



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 15019

Examensarbete 30 hp
September 2016

Nedbrytning av organiskt material och förekomst av svamp- och bakterie- samhällen i Uppsalaåsen

Tove Dahlström

REFERAT

Nedbrytning av organiskt material och förekomst av svamp- och bakteriesamhällen i Uppsalaåsen

Tove Dahlström

I Sverige är tillgången på dricksvatten god. Det ses ofta som en självklarhet och för att detta synsätt ska kunna fortsätta krävs att dricksvattensystemen underhålls på ett bra sätt. Uppsalaåsen, som är en del av Uppsalas dricksvattensystem, förser stora delar av kommunens befolkning med dricksvatten. Uppsalaåsen har använts för konstgjord grundvattenbildning för att framställa dricksvatten sedan 1956. Detta innebär att vatten från Fyrisån filtreras genom åsen. På så sätt minskas halten organiskt material i vattnet. Anledningen till att en minskning eftersträvas är att det organiska materialet orsakar illaluktande vatten samtidigt som hälsoskadliga ämnen kan binda till det.

Reduceringen av organiskt material i det infiltrerade vattnet har antagits bero på mikroorganismers nedbrytning av organiskt material ovan grundvattenytan, utspädning med övrigt grundvatten och fastläggning av organiskt material på åsmaterialet. Tidigare studier av liknande system för artificiell grundvattenbildning har dock visat att bara 10-15 % av det organiska materialet bryts ned ovan grundvattenytan.

Examensarbetets syfte har varit att undersöka om nedbrytningen av det organiska materialet under grundvattenytan i Uppsalaåsen är större än vad som tidigare antagits. Det har även undersökts om svampar eller bakterier dominerar liksom hur materialets kvalitet och mikrobielssamhället påverkas av kemiska och fysiska faktorer i marken.

Undersökningarna utfördes genom att inkubera jordprov där den aeroba respirationen mättes med gaskromatograf för att få en uppfattning om kolets nedbrytbarhet. qPCR användes för kvantifiering av bakterier och svampar. Mätvärden för olika kemiska och fysiska faktorer, såsom halten organiskt kol och mängden aluminium, erhöles från tidigare utförda analyser. Pearsons korrelationskoefficient (Pearsn's r) beräknades för att undersöka hur olika variabler samvarierade med varandra. Ett Wilcoxon rank score test användes för att undersöka vilka av skillnaderna mellan olika provtagningsplatser som var signifikanta.

Resultaten visade att det finns fler bakterier än svampar i Uppsalaåsen och i filtreringsbassängerna. Komplexbindning av organiskt material av järn och aluminiumföreningar verkar inte hindra dess nedbrytning, eller minska förekomsten av svampar och bakterier i filtersanden och åsmaterialet. Respirationshastighetens temperaturkänslighet tycks minska något med djupet. Mängden bakterier och svampar avtar med avståndet från infiltrationspunkterna men kvaliteten på det organiska materialet, uppskattad som respirationshastigheten uttryckt per gram organiskt kol, avtar inte.

Nyckelord: Dricksvatten, organiskt kol, konstgjord grundvatteninfiltration, rullstensås, akvifär, mikroorganismer, svampar, bakterier, nedbrytning

*Institutionen för Mikrobiologi, Sveriges lantbruksuniversitet, SE-750 70, Uppsala,
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Degradation of organic material and presence of fungal and bacterial communities in the Uppsala esker

Tove Dahlström

In Sweden, drinking water is easy to access and often taken for granted. The drinking water systems have to be maintained in order to keep the high quality. The Uppsala esker, which is a part of the Uppsala municipality's water system, provides a large number of the municipality's population with drinking water. The Uppsala esker has been used to produce drinking water since 1956 by infiltrating water from the Fyris river into the esker. This reduces the amount of organic material in the water. A reduction is desirable since the organic material is causing odorous water and binds to substances that may harm people's health.

The reduction of organic material has been assumed to depend on degradation carried out by microorganisms above the esker's groundwater table, dilution with additional groundwater and attachment of organic material to the esker's material. However, recent studies have shown that only 10-15 % of the organic material is degraded above the groundwater table.

