



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 22001

Examensarbete 30 hp
Februari 2022

Risker och åtgärder för saltvatten- inträngning i dricksvattenbrunnar i ett nutids- och framtidsperspektiv

Alicia Bizet

REFERAT

Risker och åtgärder för saltvatteninträngning i dricksvattenbrunnar i ett nutids- och framtidsperspektiv

Alicia Bizet

Drygt en miljon invånare i Sverige är beroende av enskild dricksvattenförsörjning från grundvatten. För låga grundvattennivåer i grundvattenmagasin, kan bland annat leda till saltvatteninträngning i dricksvattenbrunnar. Syftet med studien var att fastställa om topografi, avstånd till hav, brunnsdjup, jorddjup och jordart är kopplat till kloridhalter i dricksvatten, att undersöka om och vad det finns för risker för saltvatteninträngning i ett framtida förändrat klimat, av klimatförändringar, samt om det finns några åtgärder mot saltvatteninträngning.

Korrelationstestet Kendall's τ användes för att undersöka om det fanns en signifikant korrelation mellan kloridhalter och topografi, avstånd till hav, brunnsdjup och jorddjup och Wilcoxon rank sum test användes för att undersöka om det fanns någon signifikant skillnad mellan de olika jordarterna. I denna studie fastställdes negativ korrelation mellan kloridhalter och avstånd till hav ($p=0,000341$), samt kloridhalter och topografi ($p=0,0124$). Studien visade på att det inte fanns någon signifikant korrelation mellan kloridhalter och resterande parametrar, vilket tidigare forskning dock indikerar. Vad gäller brunnsdjup, fanns en signifikant korrelation mellan topografi och brunnsdjup, vilket kan tyda på att brunnar generellt är borrhade grundare i låglänta områden. Gällande jorddjupet kopplat till kloridhalter, antogs det vara för tunt (cirka en meter) för att kunna se något tydligt resultat av korrelationstestet, då ett för tunt jordlager inte påverkar grundvattenbildningen i tillräckligt stor utsträckning. Detta bidrog även till att det inte fanns någon signifikant skillnad mellan jordarterna.

För den andra delen av studien utformades en modell i Matlab, för att undersöka om och hur klimatförändringar kommer påverka grundvattennivåförändring och därmed även saltvatteninträngning. Referensperioden var 2004-2020 och framtidsscenarioerna var RCP4.5 och RCP8.5, vilka delades upp i två olika perioder: 2021-2060 och 2061-2099. Modellen visade på att grundvattennivåer blir lägre i ett framtida påverkat klimat, vilket kan tyda på att det är en större risk för saltvatteninträngning. Dock fanns det många osäkerheter och modellen skulle kunna göras mer nyanserad.

För den tredje delen av studien gjordes en litteraturstudie där sju olika åtgärder undersöktes: kontrollering av grundvattenuttag, vattensnåla åtgärder i hemmet, att borra grundare brunnar i riskområden, anslutning till kommunalt vatten, omvänd osmos, ADR (abstraction, desalination, recharge) och SWT (subsurface water technologies). Dessa jämfördes därefter mot varandra genom att ställa upp för- och nackdelar för alla åtgärder. Överlag är förebyggande åtgärder att föredra, dock tycks SWT eller ADR vara bättre än omvänd osmos för redan kontaminerat vatten.

Nyckelord: Grundvatten, saltvatteninträngning, topografi, brunnsdjup, hav, jorddjup, jordart, åtgärder, klimatpåverkan, framtidsmodellering.

Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala Universitet Geocentrum, Villavägen 16, SE-752 36, Uppsala, ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Risks and preventive measures of saltwater intrusion in drinking water wells in a present and future perspective

Alicia Bizet

Just over one million inhabitants in Sweden are dependent on individual drinking water supply from groundwater. When the groundwater levels are too low in a groundwater reservoir, it can lead to saltwater intrusion in drinking water wells. The purpose of this study was to establish whether topography, distance to sea, well depth, soil depth and type of soil correlated with chloride in drinking water, to investigate whether there is a risk for saltwater intrusion in a future changed climate, due to climate change, and to investigate if there are any measures to minimize saltwater intrusion.

Kendall's τ was used to investigate if there were any significant correlations between chloride and topography, distance to sea, well depth and soil depth. Wilcoxon rank sum test was used to investigate if there was a significant difference between the soil types. In this study the results only showed a significant correlation between chloride and distance to sea ($p=0,000341$) and between chloride and topography ($p=0,0124$). There was no significant correlation between chloride and the rest of the parameters. However, earlier research has shown that there is a correlation between chloride and all previous mentioned parameters. There was a significant correlation between topography and well depth, which can imply that the wells are drilled shallower in lowland areas. Regarding the soil depth connected to chloride, it is assumed that the soil depth is too thin (about one meter) to see any clear results, since a shallow soil depth won't affect the groundwater recharge enough. This could also contribute to no significant difference between chloride and soil types.

For the second part of the study a model was built in Matlab, to investigate if and how climate change will affect changes in groundwater levels and therefore if it will influence saltwater intrusion. The reference period was 2004-2020 and the future scenarios were RCP4.5 and RCP8.5, which were divided into two periods: 2021-2060 and 2061-2099. The model showed lower groundwater levels in the future, which can imply there is a greater risk of saltwater intrusion. Although there are multiple limitations and the model could be made more nuanced.

For the third part of this study, a literature study was made, where seven different measures were investigated: to control groundwater abstraction, to install water-efficient techniques in households, to drill shallower wells in risk areas, reversed osmosis, ADR (abstraction, desalination, recharge) and SWT (subsurface water technologies). These were compared to each other, where advantages and disadvantages were balanced against each other. Overall, preventative measures are preferable, although SWT and ADR are better than reversed osmosis for already contaminated water.

Keywords: Groundwater, saltwater intrusion, topography, well depth, sea, soil depth, soil type, measures, climate effect, future modelling.

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Science, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36, Uppsala, ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 HP inom civilingenjörsprogrammet inom miljö- och vattenteknik, vid Uppsala Universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet. Det har utförts vid WSP i Uppsala med handledning av Anna Bergentz och ämnesgranskare Roger Herbert, Institutionen för Geovetenskaper vid Uppsala Universitet.

Jag vill först och främst tacka min handledare Anna Bergentz för stöd, handledning och engagemang genom detta examensarbete. Jag vill även rikta ett stort tack till WSP för ett fantastiskt mottagande. Jag har känt mig väldigt välkommen och omhändertagen. Tack till Norrtälje kommun för kloriddata. Tack till SMHI för klimatdata och tack till Lantmäteriet för bakgrundskartor. Tack till Emil Friberg på WSP för hjälp med framtidsmodellering. Tack till Maria Andersson Bianchi på WSP för korrekturläsning och tack till Patrik Lissel på WSP för hjälp med analysering av data. Tack till Lars-Ove Lång för att jag fick använda Figur 1 och 3. Jag vill även tacka min ämnesgranskare Roger Herbert för all hjälp och alla snabba svar genom hela arbetet.

Sist men inte minst vill jag tacka mina fantastiska vänner och familj för all stöttning genom hela min utbildning. Tack till alla jag har studerat med som har gjort alla jobbiga pluggtimmar ett fint minne och tack för alla tentapizzor på Geocentrum.

Alicia Bizet

Uppsala, 2022.

Copyright © Alicia Bizet och Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet. UPTEC W 22001 ISSN 1401-5765.

Publicerad digitalt hos Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2022.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Drygt en miljon invånare i Sverige är beroende av enskild dricksvattenförsörjning från grundvattnen. Vid torka eller ett överuttag av vatten kan det leda till att grundvattennivåerna sjunker. Detta kan bland annat bidra till saltvatteninträngning. Det innebär att det antingen rinner in saltvatten från havet via sprickor i berget eller att det kommer upp saltvatten från relikvatten. Relikt vatten är saltvatten som finns kvar djupt i berget från när inlandsisen smälte, i områden som ligger under den så kallade marina gränsen, vilket är det område som har varit täckt av saltvatten. Ett område med mycket problem med saltvatteninträngning och låga grundvattennivåer är Norrtälje kommun och därför används två områden i Norrtälje för denna studie.

Först och främst undersöktes om saltvatteninträngning kan påverkas av följande parametrar: avstånd till havet, hur högt över havet brunnen är (topografi), hur djupt brunnen är borrar, hur djupa jordlager det är och typ av jordarter. Ett korrelationstest (Kendall's τ) användes för att fastställa om det finns en signifikant korrelation, där ett p-värde beräknades och om p var mindre än 0,05 så var det signifikant. Värden för uppmätta kloridhalter i Norrtäljes brunnar testades mot de tidigare nämnda parametrarna och resultatet visade endast på en korrelation mellan kloridhalter och avstånd till hav (p=0,000341), samt mellan kloridhalter och topografi (p=0,0124). Det fanns ingen signifikant korrelation för resterande parametrar. Enligt tidigare forskning finns det en korrelation mellan saltvatteninträngning och alla dessa parametrar. Mellan brunnsdjup och topografi finns det dock en korrelation, vilket kan betyda att det är känt i området att det är fördelaktigt att borra grundare brunnar i låglänta områden och därför fås ingen signifikant korrelation mellan brunnar och kloridhalter i detta fall. En anledning till att jorddjupet inte korrelerar med kloridhalter skulle kunna vara att det är mestadels berg i området och att jorddjupen är väldigt tunna (cirka en meter). Detta tyder på att jordarterna inte har tillräckligt stor påverkan i detta område.

Det andra momentet som undersöktes i denna studie var om det finns några större risker för saltvatteninträngning i ett framtida klimat som är påverkat av klimatförändringar. Framtidsscenarioerna RCP4.5 och RCP8.5 användes, vilka innehåller flera olika kriterier där bland annat koldioxidutsläpp över tid utvecklas på olika sätt. RCP8.5 är det "värsta" scenariot (att koldioxidutsläppen fortsätter öka till år 2099) och RCP4.5 är det "snällaste" scenariot (där koldioxidutsläppen ökar till år 2040). Dessa delades upp i två perioder, 2021-2060 och 2061-2099, och jämfördes sedan med referensperioden 2004-2020. En modell byggdes upp i programmet Matlab för att undersöka hur ett framtida förändrat klimat kan påverka grundvattennivåer och i sin tur saltvatteninträngning, eftersom låga grundvattennivåer ökar risken för saltvatteninträngning. Modellen visade på lägre grundvattennivåer i framtiden, vilket kan tyda på ökad risk för saltvatteninträngning. Dock finns det många osäkerheter och modellen skulle kunna utvecklas mycket genom att ta hänsyn till fler olika parametrar, exempelvis att det kommer användas mer vatten i ett torrare klimat.

Den sista delen i denna studie var att undersöka om det finns några åtgärder mot saltvatteninträngning. Det gjordes en litteraturstudie och sju olika åtgärder valdes att undersöka närmare: kontrollering av grundvattenuttag, vattensnåla åtgärder i hemmet, att borra grundare brunnar i riskområden,

att ansluta hushåll till kommunalt vatten, att rena vattnet genom omvänd osmos och olika kombinerade lösningar med omvänd osmos och att fylla på grundvatten (abstraction, desalination, recharge: ADR och subsurface water technologies: SWT). Dessa jämfördes därefter med varandra genom att ställa upp för- och nackdelar för alla åtgärder. Överlag är det svårt att avgöra vilken åtgärd som är mest optimal på grund av lokala skillnader. De kombinerade lösningarna ADR och SWT tycks dock vara bättre än omvänd osmos för redan salt grundvatten om flera hushåll delar på samma grundvatten, eftersom det inte påverkar grannarnas brunnar i lika stor utsträckning. Det mest fördelaktiga är annars förebyggande åtgärder.

Innehåll

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE	2
1.2	FRÅGESTÄLLNINGAR	2
2	BAKGRUND	2
2.1	GRUNDVATTENBILDNING OCH GRUNDVATTENTILLGÅNG	2
2.2	JORDENS PÅVERKAN PÅ GRUNDVATTENBILDNING	3
2.3	HYDROLOGISKA MODELLER	4
2.3.1	S-HYPE	4
2.3.2	Fyllnadsgrader och grundvattennivåer	5
2.4	SALTVATTENINTRÄNGNING	5
2.5	TILLSTÅNDSKLASSNING OCH GRÄNSER FÖR SALTPÅVERKAT VATTEN	7
2.6	KLIMATFÖRÄNDRINGAR KOPPLAT TILL SALTVATTENINTRÄNGNING	8
2.6.1	Klimatförändringars påverkan på grundvattennivåer	8
2.6.2	Klimatförändringar kopplat till saltvatteninträngning	9
2.6.3	Framtidsmodellering	9
2.7	ÅTGÄRDER	9
2.7.1	Förebyggande åtgärder	10
2.7.2	Åtgärder när vattnet redan har blivit kontaminerat	11
3	OMRÅDESBESKRIVNING	12
4	METOD	13
4.1	LITTERATURSTUDIE	14
4.2	KLORIDDATA KOPPLAT TILL OLIKA PARAMETRAR	14
4.2.1	GIS-analyser	14
4.2.2	Statistiska tester	15
4.3	FRAMTIDSSCENARIER	15
4.3.1	Framtidsscenariodata	16
4.3.2	Historisk data	16
4.3.3	Referensperiod	16
4.3.4	Beräkning av grundvattenmagasinet	17
4.3.5	Beräkning av evapotranspiration	17
4.3.6	Beräkning av fyllnadsgrader och grundvattennivåer	18
5	RESULTAT	19
5.1	KLORIDHALTER KOPPLAT TILL OLIKA PARAMETRAR	19
5.2	SALTVATTENINTRÄNGNING KOPPLAT TILL KLIMATFÖRÄNDRINGAR	22

6	DISKUSSION	23
6.1	KLORIDHALTER KOPPLAT TILL OLIKA PARAMETRAR	23
6.2	SALTVATTENINTRÄNGNING KOPPLAT TILL KLIMATFÖRÄNDRINGAR . .	26
6.3	ÅTGÄRDER	27
7	SLUTSATSER	31
8	REFERENSER	32
A	APPENDIX	A1
A.1	KLORIDHALTER MED AVVIKANDE VÄRDEN	A1
A.2	KORRIGERING AV NEDERBÖRD	A1
A.3	KORRELATIONSTESTER	A2
A.4	LINJÄRA ANPASSNINGAR MED KLORIDHALTER	A3
A.5	JORDARTER	A6
A.6	FYLLNADSGRAD SGU	A8

1 INLEDNING

Globalt saknar ungefär 1,2 miljarder människor tillgång till rent dricksvatten (SGU 2020a). En procent av världens vatten är tillgängligt sötvatten, som finns i form av sjöar, vattendrag och grundvatten, där ungefär en tredjedel av världens befolkning får sitt dricksvatten från grundvatten (Sydvatten 2021).

Drygt en miljon invånare i Sverige är beroende av enskild dricksvattenförsörjning från grundvatten (SGU 2020b), vilket enligt Europeiska unionens (EU) dricksvattendirektiv innebär vattenuttag under 10 kubikmeter per dygn i snitt eller som används av mindre än 50 personer (EU 2020). Nästan allt grundvatten för enskild dricksvattenförsörjning kommer från små grundvattenmagasin¹ i Sverige. Tillgången till vatten i små magasin är ofta mer begränsande än i stora magasin, då det inte går att lagra lika mycket vatten i små magasin jämfört med stora. Detta gör små magasin känsligare för förändringar i den hydrologiska cykeln (SGU 2020b).

I områden med grundvattenuttag som överstiger tillgång på grundvatten, kan grundvattennivåerna sjunka, vilket kan leda till att saltvatten tränger in i de djupare delarna av brunnar (Lång m. fl. 2006). Sötvatten ligger som ett skikt över saltvatten, eftersom sötvatten har lägre densitet än saltvatten. Om det sker ett överuttag av sötvatten förflyttas gränsen mellan söt- och saltvatten närmare uttagspunkten, vilket definieras som saltvatteninträngning (Johannesson 1987). Saltvatten kan komma från omkringliggande hav i kustnära områden (recent vatten). Det sker en inducerad infiltration där avsänkning av grundvattenytan leder till ett flöde från havet istället för till havet (Boman & Hanson 2004). Det kan även komma saltvatten från sprickor i berggrunden i inlandsområden. Detta är bräckt vatten eller saltvatten som täckte delar av Sverige under den senaste tiden när inlandsisen smälte och kallas för relikvatten. De delar av Sverige med relikvatten ligger under den marina gränsen (Lång m. fl. 2006).

Anledningarna till att förhöjda salthalter i dricksvatten inte är önskvärdt är flera. Dels kan höga salthalter skynda på korrosionsangrepp, vilket kan kontaminera vattnet med tungmetaller. Dessutom kan det ske smakförändringar (SGU 2013). Förhöjda salthalter i dricksvatten ökar även intaget av salt, vilket kan medföra vissa hälsorisker, som högt blodtryck vilket är kopplat till hjärt- och kärlsjukdomar (Livsmedelsverket 2006).

Saltvatteninträngning kan vara kopplat till olika parametrar som vattenuttag i förhållande till vattentillgång (Boman & Hanson 2004), jordarter och jorddjup (Boman & Hanson 2004), topografi (Nosetto m. fl. 2013; Utset m. fl. 1998; Utset & Borroto 2001), brunnsdjup (Boman & Hanson 2004) och avstånd till hav (Boman & Hanson 2004; Holmstedt 2008). Även förändringar i klimatet kan ha en påverkan på saltvatteninträngning, då de pågående klimatförändringarna påverkar den hydrologiska cykeln (Eveborn m. fl. 2017).

¹Avgränsad del av marken där det går att utvinna grundvatten (SGU 2020b)

En kommun som ligger under den marina gränsen och med stor andel enskild dricksvattenförsörjning är Norrtälje kommun (Pettersson & Hammarberg 2019). Det är ett utbrett problem med förhöjda kloridhalter i grundvattnet i hela kommunen (Boman & Hanson 2004). Saltvatteninträngning i Norrtälje kommun kommer därmed att undersökas närmare i denna studie.

1.1 SYFTE

Syftet med studien är att fastställa om olika faktorer påverkar risken för saltvatteninträngning i brunnar, med Norrtälje kommun som utgångspunkt. Syftet med studien är även att undersöka om saltvatteninträngning kan bli ett problem i ett framtida skede med avseende på förändrad nederbörd och temperatur, på grund av klimatförändringar. Det kommer även undersökas vad det finns för åtgärder mot saltvatteninträngning i brunnar.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

- Vad finns det för samband mellan kloridhalt och topografi, avstånd till hav, jordart, jorddjup och brunnsdjup och hur kan detta kopplas till risken för saltvatteninträngning i ett kustnära område?
- Finns det ökade risker för grundvattennivåförändringar med förändrad nederbörd och temperatur i samband med klimatförändringar och hur kan detta kopplas till risken för saltvatteninträngning?
- Går det att åtgärda salta grundvattenbrunnar och vad finns det för potentiella lösningar för att minska risken för saltvatteninträngning?

2 BAKGRUND

2.1 GRUNDVATTENBILDNING OCH GRUNDVATTENTILLGÅNG

Grundvattenbildningen sker i det så kallade inströmningsområdet. Det är generellt områden i högläge. Vatten strömmar från markvattenzonen till grundvattenzonen. Grundvattenbildningen avgör hur mycket grundvatten som kan tas ut från ett magasin eller ett område, utan att det blir någon påverkan på grundvattennivån och vattenkvaliteten längre fram (Grip & Rodhe 2009).

