden för utvärdering av förekomst och utveckling av kväveföreningar i grundvattnet.

Resultatet av uppdelningen presenteras som medianvärde för respektive ämne, område och tidsintervall (tabell 8). För att medianvärdet skall vara så representativt för området och tidsintervallet som möjligt har viss viktning av mätvärdena varit nödvändig. För brunnar som provtagits regelbundet eller vid flera tillfällen har ett medelvärde för tidsintervallet beräknats och då halterna har varit lägre än detektionsgränsen har värdet för halva detektionsgränsen använts för vidare beräkningarna. Mätserier där  $n \leq 3$  har uteslutits.

**Tabell 8.**

Medianvärde av nitrat, nitrit och ammonium i delområde 1-8 av undersökningsområdet. Grön = under riktvärde för tjänligt med anmärkning (SOSFS 2003:7). Gul = över riktvärde för tjänligt med anmärkning (SOSFS 2003:7). Röd = över riktvärde för otjänligt vatten (SOSFS 2003:7). Serier där  $n \leq 3$  har uteslutits.

**Nitrat (mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> /l) – Berg**

År/Område	1	2	3	4	5	6	7	8
1970-1979	30,0	43,0	2,5	2,5	44,7	36,0	17,0	2,5
1980-1989	33,9	1,0	3,8	1,0	-	7,0	19,0	-
1990-1999	24,0	0,1	0,1	0,3	-	20,2	32,2	0,6
2000-2009	30,5	8,9	0,2	0,2	-	21,0	-	-

**Nitrat (mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> /l) - Jord**

År/Område	1	2	3	4	5	6	7	8
1970-1979	66,0	98,0	84,2	88,0	36,5	74,0	40,5	24,5
1980-1989	34,7	59,0	55,7	77,0	-	32,0	45,0	-
1990-1999	12,6	26,4	54,8	-	-	56,0	21,3	-
2000-2009	25,3	20,5	19,9	-	-	-	13,7	-

**Nitrit (mg NO<sub>2</sub><sup>-</sup> /l) - Berg**

År/Område	1	2	3	4	5	6	7	8
1970-1979	0,010	0,039	-	0,010	-	-	-	-
1980-1989	0,009	0,005	0,011	0,015	-	0,005	0,005	-
1990-1999	0,001	0,003	0,007	9,870	-	0,007	-	0,001
2000-2009	0,015	0,004	0,003	0,004	-	0,004	0,004	-

**Nitrit (mg NO<sub>2</sub><sup>-</sup> /l) - Jord**

År/Område	1	2	3	4	5	6	7	8
1970-1979	0,005	0,011	0,030	0,010	-	0,005	0,075	-
1980-1989	0,005	0,059	0,010	0,013	-	0,030	0,030	0,114
1990-1999	0,008	0,039	0,016	-	-	0,010	0,001	-
2000-2009	0,016	0,007	0,007	-	-	-	0,004	-

**Ammonium (mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup> /l) - Berg**

År/Område	1	2	3	4	5	6	7	8
1970-1979	-	-	-	-	-	-	-	-
1980-1989	0,050	0,050	0,050	0,050	-	0,050	0,050	-
1990-1999	0,005	0,010	0,041	10,320	-	0,007	0,005	0,013
2000-2009	0,022	0,031	0,028	0,134	-	0,040	-	-

**Ammonium (mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup> /l) - Jord**

År/Område	1	2	3	4	5	6	7	8
1970-1979	-	-	-	-	-	-	-	-
1980-1989	0,050	0,140	0,050	0,050	-	0,050	0,050	-
1990-1999	0,010	0,283	0,010	-	-	0,005	0,010	-
2000-2009	0,008	0,026	0,018	-	-	-	0,005	-

Sammanställningen (tabell 8) visar att nitrat är det ämne som oftast förekommer i halter över riktvärdet och det är särskilt vanligt med höga nitrathalter i jordlagerbrunnar. En trend mot minskad nitrathalten med tiden är synbar och med undantag för bergborrade brunnar i område 1 och 7 var nitrathalten i både berg och jord lägre under perioden 2000-2009 än perioden 1970-1979. Skillnaden mellan perioderna har även testats statistisk med Mann-Whitney U test (tabell 9). Nitrathalterna var signifikant lägre under 2000-2009 än under 1970-1979 i bergborrade brunnar inom område 3 (df=12, p=0,02) och 4 (df=12, p<0,01), samt i jordlagerbrunnar inom område 1 (df=22, p=0,03), 2 (df=23, p<0,01) och 3 (df=15, p<0,01). I ytterligare några områden visar testet skillnader nära signifikansnivån (p=0,05). Med ett större urval skulle troligen även dessa skillnader vara statistiskt säkerställda.

För nitrit och ammonium är halterna generellt låga, med undantag för område 4 under perioden 1990-1999. Det går i underlaget inte att finna någon förklaring till de avsevärt mycket högre värden som uppmätts inom område 4 under perioden 1990-1999. En möjlig förklaring skulle kunna vara att området tillfälligt var kraftigt påverkat av någon punktkälla.

Sammanställningen av mätdata uppvisar ingen tendens till att förhöjda kvävehalter skulle vara vanligare förekommande inom något specifikt geografiskt område.