The aim with this master thesis was to examine if the mineralization of the organic material in the anaerobic part of the Uppsala esker is greater than previously assumed. The size of the fungal and bacterial communities have also been examined as well as how microorganisms and the degradation of organic material relates to different chemical and physical factors in the soil.

To get an understanding of the organic material's degradability, soil was incubated and the aerobic respiration with gas chromatograph was measured. The bacteria and fungi were quantified using quantitative real-time PCR. Various chemical and physical factors, such as the content of organic carbon and amount of aluminium, were already available. Pearson's product-moment correlation coefficient (Pearson's r) was used to examine the linear correlation between two variables. Wilcoxon's rank score test was used to determine which of the differences between different sampling areas that were significant.

The results showed that bacteria dominate in the Uppsala esker and the infiltration basins. Complex binding by iron- and aluminium compounds do not affect the degradation of organic matter, nor decrease the presence of fungi and bacteria in the esker and the infiltration basins. It seems as if the degradation rate's sensitivity decreases with the depth. The amount of bacteria and fungi decreased with the distance to the infiltration basin, but not the quality of the organic material, if measured by the respiration rate divided by the amount of organic carbon.

Keywords: Drinking water, organic carbon, artificial groundwater infiltration, esker, aquifer, microorganisms, fungi, bacteria, degradation

Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, SE-750 07, Uppsala, ISSN 1401-5765

FÖRORD

Med detta examensarbete på 30 hp, utfört under våren 2015, går mina studier inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) mot ett slut. Arbetet är en del av de undersökningar av Uppsalaåsen som Uppsala vatten låter utföra för att få en uppfattning om åsens funktion. Dessa undersökningar kallas gemensamt för *Funktionsanalys Uppsalaåsen*. Examensarbetet har utförts i SLU:s regi med Sara Hallin som handledare och Harald Cederlund som ämnesgranskare. Båda arbetar vid Institutionen för mikrobiologi vid SLU. Examinator var Anna Coulson Sjöblom vid Institutionen för geovetenskaper, Luft, vatten och landskapslära; Meteorologi vid Uppsala universitet. Samtliga bilder publiceras med tillstånd från ägarna.

Ett stort tack till Harald Cederlund för det stöd jag har fått genom arbetet. Jag vill även rikta ett stort tack till Sara Hallin som bidragit med feed back. Jag vill också tacka Elisabet Börjesson och Maria Hellman som gav mig tid och undervisning inom det laboratoriearbete som utförts.

Det har varit en spännande och omtumlande resa. Av den anledningen vill jag tacka min fästman, familj och alla mina vänner som haft tålamod med mig. Ni ser alla till att jag skrattar högt varje dag.

Tove Dahlström

Uppsala, maj 2015

Copyright © Tove Dahlström och Institutionen för Mikrobiologi

UPTEC W 15019, ISSN 1401-5765

Digitalt publicerat vid institutionen för geovetenskaper; Uppsala universitet, Uppsala, 2016

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Nedbrytning av organiskt material och förekomst av svamp- och bakteriesamhällen i Uppsalaåsen

Tove Dahlström

Vatten. Du dricker det och tvättar dig med det. För att vattnet ska vara drickbart måste det renas från bland annat organiskt material. Materialet kommer från delvis förmultnade växter och djur. Anledningen till att vattenverken vill ta bort materialet är att några av de hälsofarliga ämnen som finns i naturen, t.ex. tungmetaller. Dessa ämnen fäster vid det organiska materialet. Materialet är mat till bakterier och svampar som för med sig sjukdomar. Det organiska materialet gör även vattnet illaluktande.

I Uppsala renas dricksvattnet från organiskt material genom att infiltrera vatten från Fyrisån i Uppsalaåsen. Vattnet hämtas därefter nedströms om infiltrationsplatserna och då har mängden organiskt material i det infiltrerade vattnet minskat. De exakta förloppen bakom reningsprocessen är okända. Tidigare har det antagits att det organiska materialet delvis späds ut med annat grundvatten, delvis fastnar i åsen och delvis bryts ned av små djur, mikroorganismer, ovanför grundvattenytan i åsen.