Vatten tillförs till mark och vattendrag genom nederbörd (P). En del av nederbörden avdunstar genom evaporation (direkt avdunstning) och transpiration (avdunstning via växter), vilket tillsammans kallas för evapotranspiration (ET). Skillnaden mellan nederbörd och evapotranspiration ($P-ET$) brukar kallas för effektiv nederbörd. Nederbörd som inte avgår till evapotranspiration infiltreras i marken och bildar mark- och grundvatten. Grundvattnet kan sedan rinna vidare mot hav, sjöar och vattendrag, så kallad avrinning (R). Transporttiden för avrinningen kan variera mellan någon timme till flera år (Eveborn m. fl. 2017). Det som inte rinner vidare kan lagras i marken, i form av exempelvis markvatten eller snö. Den magasinerade mängden vatten förändras över tid

(ΔS), eftersom även nederbörden, avdunstningen och avrinningen förändras över tid. Hur alla delar hänger ihop kan även beskrivas av vattenbalansen i ekvation 1 (Eveborn m. fl. 2017).

$$P = ET + R + \Delta S \quad (1)$$

Mänsklig aktivitet har också en betydelse för vattenbalansen. Vatten kan bland annat tillföras vid infiltration och föras bort vid pumpning (Eveborn m. fl. 2017).

Förändringen i magasinerade mängden vatten (ΔS) är generellt försumbar över längre tidsperioder, dock om det undersöks hur magasineringen har förändrats över några dagar eller mellan enskilda år så förändras den mer och är därför inte försumbar längre (SMHI 2019a). ΔS beror av olika tillfälliga lagringar; interception, snötäcke, markvatten, ytvatten och grundvatten. Interception är en del av nederbörden som aldrig når marken, då den stannar upp på trädens blad och grenar. Snötäcket bidrar till en säsongsvariation och har en stor betydelse för Sveriges säsongsvariation. Markvatten är det vatten som finns i jorden ovanför grundvattenytan, där den översta delen är rotzonen, det vill säga där huvuddelen av vegetationens rötter finns. Ytvatten är det vatten som finns i sjöar, pölar och vattendrag. Grundvatten är underjordiskt vatten som finns i så kallade grundvattenmagasin (Grip & Rodhe 2009).

Grundvattenmagasinets storlek beror dels av porvolymens andel av den totala volymen i de lösa jordlagren, samt tjockleken av jordlagret (Grip & Rodhe 2009). Av allt grundvatten som bildas är det inte allt som finns tillgängligt. Mängden grundvatten är i vissa områden begränsat av magasinstorleken och inte av hur mycket som bildas. Små grundvattenmagasin töms snabbare än stora och är känsligare för torrperioder. Stora grundvattenmagasin, som rullstensåsar, påverkas inte lika mycket av torrperioder². Om torrperioderna är över flera år kan däremot grundvattenmängden påverkas i även stora grundvattenmagasin (Eveborn m. fl. 2017).

Mängden grundvatten som bildas är säsongsberoende. Det bildas nytt grundvatten under våren, när snön smälter, marken tinar och den biologiska aktiviteten är låg. Nybildning av grundvatten sker även på hösten när nederbörden är stor och växtupptaget lågt. Under sommaren sker det normalt inte någon nybildning av grundvatten eftersom det som regnar avdunstar av höga temperaturer eller tas upp av växterna. Däremot är uttagen vanligen större under sommaren, speciellt i de områden med hög andel fritidshus. Vanligtvis sker ingen nybildning av grundvatten under vintern heller, då det mesta av nederbörden är snö och tjälen kan göra att vatten inte kan tränga ner i jorden (Boman & Hanson 2004).

2.2 JORDENS PÅVERKAN PÅ GRUNDTVATTENBILDNING

Även jordarter och jorddjup påverkar grundvattenbildningen. Exempelvis förekomsten av ett jordtäckte ovanpå berggrunden ökar infiltrationen av nederbörden, istället för att vattnet rinner direkt av en kal bergsytta (Boman & Hanson 2004). Ett djupare jordlager ökar generellt grundvattenbildningen och ett tunt lager ovanpå berggrund kan begränsa grundvattenbildningen (Eveborn m. fl.

²En sammanhängande period utan mätbar nederbörd, det vill säga en tiondels mm eller mer (SMHI 2019b)

2017).

Vilken typ av jordart jordtäcknet består av påverkar även hur väl vattnet infiltreras (Boman & Hansson 2004). Om det exempelvis är tätare jordar, som lera, är infiltrationskapaciteten begränsad (Eveborn m. fl. 2017). Vattnet kan infiltrera, dock binds mycket av vattnet av kapillära krafter och är därmed till viss del tillgängligt för rotupptag. Infiltrationen sker lättast i grovkornig homogen jord, då dessa har hög porositet³ och större sammanhängande volym stora porer. I heterogen jord kan de jordar med mindre porositet fylla upp porerna för de med hög porositet, vilket därmed leder till lägre effektiv porositet⁴. I en mycket torr jord binds vatten hårt in i jorden (Grip & Rodhe 2009).

Den effektiva porositeten har en stor betydelse för grundvattenbildningen, där exempelvis lera har en effektiv porositet på 1 procent, morän har 5 procent och grus har 15 procent (Eveborn m. fl. 2017). Porositeten i berggrund kan variera. Exempelvis urberg består av både magmatiska och metamorfa bergarter, men det kan även finnas inslag av äldre sedimentära bergarter. Sedimentära bergarters porositet kan variera mellan 5 och 15 procent och porositeten för magmatiska och metamorfa bergarter är endast någon procent. Detta beror på att sedimentära bergarters porositet är både porer och sprickor, medan magmatiska och metamorfa bergarters porvolym främst är av små sprickor (Sundberg 1991).

2.3 HYDROLOGISKA MODELLER

Trots att vatten är vitalt för allt liv saknas det ofta kunskap kring vattenresurser och dess rörelse. Vattnet ändras konstant och därmed krävs kunskap och förståelse kring hur det ändras och att förutsäga hur det kan komma att ändras i framtiden. Hydrologiska modeller är ett verktyg som används för att förstå vattnets dynamik (SMHI 2020a).

2.3.1 S-HYPE

HYPE står för HYdrological Predictions for the Environment och är en hydrologisk modell utvecklad av SMHI, som ska hjälpa att beräkna faktorer knutna till vattenresurser och vattenkvalitet (SMHI 2020b). Denna modell utvecklades för att förstå vattnets dynamik och vilka processer som styr vattnets variationer. Den bygger på olika typer av data och variabler som fältmätningar och nederbörd. S-HYPE är HYPE-modellen över Sverige, vilket baseras på vattenförekomster i hela landet (SMHI 2020b). S-HYPE uppdateras kontinuerligt genom uppdaterad indata och kalibreringar, samt förbättrade processbeskrivningar. Det görs även känslighetsanalyser av modellresultaten. Data för avrinningsområden och delavrinningsområden som är beräknad med S-HYPE finns att hämta på SMHI:s vattenwebb (SMHI 2020b).

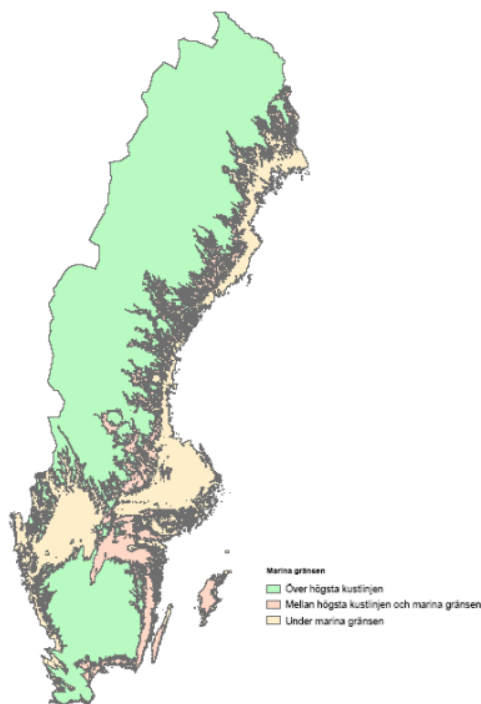
³Porositet anger förhållandet mellan porvolym och total volym (Larsson 2020)

⁴Andelen av jordens volym som medverkar i vattenströmning (Persson m. fl. 2014)

2.3.2 Fyllnadsgrader och grundvattennivåer

Ett sätt att beskriva grundvattennivån är att titta på så kallade fyllnadsgrader, vilket SGU använder som ett mått på hur grundvattennivåerna är i förhållande till tidigare uppmätta eller modellerade grundvattennivåer. Detta görs för både stora och små magasin i hela Sverige. Måttet är mellan 0 och 100 procent, där det delas upp i 7 olika klasser från extremt låg till extremt hög grundvattennivå, efter percentiltal. Fyllnadsgraden definieras som nära 0 procent när den är nära den lägsta uppmätta grundvattennivån och nära 100 procent när grundvattennivån är nära den högsta uppmätta grundvattennivån. Fyllnadsgrad är alltså inte motsvarande vattenmängden i magasinet, utan en jämförelse med tidigare uppmätta grundvattennivåer (SGU 2020c). Modellen som SGU använder för att beräkna fyllnadsgrader tar ett 4×4km rutnät över hela Sverige och beräknar tidsserier för varje 4×4km ruta (SGU 2020d).

Grundvattennivåerna som används är beräknade av SGU. Modellen för grundvattennivåerna utgår från uppmätt väderdata i form av temperatur och nederbörd från SMHI. SGU har sedan utgått från SMHI:s modell HYPE. Denna är bra för att beräkna hur flöden i vattendrag påverkas av väder så SGU har utvecklat modellen för att förbättra beräkning av grundvattennivåer (SGU 2020e). Första steget är att kalibrera grundvattennivå-modellen efter faktisk, uppmätt grundvattendata från enskilda grundvattenmagasin (ungefär 250 stycken). I det andra steget appliceras de lokalt kalibrerade parametrarna till beräkningar av nivåförändringar för hela landet (SGU 2020e). En viktig begränsning med grundvattennivå-modellen är att den inte kan användas för att beräkna absoluta grundvattennivåer på en specifik plats, dock kan den visa på hur grundvattennivåerna förändras över tid. Därmed används dessa beräknade grundvattennivåer endast för jämförelser med tidigare uppmätt data, som fyllnadsgrader (SGU 2020e). Grundvattenberäkningen styrs av vattenbalansen i ett magasin, det vill säga av grundvattenbildning och av hur mycket som rinner av mot vattendrag. Hur mycket som faktiskt når magasinet styrs även av markens egenskaper och läget i terrängen, samt av temperatur, snösmältning och rotupptag (evapotranspiration) (SGU 2020e).



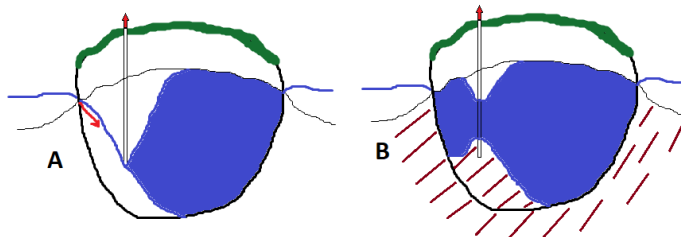
2.4 SALTVATTENINTRÄNGNING

Saltvatteninträngning innebär att saltvatten tränger in i brunnar, vilket leder till förhöjda kloridhalter i brunnarna (Lång m. fl. 2006). I kustnära områden eller områden under den marina gränsen (Figur 1) kan ett överuttag av grundvatten riskera att saltvatten tränger in i brunnar (Eveborn m. fl. 2017), men även om brunnen är för djupt

Figur 1: De gröna områdena är över högsta kustlinjen, rödorange är under och gul är under marina gränsen, vilket är där Sverige har varit täckt av saltvatten när den senaste inlandsisen smälte (Lång m. fl. 2006)

borrad kan det bidra till saltvatteninträngning (Boman & Hanson 2004). Det är generellt en jämvikt mellan saltvattnet och sötvattnet i grundvattenmagasinet och när det tas ut för mycket sötvatten förskjuts denna jämvikt. Det finns en kritisk punkt för uttaget, där det ännu inte har skett någon saltvatteninträngning, vilket är den högsta hastigheten grundvattnet kan utvinnas med innan det är risk för att saltvatten tränger in i brunnen. Denna är olika beroende på hur grundvattenbildningen ser ut lokalt (Goodman & Reilly 1987). Förhöjda kloridhalter i brunnar kan även bero på mänsklig påverkan vid markytan, som av vägsalt eller soptippar (Lång m. fl. 2006).

Det är vanligt att det i kustnära grundvattenmagasin är risk för inträngning av havsvatten (recent vatten). Det sker då en inducerad infiltration, vilket kan uppstå när en brunn är placerad för nära kusten. Avsänkningen av grundvattenytan leder till ett flöde från havet istället för till havet (A i Figur 2). Detta leder till att havsvatten sipprar in i sprickorna och det sker en saltvatteninträngning. Risken för saltvatteninträngning av recent vatten ökar närmare havet (Boman & Hanson 2004).



Figur 2: Saltvatteninträngning i bergsborrade brunnar där A visar på inducerad infiltration av havsvatten och B visar på saltvatteninträngning från relict vatten (Boman & Hanson 2004)

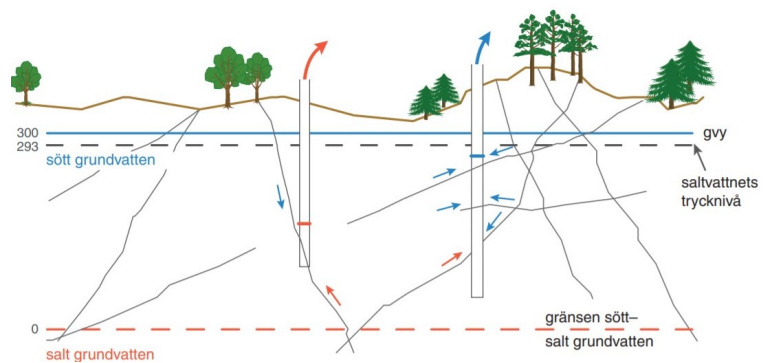
En studie om saltvatteninträngning i Tynningö visade även på en ökande kloridtrend närmare kusten (Söderholm 2015). Detta sker vanligtvis i direkt kontakt med havet, dock kan det i vissa fall ske upp till 300 meter från havet (Risberg & Lewin Pihlblad 2006).

Det kan även ske en saltvatteninträngning av relict vatten både nära kusten och längre ifrån kusten under den marina gränsen (Lång m. fl. 2006). Detta är anledningen till att det finns risk för saltvatteninträngning även längre ifrån kusten (Figur 1). Gränsskiktet mellan sötvatten och relict vatten kan förflyttas exempelvis om brunnen är borrad för djupt eller om uttaget är för stort i förhållande till grundvattenbildningen (B i Figur 2). Därmed är det extra stor risk för saltvatteninträngning i områden med begränsad grundvattenbildning (Boman & Hanson 2004), exempelvis om det är ett tunt jordlager eller om det är jordarter med låg effektiv porositet (Eveborn m. fl. 2017). Gränsskiktet mellan söt- och saltvatten förflyttas upp och intaget hamnar under skiktet, så att saltvattnet tas upp av brunnen (Boman & Hanson 2004).

Boman m. fl. (2004) visar i en studie att uppmätta kloridhalter i fyra av åtta undersökta områden (kustnära områden i Stockholm) ökar med ökat brunnsdjup. I tre av åtta minskade kloridhalten med ökat brunnsdjup och i ett av åtta områden var kloridhalten oberoende av brunnsdjupet (Boman & Hanson 2004). Även Söderholm (2015) påpekar att det finns en positiv trend mellan kloridhalter och brunnsdjup. Därför finns det vissa riktlinjer för hur djupt brunnar kan borraras för att undvika saltvatteninträngning (Boman & Hanson 2004), främst i låglänta områden (Litzell 2016). Brunnsborraren behöver undersöka hur djupa brunnarna i området är och den uppmätta salthalten för att bestämma hur djupt kommande brunn ska borraras (Litzell 2016).

Kloridhalter i brunnar kan även variera beroende på topografi, enligt flera studier (Nosetto m. fl. 2013; Utset m. fl. 1998; Utset & Borroto 2001). Vanligtvis förekommer det mest ytliga relika vattnet i mer låglänta områden, under den marina gränsen och kan därmed tränga upp lättare när sötvattnet ovanför förbrukas (Lång m. fl. 2006). Även Boman m. fl. (2004) nämner att höjdläget för brunnen påverkar kloridhalten, där resultatet visar på markant högre kloridhalter i låglänta områden. I låglänta områden nära havet kan det vara recent vatten som tränger in i brunnar, medan i låglänta områden längre in i landet är det mer sannolikt att det är relikvatten som tränger in (Boman & Hanson 2004).

En brunn behöver inte nå ned till det salta grundvattnet för att orsaka saltvatteninträngning. I områden med mycket berg finns det en risk för att saltvatten tränger in genom sprickor. Saltvatten har en högre trycknivå⁵ jämfört med sötvatten eftersom sötvatten har lägre densitet än saltvatten. Detta innebär att om exempelvis saltvatten ligger 300 meter under grundvattennivån för sötvatten, ligger saltvattnets trycknivå på 7 meter under sötvattnets trycknivå (Lång 2008). Om sprickor går från sötvatten till saltvatten kan sötvattnet i sprickan dräneras snabbt och saltvatten trycks upp från lagret med saltvatten likt brunnen till vänster i Figur 3. Om det finns flera sprickor som inte når ned till saltvattnet fylls det på med mycket sötvatten och om det skulle finnas en saltvattenförande spricka, kan detta vara marginellt jämfört med tillförseln av sötvatten, som brunnen till höger i Figur 3 (Lång 2008).



Figur 3: Brunnen till vänster får vatten från en spricka, där övre delen töms på sitt söta vatten efter en tid och saltvatten trycks då upp utan att sina. Detta gör att brunnen uppmäter hög salthalt. Brunnen till höger får stor tillförsel av sötvatten från flera vattenförande sprickor. Den får även viss tillförsel från saltvatten i det undre skiktet, dock blir det ett förhållandevis litet bidrag, vilket gör att brunnen uppmäter låg salthalt (Lång 2008)

2.5 TILLSTÅNDSKLASSNING OCH GRÄNSER FÖR SALTPÅVERKAT VATTEN

För att avgöra nivån på kloridhalterna används tillståndsklassning från Sveriges Geologiska Undersökning (SGU 2013), vilka presenteras i Tabell 1. Det finns idag inget gränsvärde som anses som otjänligt dricksvatten, dock är 50 mg/l en gräns som indikerar saltpåverkat dricksvatten (Livsmedelsverket 2006). Vid 300 mg/l sker det smakförändringar i dricksvattnet (SGU 2013). För höga kloridhalter (över 100 mg/l enligt Livsmedelsverket (2006)) kan bland annat skynda på korrosionsangrepp, vilket kan kontaminera vattnet med tungmetaller och bidra till kostsamma reparationer (Boman & Hanson 2004).

⁵Grundvattnets trycknivå är den nivå vattnet skulle stiga till i ett öppet rör (Eveborn m. fl. 2017)

Tabell 1: Tillståndsklassning, samt påverkansbedömning med avseende på kloridhalter i grundvatten (SGU 2013)

Klass	Tillstånd	Cl [mg/l]	Grad av påverkan på dricksvatten	Kommentarer
1a	Mycket låga halter	<5	Ingen eller obetydlig	Motsvarar ungefär kloridhalt från naturlig deposition i Norrland och Svealand
1b	Låga halter	5-20	Ingen eller obetydlig	Motsvarar ungefär kloridhalt från naturlig deposition i Götaland
2	Måttliga halter	20-50	Måttlig	Vanlig halt i brunnar under den marina gränsen
3	Relativt höga halter	50-100	Påtaglig	Vanlig halt i brunnar under den marina gränsen
4	Höga halter	100-300	Stark	Tjänligt med anmärkning vid allmän och enskild vattenförsörjning
5	Mycket höga halter	≥ 300	Mycket stark	Risk för smakförändringar

2.6 KLIMATFÖRÄNDRINGAR KOPPLAT TILL SALTVATTENINTRÄNGNING

Ett förändrat klimat innebär bland annat att medeltemperaturen och nederbörden förändras, vilket sker naturligt. Förändringar i temperatur och nederbörd förstärks även av mänskliga utsläpp. De pågående förändringarna kan därmed även påverka det hydrologiska mönstret om nederbörd och avdunstning förändras (Eveborn m. fl. 2017), vilket även påverkar grundvattennivåerna. Det förutspås att extremväder kommer att bli mer vanligt i form av längre torrperioder och fler översvämningar (Sundén m. fl. 2010). SGU har utfärdat en prognos som säger att södra Sverige kommer få längre torrperioder och därmed blir perioden med lågt grundvatten längre. Även att norra Sverige kommer få ökad nederbörd och således högre grundvattennivåer (SGU u.å.).