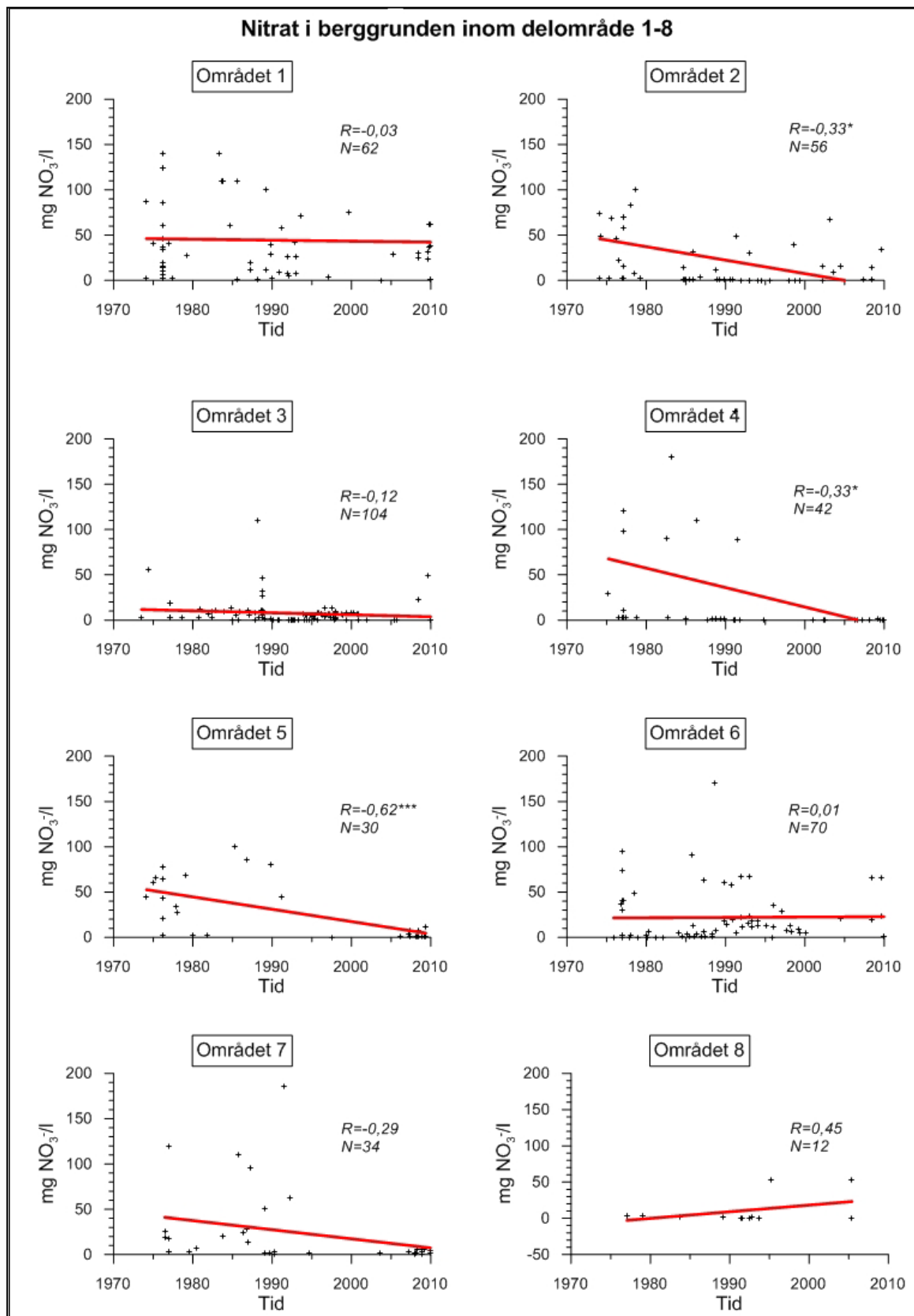
Eftersom både histogrammen (figur 11) och beräkningen av medianvärden (tabell 8) indikerar att nitrat är det ämne som förekommer i högst halter och utgör det största föroreningsproblemet har det vidare undersökts hur nitrathalten förändrats över tiden. Utvärderingen har gjorts genom att sambandet mellan nitrathalt och tid testats med linjär regressions- och variansanalys (figur 13 och 14). Till skillnad från den tidigare utvärderingen av medianvärden har data i regressionsanalysen inte delats upp i tidsperioder utan endast utifrån vilket geografiskt område brunnen ligger inom, samt ur vilken akvifer brunnen tar vatten. Detta medför att samtliga mätvärden kan inkluderas utan att riskera obalans beroende på att vissa brunnar provtagits oftare än andra. På så sett blir det statistiska underlaget större och det är möjligt att studera en trend över tiden istället för att endast jämföra två grupper.

**Tabell 9.**

Resultat av Mann-Whitney U test av skillnaden mellan nitrathalten 1970-1979 och 2000-2009 i delområdena. Områden där  $n \geq 3$  har uteslutits. P-värde  $< 0,05$  betyder att skillnaden mellan grupperna är signifikant. De signifikansnivåer som använts är \* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $p < 0,001$ .