På senare tid har vissa forskningsresultat visat att nedbrytningen kan vara större under grundvattenytan än vad som hittills antagits. Därför har en studie genomförts för att undersöka fördelningen mellan antalet svampar och bakterier i Uppsalaåsen och hur nedbrytbarheten på det organiska materialet varierar med djupet. Även nedbrytningens temperaturberoende har undersökts. Därutöver har analyser gjorts av hur dessa faktorer varierar med olika kemiska och fysiska parametrar i Uppsalaåsens jord, såsom t.ex. mängden järn.

För att hitta fördelningen mellan svampar och bakterier utvanns DNA från jordprover. Detta DNA undersöktes sedan med hjälp av en teknik som kallas qPCR som gör det möjligt att avgöra om DNA:t tillhörde svampar eller bakterier. För att få ett mått på det organiska materialets nedbrytbarhet mättes den koldioxid som svamparna och bakterierna avgav under nedbrytningen. Mängden nedbrutet material antogs öka med mängden bildad koldioxid. Koldioxidmängden mättes med hjälp av en metod som kallas gaskromatografi (GC). GC mäter hur lång tid det tar för en gas att passera ett utrymme och utifrån den tiden bestäms gastype. GC mäter även hur mycket av den aktuella gasen som finns i den analyserade luften.

Resultaten visade att det finns fler bakterier än svampar i Uppsalaåsen och filtreringsbassängerna. Mängden bakterier och svampar avtar med avståndet från infiltrationspunkterna men det organiska materialets nedbrytbarhet avtar inte. Förekomsten av mineral som binder till det organiska materialet verkar inte hindra mikroorganismernas åtkomst till maten märkbart. Nedbrytningshastighetens temperaturkänslighet är högre närmare markytan och minskar med djupet från infiltrationspunkten. Förhoppningsvis kommer de framtagna resultaten vara en del av den kunskap som möjliggör att ditt dricksvatten renas ännu effektivare i framtiden.

ORDLISTA

Abiotiska faktorer	Kemiska och fysiskaliska faktorer som inte utgör en levande del av naturen
Aerob	Process/organism som kräver syre
Anaerob	Process/organism som inte kräver syre
Anoxisk	Syrefattig miljö
BDOC	Biodegradable Dissolved organic carbon (Nedbrytbart, lösligt organiskt material)
Biofilm	En grupp mikroorganismer som tillsammans bildar ett aggregat eller ett kluster på en yta
DOC	Dissolved organic carbon (Löst organiskt material)
Heterotrof	Organism som använder organiska ämnen som kolkälla
Inkubering	Förvaring av en blandning av biologiskt eller kemiskt material vid bestämda fysikaliska betingelser under en viss tidsrymd
Mineralisering	Mikrobiell process där organiskt material bryts ned till oorganiskt material.
NOM	Naturligt organiskt material
Oxisk	Syrerik miljö
pK_a	Syrakonstant som anger hur stark en syra är
Q_{10} -värde	En faktor som beskriver hur mycket hastigheten hos en process förändras vid en temperaturförändring om 10 grader
TOC	Total organic carbon (Totalhalt organiskt kol)

