

EARTH SCIENCES CENTRE
GÖTEBORG UNIVERSITY
B522 2007

VATTEN OCH AVLOPP I MJÖSHULT SOMMARSTUGEOMRÅDE, BORÅS KOMMUN

Ann Christin Rosenberg



Department of Earth Sciences
Geology
GÖTEBORG 2007



GÖTEBORGS UNIVERSITET
Institutionen för geovetenskaper
Avdelningen för geologi
Geovetarcentrum

VATTEN OCH AVLOPP I MJÖSHULT SOMMARSTUGEOMRÅDE, BORÅS KOMMUN

Ann Christin Rosenberg

ISSN 1400-3821

**B522
Projektarbete
Göteborg 2007**

Postadress
Geovetarcentrum
S-405 30 Göteborg

Besöksadress
Geovetarcentrum
Guldhedsgatan 5A

Telefon
031-786 19 51

Telfax
031-786 19 86

Earth Sciences Centre
Göteborg University
S-405 30 Göteborg
SWEDEN

Water and wastewater in Mjöshult summer cottage area, Borås municipality

Ann Christin Rosenberg, Göteborg University, Department of Earth Sciences; Geology, Box 460, SE-405 30 Göteborg

Abstract

The summer cottages in Mjöshult are to a large degree transformed to permanent residences. The septic systems have become under-dimensioned and the excess wastewater overload the infiltration capacity of their own, and the neighbours' properties. The greater water consumption affects the groundwater, and the short distances between the septic systems and the wells increase the possibility of pollution in drinking-water.

The project was in cooperation with Borås municipality in south-western Sweden as a Masters degree in Quaternary and Environmental Geology. The aim with the work was to investigate if the bad septic systems in Mjöshult affects the groundwater and the water quality in the lake Säven, and to make suggestions regarding the community septic systems and a control program for the area.

Methods used are water and wastewater investigations, surface soil survey, sediment analyzes, water balance calculations, water analyses and construction of a groundwater level map.

The results show that only 10 % of the properties have properly septic systems with fore and after treatment. The security distances between the septic systems and the wells are too short to ensure a good drinking water quality. The sediment samples indicate the ground is either too fine-grained or too coarse-grained and the ground water level is too high for an ordinary infiltration septic system. The water analyses shows that the groundwater is polluted by wastewater and that the lake water is affected. The groundwater flow is changed by the water consumption and by disturbances to drainage. The water balance results show that the groundwater is sufficient for a larger withdrawal.

Two alternatives are given for an improvement of the water quality in the area. The first recommendation is to build three relatively large community sewage treatment works with after treatment in filter beds. The second recommendation is to keep the closed tanks for toilet wastewater, recycle the nutritive salts, and after that lead the gray water to a community gray water sewage treatment facility or to a larger filterbed.

Keywords: wastewater treatment, groundwater, septic systems, infiltration, Mjöshult

Vatten och avlopp i Mjöhult sommarstugeområde, Borås kommun

Ann Christin Rosenberg, Göteborgs Universitet, Geovetarcentrum, Avdelning för Geologi,
Box 460, SE-405 30 Göteborg

Sammanfattning

I Mjöhults sommarstugeområde blir fritidshusen i allt större grad permanentbostäder. Avloppsanläggningarna blir underdimensionerade och de ökande mängderna avloppsvatten belastar både den egna tomten och grannfastigheterna. Den ökande vattenförbrukningen påverkar grundvattnet och de alltför korta skyddsavstånden mellan avloppsanläggningar och brunnar ökar risken för föroreningar i dricksvattnet.

Projektet gjordes i samarbete med Borås Kommun i form av en magister examen i kvartär- och miljögeologi. Syftet med arbetet är att undersöka om de dåliga avloppen i Mjöhult påverkar grundvattnet och vattenkvaliteten i sjön Säven, samt att ge förslag på gemensamma avloppsanläggningar och att utarbeta ett kontrollprogram.

De metoder som använts är VA-inventering, jordartskartering, vattenbalansberäkning, kornstorleksanalyser, vattenprovtagning och konstruktion av en grundvattennivåkarta.

Resultatet visar att bara 10 % av fastigheterna har rätt utförda avloppsanläggningar med för- och efterbehandling. Jordarterna är antingen alltför finkorniga eller för grovkorniga i området, samt att grundvattenytan är för ytlig för att vanliga infiltrationsanläggningar skall fungera. Vattenanalyserna visar att både grundvattnet och sjövattnet är förorenat av avlopp. Skyddsavstånden mellan avloppsanläggningarna och brunnarna är otillräckliga för att garantera en god dricksvattenkvalitet. Resultaten visar också att grundvattenströmningen är förändrad av vattenuttaget och av avskärande dräneringar. Vattenbalansberäkningarna visar också att grundvattnet är tillräckligt även om alla fastigheter skulle bli permanentbostäder.

Två alternativ lämnas för att förbättra vattenkvaliteten i området. Den första rekommendationen är att anlägga tre större reningsverk som fastigheterna ansluts till samt att leda det renade vattnet till efterpolering i en filterbädd. Den andra rekommendationen som ges är att behålla de slutna tankarna för toalettavloppsvattnet och återvinna närsalterna i ett kretsloppssystem samt att leda gråvattnet till ett gemensamt gråvattenreningsverk eller till en gemensam större filterbädd.

Sökord: avloppsvatten, grundvatten, avloppsanläggningar, infiltration, Mjöhult

Förord

Jag vill främst tacka mina barn, min familj och mina vänner som har stöttat mig under mina studieår, samt lärare, personal och studiekamrater på Geovetarcentrum. Det har varit flera väldigt givande studieår.

Jag vill tacka Jan Brouzell som var min första handledare i detta examensarbete, men som tyvärr blev sjuk. Jag fick senare en ny handledare, Sven Jonasson som jag vill ge ett stort tack för att han hjälpte mig att komma vidare och att färdigställa examensarbetet. Jag vill också tacka Professor Rod Stevens som hjälpt mig med handledning under Jan Brouzells sjukdom, samt att han bidragit med värdefulla tips för att förbättra rapporten.

Jag vill också tacka Birger Bergeå, miljöskyddskontoret Borås kommun, för den hjälp han givit mig samt att det var han som erbjöd mig projektarbetet. Jag vill också tacka Roger Johansson, på miljöskyddskontoret för all hjälp med kartor och vattenprover. Jag vill även tacka Lena Borg Melldahl och Magnus Dahlström för all hjälp.

Sist men inte minst vill jag tacka mina barn David och Johanna som hjälpte mig med en del av det praktiska arbetet i Mjöshult.

Ann Christin "Kicki" Rosenberg
VT-2007

Innehållsförteckning

Innehållsförteckning	1
1. Inledning	2
1.1 Områdesbeskrivning.....	2
1.2 Berggrundsgeologi	3
1.3 Jordartsgeologi	4
1.4 Hydrogeologi.....	6
1.5 Små avlopp.....	7
1.6 Miljöbalkens krav på avlopp	8
1.7 Avloppsvatten.....	9
1.8 Olika avloppssystem	10
1.8.1 Slamavskiljare	10
1.8.2 Infiltrationsanläggningar	10
1.8.3 Markbädd	11
1.8.4 Reningsverk	11
1.8.5 Våtmarksfilter (filterbädd)	12
2. Metoder	14
2.1 VA-undersökning	14
2.2 Jordprover.....	14
2.2.1 Siktanalys	14
2.2.2 Sedimentationsanalys	15
2.3 Grundvattenytan	16
2.4 Vattenprover.....	16
2.5 Vattenbalansen	16
2.6 Jordartskartering.....	16
3 Resultat.....	17
3.1 VA-Undersökning	17
3.2 Jordprover.....	17
3.2.1 Utvärdering av jordproverna	19
3.2.2 Provgropar	21
3.3 Grundvattenytan	23
3.4 Vattenanalyser	24
3.5 Vattenbalansen i Mjöhult.....	28
3.6 Jordartskartering.....	30
4. Diskussion	31
4.1 Diskussion av resultaten.....	31
4.3 Förslag på skyddsnivå	39
4.4 Fortsatta studier	39
4.5 Förslag till kontrollprogram	40
5. Referenser	41
5.1 Tryckta referenser	41
5.2 Elektroniska referenser.....	42

Bilagor:

Bilaga 1: Siktkurvor

Bilaga 2: Grundvattennivåkarta

Bilaga 3: Jordartskarta

Bilaga 4: Vattenanalysresultat

1. Inledning

Mjöshult ligger vid sjön Sävens sydvästra strand och området består av 101 fastigheter, varav 18 är åretruntbostäder. Under hösten 2006 genomförde miljöskyddskontoret i Borås en inventering för att informera sig om vatten och avloppsstatusen i Mjöshult. Det visade sig att många fastigheter hade bristfälliga avlopp och då nästan alla fastigheter hade egen brunn riskerar de med dåliga avloppsanläggningar att förorena både sin egen och grannarnas brunnar.

Sedan Miljöbalkens införande 1999 arbetar kommunerna med att se över avloppsanläggningar i Sverige. Det är inte tillåtet att släppa ut avloppsvatten utan rening så att olägenhet för människors hälsa eller miljön uppkommer. Kommunens förarbete och vilja att åtgärda dåliga avloppslösningar i Mjöshult gav ett bra uppslag till examensarbete. Planering av avlopp och vatten underlättas av geologisk information, samtidigt som det var ett utmärkt sätt att lära miljögeologi för mig.

Syftet med detta arbete är att undersöka om de dåliga avloppen förorenar grundvattnet och sjön Sävens vatten. Särskilt då grundvattnet är viktigt för befolkningens hälsa samt att sjön Sävens vatten ingår i ett större avrinningsområde som dräneras i ett redan föroreningsbelastat kustområde. Det andra syftet med arbetet är att genom markundersökningar ta reda på vad för slags avloppsanläggningar som passar i området, och lämna förslag på gemensamma avloppslösningar. Detta skall göras för att i möjligaste mån skydda vattentäkterna och förhindra ytterligare eutrofiering av sjön Säven.



Figur 1; Karta över Boråsområdet och Mjöshult vid sjön Säven (skala 1:350 000)

1.1 Områdesbeskrivning

Mjöshult i Borås kommun, är ett sommarstugeområde som ligger vid sjön Sävens sydvästra strand två mil norr om Borås stad (se figur 1). Amplituden inom området är 180 meter över havet. Området är uppbyggt på möränkullar som sluttar ner mot sjökanten och omgivet av stora mossområden både i söder och i norr. I söder ligger Abborrabergrsmossen där Gräddån rinner ut i Säven. Norr om Mjöshult rinner Torvån genom Mjöshulta sågedamm, vidare genom mossar och ut i Säven

Sjön Säven är en stor sjö som sträcker sig in i Vårgårda kommun. Dess norra utlopp heter Säreån som rinner vidare till Mjörn, och via Sävelången till Aspen för att sedan mynna ut i Göta älv i Göteborgs hamn.

1.2 Berggrundsgeologi

Mjöshult ligger på sydsvenska höglandets randzon och inom den sydvästsvenska gnejsregionen. Landskapet inom regionen präglas av kullar och höjdområden. Däremellan är sprickdalar nedskurna vilket ger en rutplatåterräng. Sprickdalarna är särskilt markanta i SV-NO riktning eller i en Ö-V riktning. De är ofta skarpt utskurna och kan ibland uppnå en betydande bredd. Dalgångarna har ofta jordlager av betydande mäktighet vilket utjämnar höjdskillnaderna. De större relativt obrutna bergsplatåerna visar toppkonstans och består ofta av hällmark med jämn och flack form. Här är vegetationen mager och mossarna talrika. Små sjöar förkommer rikligt och ligger ofta i dalarna, men större sjöar förekommer också.

Bergarterna domineras av sura gnejser med en hög halt av kiseldioxid enligt Berggrundskartan 7C Borås SO. Den betecknas som en ”granit, vanligen förgnejsad”.

Det finns också en mer intermediär gnejs som har en mindre andel mikroklin (en rödaktig kalifältpat), än de sura gnejserna, den betecknas som granodiorit, vanligen förgnejsad på kartbladet. De sura och intermediära gnejserna tolkas som förgnejsade granitbergarter, på grund av ett inbördes kemiskt släktskap och av bergarternas textur. Gnejserna är vanligtvis kraftigt omvandlande. Den ursprungliga texturen har överpräglats av tektoniska och metamorfa processer. De från början massformiga bergarterna med granitisk utbildning har av efterföljande plastisk deformation getts en utknådad karaktär. Detta gör att de har uppdelats i stråk som kan vara några hundra meter breda och flera kilometer långa.

Inom Mjöshultsområdet finns i granodioriten inneslutningar av subgråvacka som härstammar från ett sandigt och lerigt sediment. Granodioriten är också ådergnejsomvandlad och utsatt för stark migmatisering. Detta ger en kraftigare omvandling än ådergnejsen, i form av omböjda strukturupplösta sliror i bergarten. Bergarternas ålder antas vara mellan 1800-1600 miljoner år gamla.

Den upprepade deformationen av berggrunden har gett en sprickbildning som följer de plastiska strukturerna. Förutom dessa sprickor förkommer förkastningar av flera slag. En del yngre förkastning har skapat höjdskillnader i terrängen. Dessa har sedan utsatts för vittring och erosion i högre grad än omgivningen. Inom Mjöshult finns flera tektoniska zoner. En sträcker sig NNO-SSV om udden Holmen i Säven ner mot Klintabacka (se figur 14 och bilaga 3). En annan norr om Mjöshult sträcker sig cirka 100 meter in från Torvåns utlopp NO-SV ut i Bläckviken i Säven. En mindre sprickzon finns också tvärs över Holmen längs med Lomstigen i SSV-lig riktning. En annan mindre sprickzon finns alldeles söder om själva Mjöshult sommarstugeområde i V-Ö riktning (Berggrunds- och Strukturgeologiska kartan). Söder om sjön Säven finns också fler mer eller mindre stora kroppar av metabasit, amfibolit och en större kropp med pegmatit. Pegmatiten är den yngsta kristallina bergarten och sedan den bildades har berggrunden utsatts för deformation flera gånger med sprickbildning som följd.

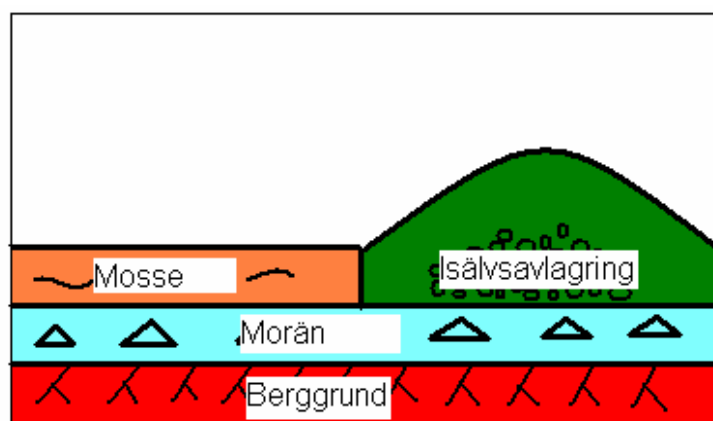
De bergarter som idag ligger vid ytan låg förut på ett mycket stort djup, vid 25-30 kilometer, i en stor bergskedja. För 570 miljoner år sedan låg de vid ytan på grund av nedbrytning och vittring. Det var en del av det subkambriska peneplanet vilket var en nästan plan yta som bestod av sand och stenslätter. Berggrunden låg sedan under många miljoner år under havsytan och skyddades mot vittring och erosion av havssediment och vatten. Under sen Krita för 100-70 miljoner år sedan började vittringen igen när vattnet hade dragit sig tillbaka, på grund av eustatiska förändringar (världsvida havsyteförändringar), och tektonik. Då tog

vittringen plats i ett varmare och torrare klimat än nu. Detta innebar att berggrunden vittrade kraftigt, speciellt i sprickzonerna. Men det vittrade materialet fördes inte bort i det torra klimatet. Under denna period bildades områdets kulliga topografi i två steg. Först skedde en vittring i sprickzonerna till dalar och sedan en borttransport av det vittrade bergarts materialet. Borttransporten skedde genom kvartärtidens inlandsisar som krossade ner materialet och omlagrade det till våra nuvarande jordarter.

1.3 Jordartsgeologi

Jordarterna kring Mjöshult har bildats under kvartärtiden som är den yngsta perioden i jordens historia. Kvartärtiden började för 2,5 miljoner år sedan och kännetecknas av kallare klimat med återkommande nedisningar med varmare perioder mellan. Den sista nedisningen benämns Weichsel och startade för cirka 117 000 år sedan. För cirka 12 000 år sedan hade inlandsisen dragit sig tillbaka från Boråstrakten. Det finns inga spår efter jordarter från tidigare nedisningar i området, enligt beskrivning till Jordartskartan 7C Borås SO.

Inom Mjöshultsområdet är den vanligaste jordarten morän, som är en osorterad jordart (se figur 14 sidan 28, och bilaga 3). Den bildades av inlandsisen när isen bröt loss bergartsfragment och plockade upp äldre jordlager under sin tillväxt och sitt tillbakadragande. Moränen är enligt Jordartskartan 7C Borås SO, en sandig-moig morän, vilket motsvarar sandig morän enligt det nu använda systemet SGF 81. I de höglänta delarna av kartområdet är det endast ett tunt moränlager på urbergsytorna men mäktigheten varierar stort på grund av berggrundens morfologi. Väster om Lärkstigen i Mjöshult är moränmäktigheten 5 meter djup (Hilldén, 1984).



Figur 2; En schematisk profil över lagerföljden i området

För att åskådliggöra hur lagerföljden är uppbyggd i området, se figur 2. Berggrunden är alltid underst, sedan är ofta berggrunden överlagrad av morän och ovanpå moränen, matjord, torvmossar, kärr eller isälvsavlagringar. Detta är grovt schematiskt, det kan också förekomma att isälvsavlagringarna ligger direkt på berggrunden.

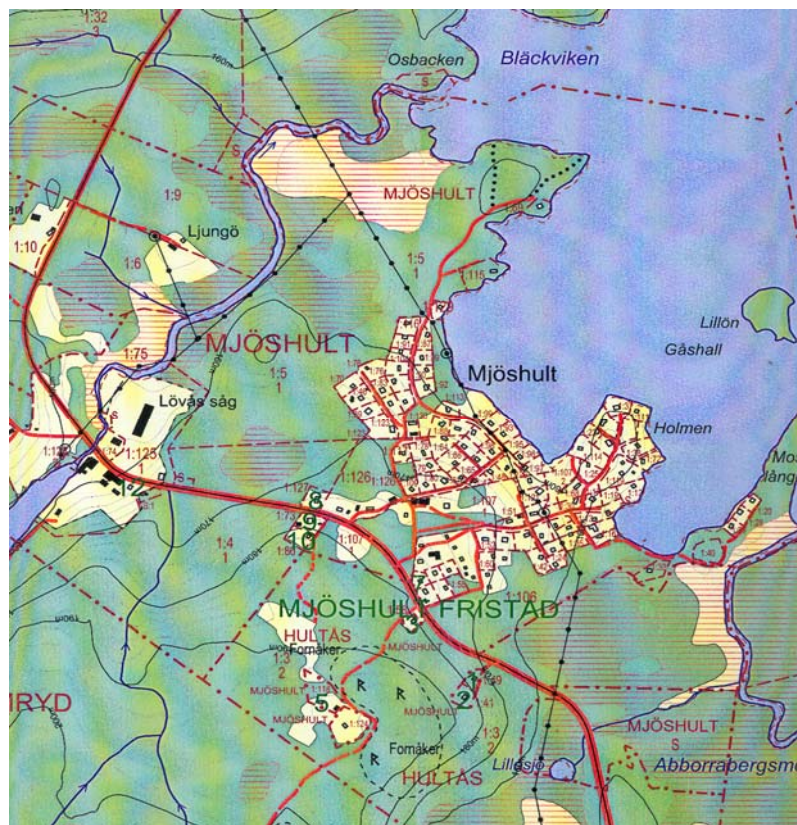
I närområdet finns en stor morän ackumulation, Vänga drumlinen. Den är en 4 kilometer lång och som mest 750 meter bred drumlinoid med en bergskärna som är utsträckt i isrörelse-riktningen. Som mest har Vänga drumlinen ett jorddjup från 19-26 meter (Hilldén, 1984).

Inom Mjöshultsområdet finns också några isälvsavlagringar delvis i form av rullstensåsar ute på Mosslången. Isälvs sediment utgörs av sorterade jordarter som sorterats och avsatts av inlandsisens smältvatten. Isälvsgruset på Mosslången hör till avsättningarna som finns mellan Åsen och Klintbacka som möjligen kan tillhöra Vängaåsens isälvsbildningar (Hilldén, 1984).

Vängaåsen sträcker sig från höjdområdena V och SV om Bredared mot Vänga, och vidare mot trakten av Döredal.