2.6.1 Klimatförändringars påverkan på grundvattennivåer

I en studie (Sundén m. fl. 2010) på hur klimatförändringar kan komma att påverka grundvattennivåer och grundvattenkvalitet modellerades grundvattennivåer för olika klimatscenarion. Resultaten tyder på att grundvattennivåerna kan komma att öka i början av året jämfört med grundvattennivåer i nutid, där studien visar på en större ökning i norra Sverige. Resten av året beror mycket på vilket område i Sverige det modelleras för men det urskiljs generellt en minskning i grundvattennivåer mellan maj och oktober och en viss ökning mot slutet av året, jämfört med nutid (Sundén m. fl. 2010). För att studera klimatförändringar och dess påverkan behöver en längre tidsperiod användas, där det används ungefär 30 år långa perioder i dagsläget (Eveborn m. fl. 2017). I SGU:s egna mätningar av grundvattennivåer, visas sedan 2007 redan en förändring. Bland annat är de högsta uppmätta grundvattennivåerna högre mellan 1975 och 2014 och de lägsta uppmätta grundvattennivåerna är lägre. Sommarens torrperioder har även förlängts med ungefär 2 veckor sedan 2007 (Eveborn m. fl. 2017).

2.6.2 Klimatförändringar kopplat till saltvatteninträngning

Minskande grundvattennivåer kan i sin tur leda till att saltvatten tränger in i brunnar eftersom låga grundvattennivåer är en riskfaktor för saltvatteninträngning (Eveborn m. fl. 2017). En studie från 1999 tyder även på att havsnivåökning till följd av klimatförändringar kan öka risken för saltvatteninträngning från recent havsvatten i kustnära områden i Indien och Egypten (Sherif & Singh 1999). Även Sundén m. fl. (2010) påpekar att en havsnivåhöjning kan öka risken för saltvatteninträngning i Sverige. Enligt Luoma m. fl. (2017) kommer havsnivåhöjning dock endast ha en viss påverkan på högre kloridhalter i grundvatten i de områden som blir täckta med havsvatten men att det överlag inte blir någon större skillnad från dagsläget. Det kan därmed ske saltvatteninträngning främst vid överuttag av grundvatten, samt under torrperioder (Luoma m. fl. 2017).

2.6.3 Framtidsmodellering

För att förutspå hur klimatförändringar kan påverka grundvattennivåerna används ofta klimatscenario (Eveborn m. fl. 2017). Generellt är framtidsmodellering mycket osäkert av olika anledningar. Dels beror det på naturliga variationer, där de kommande 5 åren kanske inte alls stämmer överens med klimattrender, eftersom det kan se väldigt olika ut från år till år. Ju mer detaljer och ju mindre ett område är, desto större osäkerheter finns det. Däremot om det modelleras tillräckligt långt fram i tiden kommer dessa variationer och osäkerheter inte påverka de modellerade klimatförändringarna lika mycket. Det finns ofta olika typer av osäkerheter för olika klimatmodeller och därför kan det vara bra att använda olika modeller. När det ska modelleras in i framtiden används klimatmodeller som sedan appliceras på framtida förhållanden. Det finns även många andra osäkerheter med detta, som att det är svårt att förutspå samhällsutveckling. Därför kan det vara bra att kombinera framtidsmodeller med modeller som beskriver samhällets förmåga att anpassas, men även hur samhället är uppbyggt mer detaljerat och hur detta kan påverka utsläpp av växthusgaser (Strandberg 2020).

RCP (Representative Concentration Pathways) är en typ av framtidsmodellering som innefattar scenarier över hur växthuseffekten kan påverka ett framtida klimat. Grundtanken är att belysa omfattningen av de åtgärder som krävs för att nå de uppsatta klimatmålen. Dessa är baserade på växthusgasutsläpp, markanvändning (exempelvis avskogning) och utsläpp av luftföroreningar. Dessa faktorer påverkas även av befolkningsförändring, ekonomisk tillväxt, hur energianvändningen förändras etc. Det finns 4 olika RCP-scenarier; RCP8.5, RCP6.0, RCP4.5 och RCP2.6. Siffrorna är den nivå av strålningsdrivning i watt per kvadratmeter som uppnås år 2100. I förhållande till koldioxidutsläpp, så innebär RCP8.5 fortsätter koldioxidutsläppen att öka, för RCP6.0 ökar koldioxidutsläppen till år 2060, för RCP4.5 ökar koldioxidutsläppen till år 2040 och för RCP2.6 kulminerar utsläppen kring år 2020. Det är dock även andra olika aspekter som innefattas i de olika scenarierna, som energieffektivisering och befolkningsförändringar (SMHI 2018).

2.7 ÅTGÄRDER

Eftersom saltvatteninträngning är ett utbrett problem i hela Norrtälje kommun (Boman & Hanson 2004), är det viktigt att titta på åtgärder. Det finns förebyggande åtgärder som är effektivare innan

saltvatteninträngningen har inträffat: att kontrollera grundvattenuttag (Sherif m. fl. 2012), att installera vattensnåla åtgärder i hemmet (Boman & Hanson 2004) och att borra grundare brunnar i riskområden (Boman & Hanson 2004; Litzell 2016). Det finns även åtgärder för hushåll som redan har fått förhöjda kloridhalter i grundvatten: Hushåll kan ansluta till kommunalt vatten (Boman & Hanson 2004; Livsmedelsverket 2006), omvänd osmos kan användas för vattenrening (Stein m. fl. 2016; Abd-Elhamid & Javadi 2011), ADR (abstraction, desalination, recharge) (Abd-Elhamid & Javadi 2011) och SWT (subsurface water technologies, vilket innefattar ASR (artificiell påfyllnad), ”färskhållare” och ”färskskapare”) (Zuurbier m. fl. 2017) kan tillämpas. Vissa av följande åtgärder är mer anpassade för privatpersoner och vissa är mer storskaliga lösningar.

2.7.1 Förebyggande åtgärder

När brunnen har blivit utsatt för saltvatteninträngning, är det vanligast att den inte återhämtar sig och förblir salt (Livsmedelsverket 2006), vilket gör det viktigt att förebygga att det sker. Både vid nyanläggning av en brunn eller vid redan existerande brunnar i ett område med risk för saltvatteninträngning är det viktigt att begränsa grundvattenuttaget. Ju mer som pumpas upp, desto mer sjunker grundvattennivåerna och desto större är risken för saltvatteninträngning av både reliket och recent vatten (Livsmedelsverket 2006; Boman & Hanson 2004). Sherif m. fl. (2012) nämner att **kontrollera grundvattenuttag** är ett förslag på en förebyggande åtgärd för saltvatteninträngning av reliket vatten. Sherif m. fl. (2012) simulerade grundvattenflödet och saltvatteninträngningen bedömdes därefter. Resultatet visade på att ökat grundvattenuttag korrelerar med saltvatteninträngning. Studien visade även på att saltvatteninträngning av reliket vatten kommer fortsätta längre in i landet om hastigheten av grundvattenuttaget fortsätter i samma takt (Sherif m. fl. 2012).

För att minska grundvattenuttaget är ett alternativ **vattensnåla åtgärder i hemmet**. Regnvatten kan samlas upp och användas för de moment som inte kräver rent dricksvatten, exempelvis för att spola toaletter, vattna gräsmattor eller tvätta bilar. Vattensnåla åtgärder kan även vara att installera vattensnåla disk- och tvättmaskiner i hemmet eller att installera strypnipplar på kranar, vilket har till syfte att blanda vatten med luft, vilket minskar vattenåtgången (Boman & Hanson 2004). Även använt vatten i hushållet kan återanvändas för att minska vattenanvändandet. Exempelvis kan duschvatten eller tvättvatten användas för att spola toaletter. Det skulle kunna installeras anläggningar som renar vattnet innan det används för att spola toaletter eller för bevattning. Vattnet går igenom steg av sedimentering, biofilter med luftning och UV desinfektion. Dessa anläggningar kan installeras lokalt och tar upp lite plats (2,4×0,5 meter i golvyta och 1,9 meter hög). Detta system har installerats i flera hushåll i Australien och planerades att potentiellt installeras i en ny stadsdel i Helsingborg (Archer 2012).

Som tidigare nämnt är risken för saltvatteninträngning av reliket vatten högre för brunnar som är borrade för djupt (Boman & Hanson 2004), därmed kan ännu en förebyggande åtgärd vara att **borra grundare brunnar i riskområden** som i låglänta områden. Djupet av brunnen ska, som tidigare nämnt, vara baserat på om området är under marina gränsen, om det är i ett låglänt område, samt djupet av och uppmätta kloridhalter i omgivande brunnar (både energibrunnar och dricksvattenbrunnar) (Litzell 2016).

2.7.2 Åtgärder när vattnet redan har blivit kontaminerat

Vanligtvis förblir salta dricksvattenbrunnar salta, dock finns det en möjlighet för brunnen att återhämta sig över tid. Brunnen behöver då stå orörd en längre tid (minst ett par månader) innan vatten pumpas upp. Vattenuttaget måste även minska markant när brunnen börjar användas igen. Det är dock inte givet att brunnen kommer kunna återhämta sig (Livsmedelsverket 2006). Det första alternativet på en åtgärd är att inte använda brunnen och hitta en alternativ dricksvattenkälla, exempelvis genom att **ansluta till kommunalt vatten**. Detta kan dock bli ett kostsamt alternativ för kommunen och privatpersoner (Livsmedelsverket 2006; Boman & Hanson 2004).

När saltvatteninträngningen har skett är det vanligt att installera avsaltning. **Omvänd osmos** är en typ av avsaltning som kan användas på redan kontaminerat vatten. Vatten pumpas upp till ett semi-permeabelt membran som reglerar koncentrationen salt (Stein m. fl. 2016). Stein m. fl. (2016) visar i en studie där omvänd osmos används, att salt grundvatten är fördelaktigt att rena jämfört med recent havsvatten ur flera perspektiv; resultaten för kemisk sammansättning av vattnet, mikroorganisminnehåll, siltdensitets index⁶, föroreningspotential och avsaltningsprestandan var bättre för salt grundvatten (Stein m. fl. 2016; Abd-Elhamid & Javadi 2011). Det bildas också ett näringsrikt avfall, där det ännu inte finns en optimal lösning för avfallshanteringen. Det diskuteras dock om det kan användas för jordbruk (Vaneckhaute m. fl. 2012).

Metoden **ADR** (abstraction, desalination, recharge) är en typ av avsaltning. Detta innebär att salt grundvatten tas upp, avsaltas och därefter fyller på grundvattenmagasinet igen. Detta är ett kostnadseffektivt alternativ för att rena salt dricksvatten och enligt Abd-Elhamid m.fl. (2011) är ett ADR-system mer effektivt som ett system jämfört med att rena vatten respektive fylla på vatten individuellt (Abd-Elhamid & Javadi 2011).

Tekniker under markytan (subsurface water technologies, SWT) har visat sig vara effektiva och lönsamma för att minska risken för saltvatteninträngning från relikvatten i brunnar (Zuurbier m. fl. 2017). Zuurbier m.fl. (2017) har gjort en studie med tre olika SWT: Lagring och återhämtning av grundvattenmagasin (aquifer storage and recovery, ASR), så kallade "färskhållare" (avledande och avsaltning av uppåtgående relikvatten) och så kallade "färskskapare" (horisontella brunnar).

ASR är en typ av artificiell påfyllnad (Dillon 2005) för färskvattenbrunnar vid kusten, där återhämtningen för grundvattenmagasinet inte möter vattenbehovet. I denna metod borrar flera delvis penetrerande brunnar igenom ett borrhål, där färskvatten fylls på igenom brunnarna när det finns ett överskott. Detta har gjorts framgångsrikt i Nederländerna vid en kustnära (12 km från kusten) växthusodling (Zuurbier m. fl. 2017).

⁶Ett mått på nedsmutsningskapaciteten hos vattnet i ett system med omvänd osmos (Wei m. fl. 2012)

Färskhållaren ska skydda vattnet i brunnar med hög risk för saltvatteninträngning, vilket har gjorts framgångsrikt i Nederländerna, i en pilotstudie. Den följer tre steg (Zuurbier m. fl. 2017):

1. Först fångas färskvatten upp från toppen av grundvattenmagasinet, medan saltvatten i den nedre delen av magasinet pumpas upp.
2. Det saltvatten som tagits upp kan även renas med omvänd osmos.
3. När membranet för omvänd osmos kasseras kan saltvatten pumpas ner i en djupare och saltare del av grundvattenmagasinet.

Färskskaparen är en kombination av ASR och färskhållaren och använder horisontellt borrade brunnar. Långa horisontella brunnar kan installeras vid olika djup vid grunda kustnära grundvattenmagasin. Färskskaparen kan bidra till stora volymer färskvatten under återhämtningsdelen och djupkontrollerad injicering. Den grundare brunnen (vanligen ASR) används för artificiell påfyllnad och återhämtning av överskottsvattnet, medan saltvatteninträngning motverkas med användning av djupare brunnar som tar upp potentiellt salt vatten. Färskvatten injiceras under perioder som det finns ett överskott (vanligen under vintern), vilket kan lagras till perioder då vattenanvändandet är högre (vanligen under sommaren). Detta blev installerat i Nya Zeeland 2013 för att bevattna fruktodlingar (Zuurbier m. fl. 2017).

3 OMRÅDESBESKRIVNING

Norrtälje är en kustnära kommun som ligger under den marina gränsen (Figur 1). Det är en kommun med skärgård, odlingslandskap, gamla skogar, örtrika barrskogar och lövskogar, våtmarker, sjöar och vattendrag (Norrtälje kommun u.å.[a]). Det lever över 63 000 invånare i Norrtälje och antalet ökar fortfarande (Norrtälje kommun 2020). Av dessa invånare är det en stor del som endast bor där periodvis. I Norrtälje kommun finns det flest fritidshus och fritidsområden i Sverige, där det är vanligast att använda dessa som sommarhus (SCB 2017).

Det kommunala vattnet i Norrtälje kommun kommer från Norrvatten, som bildades 1926. Anledningen till att kommunerna norr om Stockholm började samarbeta kring vattenförsörjningen var bristen på grundvatten. År 2009 anslöt Norrtälje som medlem i förbundet och idag producerar Norrvatten i genomsnitt 140 000 kubikmeter vatten per dygn till norra Stockholm (Norrvatten u.å.). Vattnet i Norrtälje via Norrvatten tas från Mälaren och renas i Görvälverket (Norrvatten 2018). Tidigare var vattenförsörjningen i Norrtälje baserad på grundvatten som utvanns från Lohäradsåren och Röåsen, dock har en stor del av naturgruset (uppskattas till 75 procent) som förekom i åsarna använts till bergmaterialindustrin. Dock är vissa delar inte lika exploaterade, vilket gör dessa delar till bra reservvattentäkter (Carlstedt & Lindström 2004). Reservvattnet kommer från två stora grundvattenverk i Västra Syninge och Finsta-Kilen, som kan förse Norrtälje och flera kommuner med dricksvatten (Norrvatten 2018). Nästan 60 procent av bostäderna i Norrtälje kommun har dock enskild vattenförsörjning (Pettersson & Hammarberg 2019) via bergsborrade brunnar (Norrtälje kommun u.å.[b]). På många platser i kommunen, främst nära kust eller i tätt bebyggda

områden, är det brist på grundvatten och höga salthalter är ett problem (Norrtälje kommun u.å.[b]).

I detta projekt valdes två delavrinningsområden ut med hjälp av Norrtälje kommun:

Delavrinningsområde 63461 som omfattar områden som Harka, Hattudden och Björknäs valdes. Det är ett område som är intressant för Norrtälje kommun för eventuell framtida exploatering och ligger nära Norrtäljeviken (Figur 4a). Delavrinningsområdet är 18,6 kvadratkilometer och består till 61 procent av skog, 16 procent jordbruk, 12 procent tätort, 9 procent hedmark och resterande av myr och vårmark. Marken består till största del av morän, tunn jord, kalt berg och lera. Medelhöjd över havet är 18 meter, dock varierar topografin mellan 2 och 34 meter (SMHI 2020c).

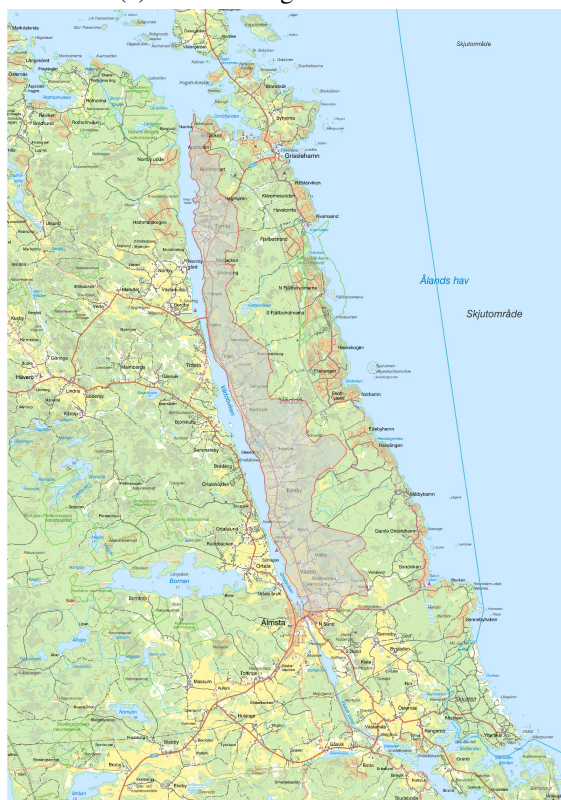
Delavrinningsområde 9875 som är ett område på Vaddö med många kustnära hushåll. Kusten ligger mot Vaddövikens (Figur 4b). Delavrinningsområdet är 20,1 kvadratkilometer och består till 55 procent av skog, 21 procent jordbruk, 8 procent tätort, 16 procent hedmark och resterande av myr, våtmark och hårdgjorda ytor. Marken består till största del av morän, tunn jord, kalt berg och lera. Medelhöjd över havet är 17 meter, dock varierar topografin mellan 2 och 37 meter (SMHI 2020c).

4 METOD

Första delen i arbetet var att göra en litteraturstudie för att förstå grundläggande funktioner. Under litteraturstudien undersöktes även olika åtgärder för att uppfylla syftet om ”åtgärder mot saltvatteninträngning i brunnar”. För att uppfylla syftet ”att fastställa om olika faktorer påverkar risken för saltvatteninträngning i brunnar” gjordes först en analys i GIS-programvaran QGIS, där alla parametrar (avstånd till hav, topografi, brunnsdjup, jorddjup och jordarter) parades ihop med uppmätta klorid-



(a) Delavrinningsområde 63461



(b) Delavrinningsområde 9875

Figur 4: Delavrinningsområdena som har använts i studien är utmarkerad i grått med röd kant i kartorna. Markering för delavrinningsområde: ©SMHI (2020); Bakgrundskarta: Karta 1:50000 2020 (tif) ©Lantmäteriet (2020)

halter i ett lager. Detta fördes in i en CSV-fil för att kunna analyseras i Rstudio, genom att göra statistiska tester som Kendall's τ och Wilcoxon rank sum test. För att uppfylla syftet "om saltvatteninträngning kan bli ett problem i ett framtida skede med avseende på förändrad nederbörd och temperatur, på grund av klimatförändringar" byggdes en modell upp i Matlab. Genomsnittliga fyllnadsgrader för januari-december beräknades för RCP4.5 och RCP8.5 och jämfördes med motsvarande fyllnadsgrader period 2004-2020.