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	9
2	BAKGRUND	10
2.1	Bildandet av rullstensåsar	10
2.2	Konstgjord grundvattenbildning	11
2.2.1	Grundvattenbildning med rullstensåsar	11
2.2.2	Faktorer som påverkar halten organiskt kol i ytvatten och marken	11
2.2.3	Uppsalaåsen.....	11
2.3	Mikrobiell nedbrytning av organiskt kol	12
2.4	Det mikrobiella samhällets sammansättning och funktion	13
2.5	Abiotiska faktorer som påverkar nedbrytningen	14
3	MATERIAL OCH METODER	16
3.1	Jordprov	16
3.1.1	Provtagning.....	16
3.1.2	Val av jordprov	16
3.2	Beräkning av grundvattenytans läge.....	17
3.3	Respirationsmätning	18
3.3.1	Inkubation av jordprov	18
3.3.2	Analys av CO ₂ på gaskromatograf	18
3.3.3	Beräkning av mängden mineraliserat kol	19
3.3.4	Torrviktsbestämning	20
3.3.5	Beräkning av respirationshastighet och Q ₁₀ -värde	20
3.4	Uppskattning av nedbrytningspotential i åsen	21
3.4.1	Modell av Uppsalaåsen.....	21
3.4.2	Beräkningar av nedbrytningsmängd och respirationshastighet i åsen.....	22
3.4.3	Beräkning av mängden tillfört organiskt kol	23
3.5	Kvantifiering av bakterier och svampar	23
3.5.1	DNA-extraktion.....	23
3.5.2	Kvantifiering	23
3.5.3	Kvantitativ PCR (qPCR).....	24
3.6	Statistiska analyser.....	28
4	RESULTAT	29
4.1	Respirationshastigheter	29
4.1.1	Temperaturkänslighet	33
4.1.2	Reducering av organiskt kol i Uppsalaåsen genom mikrobiell nedbrytning	33
4.2	Kvantifiering av bakterier och svampar	34
4.2.1	Kvantifiering av mängden DNA.....	34
4.2.2	Kvantifiering av bakterier.....	35
4.2.3	Kvantifiering av svampar.....	37
4.2.4	Fördelningen mellan bakterier och svampar.....	40
4.3	Korrelationsanalys	40
5	DISKUSSION.....	46
5.1	Respirationshastighet och det mikrobiella samhället	46
5.2	Temperaturkänslighet	47
6	SLUTSATSER.....	48
7	REFERENSER	49
7.1	Tryckta referenser	49
7.2	Internetreferenser	52
7.3	Personliga meddelanden	53
8	BILAGOR.....	54
8.1	Beskrivning av jordprov	54
8.2	Kornstorleksfördelning	61
8.3	Kemiska och fysiska parametrar hos jordproven.....	63

1 INLEDNING

I Sverige är tillgången på rent dricksvatten god. Det antas ofta vara en självklarhet, men för att tillgången ska vara fortsatt god krävs att dricksvattensystemen hålls i bra skick. Uppsalaåsen (Figur 1), som sträcker sig från norr till söder, är en del av Uppsalas dricksvattensystem och förser stora delar av kommunens befolkning med dricksvatten. Den värderades 1993 till 1,2 miljarder kronor (Svenskt vatten, 2013). Uppsalaåsen har använts för konstgjord grundvattenbildning för att framställa dricksvatten sedan 1956. Konstgjord grundvattenbildning innebär att vatten från Fyrisån pumpas upp och filtreras genom åsens isälvsmaterial (Uppsala vatten och avfall AB, u.d.). Under filtreringsprocessen reduceras det naturliga organiska materialet (NOM) i vattnet med cirka 66 %. Reduceringen antas bero på mikroorganismers nedbrytning av NOM i den oxiska zonen, ovanför grundvattenytan. Den oxiska zonen innehåller mycket syre till skillnad från den anoxiska zonen, under grundvattenytan. Nyligen utförda studier i Göteborg, där konstgjord filtrering använts på liknande sätt, visar dock att endast 10-15 % av NOM bryts ned i den oxiska zonen (Köhler, pers. kom). Förutom att brytas ner av mikroorganismer kan NOM-halterna spädas ut med naturligt grundvatten i åsen eller fastläggas åsmaterialet.



Figur 1. Uppsalaåsen utbredning, markerat i rött (Collini, 2015).