Ytterligare jordarter i Mjöshultsområdet är torvavlagringar. De är postglaciala bildningar som bildades efter isens tillbakadragande. De består av mossar och kärr som finns rikligt i Mjöshultsområdet, både norr, väster, och söder om sommarstugeområdet (se figur 3). Dessa jordarter bildades genom igenväxning av öppet vatten och vid försumpning av tidigare torr mark. Torven består av döda och ofullständiga förmultnade växtdelar. Den fuktiga växtplatsen gör att växtmaterialet ansamlas i mäktiga lager. Kärren kan vara bevuxna med träd och buskar som al, vide gran och björk. De byggs upp av olika sorter av kärrtorv som lövkärrtorv, starrtorv eller kärrdy. De underlagras vanligtvis av lera och gyttja om kärret bildats genom igenväxning av en sjö.

Mossarna har ofta utvecklats från kärr och ligger då i allmänhet på kärrtorv. Mossarna byggs upp av vitmossetorv och dess yta kan vara plan eller välvd. De har en artfattig flora och kan vara bevuxna med tall. Mäktigheterna på torven varierar betydligt, de större mossarna i närområdet kan vara 3-6 meter djupa (Hilldén 1984).



Hela kartområdet på Jordartskartan 7C Borås SO, ligger ovanför högsta kustlinjen vilket är den högsta nivån havet nått under istiden. Det finns spår efter forntida issjöar. Dessa bildades då isen retirerade från höglänt terräng till lägre. För att det skall bildas en issjö krävs att isen är frusen till sin botten eller att den är aktiv så att ett mottryck bildas och vatten stannar kvar. Dalgångar som lutar mot norr har mer eller mindre intagits av varaktiga issjöar. En istunga täckte dalgången som nuvarande sjön Säven ligger i. Den sträckte sig mot norr och följde dalgången upp mot det sammanhängande istäcke som låg i höjd med Alingsås (Gillberg, 1956). Ensidiga marginalissjöar utbildades mellan höjdområdena och dåvarande landistunga. Dessa koncentrerades helt till dalsidorna men lämnade plåtområdena fria.

Ett senare stadie i issjöutvecklingen är Säven issjöarna som ligger inom Sävens dalsänka. Denna issjö var ett resultat av sammanflytning av ensidiga marginalsjöar (Gillberg, 1956) till dubbelsidiga. Beläggen för issjöarna är issjösediment funna mellan Hjortsberg och Vralen. Även det lilla deltat SV om Tämta kyrka avsattes under issjötiden. Enligt Gillberg (1956), är issjön samtida med Berghemsmoränen som är daterad till 12 400 år från nutid. Under detta stadie skedde det slutliga sönderfallet av isen i dalsänkan. Utloppen var genom passpunkten i dalgången vid Hjortsberg och flera avloppskanaler genom Vänga drumlinen. När sedan Sävens naturliga passpunkter öppnades mot norr med Sävån sänktes sjön till sin nuvarande höjd på 155,1 meter över havet.

1.4 Hydrogeologi

Berggrunden är en av de dominerande akvifererna i Mjöhultsområdet och den dominerande bergarten är granodiorit. Denna bergart är tät och ogenomtränglig för vatten och innehåller därför begränsade mängder med grundvatten. Granodioriten som är en gnejsgranit har en hydraulisk konduktivitet från cirka 10^{-5} - 10^{-7} m/s vilket ger en låg vattenmängd i brunnar. Vattentillgången är beroende av berggrundens sprickor och krosszoner och deras frekvens, vidd, sträckning och vittringsprodukter i sprickorna och grundvattenytan ligger relativt marknära. I allmänhet är spricksystemet i gnejs mindre regelbundet än granit och har sämre sammanhang (Knutsson 2002). De sammanfaller ofta med gnejsens skiktplan och områden med flack skiktställning kan ha rätt så god vattentillgång. Enligt Ahlin (1983), ger ett typiskt borrhål i gnejs inom kartområdet för Berggrundskartan 7C Borås SO, 200-500 liter per timme. Större sprickzoner kan ge 10 000 liter per timme. Inom Mjöhult finns flera sprickzoner och tektoniska zoner som kan bidra till en god vattenförsörjning (se figur 14 eller bilaga 3). Det förekommer också att grundvatten i bergborrade brunnar har sämre kvalitet (Ahlin 1983) på grund av järn och mangan, vilket är vanligt i urbergsområden. Oftast är det sprickmineralet svavelkis som avger järn till dricksvattnet. Fluorider kan även förekomma inom Boråsområdet enligt Ahlin (1983). På grund av att sprick- och förkastningszonerna är jordtäckta är anledningen till fluoridmineraliseringarna inte kända. Berggrundsakviferen stämmer överens med hydrogeologisk typmiljö; kristallin berggrund över högsta kustlinjen (Stejmar Eklund 2002). De hydrogeologiska typmiljöerna kan användas som ett verktyg vid bedömning av grundvattnets naturliga sammansättning. Se figur 2 för en schematisk profil av stratigrafin.

Den andra akviferen i Mjöhult och för övrigt i $\frac{3}{4}$ av Sverige, är morän (Knutsson 2002). Den har låg permeabilitet men kan ändå lagra vatten och långsamt överföra vatten till andra akviferer. Morän varierar mycket i kornstorlek och struktur, både i liten och stor skala, och bildningssättet ger upphov till grundläggande skillnader. Fysikaliskt varierar moränen stort på grund av skillnader i kornorientering, packning, skiktning, sprickighet och genom inslag av sorterade jordarter i form av linser.

En sekundär egenskapsskillnad erhålls också genom tjälning, upptining, vittring och biologisk aktivitet. Även mark och grundvattnets transport och erosion samt kemiska utfällningsprocesser bidrar till fysikaliska skillnader. Heterogeniteten gör att den hydrauliska konduktiviteten blir svår att bestämma. De kan variera både horisontellt och vertikalt i samma prov och konduktiviteten för morän varierar från 10^{-5} m/s till 10^{-10} m/s. Även porositeten varierar från 20-40 volymprocent i ytliga moränlager ner till 2-9 volymprocent vid 0,5 meters djup (Knutsson et al., 2002). Detta gör att moränen varierar stort beträffande vattenavgivande förmåga. Vissa brunnar ger rikligt med vatten medan andra ger otillräckligt för vattenförsörjning. Ställvis kan även moränen överlagra ett i ytan uppsprucket berg vilket bidrar med vatten till jordlagret och ger god vattentillgång. Moränakviferen stämmer överens med hydrogeologisk typmiljö; morän över högsta kustlinjen (Stejmar Eklund 2002). På grund av jordartens låga hydrauliska konduktiviteten ligger grundvattenytan i allmänhet marknära i morän.

Den tredje akviferen i Mjöshult är isälvsavlagringen på Mosslången. Den är en mindre rullstensås som avsatts subakvatiskt i en issjö. Den består av en serie ryggformade åskullar utsträckta i smältvattenströmmens dräneringsriktning och följer isens rörelseriktning. Rullstensåsar återfinns i stora dalgångar och andra svaghetszoner, till exempel längs förkastningslinjer. Det är också möjligt att åsen vilar mot en bergribba vilket minskar grundvattenmagasinet. Rullstensåsar är uppbyggda av en central kärna som består av grovt material som block och sten. Över denna kärna byggs det upp en valvformig skiktning med successivt finare material mot manteln, och manteln består ofta av finkornigare sandigt material.

Den hydrauliska konduktiviteten i åsar är hög med 10^{-2} - 10^{-4} m/s. Detta gör att brunnskapaciteten kan vara mycket hög med 100-150 l/s. Grundvattenytan återfinns normalt djupt i en ås eftersom grovkorniga jordarter har hög permeabilitet. En liten ås som denna i Mjöshult medger ett begränsat grundvattenmagasin då infiltrationsytan är liten. Den är också omgiven av torvjordarter vilket kan ge en sämre kvalitet på grundvattnet. Här är det även möjligt att en inducerad infiltration från sjön Säven förstärker grundvattenmagasinet. Isälvsakviferen stämmer överens med hydrogeologisk typmiljö; isälvsavlagringar över högsta kustlinjen (Stejmar Eklund 2002).

1.5 Små avlopp

Omvandlingsområdena blir fler och fler i Sverige, det vill säga att sommarstugeägarna bosätter sig i sina stugor permanent. En stuga som tidigare var anpassad till att bebos endast sommartid har en avloppsanläggning som är klart underdimensionerad. En ökad mängd avloppsvatten belastar den egna tomten och sprids till närliggande fastigheters vattenbrunnar. Även ett ökat vattenuttag "belastar området" då det ändrar grundvattnets strömningsmönster. Det blir riskfyllt att behandla avloppsvatten på den egna tomten.

De enskilda avloppen i Sverige bidrar med fosfor till vattendragen i samma storlek som de kommunala reningsverken släpper ut tillsammans. De anses också vara den största bidragande orsaken till övergödning av sjöar och vattendrag. För att förebygga att miljön och dricksvattnet förstörs är gemensamma avloppslösningar att föredra framför enskilda. Detta gäller även ur resurssynpunkt då något större anläggningar (för cirka 5 hushåll) kan drivas effektivare än enskilda, och kostnaderna blir mindre per hushåll. Det blir en avgörande skillnad om man tittar på gemensamma lösningar upp till 25-50 hushåll. Man har då fler möjligheter när det gäller teknik, organisation och ansvarsförhållande, samt även större möjlighet att upphandla VA-system och anlita en konsult för att skräddarsy en systemlösning.

Fördelen med att gå ihop om en gemensam anläggning är att man då kan anpassa anläggningen efter hushåll med samma slags avloppsvatten. Till exempel att de med mulltoa och separat BDT-vatten (bad, disk och tvättvatten) inte har behov av samma dimension på sin anläggning än de med ett blandat avloppsvatten.

Ekonomiskt och tekniskt är det inte svårare att miljöanpassa små eller enskilda avloppslösningar jämfört med kommunala reningsverk. Man har till och med större möjlighet genom att man själv styr tillförseln av avloppsvatten och miljöfarliga ämnen. Detta görs genom ett aktivt miljötänkande och val av fosfatfria tvätt- och rengöringsmedel. Vid val av avloppsanläggning skall teknikval inte styra utan funktionskraven skall vara det primära. Funktionskraven utgår från om det är en normal eller hög skyddsnivå (se figur 4).

	Reduktion % normal skyddsnivå	Reduktion % hög skyddsnivå
Syretäring (BOD ₇)	90	90
Fosfor (Tot-P)	70	90
Kväve (Tot-N)	-	50

Figur 4; Reduktion av förorening vid olika nivå av miljöskydd (NFS 2006:7).

Detta bestäms av den kommunala nämnden utifrån kriterier på känsliga recipienter och den sammanlagda belastningen inom området (NSF 2006: 7). Skyddsnivån bedöms utifrån hälso- och miljöskydd, men hälsoskyddet behöver inte vara det samma som miljöskyddet.

Avloppsanläggningen skall framgångsrikt reducera fosfor, kväve, organiska ämnen och sjukdomsalstrande mikroorganismer. De skall vara robusta, användarvänliga, ha låga driftkostnader och investeringskostnader. De skall även ha möjlighet till kontroll av reningsgraden. Anläggningen skall dessutom vara anpassad för att återvinna växtnäringen i det naturliga kretsloppet. På marknaden finns flera kretsloppsanpassade lösningar och teknik för att hygienisera avloppsvatten. Men det som krävs för detta är att det finns ett system för insamling, behandling och lagring och ett intresse inom lantbruket för avloppsprodukterna. Detta är en utmaning för kommunerna att genom sin samlade kompetens, kunskap och sina många kontakter skapa ett kretsloppssystem där avloppens näringssalter blir en resurs.

1.6 Miljöbalkens krav på avlopp

Enligt Miljöbalken skall avloppsvatten avledas och renas eller tas om hand så att olägenhet för människors hälsa eller miljön inte uppkommer (Miljöbalken 9:7 §). För detta ändamål skall lämpliga avloppsanläggningar eller andra inrättningar utföras. Det är även förbjudet att utan tillstånd eller annan anmälan gjorts inrätta eller ändra sådana avloppsanordningar. Avloppsvatten från vattentoalett får inte släppas ut om det inte har genomgått längre gående rening än slamavskiljning.

Tilläggen till Miljöbalken kom ut i Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2006:7). Där står att den som inrättar eller driver en avloppsanläggning bör genom att ta del av tillverkarens instruktioner, anlita av sakkunnig eller på annat sätt, skaffa sig tillgång till sådan kunskap så att anordningen underhålls och sköts på ett sätt så att dess funktion säkerställs, det vill säga Kunskapskravet.

En hög skyddsnivå bör gälla om yt- eller grundvattentäkter för dricksvatten finns i avloppsanordningens påverkansområde, och kan befaras bidra till olägenheter gällande tillgången på vatten eller vattnets kvalitet. Den höga skyddsnivån skall även gälla om den

sammanlagda belastningen i området riskerar att bli hög på grund av antalet utsläppskällor exempelvis inom områden med fritidsbebyggelse som omvandlats till permanenta bostäder (NSF2006:7)

Kommunen bör även skapa förutsättningar för att hushållens avloppsfraktioner nyttiggörs genom att inrätta system för insamling, behandling och lagring samt överlåtelse till jordbrukare, eller genom att vägleda om nyttjande på den aktuella fastigheten med vidmakthållande av hygien och minimering av en möjlig smittspridning (NFS 2006:7 tillägg till Miljöbalkens 2:5§).

1.7 Avloppsvatten

Avloppsvattnet innehåller vatten från hushållet i form av BDT-vatten (bad, disk och tvättvatten) och klosettvattnet i form av urin, fekalier och papper.

Beroende på om man blandar allt avloppsvatten eller separerar klosettvattnet från BDT-vattnet får avloppet olika innehåll och egenskaper (Formas, 2002). Det samlade avloppsvattnet innehåller främst vatten, närsalter, syreförbrukande ämnen, smittämnen, tungmetaller, organiska gifter och läkemedel. De olika ämnena varierar med dricksvattnets aggressivitet, olika installationer i hushållen och de boendes beteende.

Vatten: Avloppsvattnets mängd är från 150-200 liter per person och dygn (NFS 2006:7). Detta används vid bad, disk, tvätt, matlagning och toalettspolning. Hushåll med torra toalettsystem använder cirka 120 liter per person och dygn (NFS 2006:7).

Närsalter: De främsta närsalterna i avloppsvatten är fosfor, kväve och kalium. Alla är viktiga växtnäringssämnen och orsakar övergödning och ökad syretäring i vattendrag och sjöar. Kvävet omvandlas från syretärande ammonium till nitrat som är lätttröligt och återfinns i grundvattnet.

Syreförbrukande ämnen: Detta är organiska ämnen som främst mäts i BOD (biochemical oxygen demand), COD (chemical oxygen demand) och TOC (total organic carbon). Skiljer man bort fekalerna från avloppsvattnet minskar de syreförbrukande ämnena med en tredjedel.

Smittämnen: Dessa finns främst i fekalerna och består av bakterier, virus och parasiter. Urinen innehåller vanligen låga halter mikroorganismer. De är sjukdomsframkallande och kan vara farliga för människan. Naturligt reduceras smittämnen i marklagren genom att de äts upp eller konkurreras ut. Men i kallt klimat är de särskilt besvärliga då de saknar naturlig konkurrens. Tarmorganismer kan överleva mycket länge (år) och transporteras långt i grundvattenzonen (Naturvårdsverkets fakta, oktober 2003).

Tungmetaller: Koppar i avloppsvattnet kommer främst från dricksvattenledningarna. Amalgamplomber i tänderna bidrar med kvicksilver och rökarna bidrar med kadmium. Konstnärsfärger innehåller även stora mängder kadmium och krom. Tungmetaller kommer även från den mat vi äter och från urlakning av metallföremål (Formas, 2002). Tungmetallerna är toxiska för människor och ekosystem.

Organiska miljögifter: Dessa är också giftiga för människor och ekosystem. De vanligaste är lösningsmedel, färgrester och olika rengöringsmedel. Genom ett aktivt miljötänkande och att bara använda miljömärkta rengöringsmedel kan man undvika dessa gifter i avloppet.

Läkemedel: Den största delen läkemedel vi konsumerar hamnar i avloppsvattnet i opåverkad form eller som en nedbrytningsprodukt (Formas, 2002). Det är svårt att bedöma effekterna av läkemedel på miljön men det har påvisats hormonella effekter på fisk utanför avloppsreningsverk.

1.8 Olika avloppssystem

Det finns många olika avloppssystem på marknaden. Här följer endast en generell genomgång på de vanligaste avloppssystemen. Alla föregås av en slamavskiljare.

1.8.1 Slamavskiljare

Slamavskiljaren är en behållare i betong eller plast där förbehandling av avloppsvattnet sker. Den är uppbyggd av två eller tre kammare. Grova föroreningar avskiljs genom att tyngre partiklar sjunker till botten och lättare partiklar som fett och andra ämnen stiger till ytan. Efter slamavskiljning är avloppsvattnet tillräckligt avskilt för att kunna efterbehandlas i ytterligare reningssteg. En slamavskiljare som är rätt utformad reducerar 70 % av avsättbara och suspenderade ämnen. Reduktionen av organiska ämnen mätt i BOD/COD, fosfor och kväve är så låg som 10-20 %. Storleken på slamavskiljaren anpassas efter storleken på hushållen och typ av spillvatten. Den skall placeras ovanför grundvattenytan och vara försedd med ventilation. Ventilationen skall helst placeras så att avluftningen sker ovanför byggnadens tak för att undvika obehaglig lukt.

Väljer man små reningsverk som efterbehandling krävs en större slamavskiljare. Detta för att det krävs en utjämningsvolym för att reningsverket skall fungera under olika belastningar. Rätt dimensionerad räcker det att tömma slamavskiljaren en gång om året. Den får inte bli för full så att slamflykt sker för då kan efterbehandlingssteget förstöras genom igensättning.

1.8.2 Infiltrationsanläggningar

En infiltrationsanläggning fungerar så att avloppsvattnet leds från en slamavskiljare till en fördelningsbrunn. Därefter portioneras vattnet ut i spridningsledningar som ligger i marken i strängar med tvättad singel. Spridningsledningen är luftad i slutet av ledningen för att den biologiska reningen skall fungera. Reningen av avloppsvattnet sker genom att avloppsvattnet rinner vertikalt genom sand och jordlager där mikrobiologiska, fysikaliska och kemiska processer verkar. Strax under infiltrationsytan bildas en biohud som består av fasta partiklar och biologisk påväxt från spillvattnet. I biohuden sker nedbrytningen av organisk substans och så länge vattenomättade förhållanden råder är reningseffekterna 90-95 % BOD, 80-90 % COD och 75-90 % reduktion av organiskt kol (NVV Fakta, oktober 2003). Fosforavskiljningen är 60-80 % ovanför grundvattenytan genom fastläggning i marken och med transporten i den mättade zonen räknar man med en nästan total reduktion. Kvävereduktionen är däremot begränsad till 20-40 %. Ammonium nitrifieras i anläggningen till nitrat vilken sedan återfinns i grundvattnet eftersom den är en stabil och lättrörlig förening.

Avskiljningen av mikroorganismer är högst i infiltrationsanläggningen jämfört med övriga reningsmetoder. Man räknar med att vid en 50-80 cm omättad vertikal strömning är bakteriereduktionen 99 % (Naturvårdsverkets fakta, oktober 2003). Men om grundvattenytan står högre än en meter under infiltrationsanläggningens bottenyta är risken att mikroorganismerna transporteras långt med grundvattnet. Därför är förutsättningarna på platsen avgörande om man kan ha en vanlig infiltrationsanläggning. Djupet från anläggningens botten till berg eller till grundvattenytan måste vara över en meter med hänsyn tagit till grundvattnets årstidsfluktationer. Finns inte förutsättningarna för en vanlig infiltration kan man ha en förstärkt infiltration om jordarterna är för finkorniga eller för grovkorniga. Är däremot jordarterna för tunna eller om avståndet till grundvattenytan är för litet kan man ha en grund infiltrationsanläggning. Har man samma förutsättningar plus att jordarterna är för finkorniga kan man ha en upplyft infiltrationsanläggning (mound).

Grundvattnet är infiltrationsanläggningens recipient för spillvattnet. Därför beror föroreningsspridningen på anläggningens funktion. Skyddsavstånden till brunnar är viktigt att beakta. Jordarten skall också ha kapacitet att transportera bort tillfört vatten så att inte grundvattenytan höjs under anläggningen.

En infiltrationsanläggning är robust och driftsäker. Inga processer behöver övervakas men nackdelen är att det inte går att kontrollera funktionen då inga kontrollpunkter finns. Anläggningen skall göras av en fackman med goda kunskaper då det är många faktorer som väger in om platsen lämpar sig för infiltration.

Naturvårdsverket rekommenderar infiltration som första alternativ om förutsättningarna på plats stämmer då reningsgraden är god. Anläggningen lämpar sig väl till gemensamhetsanläggning för flera hushåll. Detta minskar även kostnaden för varje hushåll om inte ledningsdragningen är svår (Formas 2002).