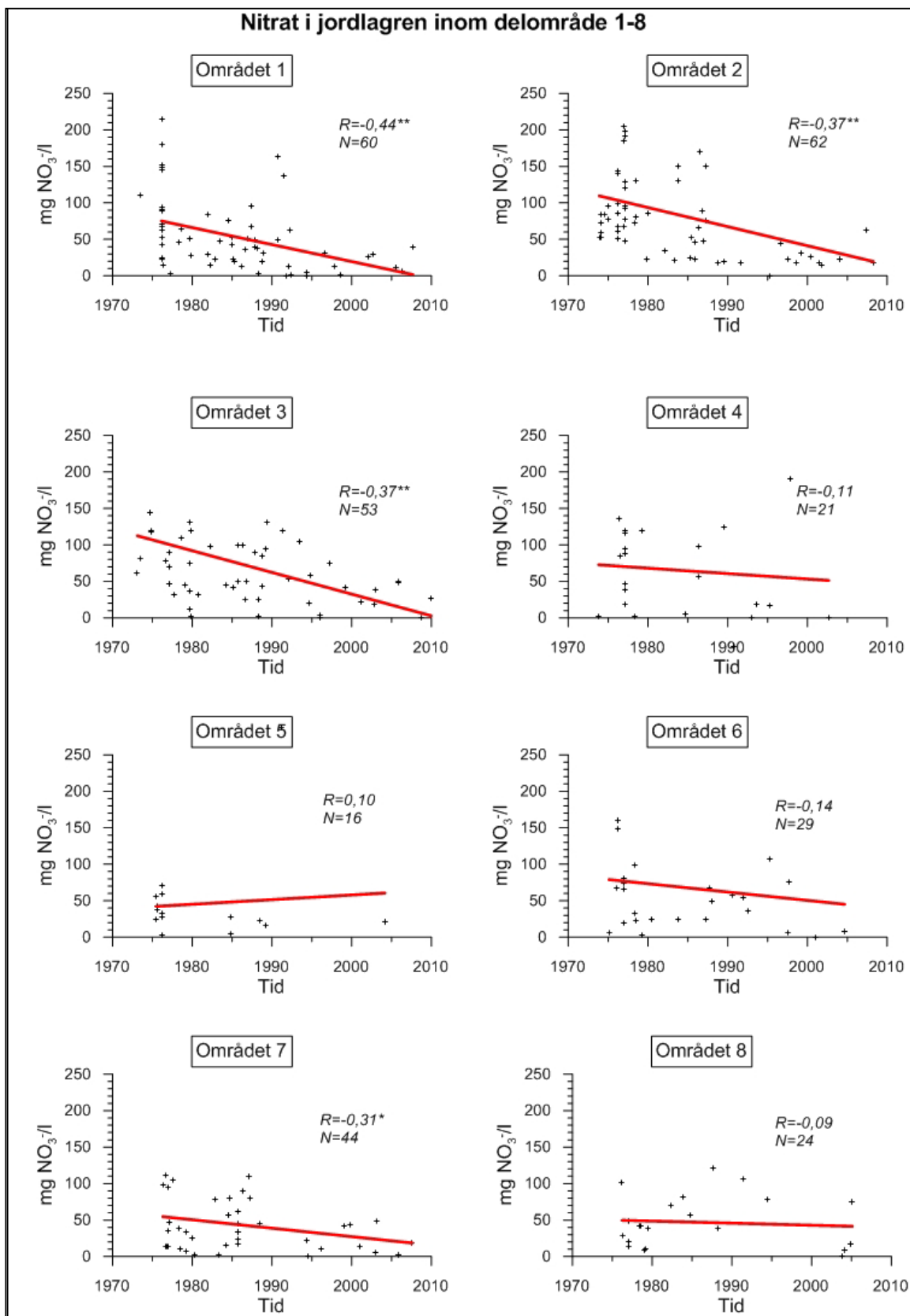
**Resultat av Mann-Whitney U test**

Akvifär	Område	n	P	Signifikansnivå
Berg	1	21+7	0,85	
	2	11+7	0,08	
	3	8+6	0,02	*
	4	9+5	$< 0,01$	**
	5	8+2	-	
	6	9+7	0,79	
	7	5+2	-	
	8	4+3	-	
Jord	1	19+5	0,03	*
	2	19+6	$< 0,01$	**
	3	13+4	$< 0,01$	**
	4	11+1	-	
	5	6+1	-	
	6	11+2	-	
	7	9+5	0,1	
	8	8+3	-	



**Figur 13.**

Nitrathalten i bergboreade brunnar varierar med tid. Trendlinjen för respektive plot har markerats i rött. Produktmomentkorrelationen (R) anger hur starkt sambandet mellan variablerna är och signifikansnivån anges med \* (\* = P<0,05; \*\* = P<0,01; \*\*\* = p<0,001).



**Figur 14.**

Nitrathalten i grävda brunnar varierar med tid. Trendlinjen för respektive plot har markerats i rött. Produktmomentkorrelationen (R) anger hur starkt sambandet mellan variablerna är och signifikansnivån anges med \* (\* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $p < 0,001$ ).

Resultatet av regressionsanalysen (figur 13 och 14) stärker slutsatsen att nitrathalten inom flera av områdena över tiden har minskat. Trenden är att nitrathalten minskar i berggrunden inom område 2, 4, 5 och 7 och i jordlagren inom område 1, 2, 3, 4, 6 och 7. Sambandet är statistiskt säkerställt för område 2, 4 och 5 i berggrunden och område 1, 2, 3 och 7 i jordlagren (tabell 10).