4.1 LITTERATURSTUDIE

Projektet inleddes med en litteraturstudie, där sökmotorerna som användes var Uppsala Universitetsbibliotek, Google Scholar och Google. Sökorden var nyckelorden för rapporten i olika kombinationer. Ibland hittades en källa via andra källor. Fokuset låg i att först och främst förstå grundvattenbildning mer grundligt, men även hur saltvatteninträngning fungerar och vad det finns för konsekvenser med förhöjda salthalter. Det tittades även på hur olika faktorer är kopplade till saltvatteninträngning i tidigare studier. Dessa faktorer var jorddjup, jordart, topografi, brunnsdjup och avstånd till hav, samt hur klimatförändringar kan påverka grundvattennivåer och i sin tur saltvatteninträngning. De olika modellerna som har använts granskades också närmare. Till sist undersöktes åtgärder av saltvatteninträngning av relik och recent vatten.

4.2 KLORIDDATA KOPPLAT TILL OLIKA PARAMETRAR

4.2.1 GIS-analyser

Kloriddata, brunnsdata och jordartsdata har erhållits från Norrtälje kommun. Först och främst parades kloriddata ihop med rätt brunn. Eftersom den geografiska placeringen i kartan inte stämde helt överens för lagret med kloriddata och lagret med brunnsdata så användes funktionen "Buffert" för båda lagren, där 10 meter lades till runtom punkterna. Därefter slogs lagrena ihop genom funktionen "Slå ihop attribut efter position". I lagret för brunnsdata fanns även brunnsdjup, samt jorddjup. data för jordarter slogs även ihop med föregående lager med "Slå ihop attribut efter position".

Topografin erhöles i form av rasterdata (Höjddata, grid 50+, NH 2020) från Lantmäteriet. Denna klipptes först ut efter ett delavrinningsområde, därefter vektoriserades detta lager och till sist användes funktionen "Slå ihop attribut efter position" för att slå ihop det med det slutgiltiga lagret med all data.

Terrängdata erhöles i form av en shape-fil med polygon och användes för att ta fram avståndet till hav. Funktionen "Extrahera brytpunkter" användes sedan för att få fram de punkterna som låg vid vattengränserna till hav eller vikar. Detta klipptes ut till ett nytt lager med funktionen "Skärning" och därefter användes funktionen "Avstånd till närmaste nav (punkter)" för att få fram avstånd mellan brunna och närmaste vatten. När allt var i en och samma attributtabell kopierades data in i en excelfil och sparades ned som en CSV-fil för att sedan kunna laddas in i statistikprogrammet Rstudio.

4.2.2 Statistiska tester

Innan statistiska testerna rensades kloriddata på avvikande värden (AV), enligt ekvation 2, där Q_{75} är övre kvartilen och IQR är kvartilavståndet. Detta eftersom det fanns vissa värden som var väldigt avvikande och i samrådan med hydrogeologisk expert på WSP⁷ (Figur A1, Appendix A.1).

$$AV = Q_{75} + 1.5 \cdot IQR \quad (2)$$

Korrelationstest gjordes mellan kloriddata och avstånd till hav, topografi, jorddjup och brunnsdjup. Först undersöktes om parametrarna var normalfördelade. Shapiro Wilk-test är ett normalitetstest som är väl anpassat för mindre (<50) men även för större datamängder (upp till 5000) och därmed användes detta (Lærd 2018). Det visade på att endast några parametrar var normalfördelade och därmed valdes ett icke-parametriskt test. Kendall's τ valdes för att se om det fanns en signifikant korrelation. Om $p < 0,05$ kan nollhypotesen "Det finns ingen signifikant korrelation" förkastas. Korrelationskoefficienten τ är ett värde mellan -1 och 1, där ett högre absolutbelopp ($|\tau|$) visar på en starkare association mellan de två variablerna (Puth m. fl. 2015).

Kendall's τ beräknades mellan kloriddata och avstånd till hav, topografi, jorddjup och brunnsdjup för delavrinningsområdena separat, men även tillsammans, för att minimera risken att det är lokala variationer som påverkar resultaten. Avstånd till hav och topografi plottades i form av boxplottar på olika avstånd från hav och olika höjder över hav. Brunnsdjup plottades även mot topografi, samt Kendall's τ kördes mellan dessa parametrar för att se om det fanns någon signifikant korrelation. Det gjordes även en känslighetsanalys, där testerna gjordes både med och utan avvikande värden, för att undersöka hur de avvikande värdena påverkade testresultatet.

För jordarter undersöktes båda delavrinningsområdena tillsammans för att inte ha en för liten datamängd. Data delades in efter jordarter och sedan undersöktes om det fanns någon signifikant skillnad mellan kloridhalterna uppmätta i berggrund under respektive jordart. Det antogs att de olika dataseten var skilda från varandra och därmed användes det statistiska testet Wilcoxon rank sum test för att undersöka om det fanns någon signifikant skillnad. Detta test valdes eftersom det är ett icke-parametriskt test som är fördelaktigt för dataset som inte är normalfördelade (Bridge & Sawilowsky 1999). Detta plottades därefter visuellt i form av boxplottar.

4.3 FRAMTIDSSCENARIER

För att undersöka om saltvatteninträngning kan bli ett problem i framtiden, på grund av ett förändrat klimat byggdes en modell i Matlab där historisk uppmätt data och modellerad data från SMHI användes. Alla data var från delavrinningsområde 63461 eftersom detta är ett område av Norrtälje kommuns intresse för exploatering.

⁷Lissel, P. (2021). *Möte med hydrogeologisk expert på WSP*

4.3.1 Framtidsscenariodata

Framtidsdata delades in i två perioder: 2021-2060 (period 1) och 2061-2099 (period 2). Framtidsscenario RCP4.5 och RCP8.5 valdes eftersom dessa är de mest extrema scenariona. RCP2.6 är egentligen mer extrem än RCP4.5 men i RCP2.6 ska koldioxidutsläppen ha kulminerat 2020, vilket är ett och ett halvt år innan denna studie startade. Klimatdata för framtidsscenarion laddades ned från SMHI i form av årstidsdata där december-februari antogs vara vinter, mars-maj antogs vara vår, juni-augusti antogs vara sommar och september-november antogs vara höst. Nederbörden var i form av en procentförändring och temperaturen i form av temperaturförändring jämfört med uppmätt data 1961-1990. Medelvärden för månadstemperatur och månadsnederbörd beräknades för varje månad under period 1 och 2 för RCP 4.5 och RCP8.5. Klimatdata adderades till beräknade månadsmedelvärden för 1961-1990. Även årstemperatur och årsnederbörd beräknades för varje period och scenario.

4.3.2 Historisk data

Medelvärde för temperatur och nederbörd för varje månad under period 1961-1990 beräknades utifrån nedladdad dygnsdata. Denna dygnsdata laddades ned från mätstation Norrtälje 2 år 1961-1984 och Norrtälje-Väsby år 1989-1990, vilket sedan korrigerades enligt mätstation Svanberga A (Tabell 7, Appendix A.2), genom att multiplicera uppmätta värden med procentförändring så exempelvis nederbörden i januari multiplicerades med 1,15. Svanberga A valdes eftersom det var den närmaste mätstationen med korrigeringsfaktorer. Korrigeringen sker eftersom det ofta sker förluster av uppsamlad nederbörd av vind, avdunstning och adhesion (Alexandersson 2003).

4.3.3 Referensperiod

För referensperioden 2004-2020 laddades modellerad data ned från SMHI:s vattenwebb för delavrinningsområde 63461 (SMHI 2020c), eftersom all data inte fanns tillgängligt som uppmätt. Modellerad dygnsdata och månadsmedelvärden för temperatur, nederbörd (P), avrinning (R) och evapotranspiration (ET) laddades ned. Grundvattenbildningen togs fram enligt ekvation 3 där det antogs att den magasinerade mängden vatten endast var i form av grundvatten.

$$\Delta S = P - ET - R \quad (3)$$

Även uttaget av grundvatten från hushåll (Ut) subtraherades för att få den slutgiltiga mängden vatten (G) i grundvattenmagasinet (ekvation 4). Det beräknades genom att multiplicera antalet brunnar (y) med genomsnittligt uttag per hushåll och månad (U), enligt ekvation 5. Det antogs vara ett hushåll per brunn, samt att det lever 2,2 personer per hushåll (Boverket 2020) och att det genomsnittliga uttaget per person var 140 L/dygn (Livsmedelsverket 2006).

$$G = \Delta S - Ut \quad (4)$$

$$Ut = y \cdot U \quad (5)$$

4.3.4 Beräkning av grundvattenmagasinet

Grundvattenmagasinet storlek beräknades och användes även i modellen för att beräkna hur stor del som var fyllt. Det antogs att en opåverkad grundvattennivå låg 5 meter under markytan, likt en studie gjord i Tyresö kommun (Rydberg 2011). Djupet av jordlagret ovanpå berggrunden i delavrinningsområde 63461 var i snitt 1,3 meter enligt data från Norrtälje kommun, vilket bidrog till att jordlagret ej användes vid beräkning av magasinets storlek. I enlighet med Rydberg (2011) antogs nivån för oförändrat grundvatten vara 5 meter under havsytan, vilket därmed var botten av grundvattenmagasinet i studiens modell. Medeldjupet av grundvattenmagasinet (b) antogs sedan vara den genomsnittliga topografin i delavrinningsområdet där 5 meter adderades (grundvattenmagasinet botten 5 meter under havsytan) och 5 meter subtraherades (5 meter under markytan). I GIS beräknades den genomsnittliga topografin för delavrinningsområdet. Medeldjupet multiplicerades med den effektiva porositeten för berggrunden (p_b), vilket antogs vara upp till 15 procent eftersom det är urberg (Sundberg 1991). En effektiv porositet valdes som gav rimligast grundvattennivåskillnad jämfört med faktisk skillnad från nedladdad data av SGU (2020c) för referensperioden. Detta multiplicerades därefter med delavrinningsområdets area (A), enligt ekvation 6, för att få grundvattenmagasinet volym (V).

$$V = A \cdot b \cdot p_b \quad (6)$$

4.3.5 Beräkning av evapotranspiration

Först beräknades den årliga evapotranspirationen för framtidsscenarioerna med Turc's formel (ekvation 7; Turc 1955), där P är nederbörden, L är en konstant som beräknades i ekvation 8 och T är temperaturen. Denna formel utvecklades för att beräkna evapotranspiration för att användas vid beräkning av grundvattenförändringar (Turc 1955) och därmed ansågs formeln vara relevant för denna studie.

$$ET = \frac{P}{\sqrt{0.9 + \frac{P^2}{L}}} \quad (7)$$

$$L = 300 + 25T + 0.05T^3 \quad (8)$$

Den årliga evapotranspirationen beräknades även för referensperioden för att jämföra med de modellerade värdena från SMHI, där beräkningar med Turc's formel avvek mycket från SMHI:s modellerade värden för referensperioden. Därmed beräknades en korrigeringsfaktor där den modellerade evapotranspirationen för referensperioden ($ET_{2004-2020}$) dividerades med den beräknade evapotranspirationen för referensperioden ($ET_{turc,2004-2020}$). Denna faktor multiplicerades sedan med den beräknade evapotranspirationen för framtiden ($ET_{turc,framtid}$), enligt ekvation 9, vilket blev årlig evapotranspiration för varje period och scenario.

$$ET_{framtid} = \frac{ET_{2004-2020}}{ET_{turc,2004-2020}} \cdot ET_{turc,framtid} \quad (9)$$

Därefter för att kunna beräkna evapotranspirationen för varje månad utformades ännu en faktor för varje månad utifrån referensperioden, för att ge en uppskattning av hur den totala evapotranspirationen var fördelad över ett år. Det antogs vara samma fördelning i framtidsscenario. Månadsfaktorena för evapotranspirationen (ET_{faktor}) beräknades enligt ekvation 10, där referensperiodens månadsmedelvärde (ET_{month}) för evapotranspirationen dividerades med årsmedelvärdet (ET_{year}). Dessa multiplicerades sedan med den årliga evapotranspirationen för varje period och scenario ($ET_{framtid}$).

$$ET_{faktor} = \frac{ET_{month}}{ET_{year}} \quad (10)$$

Därefter kunde grundvattenbildningen beräknas för även framtidsscenario genom att subtrahera evapotranspirationen (ET), avrinningen (R) och uttaget (Ut) från nederbörden (P) för varje månad (ekvation 3). Klimatmodeller visar på att avrinningen inte kommer förändras så mycket i södra Sverige (SMHI 2021), vilket Norrtälje är en del av och därför antogs avrinningen vara densamma för referensperioden och framtidsscenario, det vill säga avrinningen från SMHI:s modell S-HYPE för referensperioden. Uttaget antogs även vara densamma för framtidsscenario som för referensperioden.

4.3.6 Beräkning av fyllnadsgrader och grundvattennivåer

Fyllnadsgraden i denna modell beräknas vara från botten till toppen av magasinet, det vill säga 0 % är 5 meter under havsytan och 100 % är 5 meter under markytan. För att beräkna fyllnadsgraden för varje period och scenario adderades den totala mängden grundvatten (G) till den totala mängden vatten som redan fanns i magasinet (M). Detta dividerades på magasinets volym (V) för att få en fyllnadsgrad för varje månad, period och scenario (ekvation 11).

$$f = \frac{M + G}{V} \quad (11)$$

Den totala mängden vatten som redan fanns i magasinet (M) var mängden vatten från månaden innan. I januari för period 2 användes M för december från period 1. För januari period 1 beräknades den totala mängden vatten genom att multiplicera fyllnadsgraden för december under referensperioden med magasinets volym (V) för att få totala mängden vatten i magasinet (M). Magasinets ursprungliga fyllnadsgrad i början på simuleringen (år 2021) beräknades från SGU:s modellerade fyllnadsgrad som korrigerades för att motsvara fyllnadsgraden i denna studie, då storleken av magasinet har definierats på olika sätt. Fyllnadsgraden var 57,1 procent utifrån SGU:s modell (Avsnitt 2.3.2), från område #143157, vilket motsvarar en grundvattennivå på 8,53 meter under markytan (SGU 2020d). I studiens modell antas 0 procent vara botten av magasinet och 100 procent antas vara toppen av magasinet och därför beräknades fyllnadsgraden i januari om för att stämma överens med detta. Dessutom antogs det att toppen av magasinet var 5 meter under markytan för denna modell, vilket även måste tas hänsyn till. För att beräkna om fyllnadsgraden användes även modellerad grundvattendata från SGU (2020c).

Eftersom SGU:s fyllnadsgrader utgår från högsta och lägsta uppmätta grundvattennivåerna beräknades en grundvattennivåskillnad (ΔGV). Den modellerade grundvattendata från område #143157 fanns för år 2019 och 2020, vilket beräknades till $\Delta GV=9,58-7,13=2,45$ meter. ΔGV multiplicerades sedan med 1-SGU:s fyllnadsgrad, vilket gav antal meter från högsta grundvattenytan (GV_h) till den faktiska grundvattenytan (där SGU:s fyllnadsgrad är 57,1 procent). GV_h adderades för att få hur många meter under markytan grundvattennivån är och 5 meter dras bort för att ta hänsyn till att magasinets topp var 5 meter under markytan. Allt detta subtraherades från det totala djupet av magasinet, vilket då var antal meter i magasinet som var fyllt. Hur fyllt magasinet var dividerades därefter med det totala djupet för att få fyllnadsgraden enligt den här studiens modell (f_{jan}), likt ekvation 12.

$$f_{jan} = \frac{b - \Delta GV(1 - 0,571) + GV_h - 5}{b} \quad (12)$$

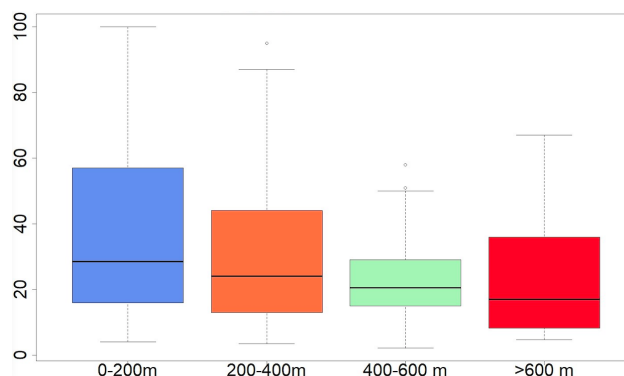
Därefter undersöktes vilken ΔGV det var för referensperioden i studiens modellen med olika effektiva porositeter, och därefter valdes en effektiv porositet för att stämma överens med ΔGV från den nedladdade data från SGU. Denna effektiva porositet användes därefter för samtliga scenarion och perioder. Det antogs finnas en ökad risk för saltvatteninträning om fyllnadsgraden var lägre jämfört med referensperioden.

5 RESULTAT

5.1 KLORIDHALTER KOPPLAT TILL OLIKA PARAMETRAR

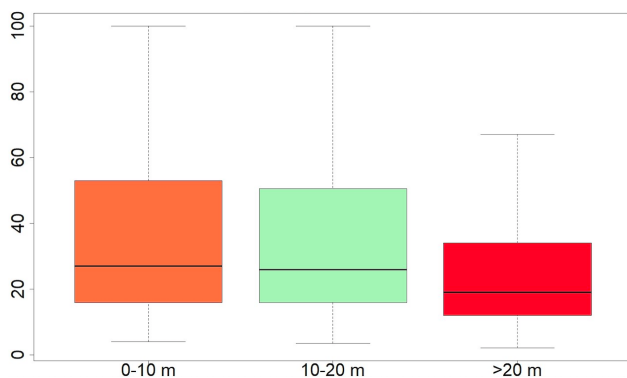
Medianen för kloridhalterna totalt för de båda avrinningsområdena låg på 24 mg/l, för delavrinningsområde 63461 låg det på 25,5 mg/l och för delavrinningsområde 9875 låg det på 23 mg/l, vilket ligger inom spannet för måttliga halter enligt SGU:s tillståndsklassning (Tabell 1). Av alla uppmätta kloridhalter låg 21,2 procent över 50 mg/l, vilket är gränsen för påverkat dricksvatten.

Resultatet för avstånd till hav visualiserades i form av boxplottar uppdelade i 0-200 m, 200-400 m, 400-600 m och över 600 m, där medianen av uppmätta kloridhalter är högre närmare hav och avtar längre ifrån havet (Figur 5). Det största spannet mellan högsta och lägsta kloridvärdet fås även närmare hav. Resultatet av Kendall's τ var även en signifikant korrelation mellan kloridhalter och avstånd till hav (Tabell 2). Eftersom τ är negativt betyder det att kloridhalter ökar



Figur 5: Kloridhalter i brunnar på olika avstånd till hav: 0-200 m (N=94 datapunkter, median=28,5 mg/l), 200-400 m (N=66 datapunkter, median=24 mg/l), 400-600 m (N=74 datapunkter, median=20,5 mg/l) och >600 m (N=40 datapunkter, median=17 mg/l). Data utan avvikande värden och för både delavrinningsområde 63461 och 9875 har använts

närmare hav. $|\tau|$ är dock långt från 1, vilket tyder på att det är en svag korrelation. Resultatet innan data rensades från avvikande värden (26 datapunkter) var liknande efter att avvikande värden tagits bort, dock gav resultatet av Kendall's τ en starkare korrelation innan jämfört med efter att avvikande värden tagits bort (Tabell 9, Appendix A.3). För delavrinningsområdena separat fanns det en korrelation för delavrinningsområde 63461 mellan kloridhalter och avstånd till hav för både innan och efter avvikande värden togs bort (Tabell 9 och 10, Appendix A.3). För delavrinningsområde 9875 fanns ingen signifikant korrelation utan avvikande värden, dock en svag signifikant korrelation mellan kloriddata och avstånd till hav med avvikande värden.