1.8.3 Markbädd

En markbädd har samma processer för rening som en infiltrationsanläggning. Avloppsvattnet leds från en slamavskiljare till markbäddens spridningsledning. Där filtreras det ner från spridningsledningen i spridningslagret till ett lager med markbäddssand. Skillnaden är att efter rening samlas vattnet upp och leds till recipienten som kan vara ett dike, en å, en sjö eller havet. Anläggningen är luftad och rening sker i en begränsad sandvolym och bädden kan göras tät. Men reningsgraden är inte lika bra som i en infiltrationsanläggning och markbädden ger ett utsläpp som skall avledas. Reningen sker i ett begränsat jordlager där mikrobiologiska, fysikaliska och kemiska processer verkar. Det bildas en biohud i markbäddens övre skikt strax under infiltrationsytan. Här bryts organisk substans ned med 90-99 % reduktion av BOD och 85-90 % av COD. Reningsgraden på kväve är 10-40 % och bakteriereduktionen är 95-99 %, vilket är något lägre än i infiltrationsanläggningen (NVV Fakta oktober 2003), på grund av mindre jordvolym. Det som däremot skiljer är fosforreduktionen. I en ny anläggning är den cirka 90 % men den avtar redan efter något års drift och vid 10 års drift är den kraftigt reducerad till 25 %. Detta beror på att markbäddssanden mätas på sikt och därför avtar reduktionen.

Markbäddar används främst på platser där infiltration inte är möjlig. Exempelvis om jordarterna är mycket finkorniga som silt och lera men även om det är nära till berg eller grundvattenytan. Val av markbäddssand är viktig för reningsgraden. Fördelarna med denna anläggning är att den har en provtagningsbrunn som medger kontroll av utgående vatten. Anläggningen är robust och driftsäker och den har inga processer som skall övervakas. Anläggandet skall ske av en fackman med goda kunskaper, då det är viktigt med rätt dimensionering. Gör man inte markbäddarna täta infiltrerar de alltid avloppsvatten till omgivningen. Markbädden är inget bra alternativ om låga BOD och fosforhalter krävs efter rening, då fosforrening endast fungerar tillfredsställande under markbäddens första år av den beräknade livslängden på 10-20 år (Weglert, 2005).

1.8.4 Reningsverk

Ett reningsverk renar avloppsvatten genom mekanisk, biologisk och kemisk rening. Detta sker antingen var för sig eller i olika steg och kombinationer. Reningsverken finns som fabriksstillverkade enheter, så kallade paketreningsverk. Nu finns också små minireningsverk på marknaden.

Den mekaniska reningen sker oftast i slamavskiljaren (se stycke 1.8.1). En större slamavskiljare krävs för reningsverk än övriga konventionella anläggningar, på grund av att det krävs en större utjämningsvolym. Den biologiska och kemiska reningen sker på olika sätt i olika reningsverk men vanligast för den biologiska reningen är "aktivt slammetoden". En mikrobiell nedbrytning av organiskt material sker under syretillförsel. De lösa organiska ämnena överförs i en fast form och avlägsnas genom sedimentering.

Kemisk rening avser främst en fosforreduktion. De sker genom att man till avloppsvattnet tillför fällningskemikalier som kan vara aluminiumsulfat, järnsalter eller kalk. Detta gör att föroreningarna bildar flockar vilka fosfor är bunden till. Resultatet ger ett kemiskt slam för mellanlagring eller borttransport.

Det finns en ny generation reningsverk på marknaden som i hög grad är automatiserade. Det gäller kemfällning, pumpning och luftning av det biologiska reningssteget. Detta gör att de är elberoende och kräver skötsel och kemikaliepåfyllnad. De behöver även ha regelbunden professionell tillsyn och funktionen är känslig då anläggningen har mycket elektronik och datastyrning.

Minireningsverk passar där infiltration inte är möjlig och om stora krav ställs på fosforrening och syreförbrukande ämnen. Liksom de stora reningsverken har de en relativt dålig avskiljning av mikroorganismer och även kvävereningen är osäker. Eftersom det renade vattnet släpps ut i omgivningen kan det behövas någon ytterligare behandling eller efterpolering i en våtmark eller en markbädd.

Reningsverken kan fås i vilken storlek som helst och anläggningen passar som gemensamhetsanläggning. Då krävs en samfällighetsförening för att hantera kostnader och drift och underhåll. Reningsverken säljs ofta med serviceavtal och då kan man förlita sig på att den kontrolleras fackmässigt. Minireningsverk har utvärderats inom "Bra små avlopp vid Bornsjön", då hänvisas till Stockholmsvatten AB för resultaten (www.stockholmsvatten.se).

1.8.5 Våtmarksfilter (filterbädd)

Våtmarksfilter är en relativt ny reningsteknik som sedan 1990-talet utvecklats och utvärderats bland annat av NLH (Norges Lantbrukshögskola) och Jordforsk i Norge (Stiftelsen "NKF og NORVAR's VA/Miljöblad").

Efter slamavskiljning pumpas vattnet till en stötbelastare och sedan till en bassäng med ett tätt geomembran. I början på filterbädden finns ett luftat förfilter av makadam där vattnet rinner vertikalt. Här reduceras organiskt material och smittämnen. Vidare omvandlas kvävet till nitrat. Sedan strömmar vattnet horisontellt genom ett filtermaterial som består av norsk leca som är specialframtaget för att binda stora mängder fosfor. Man kan även använda snäckskal eller kalkhaltigt slagg från stålverk. I filterbädden binds fosfor till filtermassorna. Filterbädden kan planteras med växter, som kaveldun och olika arter vass. Dessa tillför organiskt material och ökar den biologiska aktiviteten i bädden.

Uppehållstiden är cirka 10 dagar i filterbädden och reduktionen av näringsämnen, mikroorganismer och syreförbrukande ämnen är mycket god. Fosfor reduceras till >90 %, BOD/COD till 90 %, totalkväve >50 % och mikroorganismer till >99 %. Vattnet avleds till recipienten som kan vara markytan via infiltration, en mosse, eller en bäck eller dylikt. Utloppsvattnet har en kvalitet bättre än badvatten. Anläggningen passar där infiltration inte är möjlig och där höga funktionskrav ställs.

Filtermaterialet grävs om eller byts ut efter 10-15 år och kan spridas på åkermark för att användas som gödning.

Anläggningen kan även användas vid rening av BDT-vatten och som efterpoleringssteg till reningsverk. Då blir dimensionerna på anläggningen mindre.

2. Metoder

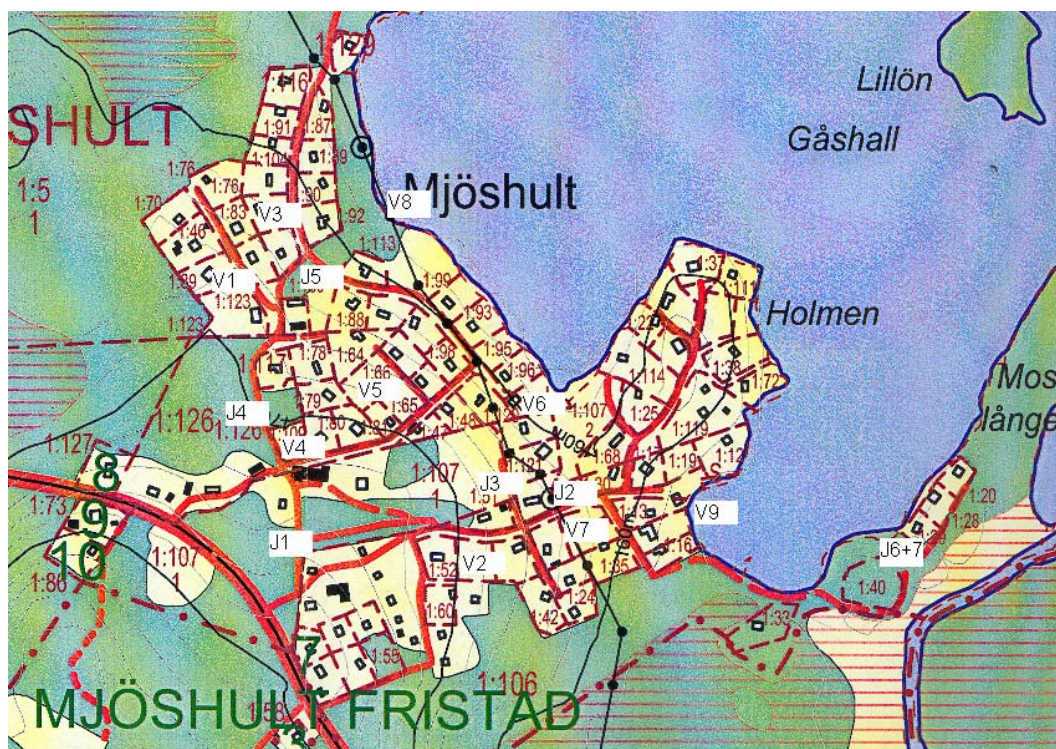
2.1 VA-undersökning

För att få underlagsinformation utfördes en VA-inventering några dagar under perioden 070213- 070316. Alla lock på fastigheternas tomter lyftes på, för att konstatera vad de innehöll. Därefter inritades de på arbetskartor, ekonomiska kartan 1:1000. Riktningen på markytans lutning ritades även in för att en korrekt bestämning av vattnets strömningsriktning skulle kunna göras.

2.2 Jordprover

Vid planeringen av vad för slags avloppsanläggningar som kan vara lämpliga på en tänkt plats, krävs en markundersökning. Denna skall påvisa att infiltration av avloppsvatten är möjlig och att grundvattennivån under anläggningen inte höjs till en olämplig nivå. För detta har provgropar grävts för att ta jordprover på ett djup av 1-1, 2 meter. Detta motsvarar djupet på en infiltrationsanläggning.

Det grävdes fem provgropar inom sommarstugeområdet med en liten grävmaskin. Jordprov togs på några kilon i varje grop för att göra en jordartsanalys. Provgropen dokumenterades och gropen fylldes sedan igen. Ytterligare två jordprover togs i en skärning i isälvsavlagringen på Mosslången (se figur 5 för provpunkter). Jordarternas kornstorlek bestämdes genom siktanalys och sedimentationsanalys. Sju prover siktades och fem prover genomgick sedimentationsanalys.



Figur 5; Karta med provpunkter för jordprover J 1-7 och vattenprover V 1-9 (skala 1:8000).

2.2.1 Siktanalys

Blockhalten bedömdes okulärt på platsen. Därefter gjordes analysen i jordartslaboratoriet på Geovetarcentrum. Proven torkades i ugn vid 105 grader och delades sedan i delningsapparat för att få lagom mängd av proven till siktning och sedimentationsanalys. Stenar större än 20 mm plockades bort och vägdes. Proven till siktning vägdes på 0,1 gram när, och dispergerades

i vändapparat med 0,05 M NaPO₄ och destillerat vatten. Efter dispergeringen tvättsiktades proven på tvättsikt 0,074 mm. Proven torkades i ugn igen och vägdes för att beräkna urtvättad finfraktion. Därefter siktades proven på metallsikt; 16, 8, 4, 2, 1, 0,5, 0,25, 0,125, och 0,074 mm. Efter siktanalysen beräknades den procentuella andelen av grus, sand och silt fram, samt den kumulativa frekvensen.

För att räkna ut jordprovernans sorteringsgrad användes Trasks sorteringkoefficient.

$$S_0 = \sqrt{(Q_3/Q_1)}$$

$Q_1 = d_{25} = 25 \%$ kvartilen från kumulativa fördelningskurvor

$Q_3 = d_{75} = 75 \%$ kvartilen från kumulativa fördelningskurvor

(Kvartärgeologikompedium för grundkurs i geovetenskap, Uppsala 1991)

För att räkna ut provens hydrauliska konduktivitet kan Hazens formel användas då inga propumpningar kan utföras. Den bygger på en siktanalys av materialet och gäller för väl sorterade jordar med $D_{60}/D_{10} \leq 5$.

$$K = C (D_{10})^2$$

K = hydraulisk konduktivitet i (m/s)

C = en koefficient baserad på tabellvärden (0,01157)

D_{10} = den effektiva kornstorleken i (mm)

(Knutsson et. al. 2002)

2.2.2 Sedimentationsanalys

Analys av material som var finare än 2 mm gjordes med hydrometeranalys. Kornstorleken vid en sedimentationsanalys motsvaras av diametern hos en sfär av samma densitet som kornet och som faller med samma hastighet som kornet vilket ger en ekvivalentdiameter (Hilddén, 1984).

Proven till hydrometeranalysen siktades för att få bort material större än 2 mm. Resterande vägdes på 0,1 g när, och dispergerades i en sedimentationscylinder i en vändapparat med 0,05 M NaPO₄ och destillerat vatten. Vatten fylldes upp till 1000 ml i cylindern och omrördes kraftigt. Därefter sattes hydrometern i och avläsning startades enligt tabell. När analysen var klar efter 400 minuter tvättades provet i tvättsikt med maskvidd 0,074 mm. Det tvättsiktade materialet vägdes och torkades i ugn vid 105 grader för att beräkna procenten av materialet mindre än 0,074 mm. Därefter lades den uträknade hydrometerdelen samman med siktkurvan med hjälp av nomogrammet och jordarten namngavs.

Efter siktanalys och sedimentationsanalys beräknades den procentuella andelen av grus, sand och silt fram, samt den kumulativa frekvensen. Fraktionsindelningen enligt SGF 81 användes med silt istället för mo och mjäla enligt Atterbergs system. Jordarternas bedöms i regel efter dominerande fraktionsstorlek. Moränjordarna indelas också efter mellanmassans sammansättning, och de dominerande fraktionerna sätts som adjektivbestämning till huvudordet morän. Används flera adjektiv sätts de kvantitativt större fraktionerna efter de mindre, som siltig sandig morän.

2.3 Grundvattenytan

Det utfördes också en mätning från markytan ner till grundvattenytan i alla befintliga grävda brunnar. Detta mättes med klucklod i 60 brunnar i området och utfördes 4-5 april 2007. Detta gjordes för att det krävs ett minsta skyddsavstånd från infiltrationsanläggningar ner till grundvattenytan. Av resultatet framställdes en karta med isobarer med djupet till grundvattenytan, för att sedan även kunna räkna ut grundvattennivåer och bestämma grundvattnets strömning i området.

2.4 Vattenprover

För att lösa examensarbetets frågeställning, om de dåliga avloppen i Mjöshults sommarstugeområde förorenar brunnarna togs nio stycken vattenprover. Två togs på utvalda platser i sjön Säven och fem togs i fastigheter med grävda brunnar och två i fastigheter med bergborrade brunnar. Strategiska lägen för brunnarna utvaldes för att påvisa eller utesluta förorening. De bergborrade brunnarna togs mest som referens då störst misstanke om förorening finns i de grävda brunnarna.

Det togs två flaskor vatten från varje plats, (se figur 5 för provpunkter). En för kemisk och en för mikrobiologisk undersökning. Temperaturen togs även på alla platser med en särskild vattentermometer. Proverna skickades sedan till ett ackrediterat laboratorium, Alcontrol, i Linköping.

2.5 Vattenbalansen

För att kunna beräkna grundvattenbildningen i området gjordes en vattenbalansberäkning. De delar som ingår är nederbördsmängd, total avrinning av grund- och ytvatten, total avdunstning och magasinsförändringar.

Vattenbalansekvationen;

$$N = Q + A \pm m$$

N= nederbörd

Q= total avrinning (grund och ytvatten)

A= total avdunstning (avdunstning och transpiration)

m= magasinsförändringar

Utifrån vattenbalansräkningen gjordes kartstudier för att bestämma avrinningsområdet och läget för vattendelarna. Genom dessa beräkningar fås en bild av hur vattentillgången är i området och om Mjöshults grundvattenreserver tillåter fler permanentboende.

2.6 Jordartskartering

Området karterades för att bestämma jordarter med en markundersökningskäpp (muk). Den sticks ner i marken och vrids om och dras upp igen. Den jord som fastnar i en skåra i käppen är från cirka 50 centimeters djup. Jordarten bestäms och ritas in på en karta.

3 Resultat

3.1 VA-Undersökning

Undersökningen visar att tio av 101 fastigheter har avloppsanläggningar med alla nödvändiga steg som förbehandling och efterbehandling. Dessa är anpassade till fastigheternas installationer som klosettwater och BDT-water (bad, disk och tvättwater).

Av de 21 fastigheter som kommunen tidigare hade grönmärkt efter fastighetsägarnas egna uppgifter, kan bara tio anses uppfylla kraven för fungerande avloppsanläggningar. Av de fastigheter som har WC, vilka är 54 %, har 78 % av dessa sluten tank (se figur 6). 38 % av fastigheterna har TC eller mulltoa. Av dessa har 50 % stenkista för övrigt avloppsvatten och 29 % har ingenting, (se figur 7).

Avlopp	Antal %
Sluten tank	78 %
Godkända avloppsanläggningar	4 %
Ej godkända avloppsanläggningar	7 %
Endast förbehandling	2 %
Endast efterbehandling	2 %
Inget	7 %

Figur 6; Fastigheter med WC – 54 % av totala antalet fastigheter

Avlopp	Antal %
Godkända avloppsanläggningar	5 %
Ej godkända avloppsanläggningar	5 %
Endast förbehandling	8 %
Endast efterbehandling	3 %
Stenkista	50 %
Inget	29 %

Figur 7; Fastigheter med mulltoa eller TC – 38 % av totala antalet fastigheter

3.2 Jordprover

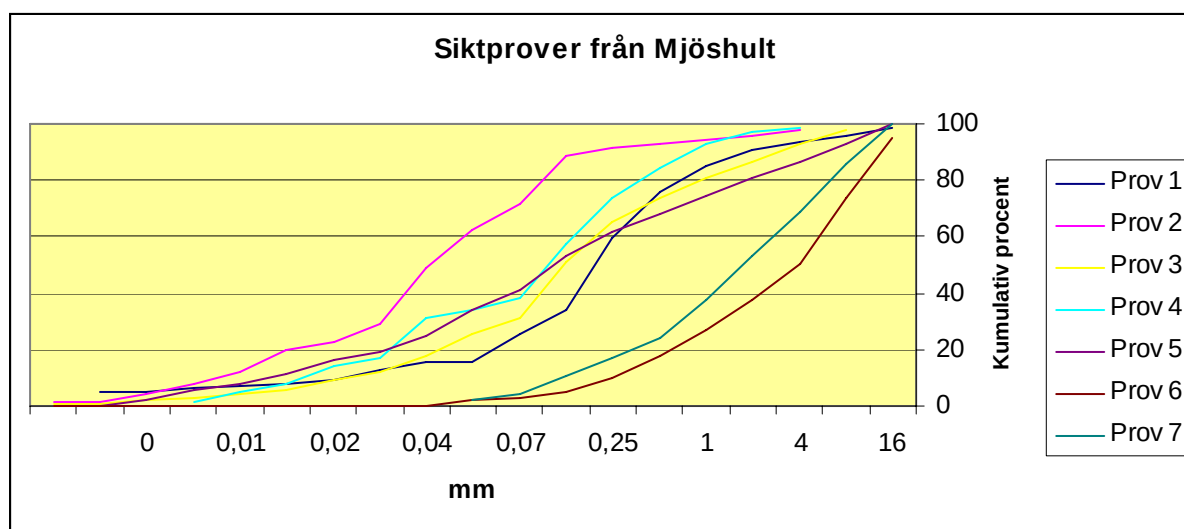
Jordproven domineras av Siltig sandig morän. Prov 1, 3, 4, och 5 är Siltig sandig morän och prov 2 är en Sandig siltig morän. Prov 6 och 7 är båda Sandigt grus (se figur 8 för kombinerat kumulativt frekvensdiagram och bilaga 1 för varje provs diagram).

Jordarterna bedömdes och sorteringsgraden räknades ut enligt Trasks sorteringskoefficient som är;

$$S_0 = \sqrt{(Q_3/Q_1)}$$

$Q_1 = d_{25} = 25 \%$ kvartilen från kumulativa fördelningskurvor

$Q_3 = d_{75} = 75 \%$ kvartilen från kumulativa fördelningskurvor



Figur 8; Kombinerat kumulativt frekvensdiagram

Jordarterna namngavs vilket för de olika proven tillsammans med sorteringsgraden presenteras i figur 9.

Prov	Sorteringsgrad	Jordart	Hydraulisk konduktivitet vid mättnad
1	Normalsorterad	Siltig sandig morän	$10^{-6} - 10^{-8}$ m/s
2	Välsorterad	Sandig siltig morän	$10^{-7} - 10^{-9}$ m/s
3	Normalsorterad	Siltig sandig morän	$10^{-6} - 10^{-8}$ m/s
4	Normalsorterad	Siltig sandig morän	$10^{-6} - 10^{-8}$ m/s
5	Dåligt sorterad	Siltig sandig morän	$10^{-6} - 10^{-8}$ m/s
6	Normalsorterad	Sandigt grus	$10^0 - 10^{-2}$ m/s
7	Normalsorterad	Sandigt grus	$10^0 - 10^{-2}$ m/s

Figur 9; De olika jordprovernas sorteringsgrad, namn och hydrauliska konduktivitet.

Sikt kurvorna användes också för att räkna ut den hydrauliska konduktiviteten på de olika jordarterna med Hazens formel (se under 2.2.1 Siktanalys). Men detta fungerade inte för alla, då jordarterna är antingen för finkorniga eller för grovkorniga. Prov 2 fungerade, och värdet för den hydrauliska konduktiviteten blev $2,6 \cdot 10^{-6}$ m/s. Men detta ansågs vara för högt för en så finkornig morän i förhållande till schablonvärdena som användes till övriga jordprover. Schablonvärden för morän togs från Grip och Rodhe (1994) och för gruset från Knutsson et. al. (2002), se figur 9.