**Tabell 10.**

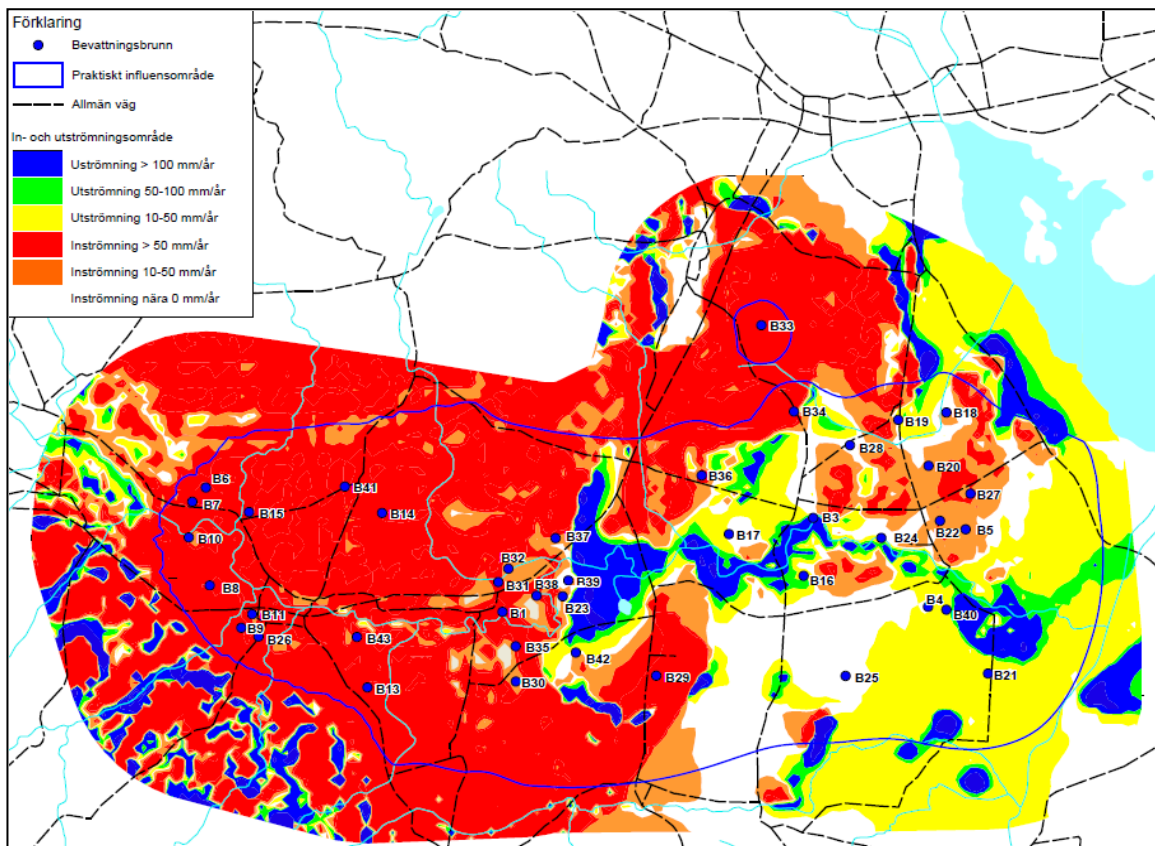
Resultat av statistiskt test (ANOVA) för korrelationen mellan nitrathalt och tid. P-värde < 0,05 betyder att sambandet är signifikant. De signifikansnivåer som använts är \* = P<0,05; \*\* = P<0,01; \*\*\* = p<0,001.

**Resultat av korrelationstest nitrathalt – tid.**

Akvifär	Område	R	Df	P	Signifikansnivå
Berg	1	0,03	60	0,84	
	2	-0,33	54	0,01	*
	3	-0,12	102	0,21	
	4	-0,33	42	0,03	*
	5	-0,62	28	<0,001	***
	6	0,01	68	0,92	
	7	-0,29	32	0,09	
	8	0,45	10	0,11	
Jord	1	-0,44	58	0,001	**
	2	-0,37	60	0,003	**
	3	-0,37	51	0,007	**
	4	-0,11	19	0,62	
	5	0,1	14	0,72	
	6	-0,14	27	0,47	
	7	-0,31	42	0,04	*
	8	-0,09	22	0,66	

## Resultat av modellerade läckageförhållanden

Inom Swecos projekt gjordes beräkningar av läckaget mellan övre jordlagren (beräkningslager 1) och den sedimentära berggrunden (beräkningslager 3 och 4) genom att studera utbyte i det mellanliggande moränlagret (beräkningslager 2). Vattenutbytet över ett år studerades. Beräkningarna visade att de västra delarna av undersökningsområdet i huvudsak är inströmningsområde medan de östra delarna i huvudsak är utströmningsområde och kring vattendragen är det uppåtriktade läckaget som störst (figur 15) (Sweco, 2011 (1)). Beräkningen visar även att föreningens uttag i mycket liten utsträckning påverkar läckaget (Sweco, 2011 (1)).



**Figur 15.**

Läckageförhållanden mellan jordlager och sedimentär berggrund vid summan av föreningens ansökta uttag, tidigare tillståndsgivna uttag samt andra kända stora uttag (Sweco, 2011 (1)).

Då dessa beräkningar är gjorda för tidsperioden ett år, skall resultatet dock tolkas som ett medelläckage över året. För föroreningsspridningen är det emellertid även intressant att studera hur läckaget blir då maximalt uttag sker ur föreningens samtliga brunnar. Detta har dock inte studerats inom projektet eller detta examensarbete.