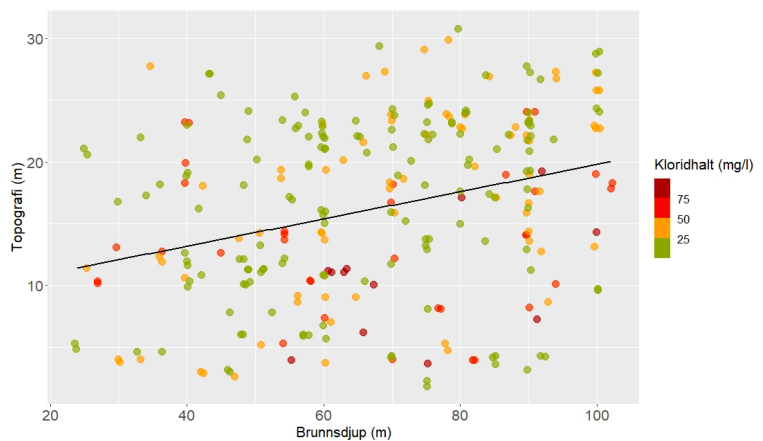
Figur 6: Kloridhalter i brunnar på olika topografiska lägen för markytan: 0-10 m (N=70 datapunkter, median=27 mg/l), 10-20 m (N=111 datapunkter, median=26 mg/l) och >20 m (N=99 datapunkter, median=19 mg/l). Data utan avvikande värden och för både delavrinningsområde 63461 och 9875 har använts

Även kloridhalt i förhållande till topografin visualiserades i boxplottar i 10 meters intervall (Figur 6). Mellan 0-10 och 10-20 meter är det inte någon stor skillnad på kloridhalterna, även om det kan urskiljas att kloridhalterna minskar något vid 10-20 meter. Däremot minskar kloridhalterna över 20 m. Resultatet av Kendall's τ mellan topografi och kloridhalter visar på att det finns en signifikant korrelation (Tabell 2). Eftersom τ är negativt betyder det att kloridhalter ökar i mer låglänta områden. $|\tau|$ är dock långt från 1, vilket tyder på att det är en svag korrelation. Resultatet av Kendall's τ mellan topografi och kloridhalter var starkare innan avvikande värden tagits bort (Tabell 9, Appendix A.3). För delavrinningsområdena separat fanns det en korrelation för delavrinningsområde 63461 mellan kloridhalter och topografi både innan och efter att avvikande värden togs bort (Tabell 9 och 10, Appendix A.3). För delavrinningsområde 9875 fanns ingen signifikant korrelation varken utan eller innan avvikande värden.

Tabell 2: Resultat av statistiska testet Kendall's τ mellan uppmätta kloridhalter och topografi, avstånd till hav, brunnsdjup och jorrdjup för delavrinningsområde 63461 och 9875 tillsammans (N=288 mätpunkter för varje test). De orangemarkerade p-värdena är när $p < 0,05$, dvs när det finns en signifikant korrelation enligt Kendall's τ

Variabel jämförd med klorid	p-värde	τ
Topografi	0,0124	-0,0987
Avstånd till hav	0,000341	-0,144
Brunnsdjup	0,684	0,0160
Jorrdjup	0,877	0,00617

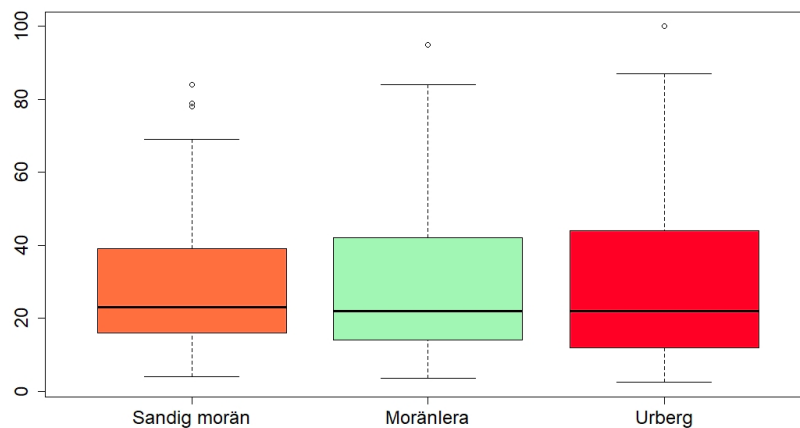
Det fanns ingen signifikant korrelation mellan varken jorddjup eller brunnsdjup och kloridhalter (Tabell 2). Jorddjupet var väldigt tunt, med en median på en meter. Brunnsdjupet plottades mot topografi (som korrelerar med kloridhalten), där resultatet av Kendall's τ visade på en signifikant korrelation ($p=2,65 \cdot 10^{-7}$, $\tau=0,217$, $N=288$). Det gjordes även en linjär anpassning på brunnsdjup mot markyta över hav i Figur 7.



Figur 7: Brunnsdjup mot markyta över hav, där punkterna är färgade efter kloridhalter (N=276 datapunkter). Data utan avvikande värden och för både delavrinningsområde 63461 och 9875 har använts

De olika jordarterna i områdena var sandig morän, moränlera och urberg.

Av resultatet på Wilcoxon rank sum test mellan olika jordarter finns det inte någon signifikant skillnad mellan kloridhalterna för de olika jordarterna (Tabell 11, Appendix A.5), vilket även visas i Figur 8, där medianen är ungefär lika för alla jordarter.



Figur 8: Boxplot av kloridhalter för sandig morän (N=104 mätpunkter, median=23 mg/l), moränlera (N=49 mätpunkter, median=22 mg/l) och urberg (N=152 mätpunkter, median=22 mg/l), vilket inkluderar data för både delavrinningsområde 63461 och 9875, där avvikande värden har tagits bort

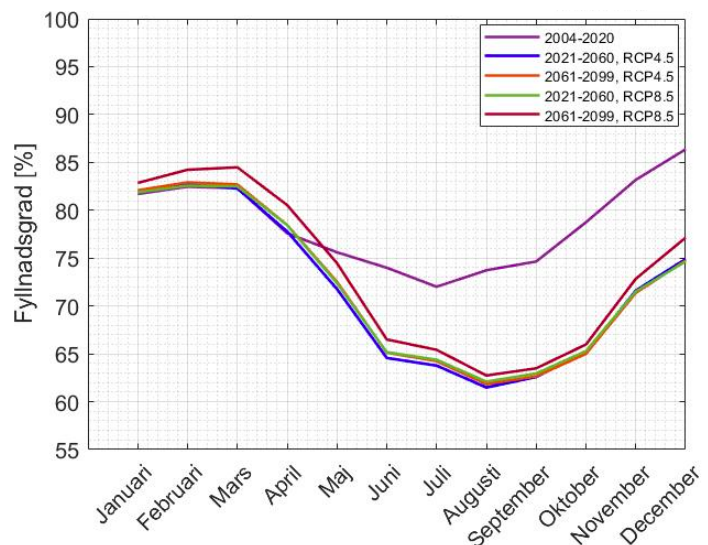
Av Kendall's τ fanns det en signifikant korrelation mellan kloridhalter och topografi för sandig morän och moränlera. Utöver detta fanns det inga signifikanta korrelationer (Tabell 3).

Tabell 3: Resultat för jordarterna sandig morän, moränlera och urberg, av statistiska testet Kendall's τ mellan uppmätta kloridhalter och topografi, avstånd till hav, brunnsdjup och jorddjup. Resultatet presenterat i tabellen är för delavrinningsområde 63461 och 9875 tillsammans, utan avvikande värden. De orangemarkerade p-värdena är när $p < 0,05$, dvs när det finns en signifikant korrelation enligt Kendall's τ

Variabel jämförd med klorid	Jordart	p-värde	τ	Antal mätpunkter
Topografi	Sandig morän	0,0303	-0,154	104
Avstånd till hav	Sandig morän	0,123	-0,107	104
Brunnsdjup	Sandig morän	0,397	0,0599	104
Jorddjup	Sandig morän	0,844	-0,0141	104
Topografi	Moränlera	0,00948	-0,276	49
Avstånd till hav	Moränlera	0,123	-0,107	49
Brunnsdjup	Moränlera	0,352	-0,0971	49
Jorddjup	Moränlera	0,303	-0,110	49
Topografi	Urberg	0,512	-0,0379	152
Avstånd till hav	Urberg	0,0491	-0,116	152
Brunnsdjup	Urberg	0,440	0,0444	152
Jorddjup	Urberg	0,628	0,0284	152

5.2 SALTVATTENINTRÄNGNING KOPPLAT TILL KLIMATFÖRÄNDRINGAR

Den beräknade fyllnadsgraden för referensperioden (2004-2020), samt period 1 (2021-2060) och period 2 (2061-2099) för RCP4.5 och RCP8.5 presenteras i Figur 9. För samtliga perioder är fyllnadsgraden relativt konstant i början av året och därefter, efter mars sjunker fyllnadsgraden. För referensperioden ökar fyllnadsgraden igen efter juli och för framtidsscenarioerna sker det inte förrän efter augusti. Under januari till mars ligger referensperioden väldigt likt period 1 för RCP4.5 och lite under resterande scenarion och perioder. I maj börjar det bli högre för referensperioden och därefter ligger den 10-15 procentenheter över samtliga framtidsscenarioer och får en topp i december. Detta följer inte riktigt SGU:s fyllnadsgrader för samma period, som visar på en topp i april (Figur A11, Appendix A.6). Av framtidsscenarioerna ligger fyllnadsgraden över hela året för RCP4.5 period 1 lägst, därefter ligger RCP8.5 för samma period. Därefter kommer RCP4.5 period 2 och till sist RCP8.5 för samma period.



Figur 9: Fyllnadsgrader för referensperiod 2004-2020, samt 2021-2060 och 2061-2099 för RCP4.5 och RCP8.5, i delavrinningsområde 63461

Skillnaden mellan lägsta och högsta grundvattennivån för respektive scenario och period presenteras i Tabell 4. Den största skillnaden är för period 2 i RCP8.5.

Tabell 4: Skillnad mellan lägsta och högsta grundvattennivåerna för samtliga scenarion och perioder

Scenario	Period	ΔGV [m]
Referensperiod	2004-2020	2,42
RCP4.5	2021-2060	3,60
RCP4.5	2061-2099	3,56
RCP8.5	2021-2060	3,46
RCP8.5	2061-2099	3,67

Den effektiva porositeten som valdes för delavrinningsområde 63461 var 3,6 procent.

6 DISKUSSION

6.1 KLORIDHALTER KOPPLAT TILL OLIKA PARAMETRAR

Överlag ligger majoriteten av de uppmätta kloridhalterna i de två delavrinningsområdena i Norrtälje under gränsen (50 mg/l enligt Socialstyrelsen (2006)) för saltpåverkat dricksvatten (78,8 procent), dock är resterande 21,2 procent över, vilket kan indikera att det är områden som riskerar att utsättas för saltvatteninträning. De båda delavrinningsområdena är kustnära områden till olika vikar i ett område under marina gränsen, vilket tyder på att det är väntat med högre salthalter i grundvattnet.

Resultatet av Kendall's τ indikerar att det finns en korrelation mellan kloridhalter och avstånd till hav (Tabell 2), vilket kan urskiljas från boxplotten (Figur 5). Även Boman m. fl. (2004), Söderholm (2015) och Holmstedt (2008) anser att det finns en ökande kloridtrend närmare hav, vilket även stärker resultatet av denna studie. Spannet mellan högsta och lägsta värdet är dessutom störst vid 0-200 m från havet, vilket kan tyda på att det överlag är större variabilitet närmare hav. Det skulle exempelvis kunna tyda på att det finns mer sprickor i berggrunden närmare hav, som snabbt har tömts på sötvatten, vilket då leder till att saltvatten tränger upp från ett djupare saltvattenskikt (Lång 2008). Överlag finns det uppmätta kloridhalter över 50 mg/l vid alla avstånd från havet (även över 300 meter), vilket betyder att brunnarna kan ha påverkats av reliktvatten längre ifrån havet. Det studerades även om det fanns någon korrelation mellan kloridhalter och avstånd till hav för respektive områden (Tabell 9, Appendix A.3) och det fanns en stark korrelation i delavrinningsområde 63461 och en något svagare i delavrinningsområde 9875 när avvikande värden inte hade tagits bort (Tabell 8, Appendix A.3). När avvikande värden var borta fanns det inte någon signifikant korrelation för delavrinningsområde 9875 längre, endast för delavrinningsområde 63461. Det är dock endast 96 mätpunkter i delavrinningsområde 9875 och 209 mätpunkter i delavrinningsområde 63461, vilket kan påverka resultatet. Om det är färre mätpunkter är det svårare att se om resultatet är en tillfällighet.

Det var även en signifikant korrelation mellan kloridhalter och topografi (Tabell 2), vilket även visualiserades av boxplottar (Figur 6). Detta stärks av flera andra studier (Nosetto m. fl. 2013; Utset m. fl. 1998; Utset & Borroto 2001; Lång m. fl. 2006; Boman & Hanson 2004), vilka alla tyder på att det är vanligt med högre salthalter i låglänta områden. Lång m. fl. (2006) diskuterar att detta främst gäller i områden under den marina gränsen. Norrtälje ligger under denna gräns, vilket bidrar till att det kan finnas mycket relict vatten och att det därmed är större risk för saltvatteninträngning i låglänta områden. På alla markhöjder över hav finns uppmätta kloridhalter över 50 mg/l (Figur 6), vilket tyder på att det kan finnas saltpåverkade brunnar på olika höjder. Detta kan vara kopplat till att det kan ha borrats en för djup brunn på en viss nivå, vid enstaka tillfällen. Det kan även kopplas till att vissa brunnar kan vara påverkade av recent vatten, alternativt om en brunn har majoriteten saltvattenförande sprickor. För att se skillnad på om det är recent eller relict vatten som tränger in hade det varit av intresse att välja ett område som inte var lika kustnära men som ändå ligger under den marina gränsen. Vid känslighetsanalysen för topografi resulterar det i endast en signifikant korrelation i delavrinningsområde 63461, både innan (Tabell 8, Appendix A.3) och efter (Tabell 9, Appendix A.3) att avvikande värden har tagits bort. Korrelationen mellan topografi och kloridhalter är dock starkare innan avvikande värden har tagits bort. Detsamma som för avstånd till hav gäller även här, att antal mätpunkter är betydligt lägre i delavrinningsområde 9875, vilket kan vara en anledning till att det inte blir en signifikant korrelation. Delavrinningsområdena har liknande topografi och jordarter, samt markanvändningen är liknande. Delavrinningsområde 9875 är dock större med färre hushåll, vilket skulle kunna påverka att hushåll inte använder lika mycket vatten från samma grundvattenmagasin och att saltvatteninträngning inte sker i lika stor utsträckning. Det skulle även kunna tyda på att det inte finns någon korrelation. Det skulle behövas undersöka flera områden för att säkerställa att det inte är en lokal tillfällighet.

Brunnsdjupet hade ingen signifikant korrelation i de delavrinningsområden som studerades i denna studie (Tabell 2). Det fanns ingen signifikant korrelation i respektive område individuellt heller (Tabell 8 och 9, Appendix A.3). En tidigare studie av Boman m. fl. (2004) visar på att kloridhalterna ökade med ökat brunnsdjup för hälften av undersökta områden, dock var det tre områden som visade motsatt trend och ett område som inte visade på någon korrelation. Därmed hade det kunnat vara av intresse att titta på flera områden än två när brunnsdjupet kopplat till kloridhalter undersöks eftersom resultatet kan bero på lokala variationer. Anledningen till att det inte fanns någon signifikant korrelation mellan brunnsdjup och kloridhalter kan bero på brister i metodval för denna studie. En radie på 10 m för varje punkt i lagrena med brunnar och kloriddata, skulle kunna bli för grovt i vissa fall, men inte tillräckligt grovt i andra fall. Ibland låg vissa kloridmätningar väldigt långt ifrån tillhörande brunnar. Det fanns inte fastighetsbeteckningar på alla punkter så antingen togs osäkra kloridpunkter bort om de låg över 10 meter ifrån brunnarna och annars antogs det vara tillräckligt nära geografiskt för att koppla ihop dessa punkter. Detta kan ha påverkat resultatet för kloriddata kopplat till brunnsdjup. Ibland låg också vissa brunnar väldigt nära varandra, dock raderades dubletter från datasetet. Det finns en signifikant korrelation mellan brunnsdjup och topografi enligt Kendall's τ ($p=2,65 \cdot 10^{-7}$, $\tau=0,217$, $N=288$), vilket också kan tyda på medvetenhet kring att det finns en koppling mellan topografi och kloridhalter och att brunnsbörare har gjort grundliga undersökningar lokalt för att inte borra för djupt. Det hade kunnat vara av intresse att i

framtida forskning istället undersöka punkten för brunnsuttaget i förhållande till havsnivå, kopplat till kloridhalter för att även koppla hur brunnsdjupet följer topografi.

Jorrdjupet hade inte heller någon signifikant korrelation i delavrinningsområdena tillsammans (Tabell 2) eller separat (Tabell 8 och 9, Appendix A.3). Jorrdjupet har en koppling till grundvattenbildningen enligt Eveborn m. fl. (2017), dock är jorrdjupet väldigt litet för dessa delavrinningsområden. Jorrdjupet har en median på en meter, vilket är ett väldigt tunt jordlager och kan därmed påverka att resultatet inte visar på någon signifikant korrelation i detta fall. Det skulle kunna vara att jordlagret inte är en del av grundvattenmagasinet, likt antagandet av Rydberg (2011) där magasinet börjar vid grundvattenytan; 5 meter under markytan.

För jordarter fanns det ingen signifikant skillnad mellan jordarterna sandig morän, moränlera och urberg (Figur 8). Detta skulle dels kunna bero på att den effektiva porositeten inte skiljde sig tillräckligt mycket. Det är svårt att veta hur den effektiva porositeten är i urberget eftersom porositeten kan variera mellan någon enstaka procent och 15 procent, men det antas vara 3,6 procent från vattenbalansberäkningar i studiens byggda modell (Avsnitt 5.2) och i morän är det 5 procent och moränlera 2 procent (Eveborn m. fl. 2017). Detta tyder dock på att det skulle kunna visa på en signifikant skillnad. En anledning till att skillnaden mellan jordarterna inte är signifikanta kan också vara att jorrdjupet är för tunt och att jorden i sig inte påverkar grundvattenbildningen i tillräckligt stor utsträckning. Detta skulle då innebära att det främst är berggrunden som påverkar grundvattenbildningen.

Det undersöktes även hur och om de olika parametrarna avstånd till hav, topografi, jorrdjup och brunnsdjup signifikant korrelerade med kloridhalter för respektive jordart. Det var endast för sandig morän och moränlera som det fanns en svag korrelation mellan topografi och kloridhalter, medan resterande tester visade på att det inte fanns någon korrelation (Tabell 3). Detta resultat skulle kunna tyda på att topografi endast påverkar kloridhalter för sandig morän och moränlera, men inte för urberg men eftersom det är olika datamängder för olika jordarter skulle det kunna bidra till att resultatet inte är helt jämförbart och att det var för få för vissa grupper. Det användes endast 49 mätpunkter för moränlera medan datamängden för urberg gick upp till 152 mätpunkter.

Det vore intressant att undersöka flera delavrinningsområden för att reducera ännu fler lokala variationer. Det syns i dessa fall att det finns vissa variationer mellan de två delavrinningsområdena, som att topografi och avstånd till hav inte korrelerar med kloridhalter i det ena delavrinningsområdet medan det korrelerar i det andra området, samt tillsammans. Data i denna studie påverkas även av avvikande värden eftersom resultatet visar på en starkare korrelation när de avvikande värdena är kvar. Dock när delavrinningsområdena sammanlås är korrelationen endast svagare utan avvikande värden, den försvinner inte.