Prov 1 innehåller mycket glimmer i form av muskovit. Det stannade främst kvar på siktarna 0,5, 0,25, 0,125 och 0,074 mm. Även prov 6 och 7 innehåller mycket glimmer som stannade på siktarna 0,25, 0,125 och 0,074 mm. Prov 2 innehåller en del rötter som plockades bort innan siktning, då ingen humusborttagning med väteperoxid ansågs nödvändig. Lite veddelar stannade på siktarna 0,5 och 0,25 mm. Även prov 5 innehåller lite veddelar främst på sikt 1,0 mm.

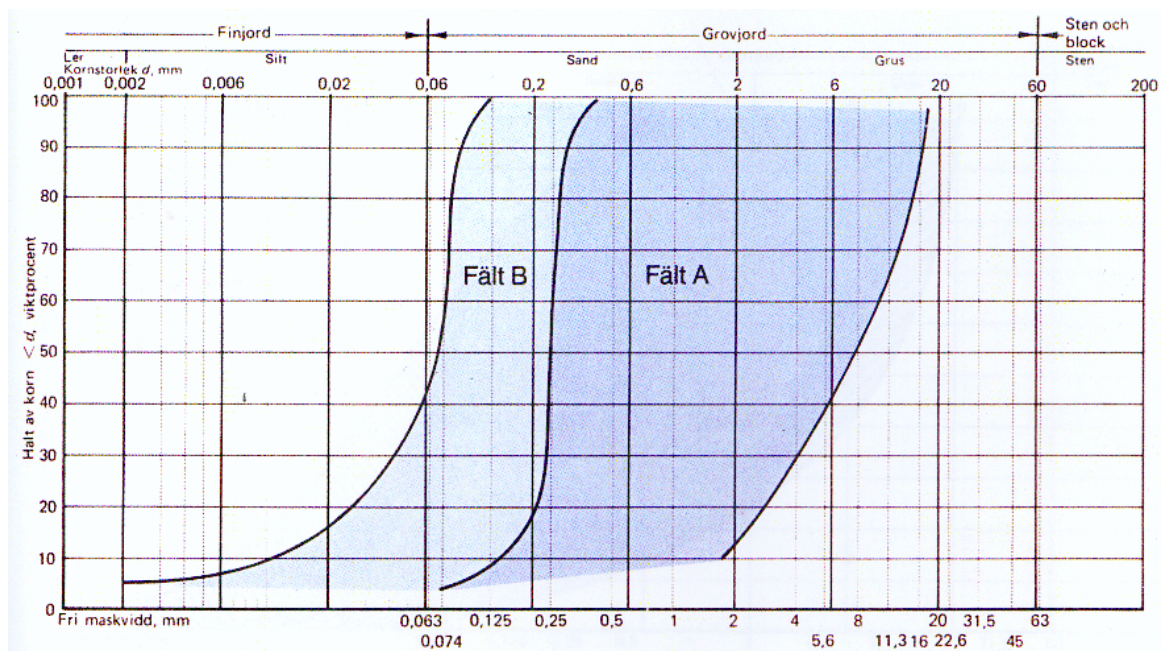
De felkällor som kan ha blivit på sikt- och sedimentationsanalyserna uppstod av att materialet rök väldigt efter torkningen när de skulle delas i delningsapparat. Detta kan ha bidragit till att finfraktionerna kan ha blivit något under verkligt värde. Under hydrometeranalysen blev det någon översvämning då endast tre hydrometrar fanns till fem cylindrar. Varje flyttning krävde avspolning av hydrometern och då blev vätskemängden något för stor och svämmade över.

Mängden bedöms försumbar. Metoderna vid analyserna kommer från Byggforskningens informationsblad B2:1972.

3.2.1 Utvärdering av jordproverna

Siktkurvorna används för att bedömma vilka avloppslösningar som är möjliga inom området. Den bedömningsgrunden tas från Naturvårdsverkets Fakta (oktober 2003) som har konstruerat ett kornstorleksdiagram med kravgränser för fält A och B. Fält A representerar grövre jordarter och fält B finare jordarter (se figur 10). När generella krav som skyddsavstånd, terräng och miljöpåverkan är uppfyllda kan man använda NVV råd för att välja typ av avloppsanläggning. När djupet från avloppsanläggningens infiltrationsyta till berg, eller högsta grundvattennivå är större än en meter, finns störst chans att en infiltrationsanläggning skall fungera och exemplen för Fall A och Fall B används efter NVV rekommendationer.

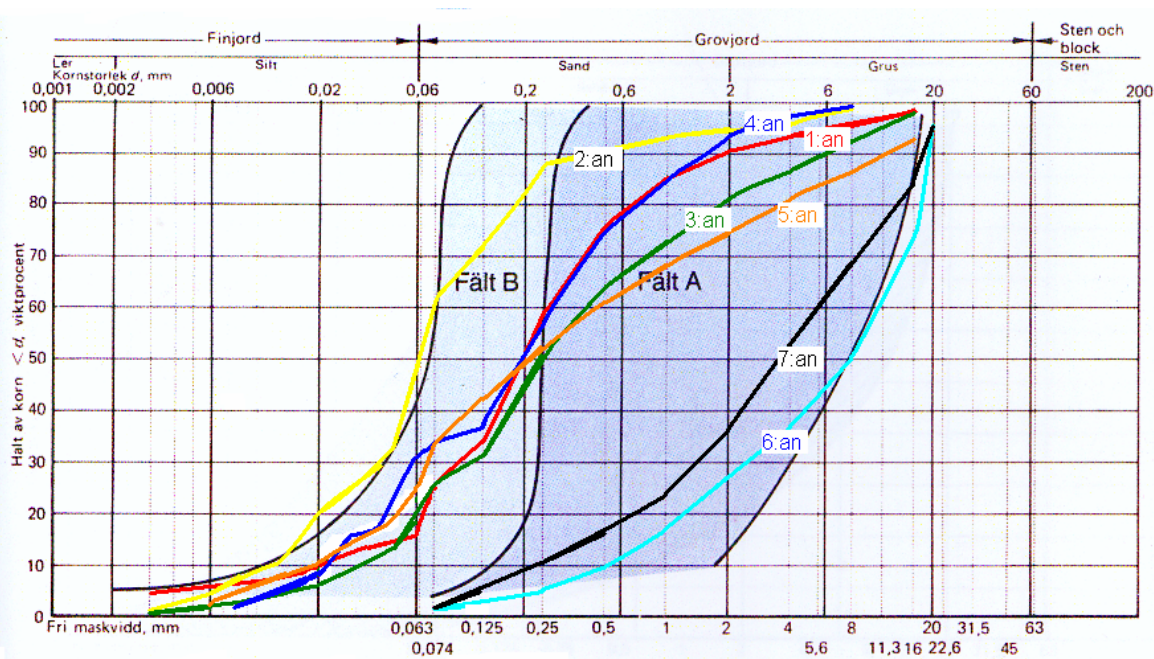
Infiltrationsförsök görs inte då siktkurvorna används för att avgöra om jordarten kan infiltrera avloppsvatten samt leda bort infiltrerat vatten.



Figur 10; Kornfördelningsdiagram med kravgränser för Fält A och B.
(Från NVV Fakta, oktober 2003)

Fall A gäller när avståndet från undersidan av en planerad infiltrationsyta till berg eller grundvattenytan är större än en meter under större delen av året.

Fall B gäller när avståndet från undersidan av en planerad infiltrationsyta till berg eller grundvattenytan är mindre än en meter under större delen av året.



Figur 11; Kombinerat kornfördelningsdiagram för jordprover 1-7

Jordprov 1; Provet togs vid korsningen Lärkstigen och Fågelvägen (se figur 5). Här är grundvattenytan marknära och ligger på cirka en meter under markytan (se figur 11 och bilaga 2). Detta gör att förutsättningarna för Fall A inte kan tillämpas. Siktcurvan faller helt och hållet inom Fält A och B (se figur 11). Då rekommenderar Naturvårdsverket infiltration med dränering eller grund infiltrationsanläggning. Även grund markbädd eller mound kan vara en möjlig lösning. Belastningen på infiltrationsbädden bör inte överstiga 40 liter per m² och dygn.

Jordprov 2; Provet togs på en obebyggd tomt längs Fågelvägen (se figur 5). Här ligger grundvattenytan marknära på cirka en meter under markytan. Detta gör att fall A inom Naturvårdsverkets rekommendationer inte kan tillämpas. Siktcurvan faller inom både Fält A och B och till någon del till vänster om Fält B (se figur 11). Då blir rekommendationerna grund markbädd, grund förstärkt infiltration eller mound. Belastningen bör ej överstiga 30 liter per m² och dygn.

Jordprov 3, Provet togs på ängen inne på Fasanstigen (se figur 5). Även här ligger grundvattenytan för marknära för att Fall A inom Naturvårdsverkets rekommendationer skall gälla (se figur 12 eller bilaga 2). Siktcurvan faller helt inom Fält A och B (se figur 11). Rekommenderade anläggningar blir här infiltration med dränering eller grund infiltration i första hand. Grund markbädd eller mound är också möjliga lösningar. Belastningen på anläggningen bör ej överstiga 40 liter per m² och dygn.

Jordprov 4, Provet togs på västra sidan av Skogsvägen (se figur 5). Samma förhållande med ytlig grundvattenyta råder även här, därför utesluts Naturvårdsverkets råd för Fall A. Siktcurvan faller helt inom Fält A och B (se figur 11). Då rekommenderas infiltration med dränering eller grund infiltration i första hand. Även grund markbädd eller mound kan vara möjliga lösningar. Belastningen bör inte överstiga 40 liter per m² och dygn.

Jordprov 5; Provet togs bredvid korsningen Skogsvägen och Ekstigen (se figur 5). Även här är grundvattenytan för marknära för att Fall A skall tillämpas. Siktkurvan faller helt inom Fält A och B (se figur 11). Detta medför att Naturvårdsverkets rekommenderar infiltration med dränering eller grund infiltrationsanläggning i första hand. Även grund markbädd eller mound kan vara möjliga lösningar. Belastningen på anläggningen bör ej överskrida 40 liter per m² och dygn.

Jordprov 6; Provet togs i en skärning i isälvsлагringen på Mosslången (se figur 5). Här är det djupt till grundvattenytan, från 2,6 meter till 3,3 meter i de två brunnarna. Detta betyder att grundvattenytan är i samma nivå som sjön Säven på 155,1 meter över havet. Här kan Fall A i Naturvårdsverkets fakta tillämpas om inte berg påträffas mindre än en meter under planerad anläggning. Siktkurvan faller inom Fält A och till en viss del till höger om Fält A (se figur 11). Detta betyder att materialet är för grovt för vanlig infiltration. Men möjliga lösningar kan vara förstärkt infiltration eller markbädd. Belastningen på anläggningen kan väljas till 60 liter per m² och dygn.

Jordprov 7; Provet utesluts ur bedömningen då det togs i en lägre del av isälvsavlagringen. Prov 6 anses mer representativt för Mosslångenområdet.

Dessa rekommendationer gäller om avstånd till grundvattenytan eller till berg är större än en meter.

3.2.2 Provgropar

Grop 1; Lärkstigen – Fågelvägen (se figur 5 för provgropars läge).

Grundvattnet stod nästan i markytan vilket gjorde det besvärligt att bedöma lagerföljden då gropens väggar rasade. Jordarten är blockrik med mycket block från 20-50 cm storlek. Gropen grävdes till 130 cm djup men det var så blött så kanterna rasade igen. Därför kunde det bara tas prov på 80 cm djup. Från ytan är det matjord ner till 50 cm djup. Därunder är jordarten enhetlig och består av Siltig sandig morän.

Grop 2; Fågelvägen

Här är moränen normalblockig och en bäck rinner förbi gropen 2 meter bort. Gropen grävdes till ca 140 cm djup och grundvattnet stod på ett djup av 130 cm. Prov togs vid 110 cm. Från ytan finns matjord ner till 50 cm djup. Därunder är jordarten enhetlig och består av mer sand och bedöms vara en Sandig siltig morän.

Grop 3; Fasanstigen

Gropen grävdes på en äng utan block i ytan, men däremot med tre stora block i gropen på ca 50 cm storlek. Vi kom ner till berg vid cirka 100 cm djup men bredvid kom vi ner till 140 cm. Prov togs på 120 cm.

Från ytan finns matjord ner till 50 cm djup. Jordarten under är hårt packad med presstrukturer och smålinser med finare material. Den bedöms vara en Siltig sandig morän.

Grop 4; Skogsvägen

Ytan är normalblockig. Vi grävde till 160 cm men det var svårt att ta prov då vatten rann fram oavbrutet. Jordarten är extremt hårt packad och ett prov fick huggas ut på ett djup av 100-110 cm djup. Från ytan finns matjord ner till 50 cm. Därunder ligger en mycket hårt packad jordart med fläckvisa järnutfällningar. Jordarten bedöms vara en Siltig sandig morän.

Grop 5: Skogsvägen – Ekstigen

Gropen grävdes på en plats med tre stora ekar runtomkring. Det är gott om block i gropen. Den grävdes till ett djup av 140 cm och prov togs vid 120 cm. Jordarten är också här mycket hårt packad och prov fick huggas ut ur gropens vägg. Från ytan matjord ner till 50 cm, därunder en enhetlig jordart som bedöms vara en Siltig sandig morän.

Grop 6: Mosslången

Gropen grävdes för hand i en mindre täkt i isälvsavlagringen på Mosslången. Provet togs cirka 110 cm under markytan. Ytan är helt blockfri och gruset ligger i skikt och är avrundat. Jordarten bedöms vara Sandigt grus.

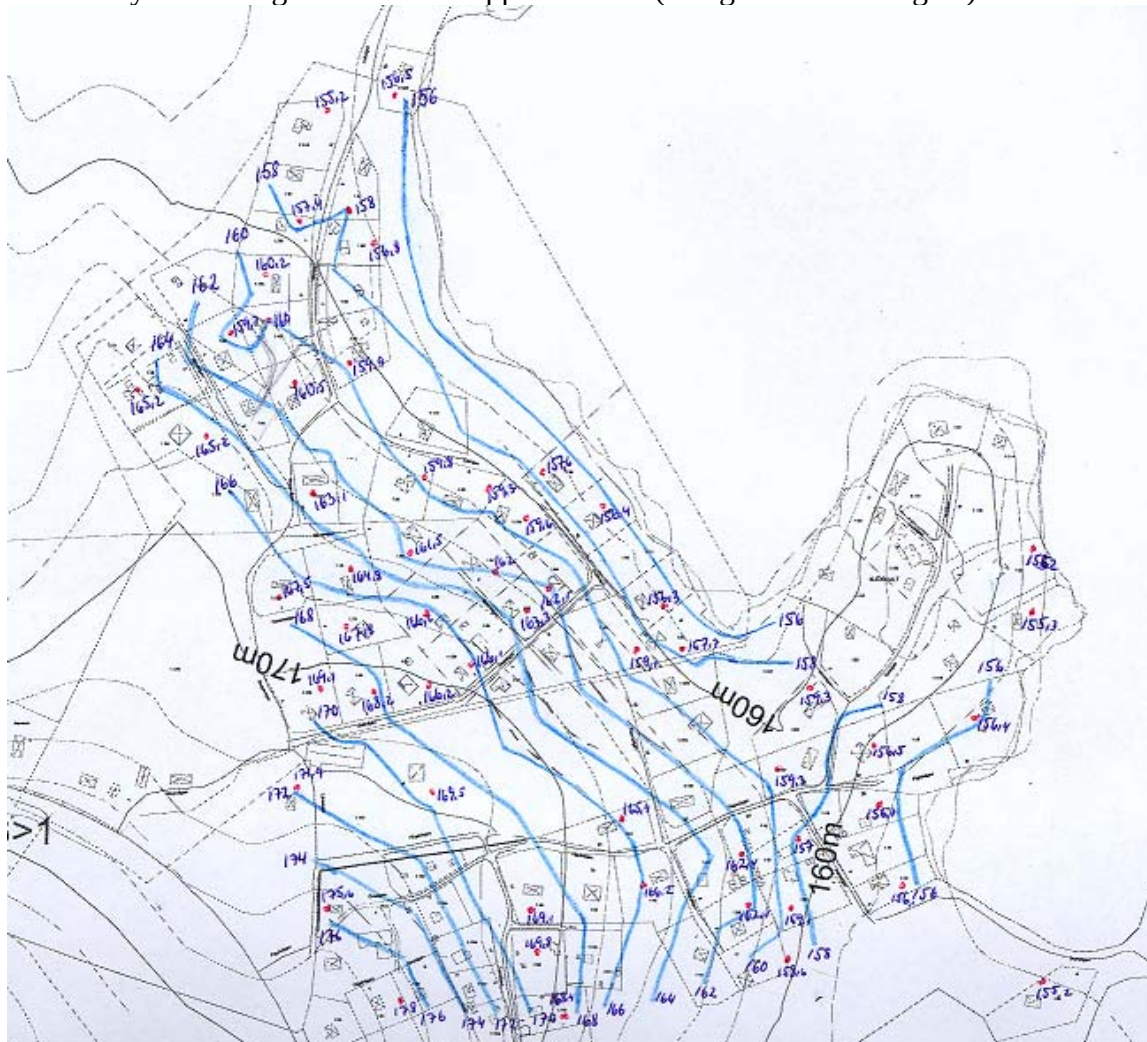
Grop 7: Mosslången

Ett prov togs i en lägre kant av avlagringens rygg i tåkten, men närmare sjön Säven. Gropen grävdes också för hand cirka 110 cm från markytan. Jordarten bedöms vara Sandigt grus med avrundade kanter.

3.3 Grundvattenytan

Resultatet för mätningarna av djupet till grundvattenytan i grävda brunnar gav att det varierar stort över området. Djupet varierar så mycket som från 34 cm ner till 394 cm (se figur 12 och bilaga 2).

Mätningarna gjordes i brunnarna i början på april månad. Det innebär att årsvis variation av grundvattenytan även måste beaktas. I södra Sverige kan grundvattenytan i moränen variera över året med 1,5 – 2 meter, och i gruset med 0,5 meter. April månad har enligt SGU: s mätningar inte det högsta grundvattenståndet utan det kan vara högre efter tjällossningen och snösmältningen på senvintern innan vegetationen börjat ta av grundvattnet. Nivåerna är normalt även högre på senhösten. Detta får beaktas vid val av avloppsanläggning. Skyddståndet till grundvattenytan från undersidan av en infiltrationsanläggning måste vara minst en meter (Naturvårdsverkets Fakta, oktober 2003). Man kan räkna med att grundvattennivån kan höjas minst 50 cm från uppmätta värden i april. Av värdena från djupet till grundvattenytan i brunnarna gjordes en karta med grundvattennivålinjer där man visuellt kan se den hydrauliska gradienten i en öppen akvifer (se figur 12 och bilaga 2).



Figur 12; Grundvattennivåkarta med isolinjer för grundvattennivån i meter över havet (skala 1:3601).

Det förutsätts att den horisontella komponenten i strömningsfältet dominerar. Strömningslinjerna för grundvatten går vinkelrätt mot nivålinjerna. De områden där nivålinjerna ligger tätt är den hydrauliska konduktiviteten låg.

Den nordligaste mätpunkten kunde inte interpoleras (se bilaga 2). Men grundvattenytan ligger i höjd med sjön Sävens yta. Detta gäller även för mätpunkterna ute på Mosslången (se bilaga 2). De ligger i en isälvslagring med hög hydraulisk konduktivitet. Här ligger grundvattenytan också i samma nivå som sjön Sävens ytvatten. Nivålinjer har bara kunnat skapas om mätvärden finns. Ute på Holmen finns endast grävda brunnar på den östra sidan, därför finns inga linjer på den västra och norra sidan. Husen väster om Mjöshult har inga grävda brunnar som gick att mäta.

3.4 Vattenanalyser

Vattenproverna var relativt bra ur mikrobiologisk och kemisk synpunkt. Det var enbart ett prov som fick "Tjänligt med anmärkning" på grund av koliforma bakterier. Den kemiska bedömningen gav "Tjänligt med anmärkning" hos fem prov. Anledningen till denna bedömning var på grund av koppar i ett prov, lågt pH i två prov, lågt pH och högt nitratvärde i ett prov och lågt pH och högt kopparvärde i ett annat. Se bilaga 4 för resultaten och figur 5 för var vattenproverna togs.

Sjövattenproverna bedömdes inte av laboratoriet men enligt Naturvårdsverket kan sjövattnet räknas som bra badvatten. Detta på grund av att koliforma bakterier är färre än 500 per 100 ml och att antalet fekala bakterier – E. coli är mindre än 100 per 100 ml. ALcontrol Laboratories utförde bedömningen av dricksvattnet enligt Socialstyrelsens rekommendationer, SOSFS 2003:17. Bedömningen avser endast utförda analyser med riktvärde enligt gällande lagstiftning. Socialstyrelsens allmänna råd för dricksvatten gäller för mindre anläggningar, då man inte behöver utgå från att hela befolkningen skall kunna dricka vattnet. Istället kan en anpassning göras efter dem som faktiskt använder vattnet, då med restriktioner. Vattnet bedöms efter riktvärden med hjälp av uttrycken tjänligt, tjänligt med anmärkning eller otjänligt.