För att ta fram information om hur Uppsalaåsen fungerar ur ett dricksvattenreningsperspektiv har det kommunala vatten- och avfallsbolaget, Uppsala vatten och avfall AB (härefter kallat Uppsala vatten) påbörjat en utredning. Utredningen kallas *Funktionsanalys Uppsalaåsen*. Projektet utförs av konsultföretaget Artesia. En del av projektet syftar till att öka kunskapen om hur reduktionen av organiskt kol i åsen fungerar. Detta examensarbete har utförts inom projektet och syftet var att få en uppfattning om hur stor nedbrytningen är i olika djup i åsen, hur förekomsten av mikroorganismer samt vissa abiotiska faktorer påverkar nedbrytningsprocessen samt om det finns skillnader ovan och under grundvattenytan för dessa faktorer. Sex olika platser i, eller i anslutning till, åsen har

undersökts ovanför grundvattenytan och i den mättade zonen på olika djup med avseende på:

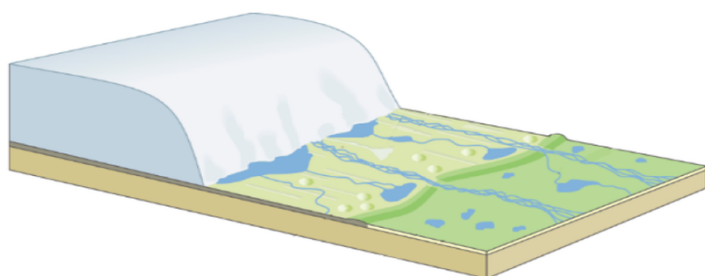
1. Kolets kvalitet genom att mäta aerob nedbrytbarhet vid 20 °C.
2. Potentialen att bryta ner NOM under mer realistiska förhållanden genom att observera aerob nedbrytbarhet vid 10 °C.
3. Mängden svampar och bakterier för att få en uppfattning om vilka organismer som kan vara av betydelse för kolets nedbrytning.

Resultaten har analyserats för att få en uppfattning om hur stora skillnaderna är mellan processerna ovan och under grundvattenytan, samt vilka markkemiska och fysikaliska parametrar som påverkar processerna och mikroorganismerna. Examensarbetet innehåller även en litteraturstudie som ger en bakgrund till problemet och summerar resultat från andra studier av mikroorganismer och nedbrytning av organiskt kol i rullstensåsar.

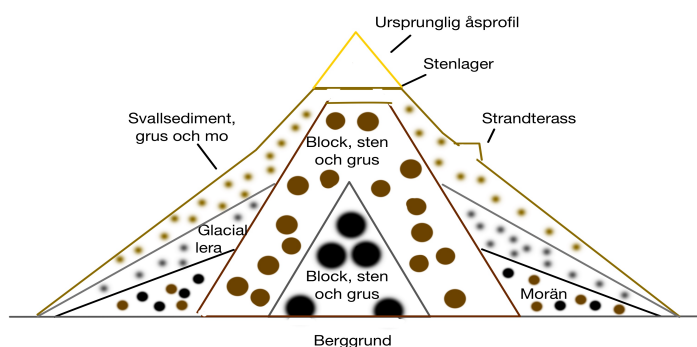
2 BAKGRUND

2.1 BILDANDET AV RULLSTENSÅSAR

Rullstensåsar bildas i slutet av en istid då stora isälvar skapas av smältvatten inuti isen (Figur 2). Vattnet drar med sig allt material på marken, såsom sten och grus, och avsätter detta strax utanför iskanten där strömningshastigheten minskar och isälven slutar. Denna process ger upphov till rullstensåsens avlånga, upphöjda formation. Materialet i åsarna är välsorterat och dess kornstorleksfördelning är beroende av vilket skikt som observeras (Svedberg *m.fl.*, 2002). Detta beror på att materialet avsätts olika långt ifrån isälvens slut beroende på materialets storlek och tyngd (Magnusson, 2014). Av den anledningen hamnar grövre material i åsens kärna och storleken avtar alltmer med avståndet från kärnan (Figur 3).



Figur 2. Bildande av en rullstensås (Wikimedia Commons, the free media repository, 2014).



Figur 3. Genomskärning av en rullstensås.