6.2 SALTVATTENINTRÄNGNING KOPPLAT TILL KLIMATFÖRÄNDRINGAR

Modellen i denna studie tyder på att grundvattennivåerna kommer sjunka för april-december av framtida fyllnadsgrad relativt dagens fyllnadsgrad. Modellen visar även på att skillnaden mellan högsta och lägsta grundvattennivån kommer vara större i ett framtida påverkat klimat. Studiens modellresultat stämmer inte helt överens med modellresultat från Sundén m. fl. (2010) som visar på att grundvattennivåer mellan 2071-2100 kommer öka i början och i slutet av året, med en minskning mellan maj och oktober jämfört med grundvattennivåer år 1961-1990. Resultatet är dock lite olika beroende på vart i Sverige framtidsmodellen utgår från och Sundén m. fl. (2010) har inte utgått från Norrtälje, vilket kan förklara skillnaderna mellan modellernas resultat. Både att grundvattennivåerna sjunker i maj-december och att grundvattennivåskillnaden tycks vara större i ett framtida klimat, skulle kunna ge en antydning att prognosen om extremväder stämmer, eftersom det kan betyda att det regnar mer periodvis och kan finnas perioder med högre evapotranspiration på grund av högre temperaturer.

Studios modell visar på att de högre temperaturerna kan ha en påverkan på grundvattennivåerna, eftersom det blir lägre grundvattennivåer med lägre fyllnadsgrader, under 8 av 12 månader för samtliga framtidsscenario jämfört med referensperioden. Eftersom fyllnadsgraderna var högre under 4 av 12 månader i framtida scenarion jämfört med referensperioden, skulle det kunna tyda på att det också kommer bli ökad nederbörd periodvis. Däremot är det inte så stor skillnad mellan framtidsscenarioerna och referensperioden. För framtidsscenarioerna går dessutom fyllnadsgraderna upp senare än för referensperioden, vilket är rimligt eftersom RCP-scenarioerna visar på ökade temperaturer överlag, vilket kan leda till att evapotranspirationen och uttaget blir högre jämfört med nederbörden under längre perioder. Om modellen stämmer ser det ut att finnas en ökad risk för saltvatteninträngning, då fyllnadsgraderna kommer minska och då detta är ett potentiellt område för exploatering.

Det finns många förbättringsmöjligheter med studiens modell, vilket även skulle kunna förklara skillnaden mellan SGU:s modell och förutsägelseerna. Exempelvis tar studiens modell inte hänsyn till snö och snösmältning, vilket kan förklara varför det inte är en topp i fyllnadsgrad i april (Figur 9), samt att värdena i slutet av året egentligen är för höga jämfört med SGU:s modell. Dessutom är beräkningen av evapotranspirationen för framtidsscenarioerna väldigt grovt uppskattad. För att utveckla modellen skulle det behövas ett annat sätt att beräkna evapotranspirationen, som är mer nyanserad än Turc's formel och som ändå tar hänsyn till temperatur och nederbörd. Även avrinningen (R) antogs vara densamma för framtidsscenarioerna, vilket eventuellt inte stämmer eftersom både temperatur och nederbörd kommer förändras, vilket i sin tur antagligen förändrar avrinningen, även om forskning visar på att det inte är i så stor utsträckning. Uttaget antogs även vara densamma för samtliga scenarion medan det förmodligen kommer öka med ett torrare och varmare klimat.

Studios modell tar inte heller hänsyn till havsnivåändringar, vilket i tidigare forskning har varit en prognos för potentiell ökad risk för saltvatteninträngning av recent vatten. Det hade exempelvis kunnat testas olika djup på magasinet eftersom botten beräknas vara 5 meter under havsytan. Denna

modell tar generellt endast hänsyn till grundvattennivåförändringar, som används som motivering till potentiella risker för saltvatteninträngning, vilket även är en utvecklingsmöjlighet. Dessutom var det okänt hur den effektiva porositeten var i området, vilket även vore bra för att optimera modellen.

Beräkningen av grundvattenbildningen är väldigt grovt uppskattat där modellen endast utgick från vattenbalansen (ekvation 1). Det skulle även behöva utvecklas och bli mer nyanserat både i denna modell men även mer storskaligt i hela Sverige. Everborn m. fl. (2017) beskriver att Sverige behöver utveckla kunskapsunderlaget om grundvattenbildning och grundvattenbildningens storlek i ett framtida skede, för att lyckas uppnå miljökvalitetsmålet om *Grundvatten av god kvalitet* (Eveborn m. fl. 2017).

Generellt är även framtidsmodellering mycket osäkert och det kan vara en svår balans mellan för få och för många detaljer. Så fort det blir för detaljerat blir det större osäkerheter kring parametrarna, dock behövs även vissa detaljer så en för enkel modell kan också bidra till ett felaktigt resultat. Variationerna blir oftast större när det geografiska området som studeras är mindre, vilket delavrinningsområde 63461 är. Även om det är ett litet område är det också svårt att veta om hela området delar på ett grundvattenmagasin, vilket kan undersökas vidare.

6.3 ÅTGÄRDER

De olika åtgärderna som studerades närmare i denna studie var kontrollering av grundvattenuttag, att installera vattensnåla åtgärder i hemmet, att borra grundare i riskområden, att ansluta hushåll till kommunalt vatten, omvänd osmos, ADR och SWT. Alla åtgärder strävar efter att minska saltvatteninträngningen, dock är vissa bättre på att rena vattnet och vissa fungerar bättre som förebyggande åtgärder.

Att kontrollera grundvattenuttag är en redan väletablerad åtgärd i flera kustnära områden i Sverige. Den är kostnadseffektiv (Tabell 5), eftersom det inte behöver införas några nya teknologier eller dylikt, dock kommer hushåll behöva förändra sitt vattenanvändande vilket kanske inte blir väl bemött. Eftersom det kan vara ett stort steg för vissa hushåll att ändra på sitt användande av vatten skulle installation av vattensnåla åtgärder i hemmet kunna vara ett bra komplement. Vattensnåla åtgärder innebär att grundvattenuttaget minskar samtidigt som hushållen inte behöver förändra sitt vattenanvändande direkt. Däremot finns det vissa åtgärder som inte är så välanvända i Sverige ännu, exempelvis att återanvända dusch- och tvättvatten för toalettspolning, så det kan behövas vidare forskning och testning av dessa tekniker. Dessa åtgärder fungerar för att minska saltvatteninträngning av både relict och recent vatten.

Att borra grundare brunnar i områden som riskerar att trängas in av relict saltvatten, som låglänta områden är en åtgärd som redan används. Det är kan vara ett effektivt skydd mot saltvatteninträngning, dock bör den inte borrar för grunt eftersom det ger ett sämre skydd mot föroreningar ovan jord (Tabell 5). Det finns redan kunskap om att borrhjulet begränsas av topografin, men även

att det bör göras en undersökning innan det borras om hur omgivande brunnar har drabbats av saltvatteninträngning (Litzell 2016).

Tabell 5: Förebyggande åtgärder för saltvatteninträngning som presenterades under bakgrunden, samt för- och nackdelar med dem

ÅTGÄRDER	FÖRDELAR	NACKDELAR
Kontrollera grundvattenuttag	- Kostnadseffektiv (Boman & Hanson 2004) - Minskar grundvattenuttaget och därmed risken för saltvatteninträngning (Boman & Hanson 2004; Livsmedelsverket 2006)	- Hushåll får vänja sig vid att använda mindre vatten (Boman & Hanson 2004)
Vattensnåla åtgärder i hemmet	- När det väl är installerat behöver inte hushållen ändra på sina levnadsvanor i någon större utsträckning - Vissa åtgärder är redan väl etablerade, som att återanvända regnvatten för bevattning (Boman & Hanson 2004)	- Vissa andra åtgärder är inte så väl använda ännu i Sverige, som att återanvända duschvatten och tvättvatten (Archer 2012)
Borra grundare brunnar i riskområden	- Bättre skydd mot naturlig kontamination, som saltvatteninträngning (SGU 2020f)	- Sämre skydd mot föroreningar från ovan jord (SGU 2020f)

Om det redan har skett en saltvatteninträngning är vattnet oftast oanvändbart och det finns ingen garanti att kloridhalterna kommer sjunka. Därför är ett bra alternativ för privatpersoner att ansluta till det kommunala vattnet, vilket skulle bli mer bekvämt. Det är dock ett kostsamt alternativ för både kommunen och hushållen. Flera hushåll installerar små anläggningar för omvänd osmos, vilket renar vattnet men har flera nackdelar. Exempelvis bildas det ett avfall och om det är re- cent havsvatten som renas finns det en risk för att det finns algtoxiner kvar i vattnet, vilket kan öka risken för cancer (Boman & Hanson 2004). Omvänd osmos kan även öka risken för saltvatteninträngning för grannars brunnar om alla är kopplade till samma grundvattenmagasin (Tabell 6).

Det finns flera åtgärder som använder omvänd osmos som en del av tekniken. De kombinerade åtgärderna SWT och ADR tycks vara mer effektiva jämfört med att endast installera anläggningar för omvänd osmos, eftersom de alla fyller på med avsaltat vatten i magasinet. Om det finns en risk för att grannarnas brunnar påverkas kan lösningar där avsaltat vatten fylls på i magasinet minska den risken eftersom det skulle kunna förskjuta gränsen mellan söt- och saltvatten. SWT verkar vara mer utforskat för olika bevattningar och inte så väl använt ännu. Det saknas även studier på hydro-

logiska effekter på omgivande natur (Tabell 6). Eftersom det har testat för bevättningar kan detta vara mer ett storskaligt alternativ som kanske inte passar för enskilda hushåll vilket är där de större problemen ligger för Norrtälje kommun. Däremot kanske det skulle kunna installeras gemensamt i ett mindre samhälle om flera hushåll använder vatten från samma grundvattenmagasin. Det skulle vara av intresse att studera vidare på denna åtgärd och om det skulle kunna implementeras småskaligt och för dricksvatten.

Tabell 6: Åtgärder när vatten redan har blivit kontaminerat som presenterades under bakgrunden, samt för- och nackdelar med dem

ÅTGÄRDER	FÖRDELAR	NACKDELAR
Ansluta till kommunalt vatten	- Bekvämt för privatpersoner när det är installerat	- Kostsamt för kommunen att bygga ut (Boman & Hanson 2004) - Privatpersoner får börja betala för vatten (Norrtälje kommun 2021)
Omvänd osmos	- Effektivt för avsaltning (Stein m. fl. 2016; Vaneckhaute m. fl. 2012)	- Membranet blir lätt smutsigt vilket leder till minskad tryckskillnad och minskad effektivitet vid rening (Stein m. fl. 2016) - Det bildas avfall av omvänd osmos (Vaneckhaute m. fl. 2012) - Om grannarnas brunnar är kopplade till samma magasin kan det påverka deras brunnar (SGU 2013) - Det finns risk för att det finns algtoxiner kvar i vattnet om det är recent havsvatten som renas (Boman & Hanson 2004)
ADR	- Det kan rena vattnet (Abd-Elhamid & Javadi 2011) - Kostnadseffektivt (Abd-Elhamid & Javadi 2011) - Effektivare än att endast avsalta eller att endast fylla på grundvattenmagasinet (Abd-Elhamid & Javadi 2011)	- Det bildas avfall av omvänd osmos (Vaneckhaute m. fl. 2012)

Fortsätter på nästa sida

Tabell 6 – Fortsättning från förra sida

ÅTGÄRDER	FÖRDELAR	NACKDELAR
SWT (ASR, färskhållare och färskskaparen)	<ul style="list-style-type: none"> - Kostnadseffektivt (Zuurbier m. fl. 2017) - Färskskaparen är effektivare när grundvattenmagasin är grunda (Zuurbier m. fl. 2017) 	<ul style="list-style-type: none"> - ASR är ineffektiv när grundvattenmagasin är grunda och salta (Zuurbier m. fl. 2017). - Det är ovisst hur den långsiktiga lönsamheten ser ut (Zuurbier m. fl. 2017). - Det bildas avfall av omvänd osmos (Vaneeckhaute m. fl. 2012) - Det saknas studier om hydrologiska effekter på omgivningen (Zuurbier m. fl. 2017). - Det är ännu inte välanvänt och därför finns inte tillräckligt med bevis på metodens effektivitet (Zuurbier m. fl. 2017).

Överlag är det svårt att säga vilken metod som fungerar bäst eftersom det kan bero på olika lokala faktorer, exempelvis vad vattnet används till och om det behövs mer en förebyggande åtgärd eller en åtgärd för redan kontaminerat grundvatten. I Norrtälje kommun behövs det mest småskaliga lösningar för privatpersoner, där vattnet används som dricksvatten eftersom det främst är där saltvatteninträngning är ett problem. De kombinerade lösningarna tycks vara att föredra för de brunnar som redan har blivit utsatt för saltvatteninträngning, dock kanske det inte passar lika bra för Norrtälje kommun. En förebyggande lösning är att föredra om det finns kunskap om att ett område riskerar saltvatteninträngning. Innan nya utbyggnader sker i Norrtälje kommun kan det vara av intresse att titta på vattensnåla åtgärder i hemmet, som kan byggas in redan innan personer flyttar in. Även att borra grundare brunnar eftersom hela Norrtälje kommun ligger under marina gränsen, samt har mycket kustnära områden.

7 SLUTSATSER

Syftet med studien var först och främst att undersöka vad det finns för samband mellan kloridhalt och topografi, avstånd till hav, jordart, jorddjup och brunnsdjup, samt hur det kan kopplas till risken för saltvatteninträngning i ett kustnära område. Den andra delen av studien var att undersöka om det finns en ökad risk för grundvattennivåförändringar med ett förändrat klimat och hur det kan kopplas till saltvatteninträngning. Den tredje delen av studien var att undersöka om det går att åtgärda salta grundvattenbrunnar, samt vad det finns för potentiella lösningar för att minska risken för saltvatteninträngning. Slutsatserna som kan dras av studiens resultat är följande:

- Det finns en signifikant negativ korrelation mellan avstånd till hav och kloridhalter i brunnar, vilket tyder på att risken för saltvatteninträngning av recent vatten ökar med minskande avstånd till havet.
- Det finns en signifikant korrelation mellan topografi och kloridhalter, vilket tyder på att det är större risk för brunnar placerade i mer låglänta områden att utsättas för saltvatteninträngning av relict vatten jämfört med brunnar placerade högre upp.
- Det finns ingen korrelation mellan kloridhalter och brunnsdjup i de undersökta områdena, dock en korrelation mellan brunnsdjup och topografi.
- Det finns ingen signifikant korrelation mellan jordarter och kloridhalter, samt jorddjup och kloridhalter i denna studie.
- Enligt framtidsmodelleringen i denna studie kommer grundvattennivåerna överlag bli lägre i ett framtida klimat och det kommer bli större grundvattennivåskillnader över ett år, vilket kan tyda på att det finns en risk för saltvatteninträngning. Dock finns det många osäkerheter och modellen kan bli mer nyanserad genom att exempelvis ta hänsyn till flera olika parametrar eller genom att hitta ett annat sätt att beräkna evapotranspirationen. Exempelvis genom att använda en mer nyanserad ekvation än Turc's formel.
- Det finns förebyggande åtgärder för salta grundvattenbrunnar, samt åtgärder för när saltvatteninträngning redan har inträffat. Överlag är det svårt att säga vilken åtgärd som är bäst, dock tycks förebyggande åtgärder vara att föredra.

8 REFERENSER

- Abd-Elhamid, H. F. & Javadi, A. A. (1 sept. 2011). A Cost-Effective Method to Control Seawater Intrusion in Coastal Aquifers. *Water Resources Management*, vol. 25 (11), ss. 2755–2780. DOI: 10.1007/s11269-011-9837-7. Tillgänglig från: <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9837-7> [2021-12-23].
- Alexandersson, H. (18 dec. 2003). *Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik*. 111. Norrköping: SMHI, s. 66. [2021-12-08].
- Archer, D.-E. (okt. 2012). Archer, D. (2012). *Utvärdering av system för BDT-vattenrening med avseende på resurseektiva städer och hållbar urban livsstil inom EVAA-projektet och H+ området, Helsingborg*. Emulsionen Ekonomisk Förening. Emulsionen Ekonomisk Förening, s. 30. Tillgänglig från: https://hplus.helsingborg.se/wp-content/uploads/sites/74/2016/11/delutredning_06_h-eva-bdt-vatten_emulsionen_20121.pdf [2022-01-13].
- Boman, D. & Hanson, G. (2004). *Salt grundvatten i Stockholms läns kust- och skärgårdsområden: metodik för miljöövervakning och undersökningsresultat 2003*. sv. Tekn. rapport 2004:26. OCLC: 186698963. Stockholm: Länsstyrelsen.
- Boverket (30 nov. 2020). *Hushållssammansättning*. Boverket. Tillgänglig från: <https://www.boverket.se/sv/kommunernas-bostadsforsorjning/underlag-for-bostadsforsorjningen/demografisk-utveckling/hushallssammanstallning/> [2021-12-23].
- Bridge, P. D. & Sawilowsky, S. S. (1 mars 1999). Increasing Physicians' Awareness of the Impact of Statistics on Research Outcomes: Comparative Power of the t-test and Wilcoxon Rank-Sum Test in Small Samples Applied Research. *Journal of Clinical Epidemiology*, vol. 52 (3), ss. 229–235. DOI: 10.1016/S0895-4356(98)00168-1. Tillgänglig från: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0895435698001681> [2021-12-16].
- Carlstedt, A. & Lindström, E. J. (2004). Åsarnas grundvatten - en kartering av grundvattentillgångar i Lohärads- och Röåsen. sv. *Naturvård i Norrtälje kommun*, vol. 22, s. 48. Tillgänglig från: <https://www.norrtalje.se/globalassets/bygga-bo-och-miljo/natur--och-miljovard/rapporter/naturvard-i-norrtalje-1-40/22-asarnas-grundvatten.pdf>.
- Dillon, P. (25 febr. 2005). Future management of aquifer recharge, ss. 313–316. Tillgänglig från: <https://link.springer.com.ezproxy.its.uu.se/article/10.1007/s10040-004-0413-6> [2022-01-19].
- EU (23 dec. 2020). DIREKTIV. *Europeiska unionens officiella tidning*, vol. 2020/2184 (453), s. 62. Tillgänglig från: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020L2184&from=EN>.
- Eveborn, D., Vikberg, E. & Thunholm, B. (2017). *Grundvattenbildning och grundvattentillgång i Sverige*. sv. Tekn. rapport 2017:09. SGU, s. 57.
- Goodman, A. & Reilly, T. (jan. 1987). Analysis of saltwater upconing beneath a pumping well. en. *Journal of Hydrology*, vol. 89 (3-4). Publisher: Elsevier, ss. 169–204. DOI: 10.1016/0022-1694(87)90179-X. Tillgänglig från: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/002216948790179X> [2021-10-15].
- Grip, H. & Rodhe, A. (2009). *Vattnets väg från regn till bäck*. sv. 3. utg. Karlshamn: Karlshamn Tryck & Media AB. [2021-09-28].
- Holmstedt, M. (2008). Inventering av bergborrade dricksvattenbrunnar och enskilda avlopp i områden utsatta för saltvattenpåverkan. sv. *Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi*, s. 85. Tillgänglig från: <http://www2.taby.se/Global/SRMH/N%5C%C3%5C%A4mnden/Rapporter%5C%20och%5C%20examensarbeten/Examensarbeten/Bergborrade%5C%20dricksvattenbrunnar%5C%20och%5C%20enskilda%5C%20avlopp%5C%202008.pdf> [2021-09-30].
- Johannesson, M. (1987). *Salt brunnsvatten*. Stockholm: Länsstyrelsen i Stockholms län, s. 11.
- Lantmäteriet (2020). *Geodata Extraction Tool*. Tillgänglig från: <https://zeus.slu.se/get/?drop=get> [2021-09-10].
- Larsson, R. (2020). *Jords egenskaper*. 13359. Linköping: SGI, s. 62. Tillgänglig från: <https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/info/pdf/sgi-i1.pdf> [2022-01-24].
- Lissel, P. (nov. 2021). *Möte med hydrogeologisk expert på WSP*.
- Litzell, R. (dec. 2016). Vägledning för att borra brunn, (16), s. 34. Tillgänglig från: <https://resource.sgu.se/produkter/broschyrer/vagledning-normbrunn-16.pdf> [2022-01-04].
- Livsmedelsverket (2006). *Dricksvatten från enskilda brunnar och mindre vattenanläggningar*. sv. OCLC: 938621563. Stockholm: Socialstyrelsen. Tillgänglig från: http://www.socialstyrelsen.se/Lists/Artikelkatalog/Attachments/9411/2006-101-8_20061018.pdf [2021-09-28].
- Luoma, S., Okkonen, J. & Korkka-Niemi, K. (febr. 2017). Comparison of the AVI, modified SINTACS and GALDIT vulnerability methods under future climate-change scenarios for a shallow low-lying coastal aquifer in southern