Riktvärdena för otjänligt är direkt eller indirekt hälsomässigt grundande. Bedömningen görs för att det kan vara direkt skadligt, eller innebära en oacceptabel risk, eller indikera en oacceptabel risk för andra oönskade ämnen eller organismer.

Tjänligt med anmärkning anger riktvärdena som kan vara hälsomässigt, estetiskt eller tekniskt grundade.

Temperaturen togs i samband med provtagningen och ligger mellan 6,9 till 8,2 grader. Grundvattnet kännetecknas av en låg temperatur och i södra Sverige är den ungefär lika med luftens årsmedeltemperatur vilket är 7-8 grader Celsius. Den varierar i sjövattnet med flera grader och den högre temperaturen uppmättes i ett skyddat läge i en vik.

Antalet mikroorganismer skall för ett vatten utan anmärkning vara under 1000 per 100 ml. Inga prov fick någon anmärkning för detta men prov 4 ligger nära riktvärdet och prov 7 har förhöjda värden. Antalet ger en uppfattning om den totala bakteriehalten i vattnet och indikerar påverkan från vatten eller jord dock utan fekal härkomst. Det kan bero på tekniska brister i brunnen eller att smutsigt vatten tränger in.

Koliforma bakterier förekommer i prov 3 som gav bedömningen tjänligt med anmärkning. Riktvärdet för tjänligt ligger under 50 och provet har 190 stycken per 100 ml. Koliforma bakterier förekommer naturligt i mark och vatten men är även en följd av fekal påverkan. Sjövattnet har också höga värden men det bedöms utifrån andra riktvärden och skall vara under 500 per 100 ml.

E. coli bakteriehalten gav inte någon anmärkning. E.coli skall endast vara påvisade i dricksvatten för att bedömas tjänligt med anmärkning. I sjövattnet i prov 8 finns 1 cfu/100 ml (cfu är antalet kolonibildande organismer) men där medger riktvärdet 100 per 100 ml för anmärkning. Finns E. coli i dricksvatten finns en risk för förekomst av sjukdomsframkallande bakterier.

Turbiditet eller grumligheten är låg i alla prov men förhöjda i prov 6 och 7. Överstiger den 3 kan grumligheten ses med ögat. Det består av organiskt och oorganiskt material som finkorniga leror eller humus eller kemiska utfällningar som järn eller mangan. Turbiditeten indikerar ytvatten och högt värde innebär större risk för smitta och mikrobiologisk tillväxt.

Lukt indikation finns i två prov men inget över riktvärdet som ligger vid en tydlig lukt. Prov 2 har sötaktig lukt och prov 6 sjöliknande. Sjöproverna har även sjöliknande lukt varav ett är tydligt. Men detta är inget anmärkningsvärt för sjövattnet.

Färg indikationen gav ingen anmärkning och riktvärdet för tjänligt med anmärkning går vid 30. Prov 6 och 7 har värdet 10 och 6: an var samma prov som har sjöliknande lukt. Vattnet innehåller då troligen järn eller humus. Sjövattnet har värden på 70.

COD-Mn eller kemisk syreförbrukning, (mg/l) som är ett mått på syreförbrukande ämnen är alla under riktvärdet på 8. Prov 6 som har sjöliknande lukt och en färg på 10 har också ett högre värde för COD-Mn än de andra proven. Vattnet innehåller organiskt material som ger lukt, smak och färg. På ett förstklassigt dricksvatten skall COD-Mn värdet inte vara högre än 2 och det överskrider prov 5, 6 och 7. Sjövattnet har värden på 11 och 13.

Konduktiviteten (mS/l) är ett mått på vattnets totala salthalt. Alla värden är låga och riktvärdet för anmärkning ligger på 70.

pH-värdet gav tjänligt med anmärkning på fyra prov, prov 2, 3, 5 och 6. Det lägsta är på 5,9 och kan indikera påverkan av ytvatten eller ytligt grundvatten. Lågt pH ger ökad risk för korrosion på ledningar som leder till högre metallhalter i vattnet. Värdet bör ligga mellan 6,5-9,0.

Alkaliniteten HCO_3 (mg/l) är låg i de provtagna brunnarna, med ett värde mellan 13-46. Helst skall den vara över 60 mg/l HCO_3 för att minska risken för korrosion. Alkalinitet är också ett mått på vattnets förmåga att motstå försurning. Så låg halt som 10-30 och ett pH-värde 5,0-6,0 är en alltför liten alkalinitet för att ge en stabil pH-nivå (NVV rapport 4915).

Ammoniumkväve NH_4 -N och ammoniumhalten NH_4 (mg/l) är låga i vattenproverna, 0,4 ger tjänligt med anmärkning för NH_4 -N och NH_4 ger anmärkning vid 0,5. Höga värden indikerar påverkan av avlopp.

Nitritkväve NO_2 -N och nitrithalten NO_2 (mg/l) är låg i proverna. NO_2 -N halten skall vara mindre än 0,005. Prov 5 har 0,004 och kan vara förorenat av organiska eller oorganiska gödningsmedel eller avlopp. NO_2 halten skall vara mindre än 0,1 och här är proverna mycket låga förutom prov 5 som har en högre halt än de övriga.

Fosfat PO_4 och fosfatfosforhalterna PO_4 -P (mg/l) är genomgående låga i proverna. PO_4 skall vara mindre än 0,1 för att inte få anmärkning och PO_4 -P skall vara mindre än 0,2. Fosfat

indikerar påverkan från avlopp eller gödsling men kan även förekomma naturligt på grund av geologiska orsaker.

Kalcium halterna (mg/l) är mycket låga, från 10-20 i brunnspövern. Halter mellan 20-60 mg/l minskar korrosionen på ledningarna. Den låga kalciumhalten ger, ett mycket mjukt vatten på värden mellan 0-15 mg Ca/l. Värden mellan 15-35 ger ett mjukt vatten.

Magnesium halterna (mg/l) är genomgående mycket låga, från 0,9 – 2,7. Magnesium ger en viss skyddseffekt mot hjärt- och kärlsjukdomar (Socialstyrelsen 2006-101-8).

Hårdhet Ca + Mg (mg/l) och hårdhet i tyska grader (°dH) är genomgående låga. Hårdheten fås av summan av magnesium och kalcium och låga värden ger ett mjukt vatten som ökar risken för korrosion i ledningarna. Totalhårdheten mäts i tyska grader (dH°) och skall ligga under 10. Det högsta provet är 3,1.

Natriumhalterna (mg/l) är mycket låga från 3,5-4,7 i brunnsvatten. Är halterna över 100 indikerar det relik saltvatten och ger smakförändringar.

Kalium (mg/l) är också lågt från mindre än 2 till 5. Prov 5 har ett förhöjt värde gentemot de andra pövern. De skall ligga under 10 för att inte ge anmärkning. Värden på 12 indikerar förorening.

Järn och manganhalterna (mg/l) är genomgående låga. Värden på 0,5 på järn, ger anmärkning och vid 0,3 på mangan. Höga halter av järn och mangan ger utfällningar, smak och lukt. Det kan missfärga tvätt och sanitetsporslin.

Kopparhalterna (mg/l) har i prov 1 och prov 5 gett ”Tjänligt med anmärkning”. Riktvärdet skall vara under 0,20 för att vara godkänt men de värdena är 0,36 och 0,25. Källan till koppar i vattnet är korrosionsangrepp på kopparledningar, speciellt i nya vatteninstallationer. Höga halter kan färga sanitetsgods och grönfärga hår.

Fluoridhalterna (mg/l) är så låga som < 0,1. Värdet skall ligga under 1,3 och vid värden på 0,1 ger dricksvattnet bara ett begränsat kariesskydd.

Kloridhalterna (mg/l) är genomgående låga i alla prov. Vid halter på över 50 indikeras påverkan av saltvatten, avlopp, deponi, vägdagvatten eller vägsalt.

Nitratkvävet (mg/l) bedöms inte längre, utan nu bedöms hela nitratjonen. Helst skulle det tidigare värdet ligga på 1 och det blev ”Tjänligt med anmärkning” vid ett värde av 5. Halter över 0,5 bedöms vara resultat av någon form av påverkan av gödsling eller avlopp (NVV rapport 4915). Alla brunnsvärdena utom prov 7 är förhöjda med värden från 1,8-4,5.

Nitrathalten (mg/l) i prov 3 gavs bedömningen ”Tjänligt med anmärkning”. Detta indikerar att vattnet förorenats av gödningsmedel eller avlopp och innebär att risken för vattenburen smitta ökar. Prov 5 och 9 har en enhet från anmärkning. Gränsen för ”Tjänligt med anmärkning” ligger vid 20.

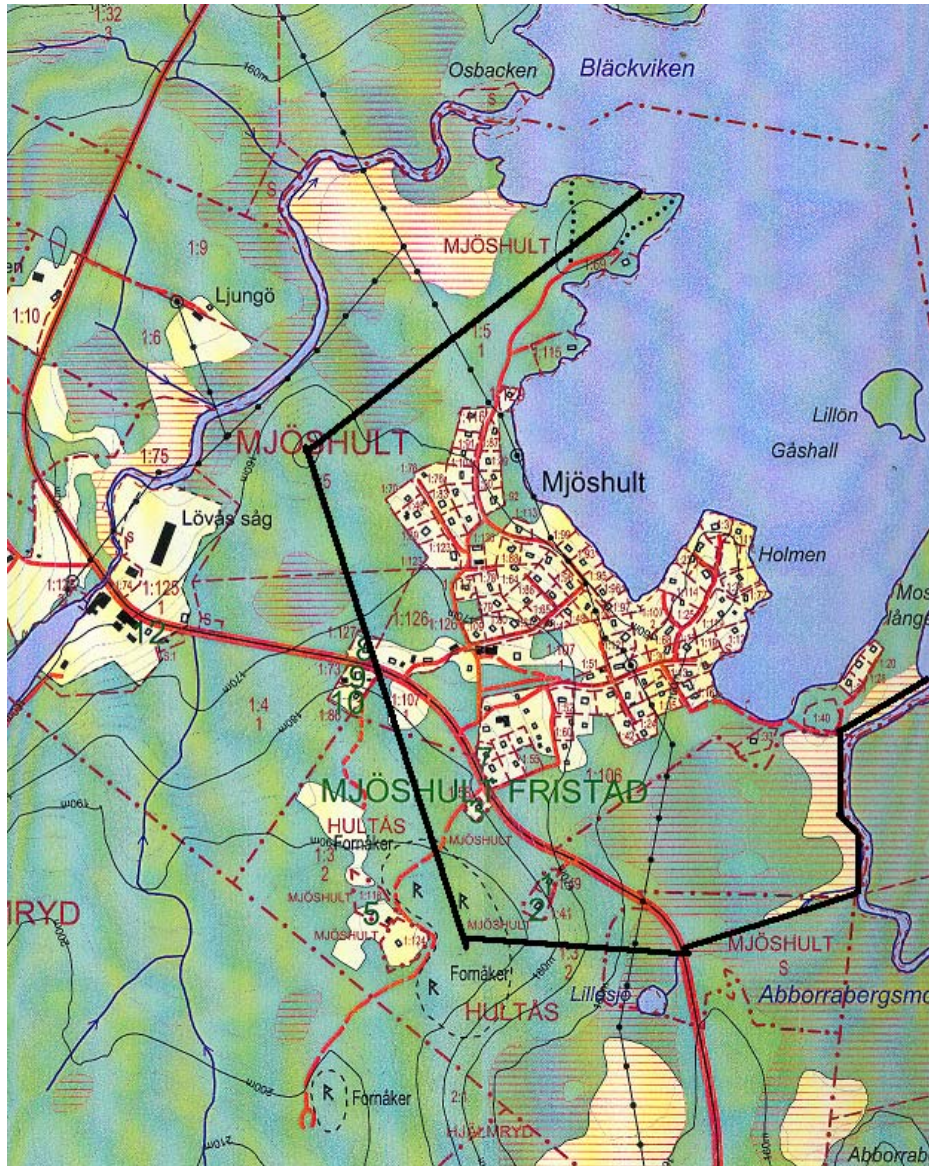
Sulfathalten (mg/l) är relativt låg i pövern. Sulfat indikerar ytligt vatten i brunnarna som är kemiskt surt på grund av sur nederbörd.

Redoxreaktioner är kemiska reaktioner då överföring av elektroner sker. Vid oxidation avges elektroner till ett annat ämne som reduceras, det vill säga tar upp elektroner. Ofta katalyseras reaktionerna av bakterier. Redoxpotentialen eller den elektriska spänningsskillnaden (-Eh) avgör när en reaktion kan äga rum. Man kan mäta redoxpotentialen i vatten men då den är svår att utföra uppskattas den ofta istället genom att se på förhållandet mellan järn-, mangan-, och sulfathalterna. Då ämnena finns lösta i vatten i relativt höga naturliga halter utgör de ett robust bedömningsintervall.

Vattenprov 1-5 har hög redoxpotential och är aeroba vatten. Prov 6 har mycket låg redoxpotential och kan anses vara ett anaerobt vatten där järn reduceras till fria järnjoner. Prov 7 är ett blandvatten (NVV rapport 4915) som inte är i jämvikt, även sjövattnet är blandvatten som ej är i jämvikt.

3.5 Vattenbalansen i Mjöshult

För att beräkna vattenbalansen i Mjöshult gjordes kartstudier för att bestämma delavrinningsområdets storlek (se figur 13). Avrinningsområdet är $0,82 \text{ km}^2$ minus $0,15 \text{ km}^2$ som är våtmark och inte bidrar till grundvattenbildningen. Den grundvattenbildande arean är $0,67 \text{ km}^2$.



Figur 13; Mjöshults delavrinningsområde (skala 1:8000).

Värden för beräkning togs från SMHI

Nederbörd = $900\text{--}1000 \text{ mm/år}$

Avrinning = $500\text{--}600 \text{ mm/år}$

Avdunstning och transpiration = $400\text{--}500 \text{ mm/år}$

För att inte ge ett för högt värde i beräkningarna används de lägre värdena.

Detta gav i vattenbalansberäkningen enligt formeln $N = Q + A \pm m$ (se stycke 2.5 för förklaringar) :

$$603\,000 \text{ m}^3 = 335\,000 \text{ m}^3 + 268\,000 \text{ m}^3 \pm 0.$$

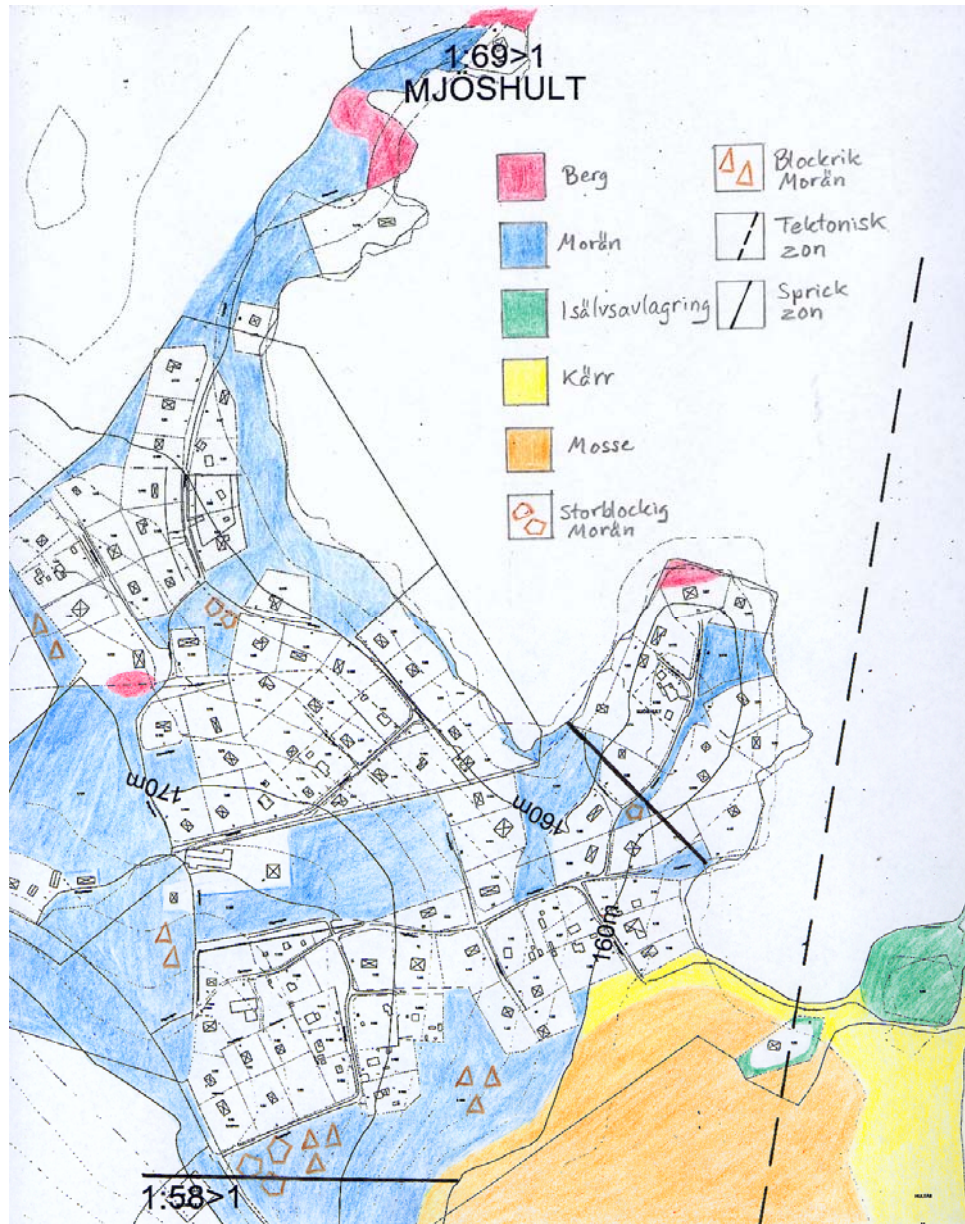
Magasinsförändringen sätts till 0, enligt Knutsson (2002), då man kan bortse från magasinförändringar om vattenbalansen gäller en längre tidsperiod. Detta ger en avrinning på 268 000 m³/år, och 15 % av detta ger en grundvattenbildning (Brouzell, Geovetarcentrum) när man bortser från vatten som försvinner på grund av uppsprucken berggrund. Vatten tillgängligt som grundvatten är därmed 40 200 m³/år.

Behovet av vatten i Mjöshult räknas utifrån att permanentboende hushåll med i medeltal 3,5 personer, förbrukar 700 l/dygn och sommarboende förbrukar 700 l/dygn under 3 månader per år. Detta ger ett behov av 9 944 m³ vatten per år. Detta betyder att vattnet i Mjöhult räcker till, det räcker även till om alla hushåll i området skulle bli permanentbostäder. 92 fastigheter av 101 har brunnar. Nio av fastigheterna får vatten av någon granne. Det finns 105 brunnar inom området och en del av fastighetsägarna som har borrar brunn har även kvar sin gamla grävda brunn.

Brunnsdatan från SGU redovisar bara brunnar borrar efter 2003 på sin hemsida. Inga ytterligare brunnsvärden har köps in från SGU. Därför sammanställs inte den momentana kapaciteten från brunnarna, utan ett förbrukningsvärde på 700 liter per hushåll och dag används istället.

3.6 Jordartskartering

Resultatet av jordartskarteringen är jordartskartan (se figur 14 och bilaga 3). Området domineras av morän med en del berg i dagen. Söder om dalen finns en del kärrtorv och torv. På Mosslången är den karterade jordarten sand, som enligt Jordartskartan 7C Borås är en isälvsavlagring. En del platser med morän har en högre blockfrekvens än övriga samt att det även finns storbloccig morän ställvis. På jordartskartan finns även tektoniska zoner och sprickzoner inritade (Se stycke 1.2 berggrundsgeologi).



Figur 14; Jordartskarta över Mjöhult (skala 1:3900)

4. Diskussion

4.1 Diskussion av resultaten

Jordarterna i Mjöshultsområdet består i huvudsak av morän. Siltig sandig morän dominerar i fyra av fem moränprov, men jordprov 2 är en väl sorterad Sandig siltig morän. Ser man till packningsgraden så är prov 1 och 2 relativt löst packade, prov 3 är hårt packat och prov 4 och 5 är mycket hårt packade. Ett berggrundshinder kan ha påverkat fördelningen av bottenmoränen och variationen hos moränen (Ronnert 1989). Möjligt är att inlandsisen som avlagrade moränen på provplats 1 och 2 hade lättat lite från underlaget. Detta på grund av bergklacken på udden Holmen som ligger i isrörelseriktningen, och höjdskillnaden i terrängen vid den tektoniska zonen sydost om området, och därmed inte packat moränen så hårt.