2.2 KONSTGJORD GRUNDVATTENBILDNING

2.2.1 Grundvattenbildning med rullstensåsar

Ytvatten innehåller mer organiskt material än grundvatten. Höga halter organiskt material påverkar dricksvattenberedningen i vattenverken då höga halter förlänger de mekaniska och kemiska processerna. Även behovet av tillsatser i form av kemiska substanser ökar (Ledesma *m.fl.*, 2012a). Organiskt material är i sig inte farligt, men löst organiskt material (DOC) kan transportera oönskade organiska föroreningar och toxiska spårämnen. Materialet kan även öka metallers biotillgänglighet (Ledesma *m.fl.*, 2012b). Utöver detta blir vattnet även brunfärgat.

Rullstensåsar kan användas för att avskilja organiskt material från ytvatten genom så kallad konstgjord grundvattenbildning. Med grundvattenbildning menas en process som, naturligt eller artificiellt, tillför vatten till den mättade zonen i en akvifär. Tillförsel av vatten kan göras direkt till den geologiska formationen eller indirekt från en annan formation. Med konstgjord grundvattenbildning avses den process då ytvatten förs till anläggningar där det tillåts infiltrera naturliga grundvattenmagasin (Engblom & Lundh, 2006). En kombination av infiltrationsbassänger och rullstensåsar för att reducera organiskt kol är en av de vanligaste metoderna vid konstgjord grundvattenbildning. Mellan 20-50 % av den initiala mängden DOC kan reduceras med hjälp av fysiska, kemiska och mikrobiologiska processer (Lindroos *m.fl.*, 2002). Vilka processer som är styrande för reduktionen är dock olika beroende på djup enligt Engblom & Lundh (2006).

2.2.2 Faktorer som påverkar halten organiskt kol i ytvatten och marken

Halten organiskt material i marken, och därmed ytvattnet, är sammankopplat med områdets markanvändning (Ledesma, pers. kom., 2013) och klimatet (Weyhenmeyer, 2005). På grund av klimatförändringar kan exempelvis mängden organiskt kol i ytvatten öka i framtiden (Dahlström *m.fl.*, 2013). Vattenflödet i Fyrisån och halten organiskt material i densamma har dessutom en stark positiv korrelation (Ledesma *m.fl.*, 2012b). En högre andel organiskt material i marken kan resultera i en större andel organiskt material i ytvattnet. Detta medför en högre belastning på den artificiella grundvattenbildningen. En ökad tillförsel av organiskt material påverkar inte nödvändigtvis mikroorganismernas förmåga att reducera organiskt material i vattnet. Sayer (2010) menar att en ökad tillsats av växtrester till jord inte automatiskt innebär en ökad lagring av kol. Det kan bero på att en ökad tillgång av lättnedbrytbart material även ökar respirationshastigheten av mer svårnedbrytbart organiskt material, genom en så kallad primingeffekt. Teorin har bekräftats vid ett flertal tillfällen (Whitaker, 2014).

2.2.3 Uppsalaåsen

Enligt *Vatteninformationssystem Sverige* (VISS) är Uppsalaåsen ett grundvattenmagasin med grus- och sandförekomst. Åsen är en porakvifär, vilket enligt Svedberg *m.fl.* (2002) innebär att vattnet rör sig i grövre porer i hela den vattenmättade delen av åsen. Åsen har goda uttagsmöjligheter med en storleksordning av 125 l/s (VISS, u.d.). Grundvattenbildning sker där åsens isälvsmaterial går i dagen men också i åsområden som täcks av finsediment samt i tillrinningsområden längs med åsen. Åsens morfologi, det vill säga dess uppbyggnad, är bestämmande för grundvattenströmningen i densamma. En stor del av grundvattenströmningen sker i rullstensåsarnas kärna (Hummel, 2014) men uppbyggnaden av rullstensåsar är dock ofta komplex varför även strömningen är det. Både själva

rullstensåsens bildande (Douglas & Evans, 1998) liksom stora materialmassor kan bidra till komplexiteten (Hummel, 2014). En rullstensås kan ha både oxiska och anoxiska zoner (Murphy *m.fl.*, 1992), d.v.s. både syrerika och syrefattiga zoner.