## Resultat av modellerad kväveförorenings-spridning

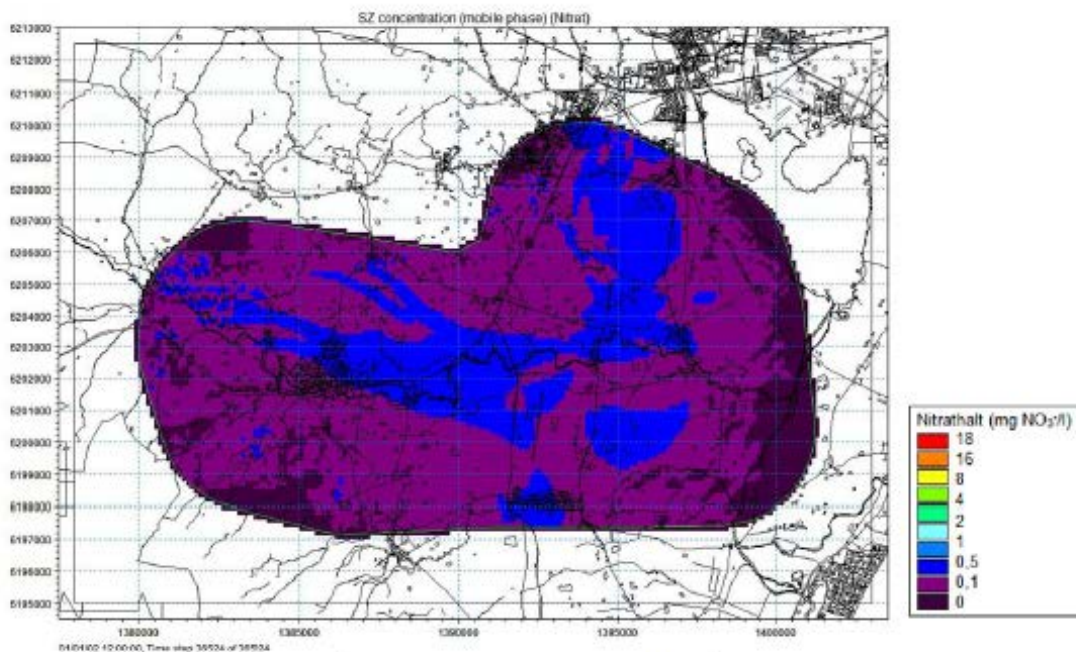
Resultatet av modellberäkningarna redovisas i form av bilder (figur 16) som illustrerar nitratkoncentrationen efter 100 års modellkörning i sandstenen (beräkningslager 4). Ursprungskoncentration i detta lager har satts till 0 mg NO<sub>3</sub>/l. Resultaten redovisas både för referenskörningen samt med samtliga uttag verksamma (figur 16).

Dessutom har det studerats hur nitratkoncentration varierar i sandstenen varje halvår från start av modellkörningen till stopp (100 år).

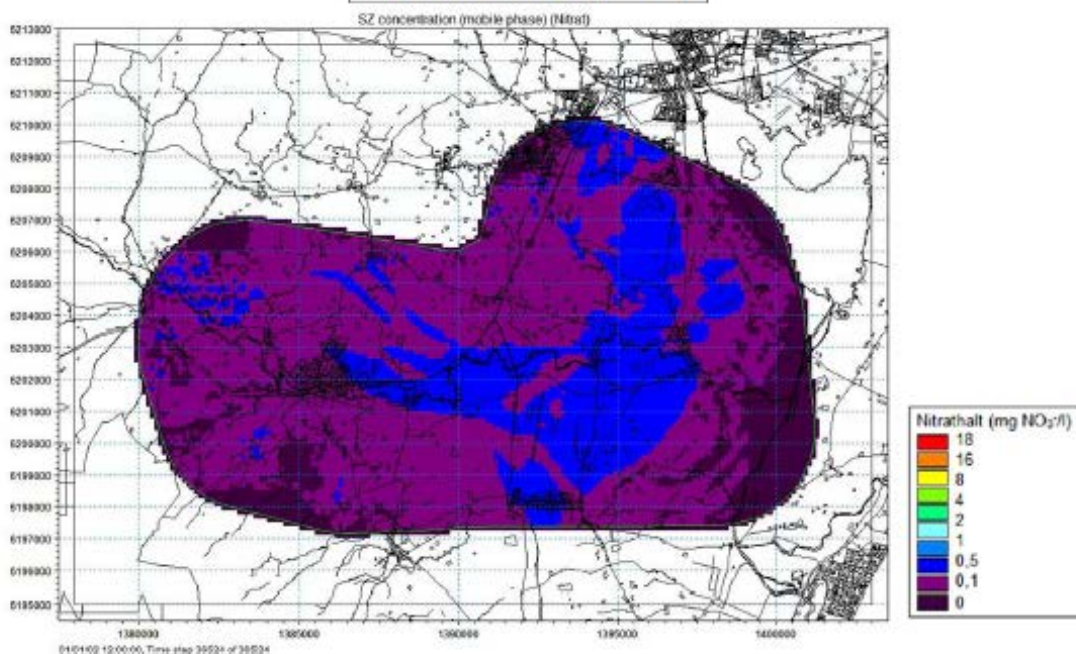


**Nitrathalter i grundvattnet – Sandsten (lager 4)**  
 Modelleringsresultat, vattenkvalitet efter 100 års grundvattenuttag.

Sandsten - Referens



Sandsten – Samtliga uttag



**Figur 16.**

Modelleringsresultat från MIKE SHE-modellering av kvävekoncentration i sandstensakvifären efter 100 års grundvattenuttag med referenskörning (befintliga vattendomar och industriuttag) respektive samtliga uttag (Köpinge - Vrams vattenförenings uttag, befintliga vattendomar och industriuttag).

Resultaten av modelleringen visar generellt på låga nitrathalter (0-0,5 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l) samt att föroreningskoncentrationen efter 100 år är störst i östra delen av området. Skillnaden i nitrathalt mellan referenskörningen samt körningen med samtliga uttag är även denna liten. Det går dock att se en något högre nitratkoncentration i nordöst.

När nitratspridningen studeras varje halvår från start till stopp av modellkörningen syns tydlig att föroreningen först transporteras neråt i västra delen av området för att sedan spridas horisontellt mot öster. Detta mönster stämmer väl överens med den generella uppfattningen om grundvattnets rörelse i området. Det har både inom detta examensarbete och i andra undersökningar (Kristianstads kommun, 2000 och Gustafsson et al., 1988) konstaterats att västra delen av området är inströmningsområde och att grundvattnets horisontella rörelse sker från inströmningsområdena i slättens randområden i väster mot utströmningsområdena vid de större sjöarna, Helge å och kusten.