Den subglaciala moränen kan också vara påverkad av smältvatten i varierande grad (Ronnert 1989). Jordprov 2 ligger framför prov 3 i isrörelseriktningen. Därför skulle prov 2 kunna vara resultatet av en subglacial deposition i en hållighet i berggrunden under en aktiv glaciär med en vattensorterad inneslutning eftersom provet är mer finkornig och väl sorterat. När sedan isen nådde provplats 3 avsatte den en hårt packad sandig morän med presstrukturer och smålinser av finare material. Enligt Ronnert (1989) kan smältvattensedimentering förklara inneslutningar och linser med finare material.

Prov 4 och 5 är extremt hårt packade och här har isen troligtvis varit fastfrusen vid sin botten, samt inte hindrats i sin framfart genom något berggrundshinder. Prov 5 är även en dåligt sorterad morän vilket också kan indikera en hårt packad bottenmorän. Räffellokalen ute på udden Holmen har två räffelriktningar varav den yngsta är N50°O och kan ha varit isens rörelseriktning. Detta stämmer med isälvsavlagringen ute på Mosslången som också är avlagrad i den riktningen.

Kristallin berggrund och moränjordar över HK utgör öppna akviferer som är mycket känsliga för föroreningar, då inga täta lager skyddar dem. Moränens primära och sekundära egenskaper (se avsnitt 1.4 Hydrogeologi) gör att föroreningskänsligheten ökar än mer än om det hade varit en homogen lerjordart. Föroreningstransporten kan vara mycket snabb där en sprickbildning finns och där gradienten är hög. Gruset i isälvsavlagringen på Mosslången är också en helt oskyddad akvifer där grundvattenytan normalt ligger djupt. Här omges den dessutom av torv och kärrjordarter vilket kan ge vattnet en mindre god kvalitet och dessutom försämrats av stora vattenuttag. Grundvattnets transportsträcka i grus är mycket lång, upp till 3,7 km på en tid av 2,5 månader vilken är tiden som behövs för att mikroorganismerna skall hinna avdödas. Därför är föroreningsrisken mycket hög. Porositeten är stor då materialet är sorterat och kantavrundat under isälvstransporten vilket inte ger lika stor yta för föroreningar att adsorberas mot.

Grundvattenytan är överlag mycket marknära i Mjöshult. Djupet till grundvattenytan mättes i början på april och då den årsvisa variationen kan vara 1,5-2 meter i moränjordarter och 0,5 meter i grus, så var uppmätta värden sannolikt inte de högsta. De redan befintliga infiltrationsanläggningarna uppfyller säkerligen inte skyddsavstånden till grundvattenytan med en meter från undersidan av infiltrationsbädden (NVV Fakta oktober 2003). Detta gör att smittämnen inte hinner avdödas innan de har transporterats till brunnarna som ligger i grundvattenflödets riktning. De horisontella skyddsavstånden mellan fastigheternas avlopp och brunnar uppfylls heller inte vilket gör brunnarna mycket utsatta för förorening.

Grundvattennivån varierar stort i de olika brunnarna i området. En del av brunnarna med ytligt vatten ligger i utströmningsområden. I en del brunnar ligger grundvattenytan så djupt som tre meter. Denna avsänkning beror inte på hög vattenkonsumtion eftersom dessa fastigheter är sommarbostäder. Snarare kan det vara en dränering som avskär vattenförande jordlager på grundvattnets uppströms sida så att grundvattenflödet avlänkas. Jordarterna kan även vara grövre så att grundvattnet ligger djupare. Avsänkingskoner i närheten av permanentbostäder kan däremot bero på stora vattenuttag samtidigt med grövre jordarter så att brunnens kapacitet inte längre är tillräcklig. Platser där grundvattennivålinjerna ligger glesare (se figur 12 och bilaga 2) finns lokala utströmningsområden där bäckar rinner eller där grundvattenytan lokalt ligger ytligt. I dessa områden finns risk för ytligt grundvatten i brunnarna. Här är den hydrauliska konduktiviteten hög samtidigt som gradienten är låg. Områden där däremot grundvattennivålinjerna ligger tätt är förhållandena omvända, här är gradienten hög och den hydrauliska konduktiviteten låg. Inom dessa områden ligger en del brunnar med större djup till grundvattenytan.

För att bedöma om de dåliga avloppen i Mjöshult förorenar grundvattnet och sjön Säven togs vattenprover. Samtliga prover visar på påverkan, även sjövattneproverna. Fyra av sju brunnsprouver fick anmärkning för lågt pH-värde. Berggrunden i området består av svårvittrade mineral och nära markytan har det begränsade förrådet av material som är lättvittrat troligen redan uttömts. PH-värdet i sedimenten var efter den senaste nedisningen 8,5 och nu är pH-värdet 6 (Engdahl 1997). Markens innehåll av karbonat är en avgörande faktor för att ge grundvattnet ett mer stabilt pH-värde. Jordlagrens förmåga att neutralisera syror har avtagit vilket resulterar i en långsam men naturlig markförsurning speciellt i ytskiktet. Engdahl (1997) som har undersökt vittringen i morän i Västergötland nordost om sjön Säven har påvisat ett ökat vittringsindex med djupet i moränprofilerna. Ett ökat innehåll av kalcium och natrium neråt i profilen visar att dessa ämnen är uttömda till ett djup av 2,5 meter. Magnesium är också uttömt ner till ett djup av 1,5 meter i jordprofilen.

Enligt Hildén (1984) innehåller den sandiga moiga moränen på kartbladet Borås SO, inget kalciumkarbonat på ett djup av 1-1,5 meter. Kalcit innehållet i jordprofilen på ett djup av 0,6 meter var 2 % 1955 enligt Gillberg (1955). Det var den mängden kalciumkarbonat som transporterades med isen från de kambrosiluriska bergarterna Västergötland. Är kalcium uttömt då blir tungmineral som epidot och hornblände och fältspater viktiga näringskällor för baskatjoner, till exempel natriumfältspaten albite och kalifältspat som förekommer spridda i de vanligaste bergarterna i SV Sverige (Engdahl 1997).

De antropogena utsläppen av försurande ämnen som svaveloxid, kväveoxid mm, som tillförts marklagren genom utsläpp till atmosfären har också påskyndat försurningen. Metallhaltiga föroreningar har även bidragit till ökade metallhalter i jordlagren (SNA 1997). De surare marklagren medför även att tungmetaller blir lösligare och mer lätttrörliga i mark och grundvatten. Både borrhäls och grävda brunnar har lågt pH vilket visar att de består av ytligt grundvatten med en förskjutning i buffertsystemet. Ett grundvatten med lågt pH-värde kan ge en ökad risk för korrosion på ledningarna vilket observerats i två vattenprover som har anmärkning för höga kopparhalter. Alkaliniteten är även låg i dricksvattnet vilket är ett mått på vattnets förmåga att motstå försurning.

Vattenprov 5 har förhöjda värden på nitritkväve och nitrit vilket indikerar förorening av gödningsmedel eller avlopp. Samma prov har även ett förhöjt värde på kalium vilket är en indikation på förorening. Prov 5 fick även anmärkning för lågt pH-värde och högt kopparvärde. Nitratkväve och nitrat är förhöjda i alla prov. Prov 3 fick anmärkning för nitrat

och prov 5 ligger bara en enhet från anmärkning. Ser man till nitratkvävehalterna så har alla vattenprov förhöjda värden. Just för nitratkväve indikerar alla värden över 0,5 mg/l någon slags påverkan av läckage från punktkällor som avlopp, jordbruksmark eller från kvävemättad skogsbruksmark. Enligt Stejmar Eklund (2002) förekommer höga nitratkvävehalter i hydrogeologisk typmiljö; morän över högsta kustlinjen, som kan härledas till skogsgödsling eller punktutsläpp, och bergbrunnar har oftast låga nitrathalter. Men i Mjöhult är skillnaderna små mellan grävda brunnar och borrhäls vilket tyder på att borrhäls brunnar får sitt vatten från sprickor som försörjs av yttnära vatten. Nitrathalten kan ses som en funktion av tre faktorer och dessa är grundvattenmiljö, kvävetillförsel och redoxförhållande.

De fem första vattenproverna har hög redoxpotential med ett aerobt vatten. Men prov 6 har mycket låg redoxpotential (se NVV rapport 4915 s. 48) och är ett anaerobt vatten. Denna brunn har inte lika mycket nitrat som proverna 1-5 och 8-9 och detta beror troligen på att nitrat reduceras till ammonium under anaeroba förhållanden. Järnhalten är även något förhöjd i detta prov vilket kan bero på att järnet har reducerats till fria järnjoner. Vattenprov 7 är ett blandvatten som kan ge stora tekniska problem. Det har även någon förhöjd järnhalt som även här troligtvis beror på att järnet har reducerats till fria järnjoner. Nitratkväve och nitrat är också här lägre än i övriga vattenprover vilket kan bero på att nitrat reduceras till ammonium under anaeroba förhållanden. Anledningen till uppkomsten av ett blandvatten kan vara att vattnet kommer från en stratifierad akvifer med grundvatten i olika redoxförhållande eller att grundvattnet är utsatt för antropogen påverkan. Anledningen till att prov 6 och 7 har en lägre kvalitet beror troligen också på att de är vattentäkter i sommarstugor där familjerna inte börjat nyttja vattnet i större grad. En större vattenomsättning förbättrar troligen vattnet till en viss grad.

Sjövattenproverna är också blandvatten ur redoxsynpunkt. Ett blandvatten är inte ett anaerobt vatten men redoxpotentialen är låg och vid sådana förhållanden frigörs fosfat som är bundet i sedimenten. Detta spår på föroreningsmängden efter hand ju mer syreförbrukningen ökar i sjövattnet på grund av mer tillgänglig näring för alger och plankton med anaeroba bottenar som följd.

Ser man på den kemiska syreförbrukningen i vattenproverna så har inget av dessa prov någon anmärkning. Men för att vattnet skall vara förstklassigt skall de ha ett värde på högst 2 mg/l. Prov 5, 6 och 7 överskrider det värdet samt även sjövattnet. Men prov 6 har även en förhöjd turbiditet, en svag sjöliknande lukt och en förhöjd färg. Detta tyder på mycket organiskt eller oorganiskt material i vattnet och att det innehåller järn och humus. Detta kan orsaka bakterietillväxt som ökar risken för vattenburen smitta. I denna brunn kan sjövatten ha infiltrerat eftersom det har en sjöliknande lukt. Även prov 7 har förhöjd färg och kemisk syreförbrukning vilket ger samma problem med risk för vattenburen smitta.

Vattenprov 3 fick anmärkning för koliforma bakterier med ett värde av 190 cfu/100 ml (cfu är antalet kolonibildande organismer). Detta är nästan fyra gånger mer än riktvärdet på 50 cfu/100 ml. Föroreningen indikerar ytligt vatten med förorening av fekalier från avlopp. Detta ökar risken för vattenburen smitta. Provet fick också anmärkning för lågt pH och nitrat så förorening från avlopp är tydlig. Även på grundvattennivåkartan ser man en tydlig avvikelse vid denna brunn. Grundvattenflödet går vinkelrätt från nivåkurvorna men avviker också in mot två fastigheters brunnar. Den ena av dessa brunnar är inte provtagen men det rekommenderas då vattenprov 3 har anmärkning både för koliforma bakterier, högt nitrat och lågt pH-värde.

Vattenprov 4 har ett förhöjt värde av antal mikroorganismer. Värdet ligger alldeles under gränsen för anmärkning men värdet indikerar påverkan från vatten eller jord utan fekal härkomst. Troligtvis beror halten på inläckage av ytvatten från infiltrationsbrunnen för BDT-vatten som ligger 10 meter ovanför brunnen i grundvattenflödets riktning. Även prov 7 har ett förhöjt värde på antal mikroorganismer. Förhållandena är likartade här med avloppsinfiltration nära brunnen.

Vattenkvaliteten i de borrade och grävda brunnarna är likartade. Alla värden är i samma storleksklass förutom mikrobiologiska värden som är mycket lägre för de borrade brunnarna. Prov 1 innehöll 50 cfu/ml mikroorganismer. Detta kan förklaras av att brunnen ligger 20 meter från grannens stenkista. Borrade brunnar kan få sitt vatten långt bort från det lokala tillrinningsområdet eller också fyllas på alldeles intill brunnen. Betydelsen av ytliga sprickor som bidrar med vatten till bergborrade brunnar kan vara stor. Detta är troligtvis fallet med prov 1 och 2 eftersom de har relativt höga halter av nitratkväve och nitrat.

Jordlagren är även för tunna för att jordgrundvattnet skall få en förbättrad kvalitet genom en längre omsättningstid som det får i en djupare akvifer. Förövrigt är grävda brunnar mycket känsligare för organiskt material som tillförs vattnet. Det man skulle kunna göra för att förbättra brunnsvattnet är att täta brunnarna så att inte ytligt vatten tränger in, vilket också gäller de borrade brunnarna.

Naturvårdsverkets beräkningsmodell för mikroorganismers transportsträcka i grundvattenzonen i morän (NVV Fakta oktober 2003), är alltför förenklad för att ge en sann bild av föroreningsspridningen. Tiden för att mikroorganismer skall hinna avdödas innan de når en brunn anges vara 2,5 månader. Då moränen inte är en homogen jordart, utan har primära och sekundära egenskaper med sprickor och skikt med sand eller sorterade material, kan föroreningsspridningen bli mycket längre än 6,5 meter för en sandig/moig morän. Detta är vilseledande för fackmän inom avloppsbranschen, och kommunen som ger tillstånd till anläggningarna, om de inte har kunskap om jordarternas egenskaper. Grundvattnet tar alltid den lättaste vägen - preferential flow – då kan föroreningstransporten bli mycket snabb och mikroorganismerna hinner inte avdödas. Detta är tydligt för brunnen med vattenprov 3 som ligger 50 meter nedanför en infiltrationsanläggning och 35 meter nedanför en stenkista. Smittämnen har transporterats snabbare än sträckan som NVV angett för en sandig/moig morän. De höga halterna av koliforma bakterier är ett bevis på detta.

Vattenbalansen i området är än så länge god. Mjöshults grundvattenbildning medger ökade uttag. Men då vattentillgången i morän kan skifta med finare eller grövre skikt är vattentillgången i enskilda brunnar alltid osäker. Blir det en ledningsdragning i området vid en utbyggnad av gemensamma avloppsanläggningar kan grävningarna avskära vattenförande lager till en del brunnar vilket gör att de inte längre räcker till för ett hushåll. I sådana fall får man borra en ny brunn. Men alla brunnar förändrar grundvattenströmningen.

VA- inventeringen gav att bara 10 % av fastigheterna har bra avloppsanläggningar. Skyddsavstånden till brunnarna från infiltrationsanläggningarna är obefintliga i de flesta fall. En del har äldre infiltrationsbäddar men dessa är inte luftade och då kan man inte få en tillfredställande avdödning av mikroorganismer då detta kräver syre.

Resultatet av undersökningen visar att;

- Grundvattentäkterna och sjön Säven är förorenade av avloppsvattnet.
- Vattenförbrukningen ändrar grundvattenströmningen vilket driver föroreningarna snabbare mot brunnarna.
- Avstånden mellan avloppsanläggningarna och brunnarna är alltför korta för att säkerställa vattenkvaliteten i brunnarna.
- Jordarterna är antingen för finkorniga eller för grovkorniga för att en vanlig infiltrations anläggning skall fungera.
- Grundvattenytan är för marknära för att bakterierna från vanliga infiltrationsanläggningar skall hinna avdödas innan de når grundvattnet.
- Kvävetillförseln till sjön Säven ökar risken för syrefria bottnar vilket frigör bunden fosfor från sedimenten.
- Sjön Sävens vatten rinner genom Sävån till Mjörn, och via Sävälången till Aspen för att sedan mynna ut i Göta älv i Göteborgs hamn. Här bidrar vattnet till eutrofieringen längs hela avrinningsområdet.

4.2 Gemensamma avloppsanläggningar

Grundvattenytan ligger på de flesta ställen i Mjöhult för marknära för att en infiltrationsanläggning skall fungera. Själva infiltrationsbäddens botten går till ett djup av cirka 80 cm, en 30 cm tjock sandbädd med infiltrationsrören liggande ovanpå och 50 cm jordtäckning. För att säkerställa ett tillräckligt avstånd för avdödning av smittämnen skall skyddsavståndet till grundvattenytan och/eller berg vara en meter. Detta kräver ett djup till grundvattenytan på 180 cm. Mycket få platser i Mjöhult medger detta skyddsavstånd, därför kan inte vanlig infiltration rekommenderas.

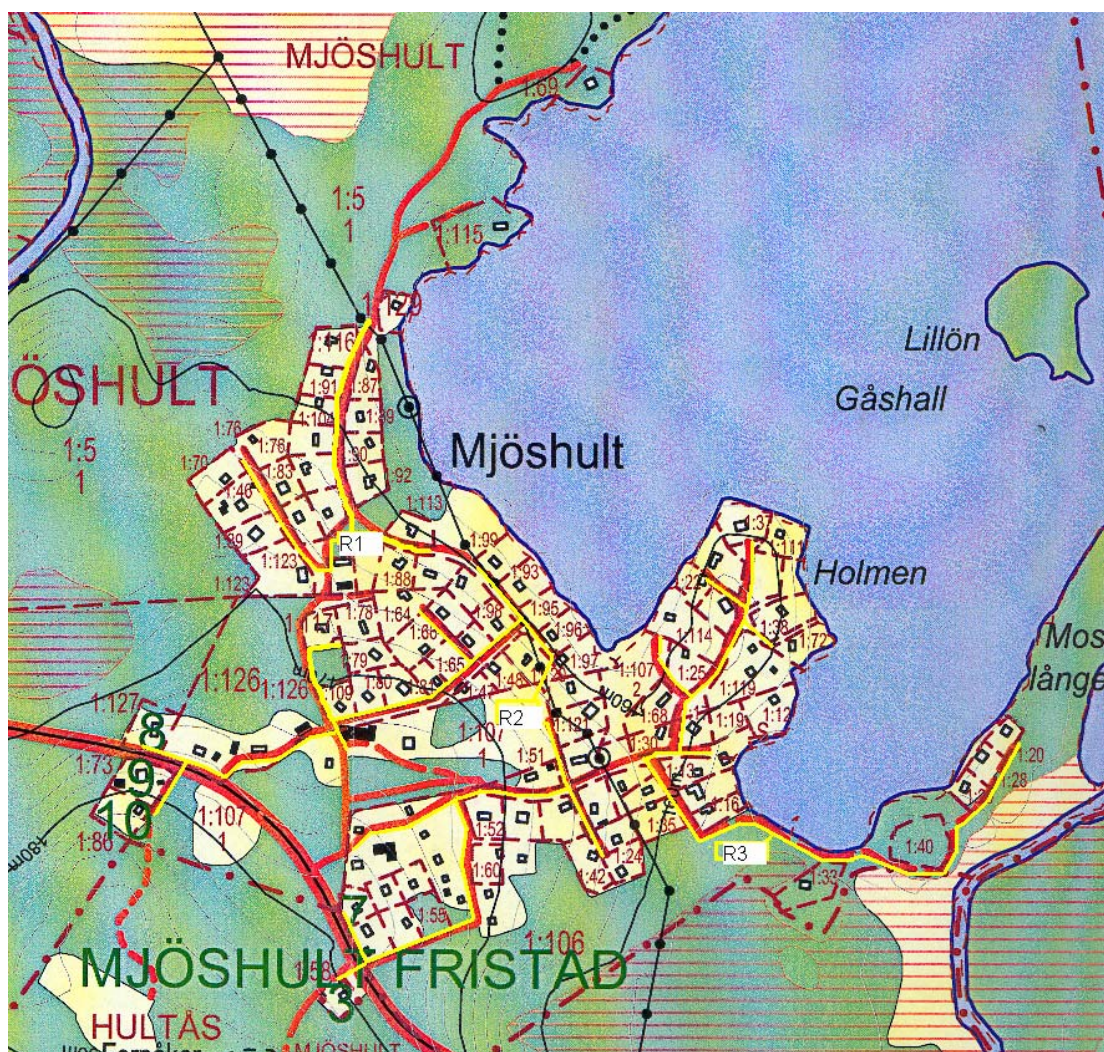
Dessutom är jordarterna för jordproverna 1-5 för finkorniga och prov 2 är dessutom ännu mer finkornig för att en vanlig infiltrationsbädd skall väljas. NVV rekommenderar för prov 1, 3, 4 och 5 en grund infiltration eller infiltration med dränering i första hand och i andra hand grund markbädd eller mound. Belastningen på bädden skall inte överskrida 40 liter per m² och dygn. För prov 2 rekommenderar NVV grund markbädd, grund förstärkt infiltration eller mound. Belastningen får inte överskrida 30 liter per m² och dygn. Skyddsavstånden till brunnarna uppfylls inte någonstans. Det skall vara 50 meter om anläggningen ligger nedanför brunnen och 200 meter om anläggningen ligger ovanför brunnen. Därför skall enskilda avloppsanläggningar inte tillåtas inom sommarstugeområdet. Bara om fastigheten uppfyller skyddsavståndet till brunnarna.