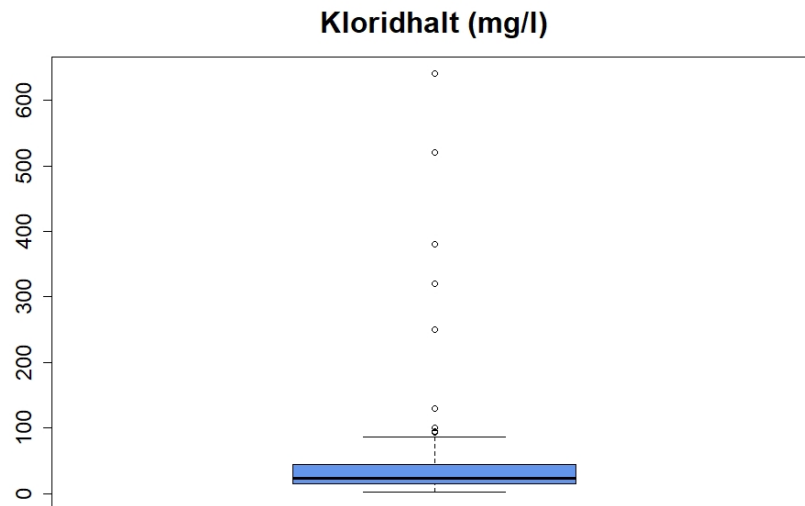
- Finland. en. *Hydrogeology Journal*, vol. 25 (1), ss. 203–222. DOI: 10.1007/s10040-016-1471-2. Tillgänglig från: <http://link.springer.com/10.1007/s10040-016-1471-2> [2021-10-07].
- Lång, L.-O. (2008). Beskrivning till kartan Grundvattenförekomster i Uddevalla kommun, s. 72. Tillgänglig från: <https://resource.sgu.se/dokument/publikation/k/k108beskrivning/k108-beskrivning.pdf> [2022-01-26].
- Lång, L.-O., Olofsson, B., Mellqvist, E., Ojala, L., Maxe, L. & Thorsbrink, M. (dec. 2006). *Miljömålsuppföljning av grundvatten i kustområden – statusbeskrivning och diskussionsunderlag*. sv. Tekn. rapport 2006:24. SGU, s. 45. Tillgänglig från: <https://resource.sgu.se/dokument/publikation/sgurapport/sgurapport200624rapport/s0624-rapport.pdf> [2021-09-10].
- Lærd (2018). *Testing for Normality using SPSS Statistics when you have only one independent variable*. Tillgänglig från: <https://statistics.laerd.com/spss-tutorials/testing-for-normality-using-spss-statistics.php> [2022-01-07].
- Norrtälje kommun (2020). *Befolkningsutveckling i Norrtälje kommun*. Tillgänglig från: <https://www.norrtalje.se/info/kommun-och-politik/fakta-om-norrtalje-kommun/kommunfakta/befolkningsstatistik/> [2021-10-06].
- Norrtälje kommun (2021). *Brukningssavgift för vatten och avlopp i Norrtälje kommun*. Tillgänglig från: <https://www.nvaa.se/informationssidor/Kommunalt-vatten-och-avlopp/avgift-for-kommunalt-vatten-och-avlopp/brukningssavgift/> [2022-01-26].
- Norrtälje kommun (u.å.[a]). *Miljö, klimat och natur*. Tillgänglig från: <https://www.norrtalje.se/info/bo-och-miljo/natur-och-miljo/> [2021-10-06].
- Norrtälje kommun (u.å.[b]). *Enskilt vatten i Norrtälje kommun*. Tillgänglig från: <https://www.norrtalje.se/info/bo-och-miljo/vatten-och-avlopp/enskilt-vatten-och-avlopp2/enskilt-vatten/> [2021-09-06].
- Norrvatten (2018). *Grundvatten i Norrtälje*. sv. Tillgänglig från: <https://www.norrvatten.se/om-norrvatten/nyheter/nyhetsarkiv/nyheter-2018/grundvatten-i-norrtalje/> [2021-10-06].
- Norrvatten (u.å.). *Historia*. sv. Tillgänglig från: <https://www.norrvatten.se/om-norrvatten/historia/> [2021-10-06].
- Nosetto, M. D., Acosta, A. M., Jayawickreme, D. H., Ballesteros, S. I., Jackson, R. B. & Jobbágy, E. G. (nov. 2013). Land-use and topography shape soil and groundwater salinity in central Argentina. en. *Agricultural Water Management*, vol. 129, ss. 120–129. DOI: 10.1016/j.agwat.2013.07.017. Tillgänglig från: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377413001984> [2021-09-06].
- Persson, J., Fridell, K., Gustafsson, E.-L., Englund, J.-E., Sveriges lantbruksuniversitet & Fakulteten för landskapsarkitektur, t. o. v. (2014). *Att räkna på vatten en formelsamling för landskapsingenjörer*. OCLC: 942391321. Alnarp: Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet. Tillgänglig från: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-e-2353> [2021-10-29].
- Pettersson, J. & Hammarberg, R. (maj 2019). *VA-skulden - sanning eller myt?* Tekn. rapport 05:2019, s. 42. Tillgänglig från: https://www.wsp.com/-/media/Insights/Sweden/Documents/2019/VA-skulden_WSP.pdf [2019-06-09].
- Puth, M.-T., Neuhäuser, M. & Ruxton, G. D. (1 april 2015). Effective use of Spearman's and Kendall's correlation coefficients for association between two measured traits. *Animal Behaviour*, vol. 102. Publisher: Academic Press, ss. 77–84. DOI: 10.1016/j.anbehav.2015.01.010. Tillgänglig från: <https://www.sciencedirect-com.ezproxy.its.uu.se/science/article/pii/S0003347215000196> [2021-12-16].
- Risberg, G. & Lewin Pihlblad, L. (22 dec. 2006). *Övervakning av saltvatteninträngning i brunnar*. 1:0. Naturvårdsverket, s. 17. Tillgänglig från: <https://www.yumpu.com/sv/document/view/19956321/overvakning-av-saltvattenintrangning-i-brunnar-havs> [2022-01-25].
- Rydberg, A. (22 sept. 2011). *VA-förutsättningar Östra Tyresö*. Stockholm: WSP, s. 23. Tillgänglig från: <https://docplayer.se/17182222-Rapport-va-forutsattningar-ostra-tyreso-2011-09-22-upprattad-av-anders-rydberg.html> [2021-12-20].
- SCB (2017). *Flest fritidshusområden i Norrtälje*. sv. Tillgänglig från: <http://www.scb.se/hitta-statistik/artiklar/2017/Flest-fritidshusomraden-i-Norrtalje/> [2021-10-06].
- SGU (2013). *Bedömningsgrunder för grundvatten*. sv. Tekn. rapport 2013:01. OCLC: 940613607. Uppsala: SGU. Tillgänglig från: <http://resource.sgu.se/ezproxy.its.uu.se/produkter/sgurapp/s1301-rapport.pdf> [2021-09-27].
- SGU (2020a). *Vatten*. sv. Tillgänglig från: <https://www.sgu.se/om-geologi/vatten/> [2021-09-06].
- SGU (10 dec. 2020b). *Stora och små grundvattenmagasin*. Tillgänglig från: <https://www.sgu.se/grundvatten/grundvattennivaer/om-grundvattennivaer/stora-och-sma-grundvattenmagasin/> [2022-01-02].
- SGU (2020c). *Det menas med fyllnadsgrad*. Tillgänglig från: <https://www.sgu.se/grundvatten/grundvattennivaer/om-grundvattennivaer/det-menas-med-fyllnadsgrad/> [2021-12-15].

- SGU (2020d). *Kartvisare och diagram för beräknade nivåer*. Tillgänglig från: <https://www.sgu.se/grundvatten/grundvattennivaer/berakningsmodell/> [2021-12-15].
- SGU (2020e). *Så beräknar SGU aktuella grundvattennivåer*. Tillgänglig från: <https://www.sgu.se/grundvatten/grundvattennivaer/om-grundvattennivaer/sa-beraknar-sgu-aktuella-grundvattennivaer/> [2021-12-15].
- SGU (2 nov. 2020f). *Anläggning av brunn*. Tillgänglig från: <https://www.sgu.se/grundvatten/brunnar-och-dricksvatten/anlaggning-av-brunn/> [2022-01-14].
- SGU (u.å.). *Så påverkar klimatförändringar grundvattnet*. sv. Tillgänglig från: <https://www.sgu.se/samhallsplanering/planering-och-markanvandning/grundvatten-i-planeringen/klimatforandringar/paverkan/> [2021-09-15].
- Sherif, M., Kacimov, A., Javadi, A. & Ebraheem, A. A. (febr. 2012). Modeling Groundwater Flow and Seawater Intrusion in the Coastal Aquifer of Wadi Ham, UAE. en. *Water Resources Management*, vol. 26 (3), ss. 751–774. DOI: 10.1007/s11269-011-9943-6. Tillgänglig från: <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9943-6> [2021-10-12].
- Sherif, M. & Singh, V. (1999). Effect of climate change on sea water intrusion in coastal aquifers. *Hydrological Processes*, vol. 13 (8), ss. 1277–1287. DOI: 10.1002/(SICI)1099-1085(19990615)13:8<1277::AID-HYP765>3.0.CO;2-W. Tillgänglig från: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/%5C%28SICI%5C%291099-1085%5C%2819990615%5C%2913%5C%3A8%5C%3C1277%5C%3A%5C%3AAID-HYP765%5C%3E3.0.CO%5C%3B2-W> [2021-10-15].
- SMHI (2018). *RCP scenarier | SMHI*. sv. Tillgänglig från: <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/klimatmodeller-och-scenarier/rcp-er-den-nya-generationen-klimatscenarier-1.132914> [2021-09-30].
- SMHI (2019a). *Beräkning av magasinförändring utifrån vattenbalans från modelldata - Vattenwebb - SMHI*. Tillgänglig från: <https://kundo.se/org/vattenweb/d/berakning-av-magasinforandring-utifran-vattenbalan/> [2021-11-17].
- SMHI (10 okt. 2019b). *Torrperiod | SMHI*. Tillgänglig från: <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/meteorologi/torka-och-torrperiod-1.7085> [2022-01-12].
- SMHI (2 nov. 2020a). *Storskalig hydrologisk modellering*. Tillgänglig från: <https://www.smhi.se/forskning/forskningsenheter/hydrologisk-forskning/storskalig-hydrologisk-modellering-1.134457> [2022-01-10].
- SMHI (2020b). *S-HYPE: HYPE-modell för hela Sverige | SMHI*. Tillgänglig från: <https://www.smhi.se/forskning/forskningsenheter/hydrologisk-forskning/s-hype-hype-modell-for-hela-sverige-1.560> [2021-12-15].
- SMHI (2020c). *Modelldata per område | SMHI - Vattenwebb*. Tillgänglig från: <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/> [2021-12-08].
- SMHI (15 dec. 2021). *Klimatförändringen är tydlig redan idag | SMHI*. Tillgänglig från: <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/klimatet-forandras/klimatforandringarna-marks-redan-idag-1.1510> [2022-01-19].
- Stein, S., Russak, A., Sivan, O., Yechieli, Y., Rahav, E., Oren, Y. & Kasher, R. (febr. 2016). Saline Groundwater from Coastal Aquifers As a Source for Desalination. *Environmental Science & Technology*, vol. 50 (4). Publisher: American Chemical Society, ss. 1955–1963. DOI: 10.1021/acs.est.5b03634. Tillgänglig från: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03634> [2021-10-13].
- Strandberg, G. (1 juli 2020). *Säkert och osäkert i klimatscenerierna*. MSB1677. Norrköping: MSB, s. 23. Tillgänglig från: <https://rib.msb.se/Filer/pdf/29466.pdf> [2021-12-22].
- Sundberg, J. (1991). *Termiska egenskaper i jord och berg*. 12. Linköping: SGI, s. 32. Tillgänglig från: https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/info/pdf/sgi-i12.pdf?fbclid=IwAR1kpWTD4PMTnr-Mvl_ehyKyjMeQsvI94WEp%200GEqRxdGPYXeI4LXZxgWY4 [2021-12-29].
- Sundén, G., Maxe, L. & Dahné, J. (2010). *Grundvattennivåer och vattenförsörjning vid ett förändrat klimat*. 2010:12. SGU, s. 46.
- Sydvatten (2021). *Världens vatten*. sv. Tillgänglig från: <https://sydvatten.se/vattenfakta/varldens-vatten/> [2021-09-06].
- Söderholm, M. (2015). *Saltvatteninträngning i bergborrade brunnar*. Stockholm: Stockholms universitet, s. 49. Tillgänglig från: <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:850317/FULLTEXT01.pdf> [2022-01-25].
- Turc, L. (1955). Le bilan d'eau des sols : relations entre les précipitations, l'évaporation et l'écoulement. *Journées de l'hydraulique*, vol. 3 (1). Publisher: Persée - Portal of scientific journals in the field of the humanities, ss. 36–44. Tillgänglig från: https://www.persee.fr/doc/jhydr_0000-0001_1955_act_3_1_3278 [2022-01-26].
- Utset, A. & Borroto, M. (aug. 2001). A modeling-GIS approach for assessing irrigation effects on soil salinisation under global warming conditions. en. *Agricultural Water Management*, vol. 50 (1), ss. 53–63. DOI: 10.1016/S0378-3774(01)00090-7. Tillgänglig från: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377401000907> [2021-09-08].

- Utset, A., Ruiz, M. E., Herrera, J. & Ponce de Leon, D. (1 okt. 1998). A geostatistical method for soil salinity sample site spacing. *Geoderma*, vol. 86 (1), ss. 143–151. DOI: 10.1016/S0016-7061(98)00037-8. Tillgänglig från: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706198000378> [2021-09-08].
- Vaneckhaute, C., Meers, E., Michels, E., Christiaens, P. & Tack, F. M. G. (1 maj 2012). Fate of Macronutrients in Water Treatment of Digestate Using Vibrating Reversed Osmosis. *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 223 (4). Company: Springer Distributor: Springer Institution: Springer Label: Springer Number: 4 Publisher: Springer Netherlands, ss. 1593–1603. DOI: 10.1007/s11270-011-0967-6. Tillgänglig från: [https://link.springer-com.ezproxy.its.uu.se/article/10.1007/s11270-011-0967-6](https://link.springer.com.ezproxy.its.uu.se/article/10.1007/s11270-011-0967-6) [2021-12-23].
- Wei, C.-H., Laborie, S., Ben Aim, R. & Amy, G. (1 juli 2012). Full utilization of silt density index (SDI) measurements for seawater pre-treatment. *Journal of Membrane Science*, vol. 405-406, ss. 212–218. DOI: 10.1016/j.memsci.2012.03.010. Tillgänglig från: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0376738812001913> [2022-01-05].
- Zuurbier, K. G., Raat, K. J., Paalman, M., Oosterhof, A. T. & Stuyfzand, P. J. (jan. 2017). How Subsurface Water Technologies (SWT) can Provide Robust, Effective, and Cost-Efficient Solutions for Freshwater Management in Coastal Zones. en. *Water Resources Management*, vol. 31 (2), ss. 671–687. DOI: 10.1007/s11269-016-1294-x. Tillgänglig från: <http://link.springer.com/10.1007/s11269-016-1294-x> [2021-10-13].

A APPENDIX

A.1 KLORIDHALTER MED AVVIKANDE VÄRDEN



Figur A1: Boxplot av kloridhalter i brunnar med avvikande värden, N=288 mätpunkter

A.2 KORRIGERING AV NEDERBÖRD

Tabell 7: Medelvärde av uppmätt nederbörd och korrigerad nederbörd 1961-1990, mätstation Svanberga A i Norrtälje (Alexandersson 2003). Dessutom hur många procent mer den korrigerade nederbörden är jämfört med den uppmätta (förändring)

	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
Uppmätt (mm)	40	28	28	31	30	40	69	63	59	51	58	48
Korrigerad (mm)	46	33	32	35	34	45	77	71	66	58	66	56
Förändring (%)	15	18	14	13	13	13	13	12	12	14	14	17

A.3 KORRELATIONSTESTER

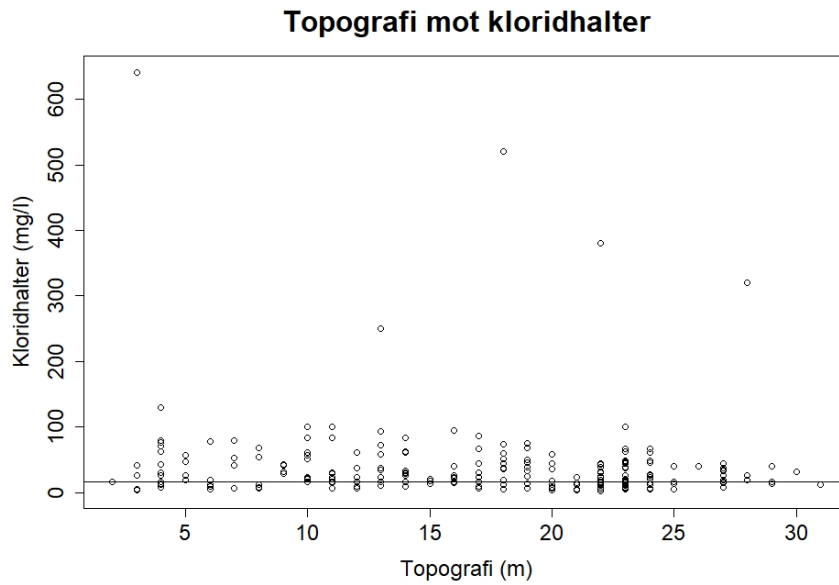
Tabell 8: Resultat av statistiska testet Kendall's τ mellan uppmäta kloridhalter och topografi, avstånd till hav, brunnsdjup och jorddjup för delavrinningsområde 63461, 9875, samt de två tillsammans. Detta resultat är med avvikande värden. De orangemarkerade p-värdena är när $p < 0,05$, dvs när det finns en signifikant korrelation enligt Kendall's τ

Delavrinnings- område	Variabel jämförd med klorid	p-värde	τ	Antal mätpunkter
63461	Topografi	0,00220	-0,141	226
63461	Avstånd till hav	$7,06 \cdot 10^{-5}$	-0,180	226
63461	Brunnsdjup	0,592	0,0245	226
63461	Jorddjup	0,971	0,00169	226
9875	Topografi	0,620	-0,0342	105
9875	Avstånd till hav	0,0449	-0,134	105
9875	Brunnsdjup	0,560	-0,0396	105
9875	Jorddjup	0,446	0,0520	105
63461 & 9875	Topografi	0,00376	-0,110	331
63461 & 9875	Avstånd till hav	$7,91 \cdot 10^{-6}$	-0,166	331
63461 & 9875	Brunnsdjup	0,796	-0,00973	331
63461 & 9875	Jorddjup	0,929	0,00339	331