Det är dock viktigt att notera att modellen inte tar hänsyn till tillförsel och nerbrytning av kväveföreningar. Med tanke på att modelleringen visar på liten transport och låga halter av nitrat medan verkliga prover visar att nitrathalten är avsevärt mycket högre bedöms dessa två faktorer ha stor betydelse för spridning och koncentration av nitrat. Detta kan även tolkas som en indikation på att kvävetillförseln är mer betydande för nitratföroreningssituationen i området än vilka grundvattenuttag som görs.

# Slutsatser och diskussion

Den grundvattenkemiska utvärderingen av såväl aktuella nitrathalter som utvecklingen de senaste 40 åren visar att förhöjda nitrathalter förekommer i både grävda och borrhållningar inom undersökningsområdet. Denna slutsats styrks även av vad som tidigare beskrivits i litteratur (Gustafsson et al., 1979; Gustafsson et al., 1988; Naturvårdsverket, 2002). På många platser är halterna så höga att de kan påverka människors hälsa negativt. Nitrathalten är således ett hot mot dricksvattenförsörjningen inom området. Anledningen till den allvarliga föroreningsituationen är sannolikt en kombination av att flertalet av de parametrar som styr belastning, transport och retention av kväve är sådana att grundvattnet inom undersökningsområdet är extra sårbart för förorening. Framförallt är det lätta jordar med låg lerhalt i kombination med intensivt jordbruk, med mycket odling av grödor med litet rotdjup (potatis och betor) och omfattande djurhållning, som gett upphov till problemet. Även om nitralthalterna är anmärkningsvärt höga i många brunnar visar detta arbete också att i så gott som samtliga områden har halterna minskat eller varit konstanta sedan 1970-talet. Detta kan ses som ett tecken på att utvecklingen går åt rätt håll.

Även om föroreningsproblemet är stort så är den stora spridningen i mätningarna av nitrathalt ett tecken på att det troligen handlar om flera lokala föroreningar och inte om att hela akvifären är förorenad. Den stora spridningen i mätdata mellan mätningar vid olika tid men i samma brunn tyder också på att även om en brunn idag producerar ett otjänligt vatten kan detta, förutsatt att kvävebelastningen minskar, relativt snabbt ändras som en följd av utspädning och denitrifikation av kvävet.

Att kväveföroreningar bryts ner i djupa akvifärer har också påvisats i flertalet studier (Ottley et al., 1997; Rivett et al., 2008; m.fl.) och det finns inget i undersökningen som indikerar att området på Kristianstadsslätten skulle utgöra ett undantag från detta.

Snarare indikerar såväl järnhalt, pH, temperatur som akvifärstyp att förutsättningarna för denitrifikation i de djupa akvifärerna är goda. Med utgångspunkt i detta finns det anledning att tro att förutsättningarna för självrening av vattnet är goda, förutsatt att kvävebelastningen på grundvattnet minskas kraftigt. Den viktigaste åtgärden för att minska kvävebelastningen är att optimera gödslingen eftersom denna är största källan till nitrat i grundvattnet.

Även resultaten från modelleringen visar att antalet och storleken på de grundvattenuttag som görs har liten påverkan på koncentration och spridning av nitrat. Mer betydande för kvävehalten är troligen kvävebelastning och retention. Detta kan även det ses som ett skäl att fokusera på kvävebelastningen i arbetet med att skydda grundvattenresursen mot förorening.

Uppgifterna från hushållningssällskapet visar emellertid att kvävegivan ökat sedan 1980. Detta innebär att den neråtgående trenden för nitrat i grundvattnet inte kan förklaras av mindre kvävegivor från jordbruket. Några av de lantbrukare som ingår i Swecos projekt har dock vid diskussioner uppgivit att man har en mer behovsanpassad gödsling samt gör större skördeuttag idag än på 1980-talet. Det har inom detta arbete inte varit möjligt att studera huruvida detta stämmer. Dock är det fullt möjligt att de förändringar av metoderna för när och hur gödningen sprids, hur marken brukas med avseende på val av gröda, användning av fång- och vintergrödor och när marken plöjs, har påverkat kväveläckaget. Samtliga dessa faktorer har nämligen i tidigare undersökningar konstaterats ha påverkan på kväveläckage. Således bör det finnas potential för att ytterligare minska kvävebelastningen, utan att negativt påverka skördeuttag och avkastning, genom att effektivisera metoderna för gödsling.

I undersökningen har det inte gått att observera några stora skillnader i nitrathalt, varken i jord- eller bergbrunnar eller mellan de olika områdena, detta trots att området i öster är ett utströmningsområde. Ur hydrogeologisk synvinkel skall förorening av en djup akvifär i princip vara omöjlig i utströmningsområden eftersom det där inte sker någon nedåtriktad transport av vatten (Gustafson, 1983). En tänkbar förklaring är att föroreningen transporterats med grundvattnets horisontella rörelse från ett annat område. Detta resonemang stärks också av modelleringsresultaten som visar exakt på detta mönster. Vid provtagning borde dock en gradient mot lägre halt i utströmningsområdena ha observerats, detta till följd av utspädningseffekter samt kemisk- och biologiska nerbrytning av kväveföreningarna. Någon sådan gradient syns dock inte i de provtagningsresultat som utvärderats. En annan tänkbar förklaring till att föroreningar förekommer i utströmningsområden är att den avsänkning av grundvattnet som sker vid stora grundvattenuttag lokalt ändrat eller ökat läckaget till de djupa akvifärerna och därmed lett till en nedåtriktad transport av det kväve som finns i jordlagren. Det finns dock inget i modelleringsresultaten som stärker ett sådant resonemang. Man kan även tänka sig att föroreningen beror på att den provtagna brunnen har en sådan konstruktion att den tar vatten ur flera akvifärer, att den kortslutit olika akvifärer eller att det läcker ner ytvatten i brunnen. Detta är något som borde undersökas vidare samt tas i beaktning vid nyanläggning av brunnar i området.