Fastigheterna på Mosslången har ett större djup till grundvattenytan på mellan 330-260 cm. Detta innebär att grundvattenytan ligger på samma höjd som sjöytan. Jordarten är här för grov för en vanlig infiltration. NVV rekommenderar en förstärkt infiltration eller markbädd med en belastning på 60 liter per m² och dygn. Men skulle man anlägga en förstärkt infiltration på fastigheterna på Mosslången så uppfylls inte NVV rekommendation att nivån på grundvattenytan i vattentäkten skall ligga högre än nivån på grundvattenytan under anläggningen. Detta skulle ge ett grundvattenflöde mot brunnen.

På grund av att fastigheterna ligger så tätt i Mjöhult samt att så gott som alla har egen brunn, rekommenderas inte mindre gemensamma avloppsanläggningar för upp till fem hushåll. Skyddsavstånden skulle inte vara tillräckliga för att garantera god vattenkvalitet. Istället blir rekommendationerna för Mjöhult att tre större reningsverk placeras ut i området. De platser som bäst lämpar sig för gemensamma anläggningar är redan bebyggda. Men tomten söder om korsningen Skogsvägen - Ekstigen - Tallstigen, som hör till fastigheten 1:5 kan passa till Reningsverk 1 (se figur 15). Reningsverk 2 kan placeras på ängen på fastighet 1:107 vid den norra delen av Fasanstigen. Reningsverk 3 kan placeras mellan fastigheterna 1:16 och 1:33 söder om området. Skulle närliggande fastigheter till de rekommenderade reningsverken absolut ogilla förslagen kan man lägga ett reningsverk längs Lärkstigens västra sida på fastighet 1:107 eller ett väster om Skogsstigen på fastighet 1:126.

Kommunen får välja form för hur åtgärderna skall genomföras, om anläggnings-lagen skall tillämpas. Detta medger att kommunen tillhandahåller tjänsten att sköta driften av reningsverken samt att få expropriera mark för anläggningarna och att ersätta fastighetsägare med godkända bra anläggningar. Alla fastigheter skall anslutas till de gemensamma anläggningarna, undantag bör bara medges om fastigheten har en väl fungerande, relativt ny anläggning, där skyddsavstånden till brunnarna uppfylls och reningsgraden kan kontrolleras. Fastigheterna, som ligger norr om området som 1:115 och 1:69, kan ha egna avloppsanläggningar, då de ligger väl långt bort för dragning av stamledningar. Då rekommenderas upphöjd infiltration, mound eller minireningsverk. Kopplas wc på

reningsverket skall även efterpolering ske. Även här skall skyddsavstånden till brunnarna gälla.



Figur 15; Karta med rekommenderade platser för gemensamma reningsverk och ledningsnätet för självfalls- och tryckavloppsledningar (skala 1:8000)

Till Reningsverk 1 ansluts alla fastigheter på Björkstigen och fastighet 1:130, alla på Tallstigen upp till och med fastighet 1:129, och fastigheterna 1:113, 1:88 och 1:94 på Ekstigen (se figur 15). Antal anslutna hushåll blir 22 och den ungefärliga längden på stamledningaren 530 meter. Stamledningarna läggs längs vägarna fram till alla fastigheter, varvid de får anslutas med serviceledning från huset till stamledningen. Ett kombinerat system med tryckavlopps- och självfallsledningar väljs och kopplas till en större slamavskiljare innan reningsverket.

Till Reningsverk 2 ansluts fastigheterna från Hasselstigen till Skogsvägen (se figur 15) samt fastigheterna 1:86, 1:73, 1:127 och 1:126 väster om området samt 1:107. Eventuellt kan de västra fastigheterna längs landsvägen ha ett mindre reningsverk tillsammans. Alla fastigheter längs Oxelstigen, Syrenstigen, Traststigen, Örnstigen och Fågelvägen fram till och med Fasanstigen ansluts. Detta blir ett större reningsverk då antal anslutna fastigheter blir 53 med

två hushåll på fastighet 1:106 och 1:107. Ungefärlig längd på stamledningarna blir 1680 meter om alla nämnda områden ansluts. Stamledningarna läggs längs vägarna fram till alla fastigheter, varvid de får ansluta med serviceledning från huset. Ett kombinerat system med tryckavlopps- och självfallsledningar väljs och kopplas till en större slamavskiljare innan reningsverket.

Till Reningsverk 3 ansluts alla fastigheter på Orrstigen, Andstigen, Lomstigen, Svanstigen och Mosslången. Reningsverk 3 ansluts till 24 fastigheter och längden på stamledningarna blir cirka 1050 meter. Även här läggs stamledningar till alla fastigheter med ett kombinerat system av tryckavlopps och självfallsledningar. Serviceledningar ansluts från husen till stamnätet och innan reningsverket placeras en större slamavskiljare. Det lämnas två olika förslag på avloppsrening.

Förslag 1

Det första är att allt avloppsvatten, både BDT- och klosettvattnet kopplas till reningsverket. Då skall reningsverket ha både biologisk och kemisk rening. Men då kvävereningen och den mikrobiologiska avskiljningen är osäker med reningsverken krävs också en efterpolering. Detta kan ske i en markbädd eller en konstruerad våtmark (filterbädd). Den konstruerade våtmarken är att föredra då det renade vattnet är bättre än badvattenkvalitet. Vid Reningsverk 1 finns plats för efterpolering öster om Ekstigen ner mot sjön. Det renade vattnet kan ledas ut i sjön men utloppet bör inte gå ut på badplatsen utan möjligtvis ledas norrut. Skulle inte ängen vid Reningsverk 2 räcka till, kan en ledningsdragnings grävas samtidigt med stamledningen ner till Reningsverk 3. Även vatten till efterpolering från Reningsverk 1 kan ledas ner till 3: an. På torvmarken kan man bygga flera filterbäddar som efterpolarer alla reningsverken. Det renade vattnet leds sedan ut i våtmarken. Det man behöver tänka på vid kostnadsberäkningarna är att filtermaterialet i en konstruerad våtmark behöver omgrävas eller bytas ut vart 10-15 år. Fördelen att använda det utprovade materialet Filtralite är att det kan slamsugas ur filterbädden då byte av filtermaterial skall ske.

Förslag 2

Det andra förslaget på reningsmöjligheter i området är att behålla alla slutna tankar hos de som har wc, samt kräva att de installerar extremt snålpolande toaletter. De som har mulltoa behåller sina system eller uppgraderar dem. Därefter leds BDT-vattnet i samma kombinerade tryckavlopps- och självfallsledningar som i första förslaget ner till en större slamavskiljare och ett gråvattenreningsverk. I detta fall behövs inget efterpoleringssteg då de mesta av närings- och smittämnen samt det organiska materialet är avskiljda med klosettvattnet. Detta kräver fortsatt hämtning av slam från de slutna tankarna samt att de är täta för att undvika förorening i området. Används extremt snålpolande toaletter har slammet en högre torrsbstans och ett högre gödselvärde. Detta medger att slammet kan användas i ett kretslopp för närsalter. För ett kretslopp av näringsämnen krävs att kommunen har ett utbyggt kretsloppssystem. Fosfor är en ändlig resurs och klosettslammet har ett högt näringsvärde. Lantbruket och livsmedelsindustrin är kritiska till att använda slammet men ett system med rötning till biogas är att beakta. Då kan man även behandla det tillsammans med hushållskompost.

Istället för gråvattenreningsverk kan man rena allt BDT-vatten i konstruerade våtmarker. Dessa kan läggas i området vid Reningsverk 3. Som en övergångsperiod för att fasa ut befintliga avloppsanläggningar och slutna tankar kan man leda vattnet från befintliga reningsverk och BDT-vattnet till filterbäddar redan beskrivna nere vid reningsverk 3.

4.3 Förslag på skyddsnivå

En hög skyddsnivå behövs då den sammanlagda belastningen i området är, eller riskerar att bli hög på grund av antalet utsläppskällor inom exempelvis omvandlingsområden, där fritidsbebyggelse har omvandlats till permanentbostäder och där detta kan medföra successivt försämrade vattenkvalitet eller – kvantitet (NFS 2006:7).

Då det finns bevis på att vattentäkterna och sjön Säven är påverkade av avlopp i Mjöshult så är det ett stort behov av en hög skyddsnivå. Men då skyddsnivån är svår att kontrollera med befintliga avloppsanläggningar och då acceptabla avloppsanläggningar saknas hos 90 % av fastigheterna krävs ytterligare förändringar. En bortledning av avloppsvattnet är av största vikt för att rädda vattentäkterna i området. Sker detta genom rekommenderade förslag så kommer en förbättring av grundvattnet att ske. Följs de rekommenderade förslagen med en efterpolering i våtmarken söder om området i filterbäddar och vattnet därefter leds ut i kärrområdet mot Gräddån, kommer avloppsvattnet att vara av badvattenkvalitet.

Rekommenderade förslag ger en hög nivå på hälsoskyddet genom att avloppsreningen efterpoleras efter reningsverken och även en hög nivå på miljöskyddet. Detta gäller både vid förslag 1 och 2. För att ge ett bra smittskydd skall även det direkta utsläppsområdet göras svårtillgängligt.

4.4 Fortsatta studier

Efter vattenprovtagningen fick jag tillgång till ytterligare ett vattenanalysresultat av en fastighetsägare som hade mätt radonhalten på sitt bergborrade vatten. Detta gav anmärkning på radon med en halt av 218 Bq/l. Då detta är påvisat i en brunn vill jag absolut rekommendera att radon mäts i alla brunnar, speciellt i bergborrade brunnar men även i grävda. Granodioriten som dominerar i området innehåller inte så mycket uran, men det kan förekomma pegmatitgångbergarter i berggrunden som är svåra att upptäcka då berggrunden är jordtäckt. Pegmatit kan ge höga radonhalter till grundvattnet. Radon är en uppenbar hälsorisk då det kan ge cancer vid exponering. Radon kan även förekomma i grävda brunnar och uranet kommer då från moränen, men dessa halter är oftast inte lika höga som i bergborrade brunnar.

Bra avloppsanläggningar, fastighet	Kommentarer
1:15	Infiltrationsanläggning anlagd 2003
1:73	Infiltrationsanläggning anlagd 1973
1:39	Infiltrationsanläggning anlagd 1991 (lukt)
1:70	Infiltrationsanläggning anlagd 1994
1:84	Infiltrationsanläggning anlagd 1998 (lukt)
1:90 tillsammans med 1:92	Nytt reningsverk 2007
1:99	Infiltrationsanläggning anlagd 1998
1:65	Infiltrationsanläggning anlagd 1999
1:66	Infiltrationsanläggning anlagd 1998
1:128	Nyanlagd

Här ges också en uppställning av de avloppsanläggningar som har bedömts ha både för och efterbehandling. En är för gammal och behöver förnyas, två har lukter och behöver ses över för att fungera tillfredställande.

4.5 Förslag till kontrollprogram

Leds allt avloppsvatten till gemensamma reningsverk skall en flödesmätning göras på allt avloppsvatten som passerar reningsverket varje dygn. Utgående renat avloppsvatten skall provtas minst en gång per år då befolkningstätheten är som störst, det vill säga på sommaren. Det renade vattnet som leds vidare till efterpolering skall provtas efter filterbädden i nivåbrunnen. Väljs förslag 2 med bibehållna slutna tankar och kretslopp av avloppsfraktionerna skall allt BDT-vatten som leds till rening även flödesmätas efter reningen. Det renade vattnet skall provtas minst en gång om året då befolknings tätheten är som störst.

Brunnsvattnet i brunnarna som ingått i undersökningen skall i fortsättningen ingå i kontrollprogrammet och provtas en gång om året. Fastigheterna är 1:39, 1:53, 1:105, 1:109, 1:66, 1:97 och 1:34. Mikrobiologisk och kemisk analys skall göras samt en radonprovtagning. Även sjövattnet skall provtas vid två provplatser varje år för att kontrollera att näringsläckaget minskar.

Parametrarna som skall provtas i avloppsvattnet; BOD
COD
Total fosfor
Total kväve
pH

Reningskrav i renat avloppsvatten;	Utgående halt;
BOD 90 %	30 mg/l
Totalfosfor 70 %	3 mg/l
90 %	1 mg/l
Totalkväve 50 %	40 mg/l (NFS 2006:7)

Ytterligare rekommenderas att skyddszoner upprättas för vattentäkterna i Mjöshult. Samt att skyddsbestämmelser upprättas främst med förbud om att använda bekämpningsmedel och förbud för biltvätt.

5. Referenser

5.1 Tryckta referenser

- Ahlin, S., 1983: *Beskrivning till berggrundskartan, Borås SO*. Uppsala.
- Berggrundskartan 7C Borås SO, SGU Ser. Af nr 143,1983, Liber kartor Stockholm
- Engdahl, M., 1997: *Clast lithology, provenance and weathering of quaternary deposits in Västergötland, Sweden*. Geovetarcentrum, Göteborgs Universitet.
- Fetter, C.W., 2001: *Applied Hydrogeology*. Prentice-Hall International.
- Formas, 2002: *Småskalig avloppsrening; en exempelsamling*. Stockholm.
- Förordningar till Miljöbalken 2007-01-01: Lagar, SFS, Sveriges Riksdag
- Gillberg, G., 1955: *Den glaciala utvecklingen inom sydsvenska höglandets västra randzon. I. Glacialerosion och moränackumulation*. GFF 77
- Gillberg, G., 1956: *Den glaciala utvecklingen inom sydsvenska höglandets västra randzon. III Issjöar och isavsmältning*. GFF 78
- Grip, H., Rodhe, A., 1994: *Vattnets väg från regn till bäck*. Hallgren & Fallgren, Uppsala.
- Hildén, A., 1984: *Beskrivning till jordartskartan, Borås SO*. Uppsala.
- Jordartskartan 7C Borås SO, SGU Ser. Ae nr 58, 1983, Sörmlands grafiska AB
- Knutsson, G., Morfeldt, C-O., 2002: *Grundvatten, teori och tillämpning*. AB Svensk byggtjänst.
- *Kvartärgeologi, kompendium för grundkurs i geovetenskap*, 1991: Uppsala Universitet.
- Miljöbalken 1998:808, Lagar, SFS, Sveriges Riksdag
- NVV fakta oktober 2003: *Små avloppsanläggningar. Hushållsspillvatten från högst 5 hushåll*.
- Naturvårdsverket, Rapport 4915, 1999: *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Grundvatten*. Almqvist & Wiksell, Uppsala.
- NFS 2006:7, Naturvårdsverkets författningssamling. ISSN 1403-8234
- Ronnert, L.,1989:*The glaciation of the Berghem area, south-western Sweden*. Geologiska Institutionen, Chalmers Tekniska Högskola och Göteborgs Universitet.
- Socialstyrelsen, 2006-101-8. *Dricksvatten från enskilda brunnar och mindre vattenanläggningar*.
- Stejmar Eklund, H., 2002: *Hydrogeologiska typmiljöer*. Geologiska institutionen Chalmers tekniska högskola. Göteborg
- Stiftelsen ”NKF og NORVAR´s VA/Miljöblad”, Nr. 49, 2001: *Våtmarksfilter*.
- Strukturgeologiska kartan 7C Borås SO, SGU Ser. Af nr 143,1983, Liber kartor Stockholm
- Stål, T., Wedel, P., 1984: *Geoteknik, Handboken bygg*. Liber förlag.
- Stål, T., 1972: *Kornfördelning, förslag till geotekniska laboratorieanvisningar, del 4*. Byggforskningens informationsblad B2: 1974. Statens institut för byggnadsforskning: Stockholm.
- Sveriges National Atlas, 1997: *Miljön*. Kartbutiken Stockholm.
- Weglert, T., 2005: *Vatten och avlopp för gruppbebyggelse och enskilt boende*. ICA bokförlag.

5.2 Elektroniska referenser

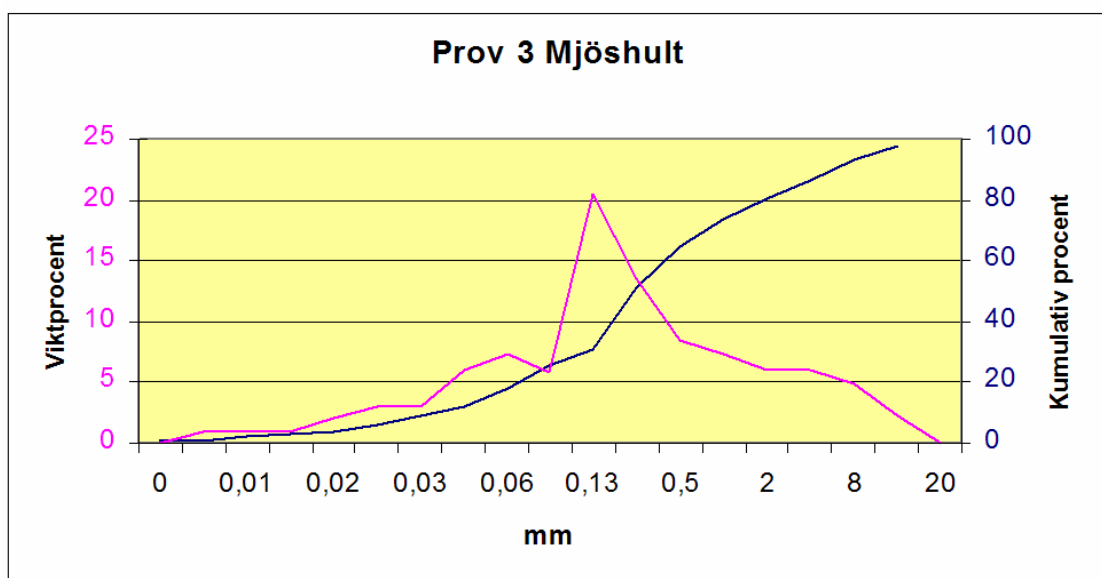
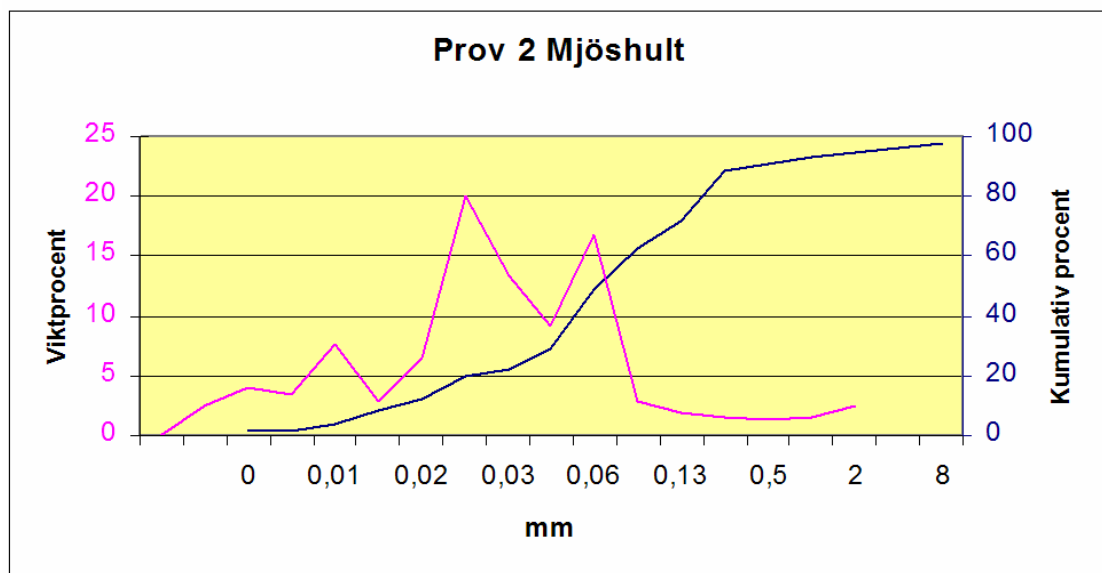
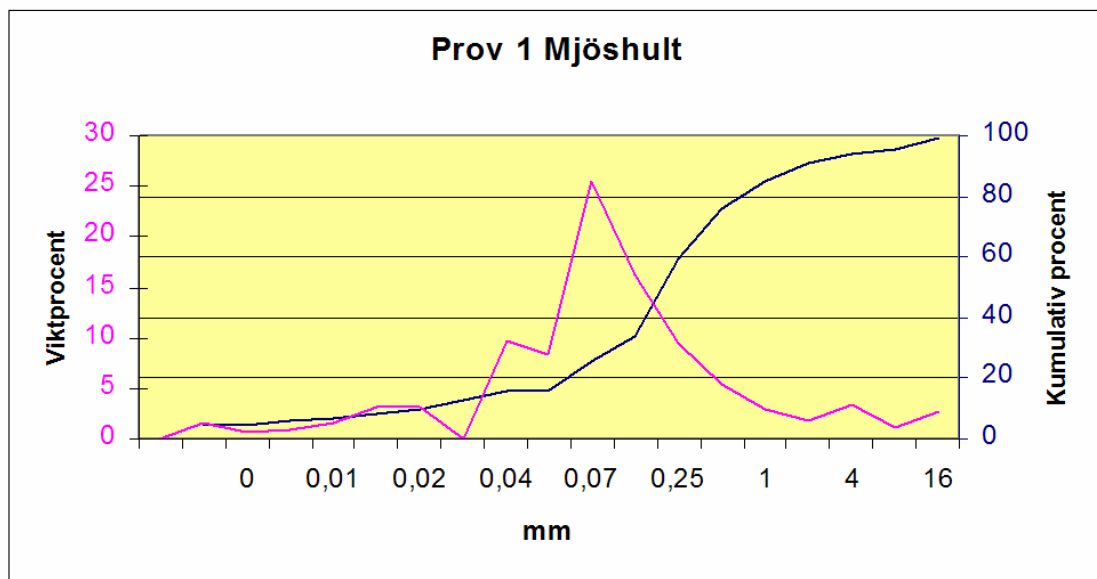
- www.smhi.se/cmp/jsp/polopoly.jsp?d=7624&a=21522&l=sv
- www.sgu.se/sgu/sv/produkter-tjanster/tjanster/kart-tjanst_start.htm
- <http://kartor.eniro.se>