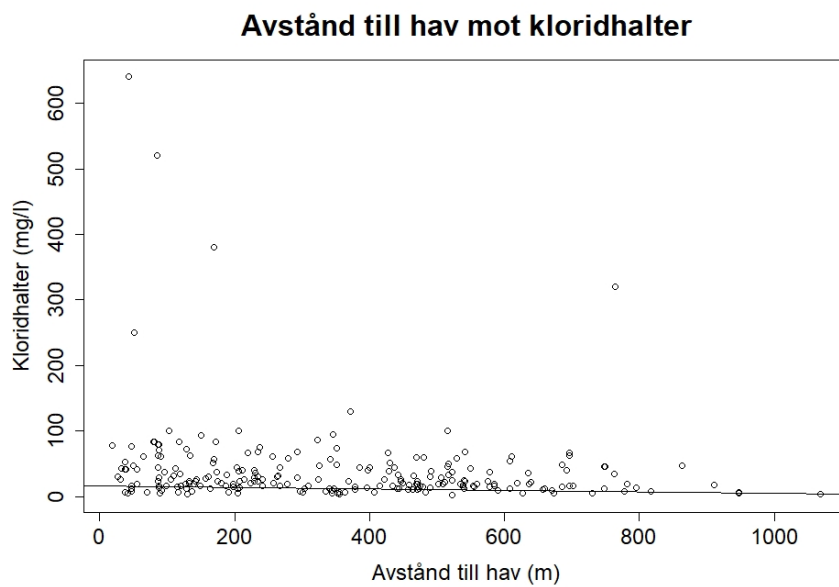
Tabell 9: Resultat av statistiska testet Kendall's τ mellan uppmäta kloridhalter och topografi, avstånd till hav, brunnsdjup och jorddjup för delavrinningsområde 63461 och 9875, utan avvikande värden. De orangemarkerade p-värdena är när $p < 0,05$, dvs när det finns en signifikant korrelation enligt Kendall's τ

Delavrinnings- område	Variabel jämförd med klorid	p-värde	τ	Antal mätpunkter
63461	Topografi	0,00382	-0,139	209
63461	Avstånd till hav	0,000269	-0,171	209
63461	Brunnsdjup	0,753	0,0150	209
63461	Jorddjup	0,533	-0,0303	209
9875	Topografi	0,720	0,0259	96
9875	Avstånd till hav	0,213	-0,0871	96
9875	Brunnsdjup	0,592	-0,0382	96
9875	Jorddjup	0,459	0,0529	96

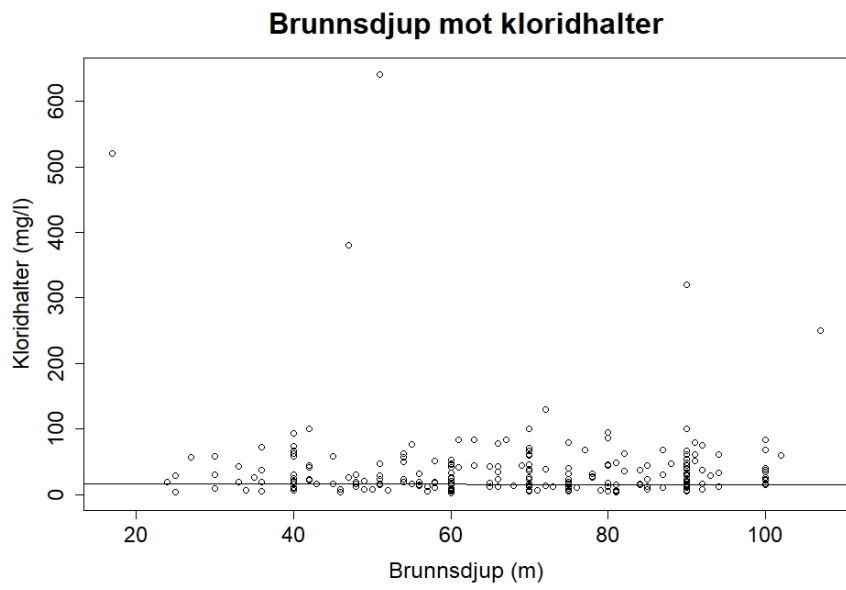
A.4 LINJÄRA ANPASSNINGAR MED KLORIDHALTER



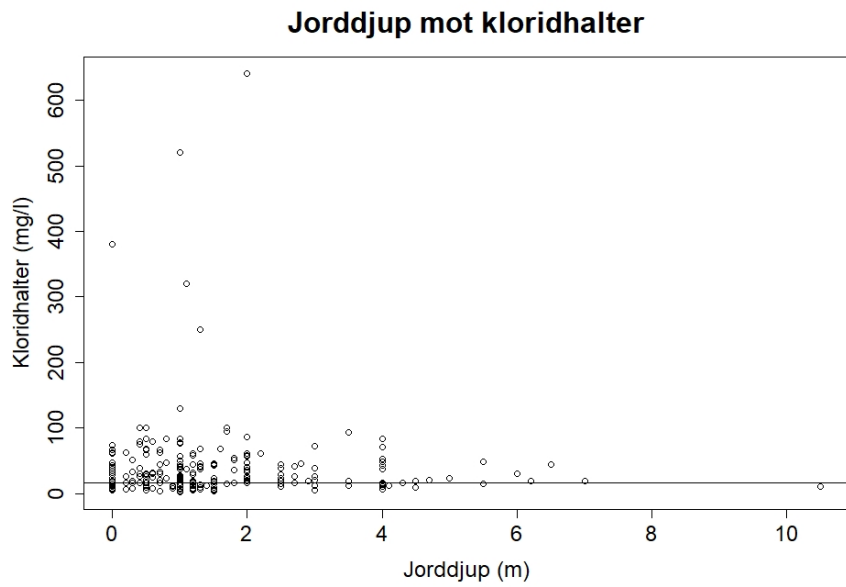
Figur A2: Linjär anpassning mellan topografi och kloridhalter, N=288 mätpunkter



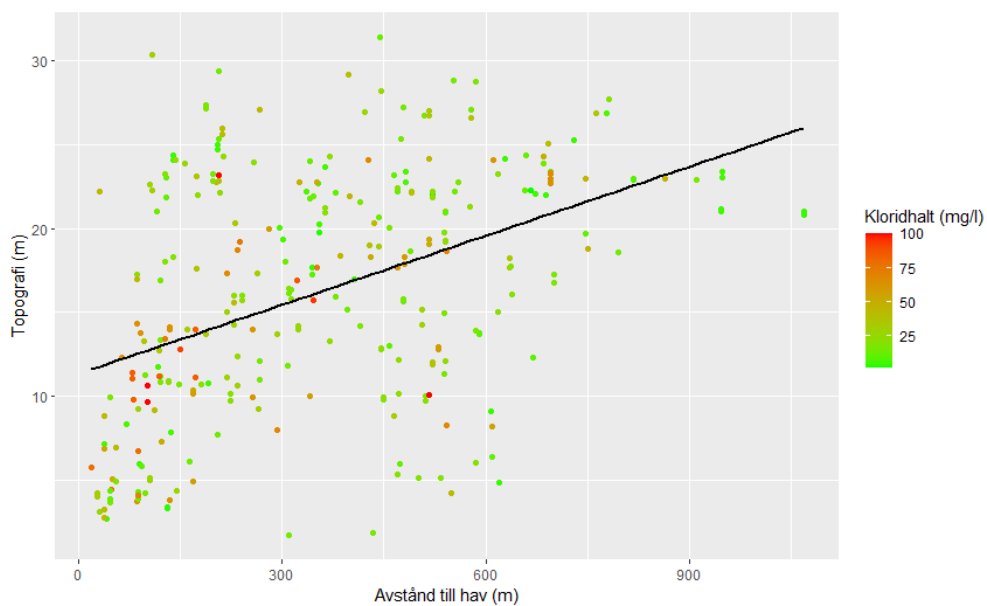
Figur A3: Linjär anpassning mellan avstånd till hav och kloridhalter, N=288 mätpunkter



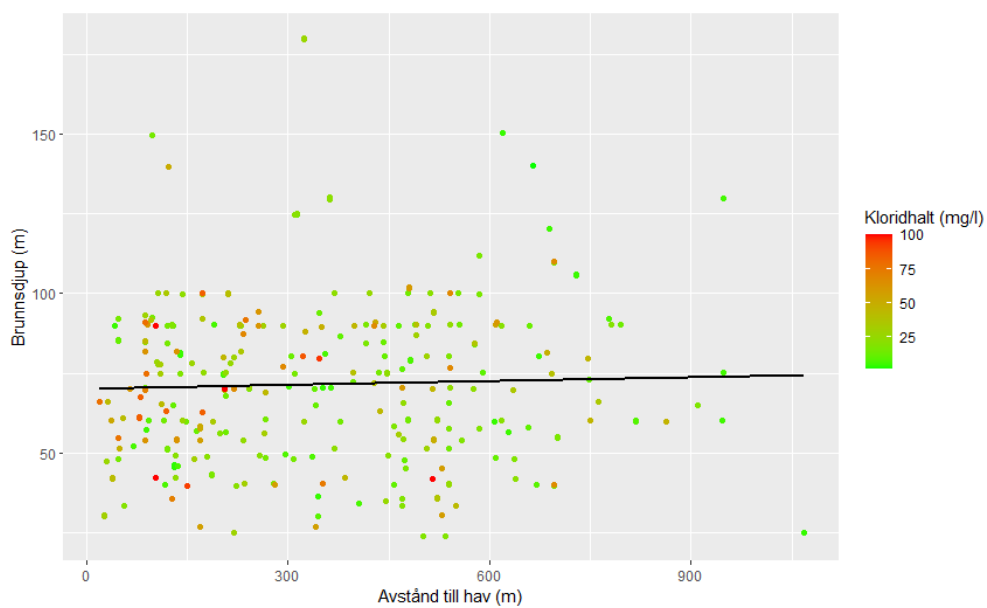
Figur A4: Linjär anpassning mellan brunnsdjup och kloridhalter, N=288 mätpunkter



Figur A5: Linjär anpassning mellan jorddjup och kloridhalter, N=288 mätpunkter



Figur A6: Topografi mot avstånd till hav i delavrinningsområde 63461 och 9875, utan avvikande värden, med en linjär anpassad linje dragen. Datapunkterna är färgade efter kloridhalter (N=288 mätpunkter)



Figur A7: Brunnsdjup mot avstånd till hav i delavrinningsområde 63461 och 9875, utan avvikande värden, med en linjär anpassad linje dragen. Datapunkterna är färgade efter kloridhalter (N=288 mätpunkter)

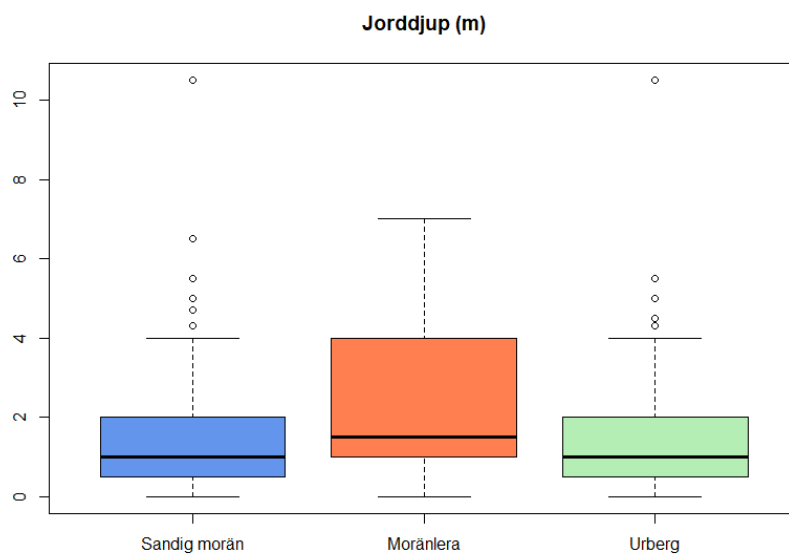
A.5 JORDARTER

Tabell 10: Resultat av statistiska testet Kendall's τ mellan uppmätta kloridhalter och topografi, avstånd till hav, brunnsdjup och jorddjup för delavrinningsområde 63461 och 9875, samt uppdelat efter jordart. Detta är resultat utan avvikande värden. De orangemarkerade p-värdena är när $p < 0,05$, dvs när det finns en signifikant korrelation enligt Kendall's τ

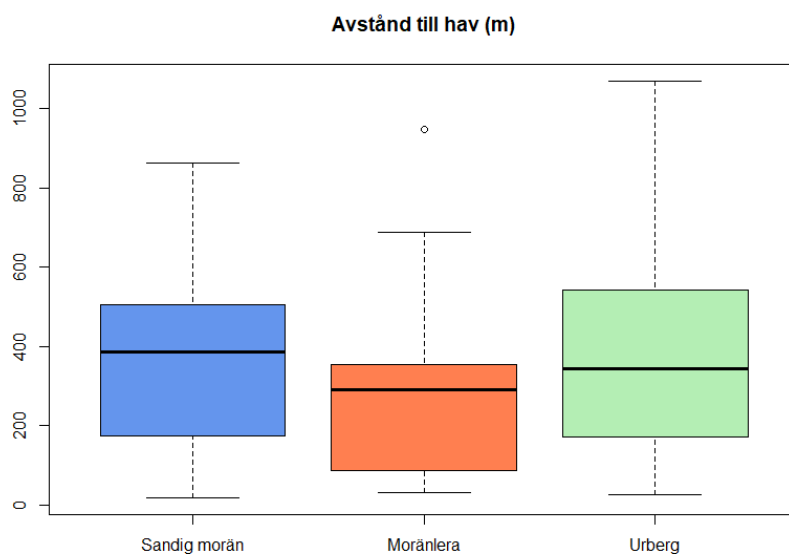
Delavrinnings- område	Variabel jämförd med klorid	Jordart	p-värde	τ	Antal mätpunkter
63461	Topografi	Sandig morän	0,0147	-0,176	94
63461	Avstånd till hav	Sandig morän	0,109	-0,113	94
63461	Brunnsdjup	Sandig morän	0,582	0,0395	94
63461	Jorddjup	Sandig morän	0,469	-0,0526	94
63461	Topografi	Urberg	0,185	-0,0916	109
63461	Brunnsdjup	Urberg	0,342	0,0656	109
63461	Jorddjup	Urberg	0,754	0,0220	109
9875	Topografi	Moränlera	0,0975	-0,199	36
9875	Avstånd till hav	Moränlera	0,0712	-0,215	36
9875	Brunnsdjup	Moränlera	0,681	0,0492	36
9875	Jorddjup	Moränlera	0,923	-0,0117	36
9875	Topografi	Urberg	0,291	0,117	43
9875	Avstånd till hav	Urberg	0,834	-0,0227	43
9875	Brunnsdjup	Urberg	0,521	0,0700	43
9875	Jorddjup	Urberg	0,627	0,0535	43

Tabell 11: Resultat av statistiska testet Wilcoxon rank sum test mellan uppmätta kloridhalter och topografi, avstånd till hav, brunnsdjup och jorddjup för delavrinningsområde 63461 och 9875 tillsammans. De orangemarkerade p-värdena är när $p < 0,05$, dvs när det finns en signifikant korrelation enligt Wilcoxon (utan avvikande värden)

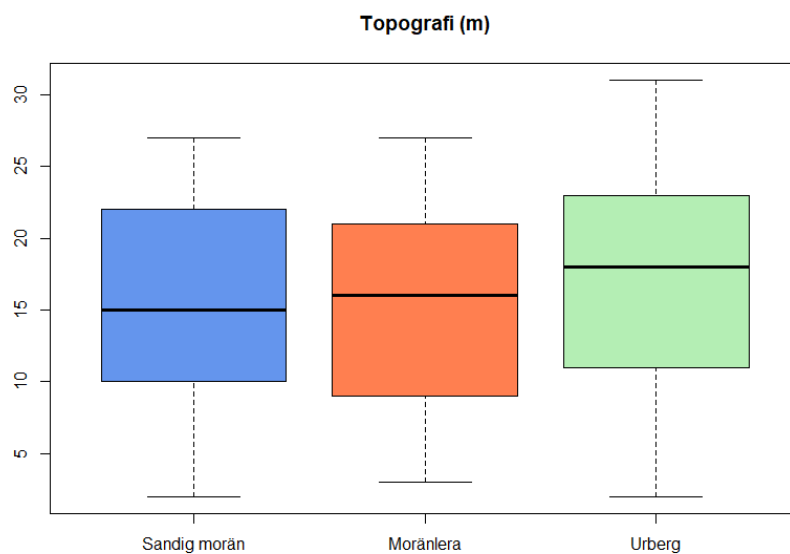
Variabel	Jordart 1	Jordart 2	p-värde	W	Antal mätpunkter
Klorid	Sandig morän	Moränlera	0,542	2370	153
Klorid	Sandig morän	Urberg	0,513	6640	256
Klorid	Urberg	Moränlera	0,913	3350	201
Jorddjup	Sandig morän	Moränlera	0,00149	1500	153
Jorddjup	Sandig morän	Urberg	0,246	6370	256
Jorddjup	Urberg	Moränlera	$1.239 \cdot 10^{-5}$	1900	201
Avstånd till hav	Sandig morän	Moränlera	0,0150	2790	153
Avstånd till hav	Sandig morän	Urberg	0,612	7250	256
Avstånd till hav	Urberg	Moränlera	0,00951	4150	201
Topografi	Sandig morän	Moränlera	0,389	2380	153
Topografi	Sandig morän	Urberg	0,116	7820	256
Topografi	Urberg	Moränlera	0,0391	3900	201
Brunnsdjup	Sandig morän	Moränlera	0,358	2018	153
Brunnsdjup	Sandig morän	Urberg	0,881	7060	256
Brunnsdjup	Urberg	Moränlera	0,399	3040	201



Figur A8: Boxplot av jorddjupet för sandig morän (N=104 mätpunkter), moränlera (N=49 mätpunkter) och urberg (N=152 mätpunkter)

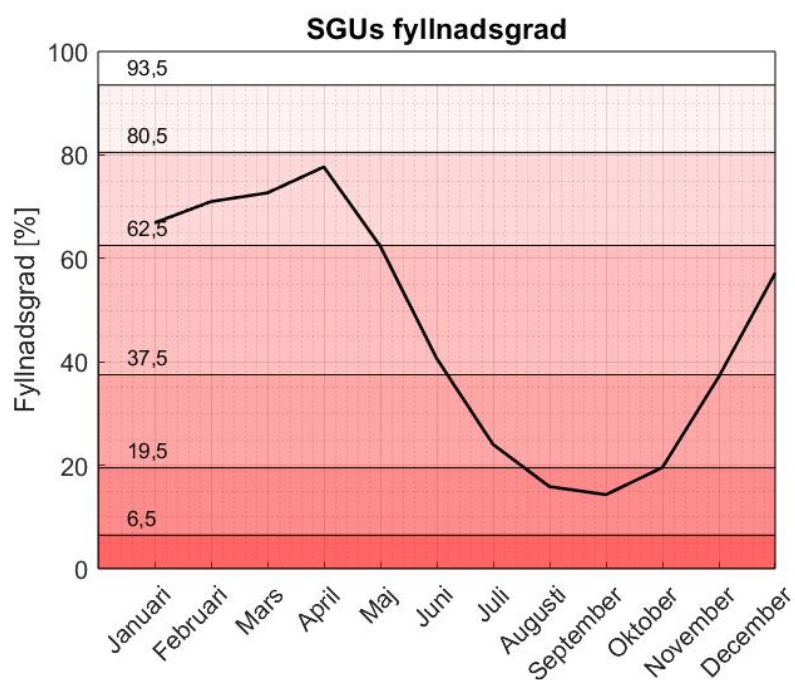


Figur A9: Boxplot av avstånd till hav för sandig morän (N=104 mätpunkter), moränlera (N=49 mätpunkter) och urberg (N=152 mätpunkter)



Figur A10: Boxplot av topografin för sandig morän (N=104 mätpunkter), moränlera (N=49 mätpunkter) och urberg (N=152 mätpunkter)

A.6 FYLLNADSGRAD SGU



Figur A11: Fyllnadsgrader för 2004-2020 utifrån SGU:s modell för fyllnadsgrader