I diskussionen om vilka slutsatser som går att dra från denna undersökning är det dock viktigt att vara medveten om att osäkerheterna i utvärderingen är många. Framst beror detta på att det saknas information om hur de olika vattenproverna behandlats samt att prover av olika typ och olika provtagningsförfaranden finns blandade i samma dataunderlag. Detta har gjort det omöjligt att ta hänsyn till att prover till exempel tagits vid olika tid på året, analyserats av olika labb och analyserats med olika analysmetoder. Det är även möjligt att föroreningshalten i framförallt glaukonitsandsakvifären har överskattats, detta på grund av att det i dataunderlaget inte gått att utläsa från vilken akvifär borrhålet tar vatten. Ur hydrogeologisk synvinkel finns det nämligen anledning att anta att den övre delen av kalkberget är mer utsatt för föroreningsbelastning än den djupare glaukonitsandsakvifären eftersom kalkberget har bättre kontakt med jordlagren samt att tiden det tar för vattnet att transporteras dit är kortare.

Som tidigare konstaterats så finns det brunnar inom området med så höga nitrit- och nitrathalter att de skulle kunna ge upphov till hälsoeffekter. Faktum är att i några av brunnarna är nitrathalten högre än vad som dokumenterats i samband med sjukhusvård av patienter med methemoglobinemi (Fan & Steinberg, 1996). Det scenario som främst kan kopplas till risk för methemoglobinemi är om små barn intar stora mängder nitratförorenat vatten, till exempel genom att de matas med mjölkersättning tillredd på vatten från en förorenad brunn. Eftersom många hushåll inom området har enskilda brunnar för dricksvattenförsörjning är det därför av vikt att informera om problemet samt att även i fortsättningen erbjuda familjer som nyligen fått barn vattenanalyser som bland annat omfattar de vanligt förekommande kväveföreningarna.

# Referenser

Bardgett, R. D., 2005. *The biology of soil, a community and ecosystem approach*. Oxford University press, Oxford.

Biosfärområde Kristianstads vattenrike, 2005. *Markanvändning och vegetation, biosfärområde Kristianstads vattenrike, Norra delen*. PDF ([www.vattenriket.kristianstad.se/mab/ansokan/pdf/bilaga3a\\_markanvkarta\\_nord\\_tillA4.pdf](http://www.vattenriket.kristianstad.se/mab/ansokan/pdf/bilaga3a_markanvkarta_nord_tillA4.pdf)). Kristianstads kommun.

Brönmark, C., Hansson, L-A., 2005. *The biology of lakes and ponds*. Oxford University press, Oxford.

Claesson, S., Steineck, S., 1991. *Växtnäring hushållning – miljö*. VäxtEko 41. SLU Info/Redaktion.

DHI, VBB VIAK, 1998. *Dokumentation av MIKE SHE-modellen för Kristianstadsslätten*. C4 Kristianstads kommun, Kristianstad.

DHI, 2005. *Dokumentation av uppdateringar av MIKE SHE-modellen för Kristianstadsslätten*. C4 Kristianstads kommun, Kristianstad.

Direktiv 91/676/EEG. *Rådets direktiv 91/676/EEG av den 12 december 1991 om skydd mot att vatten förorenas av nitrater från jordbruket*. EUR-Lex, SV.

Direktiv 98/83/EG. *Rådets direktiv 98/83/EG av den 3 november 1998 om kvaliteten på dricksvatten*. EUR-Lex, SV.

Direktiv 2000/60/EG. *Europaparlamentets och Rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område*. EUR-Lex, SV.

Fan, A. M., Steinberg, V. E., 1996. *Health implications of nitrate and nitrite in drinking water: An update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity*. Regulatory toxicology and pharmacology 23, 35-43. Academic Press, Elsevier, Amsterdam.

Fetter, C. W., 2001. *Applied hydrogeology*. Pearson education, New Jersey.

Gustafson, A., 1983. *Leaching of nitrate from arable land into groundwater in Sweden*. Environmental Geology 5/2, 65-71. Springer-verlag, New York.

Gustafsson, O., Andersson, J-E., De Geer, J., 1979. *Sammanställning av hydrogeologiska data från Kristianstadsslätten*. SGU Rapporter och meddelanden 12. SGU, Uppsala.

Gustafsson, O., Jonasson, S. A., Magnusson, E., Andersson, C., 1988. *Grundvattenundersökningar på Kristianstadsslätten 1976-1987*. SGU Rapporter och meddelanden 52. SGU, Uppsala.

Hiscock, K. M., Lloyd, J. W., Lerner, D. N., 1991. *Review of natural and artificial denitrification of groundwater*. Water Research 9, 1099-1111. Pergamon Press, Oxford.

Kornfält, K-A., Bergström, J., Carsrud, L., Henkel, H., Sundquist, B., 1978. *Beskrivning till berggrundskartan och flygmagnetiska kartan Kristianstad SO*. Af 121. SGU, Stockholm.

Kristianstads kommun, 2000. *Kristianstads vattenförsörjning. Förutsättningar, Möjligheter, Konsekvenser*. C4 Teknik, Kristianstads kommun, Kristianstad.