april 2007

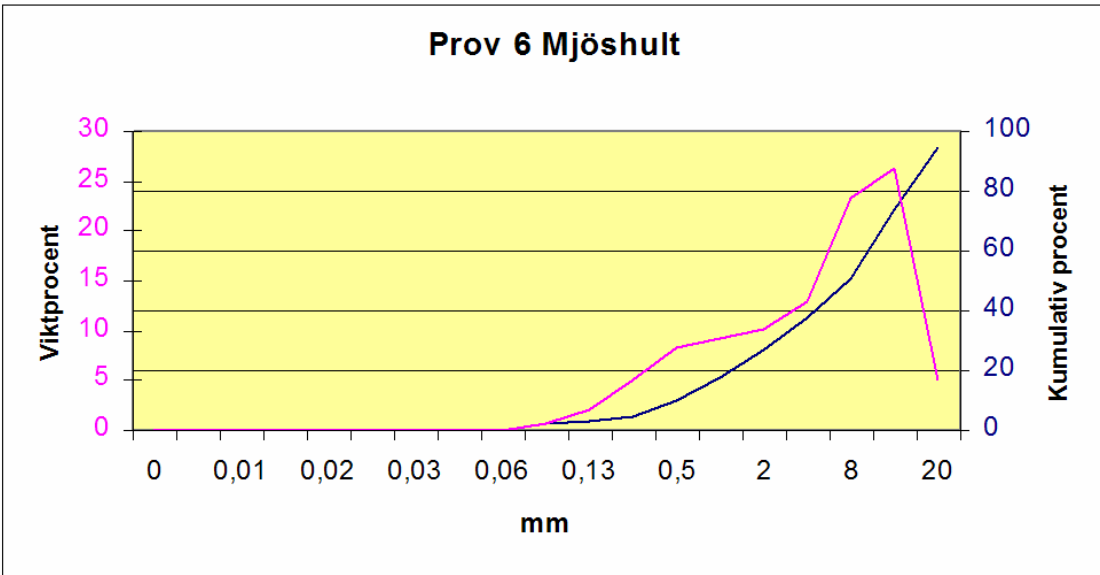
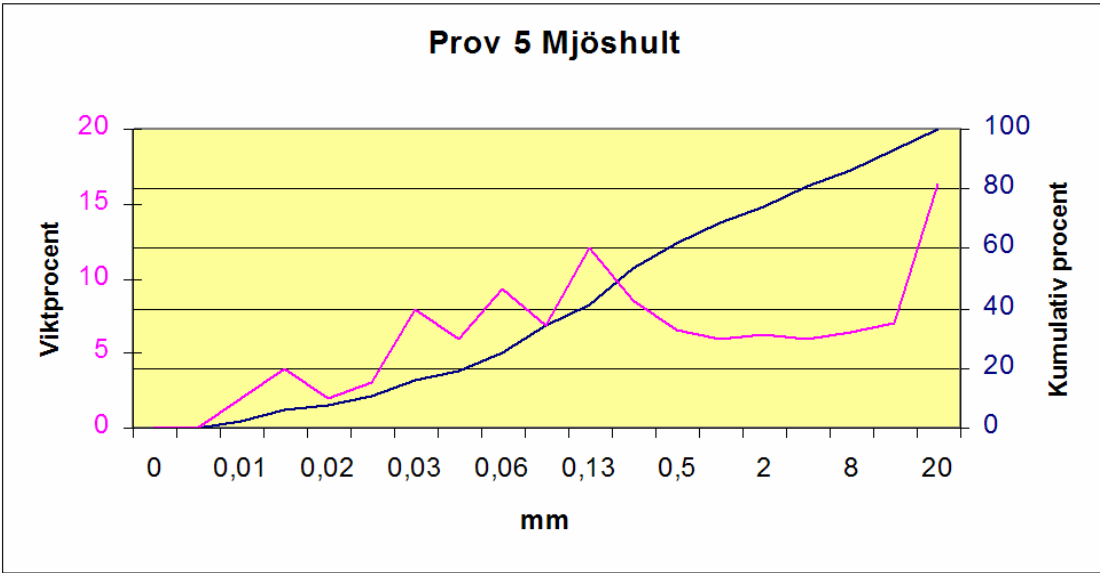
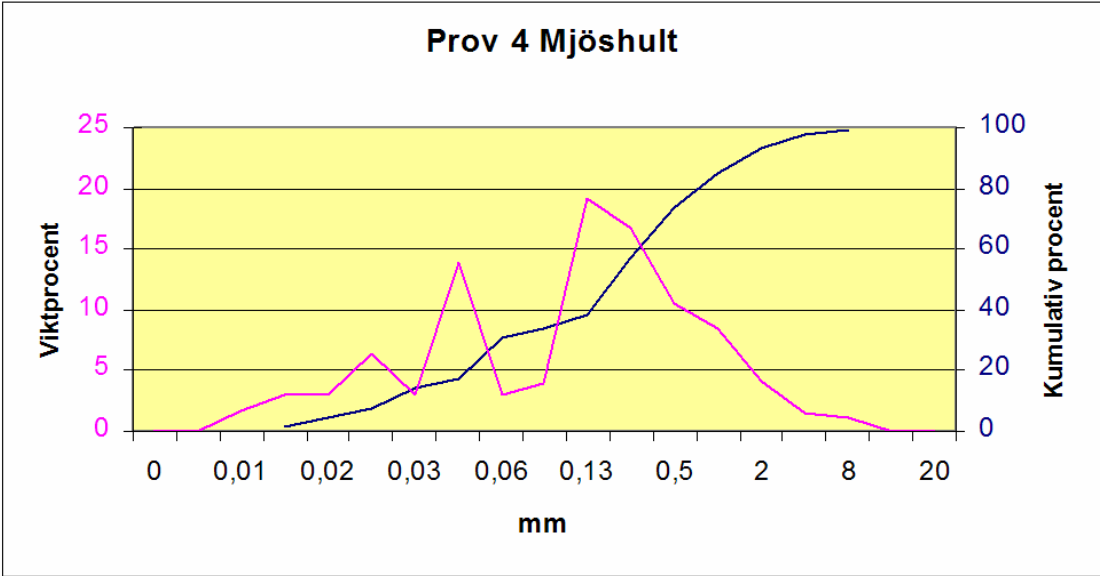
april 2007

april 2007

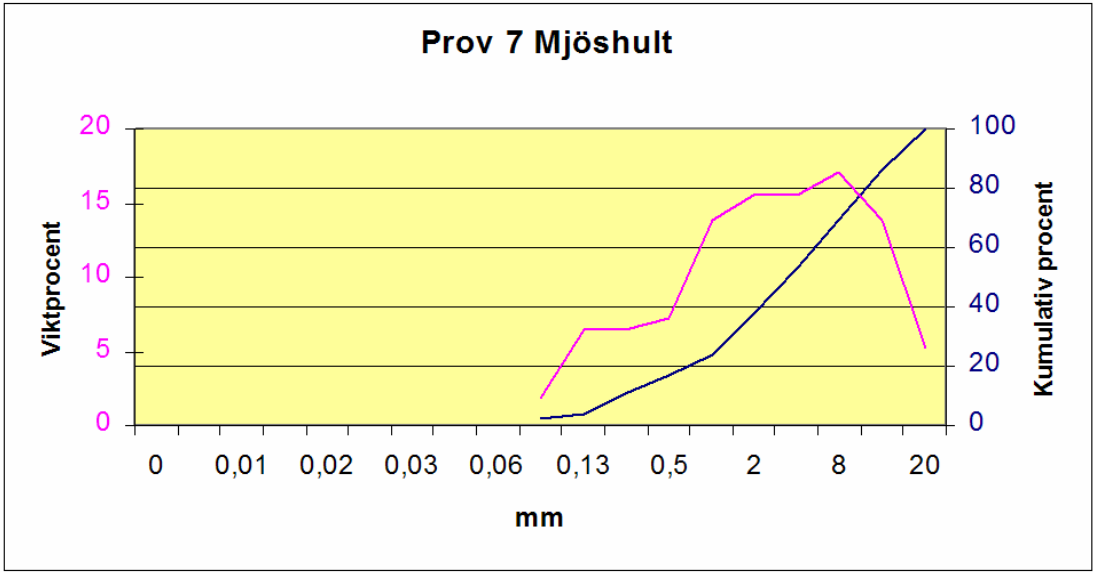
Bilaga 1, Siktkurvor (kumulativ procent och viktprocent)



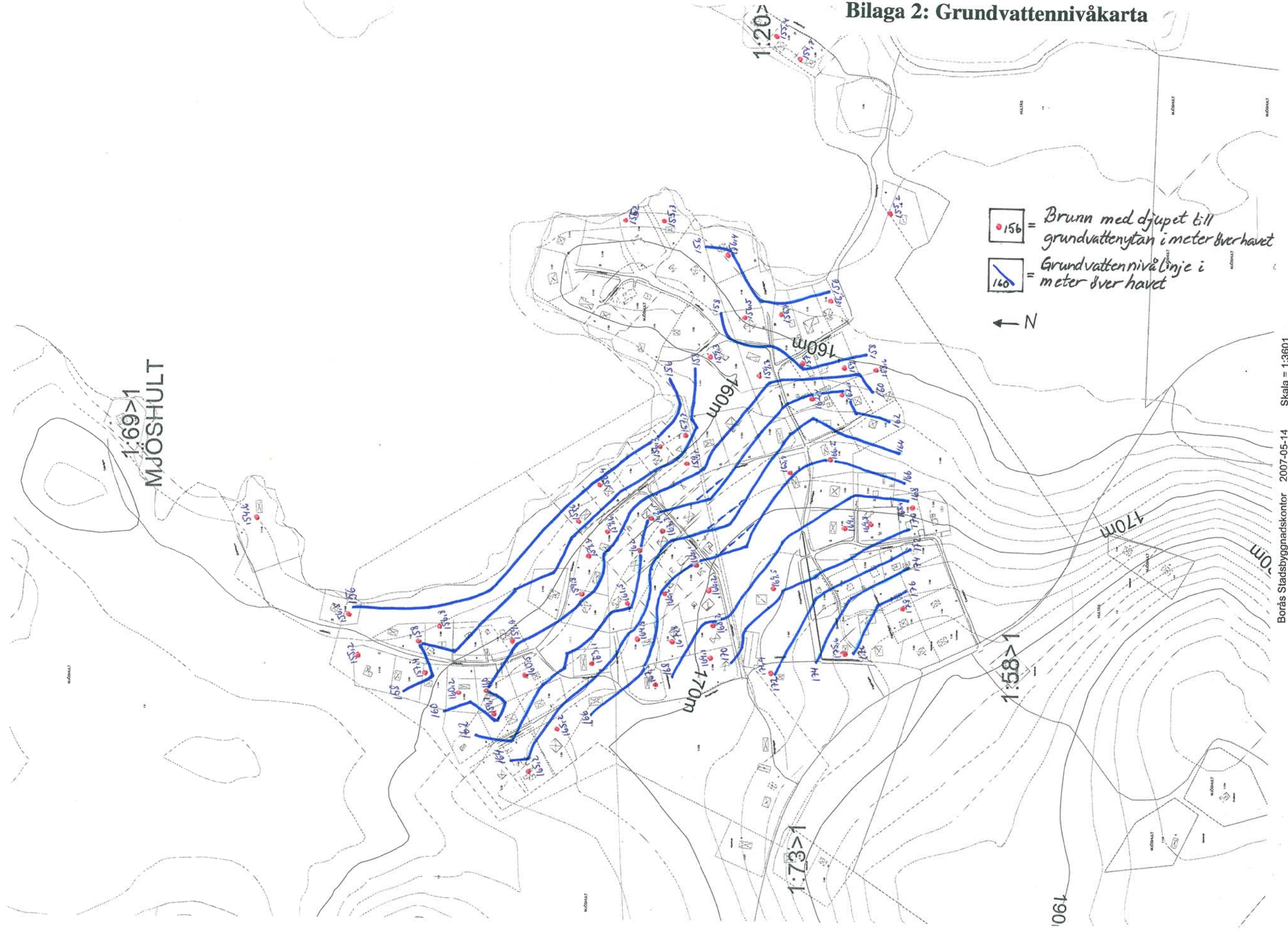
Bilaga 1, Siktkurvor (kumulativ procent och viktprocent)



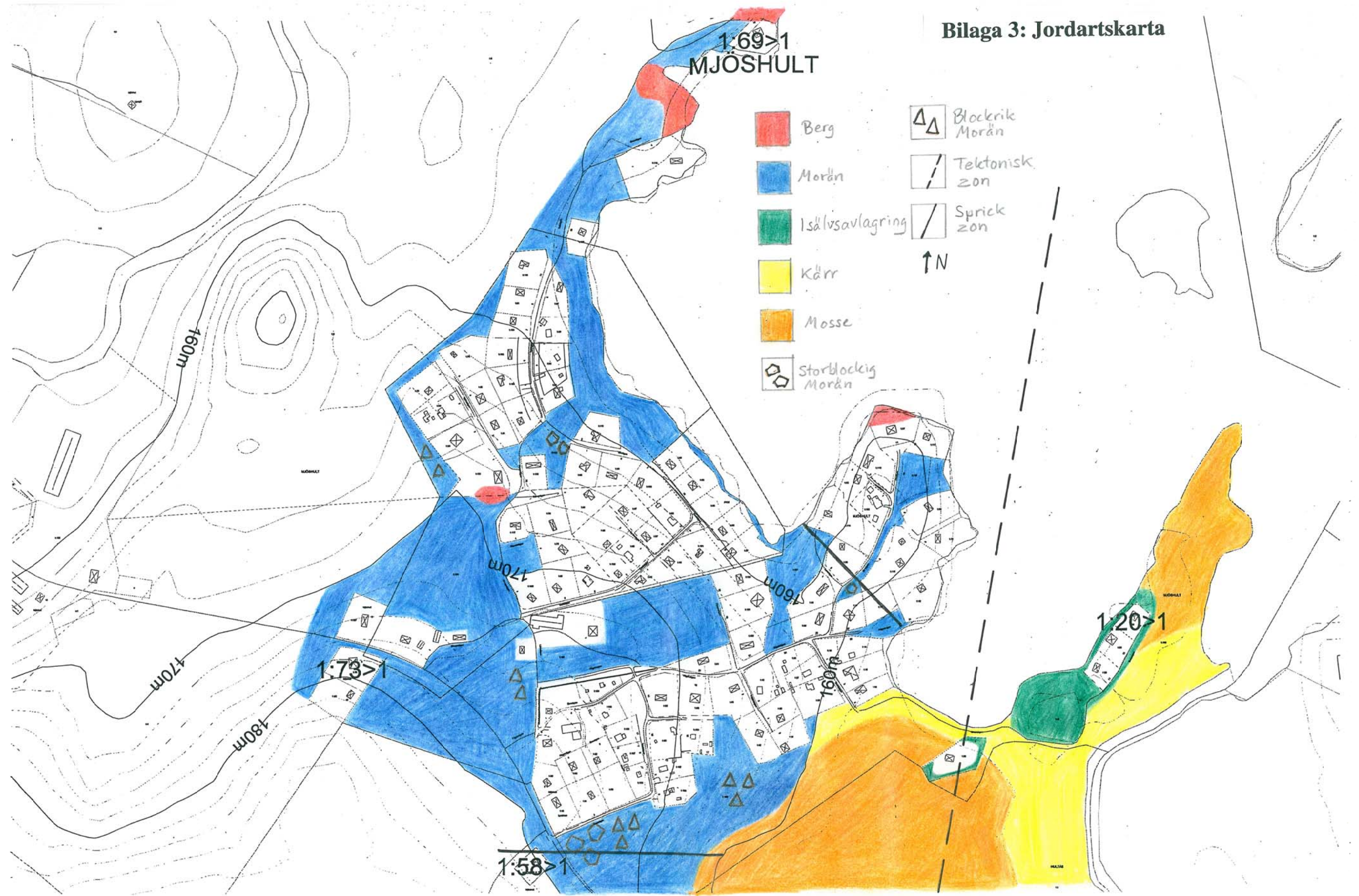
Bilaga 1, Siktkurvor (kumulativ procent och viktprocent)



Bilaga 2: Grundvattennivåkarta



Bilaga 3: Jordartskarta



Vattenanalys resultat	Prov 1 borrad	Prov 2 borrad	Prov 3 grävd	Prov 4 grävd	Prov 5 grävd	Prov 6 grävd	Prov 7 grävd	Prov 8 sjövatten	Prov 9 sjövatten	Riktvärde dricksvatten
Temperatur °C	7,7	7,9	7,7	7,1	8,2	6,9	7,6	14,2	17,9	
Antal mikroorg. 22°C 3d cfu/ml	50	1	8	960	44	210	670	40	320	<1000
Koliforma bakterier 35°C cfu/ml	2	<1	190	1	5	7	7	58	340	<50
E.coli 44°C cfu/ml	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1	<1	påvisade
Turbiditet FNU	0,19	0,14	0,16	0,24	0,26	2,2	1,2	0,91	1,4	<3
Lukt	ingen	svag	ingen	ingen	ingen	svag	ingen	svag	tydlig	tydlig
Lukt, art	-	Sötaktigt	-	-	-	Sjöliknande	-	Sjöliknande	Sjöliknande	
Färg vid 405 nm	<5	<5	<5	5	5	10	10	70	70	<30
Kemisk syreförbrukning COD-Mn mg/l	1,2	1,3	<1,0	1,8	2,5	5,5	3,5	11	13	(2), <8
Konduktivitet 25 °C ms/m	11,7	9,0	10,6	11,4	13,9	7,37	12	6,46	6,55	>70
PH 25 °C	6,6	6,4	6,2	6,5	6,4	5,9	7,0	7,0	7,0	≥6,5
Alkalinitet, HCO ₃ mg/l	15	14	13	25	30	11	46	7,9	8,5	>60
Ammoniumkväve, NH ₄ -N mg/l	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,4
Ammonium, NH ₄ mg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,5
Nitritkväve, NO ₂ -N mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,004	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,005
Nitrit, NO ₂ mg/l	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,013	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,1
Fosfat, PO ₄ mg/l	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,02	<0,006	(<0,1) <0,6
Fosfat-fosfor, PO ₄ -P mg/l	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,0006	<0,0002	<0,2
Kalcium, Ca mg/l	14	10	11	15	18	10	20	5,9	5,8	<100
Magnesium, Mg mg/l	1,9	1,4	2,5	2,7	2,7	0,82	0,90	1,1	1,1	<30
Hårdhet Ca + Mg mg/l	17	12	15	19	22	11	21	7,7	7,6	
Hårdhet tyska grader, °dH	2,4	1,7	2,1	2,7	3,1	1,6	3,0	1,1	1,1	(10) <15
Natrium, Na mg/l	4,7	3,6	4,1	3,5	4,7	3,5	4,4	5,6	5,3	<100
Kalium, K mg/l	<2	3	2	2	5	<2	<2	<2	<2	(<10) <12
Järn, Fe mg/l	0,10	<0,05	<0,05	<0,05	<0,10	<0,22	<0,26	<0,39	<0,39	<0,50
Mangan, Mn mg/l	0,02	<0,02	0,02	<0,02	<0,02	0,06	0,02	0,02	0,03	<0,30
Koppar, Cu mg/l	0,36	0,07	0,07	<0,01	0,25	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,20
Fluorid, F mg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,14	<1,3
Klorid, Cl mg/l	9,5	5,6	6,8	7,9	6,4	6,3	7,9	8,1	8,0	<100
Nitratkväve, NO ₃ -N mg/l	2,5	2,7	4,5	3,0	4,3	1,8	0,13	1,1	4,3	(1) 5
Nitrat, NO ₃ mg/l	11	12	20	13	19	8,0	0,58	4,9	19	<20
Sulfat, SO ₄ mg/l	12	7,3	8,0	5,3	10	4,3	4,5	5,3	5,5	<100
Mikrobiologisk bedömning	Tjänligt	Tjänligt	Koliforma bakterier	Tjänligt	Tjänligt	Tjänligt	Tjänligt			
Kemisk bedömning	koppar	lågt pH	lågt pH, nitrat	Tjänligt	lågt pH, koppar	lågt pH	Tjänligt			

Bilaga 4; Vattenanalysresultat. I kolumnen för riktvärde där två värden anges är talet inom parantes värdet vad vattenprovet bör underskrida för att ha en bra kvalitet, det andra är riktvärdet för tjänligt med anmärkning.