- Kristianstads kommun, 2007. *Lokala miljömål för Kristianstads kommun*. PDF ([www.kristianstad.se/sv/Kristianstads-kommun/Miljo-klimat/Kommunens-miljoarbete/Lokala-miljomal-for-Kristianstads-kommun/](http://www.kristianstad.se/sv/Kristianstads-kommun/Miljo-klimat/Kommunens-miljoarbete/Lokala-miljomal-for-Kristianstads-kommun/)). Kristianstads kommun, 2008.
- Lind, A-M., Eiland, F., 1989. *Microbiological characterization and nitrate reduction in subsurface soils*. Biology and fertility of soils 8, 197-203. Springer-verlag, New York.
- Länsstyrelsen i Skåne län, 2009. *Skånes miljömål, 2:a utgåvan*. Länsstyrelsen i Skåne län, Malmö.
- Miljömålsrådet, 2009. *Miljömålen – I halvtid. De Facto 2009*. Naturvårdsverket, Bromma.
- Naturvårdsverket, 2002. *Miljö kvalitetsnorm för nitrat i grundvatten*. Naturvårdsverkets rapport 5180. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Ottley, C. J., Davison, W., Edmunds, W. M., 1997. *Chemical catalysis of nitrate by iron (II)*. Geochimica et Cosmochimica Acta. 61/9, 1819-1828. Elsevier, Amsterdam
- Raab, B., Vedin, H., 1995. *Sveriges Nationalatlas – Klimat, sjöar och vattendrag*. Bra böcker, Höganäs.
- Ringberg, B., 1991. *Beskrivning till jordartskartan Kristianstad SO*. Ae 88. SGU, Uppsala.
- Rivett, M. O., Buss, S. R., Morgan, P., Smith, J. W. N., Bemment, C. D., 2008. *Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes*. Water Research 42, 4215-4232. Elsevier, Amsterdam.
- Robertson, G. P., Groffman, P. M., 2007. *Nitrogen transformations*. In Eldor, P. A. (ed.): *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*. Elsevier, Amsterdam.
- Singh, B., Sekhon, G. S., 1978. *Nitrate pollution of groundwater from farm use of nitrogen fertilizers – A review*. Agriculture and Environment 4, 207-225. Elsevier, Amsterdam
- SGU-FS 2008:2. *Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om statusklassificering och miljö kvalitetsnormer för grundvatten*. Sveriges Geologiska Undersöknings författningssamling. Sveriges Geologiska Undersökning.
- SLVFS 2001:30. *Livsmedelverkets föreskrifter om dricksvatten*. Livsmedelsverkets författningssamling. Livsmedelsverket.
- SOSFS 2003:17. *Försiktighetsmätt för dricksvatten*. Socialstyrelsens författningssamling. Socialstyrelsen.
- Sweco, 2011 (1). *Modellbeskrivning – Bilaga D.21 - Underlag för tillståndsansökan enligt 11 kap. miljöbalken för bortledande av grundvatten till bevattning vid Skättilljunga, Tollarp, Gringelstad, Gärds köpinge, Kristianstads kommun*. Sweco Environment AB, Malmö.
- Sweco, 2011 (2). *Miljökonsekvensbeskrivning – Underlag för tillståndsansökan enligt 11 kap. miljöbalken för bortledande av grundvatten till bevattning vid Skättilljunga, Tollarp, Gringelstad, Gärds köpinge, Kristianstads kommun*. Sweco Environment AB, Malmö.
- Westberg, L., 1996. *Jordbruket och kvävet*. VäxtEko 7. SLU Info/Redaktion.
- WHO, 2007. *Nitrate and nitrite in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. WHO, Genève.
- [www.miljomal.nu](http://www.miljomal.nu) (1). *Om miljömålen*. Om miljömålen. Miljömålsrådet, 2010.
- [www.miljomal.nu](http://www.miljomal.nu) (2). *Vem gör vad?*. Vem gör vad. Miljömålsrådet, 2009.
- [www.miljomal.nu](http://www.miljomal.nu) (3). *Fördjupning – Nedfall av kväve*. Alla indikatorer – Nedfall av kväve – Fördjupning. Miljömålsrådet, 2009.

www.naturvardsverket.se (1). *Kväve i grundvatten*. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Grundvatten – Kväve. Naturvårdsverket, 2009.

www.naturvardsverket.se (2). *Nitrat i grundvatten*. Officiell statistik – Statistik efter ämne Miljö tillståndet i sötvatten – Nitrat i grundvatten. Naturvårdsverket, 2009.

www.naturvardsverket.se (3). *Fördelning mellan tillståndsklasser*. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Grundvatten – Redoxförhållanden – Fördelning mellan tillståndsklasser. Naturvårdsverket, 2009.

www.naturvardsverket.se (4). *Övergödande ämnen*. Tillståndet i miljön – Utsläppsdata – Utsläpp av vattenförorening – Övergödande ämnen. Naturvårdsverket, 2009.

www.sgu.se. *Vattendirektivet – EUs gemensamma strategi för vatten*. Geologi i samhället – Grundvatten – EUs ramdirektiv för vatten. Sveriges Geologiska Undersökning.

www.smhi.se. *Normalvärden för nederbörd för 1961-1990*. Klimatdata – Meteorologi - Temperatur - Dataserier med normalvärden för perioden 1961-1990. SMHI, 2009.

www.vattenmyndigheterna.se. *Hur fungerar vattenförvaltningen*. Vattenmyndigheterna – Om vatten vattenförvaltning. Vattenmyndigheterna, 2009.

Åmark, M., 1984. *The deglaciation of the eastern part of Skåne, southern Sweden. A study of till and stratified drift*. Lundqua Thesis 15. Lund University, Department of Quaternary Geology. Lund.







LUNDS UNIVERSITET

Miljövetenskaplig utbildning  
Centrum för klimat- och miljöforskning  
Ekologihuset  
22362 Lund