För att hålla grundvattennivån på önskad nivå och för att kunna möta efterfrågan på dricksvatten fylls Uppsalaåsen på med ytvatten från Fyrisån (Uppsala vatten och avfall AB, u.d.). Innan vattnet pumpas ned i åsen via infiltrationsdammar utförs förbehandling vid de två största infiltrationsområdena genom mikrosilning samt, vid en anläggning, också snabbfiltrering i fördelningskammaren. Grundvattnet i Uppsalaåsen strömmar från norr till söder, inom det område som undersöks i detta arbete. Mer vatten tillkommer på flera platser, såsom via biflöden från Vattholmaåsen, Junkilsåsen och Sävjaåns dalgång (Sidenvall, 1970). Strax söder om Tunåsen sker strömning från det infiltrerade vattnet främst i de nedersta djupen. Uppskattningsvis är den vertikala strömningshastigheten vid Tunåsen cirka 12,5-20 meter/dygn (Johansson, pers.kom., 2015a). Uttag av det konstgjorda grundvattnet sker i brunnar för de två största infiltrationsområdena belägna 2-2,5 km söder om infiltrationsdammarna (Johansson, pers.kom., 2015b).

2.3 MIKROBIELL NEDBRYTNING AV ORGANISKT KOL

Kol kan finnas närvarande i marken som ett grundämne, i oorganisk form eller i organisk form. Oorganiskt kol bildas från geologiska formationer medan organiskt kol i marken har sitt ursprung från ofullständig nedbrytning av växter och djur (Schumacher, 2002). Mikroorganismer kan bidra både till att stabilisera organiskt kol i marken och till att bryta ned det under bildning av koldioxid, s.k. markrespiration (Liang *m.fl.*, 2011). Under markrespirationen frigörs organiskt bundna mineralämnen i oorganisk form. Omvandlingen från organiskt till oorganiskt kol kallas även för mineralisering (Eriksson *m.fl.*, 2011). Schimel (2012) framhåller att det är markrespirationen som påverkar kolflödena i marken mest. Kolflödena består av nedbrytning av organiskt material och lagring av kol i marken.

För att bryta ned NOM fullständigt krävs flera olika grupper av mikroorganismer på grund av materialets komplexa sammansättning (Kalbitz *m.fl.*, 2003; Kolehmainen *m.fl.*, 2007). Det finns aerob och anaerob nedbrytning, den första sker vid tillgång till syre och den andra då syre inte finns tillgängligt (Royal Society of Chemistry, 2014). Majoriteten av mikroorganismer i marken är aeroba heterotrofer som tillsammans möjliggör markrespiration (Schimel, 2012). Aeroba heterotrofer använder syre som elektronacceptor och kol som energikälla vilket resulterar i bildande av H₂O och CO₂ (Gruvman Oskarsson, 2007). Hur mycket CO₂ som bildas beror dels på hur mycket kol som är biotillgängligt och dels på mikroorganismernas aktivitet (Smith, 2010). Vid anaerob nedbrytning tillgodogörs en mindre mängd energi än vid aerob (Royal Society of Chemistry, 2014) och samtliga slutprodukter är inte desamma som vid aerob respiration (Bollag & Stotsky, 1993). Svampar har bra förutsättningar för nedbrytning av en mängd olika sorters organiskt material under oxiska förhållanden (Folch *m.fl.*, 2013). Bakterier bryter ned organiskt material både aerobt och anaerobt men olika effektivt (Kolehmainen *m.fl.*, 2007). Om en jord är rödfärgad kan det antyda att respirationen i den jorden är aerob, då jorden annars är grå på grund av järnreduktion (Hu *m.fl.*, 2014). Nedbrytning av organiskt material i rullstensåsar sker främst på biologisk väg och primärt av aeroba organismer (Kolehmainen *m.fl.*, 2007; Zhang *m.fl.*, 2012). Mikroorganismssamhällets storlek påverkas av tillgången på organiskt material. Till exempel sammanfaller reduceringen av DOC med minskningen av biomassa i det infiltrerade vattnet, i system som används vid undersökning av artificiell grundvattenbildning i labbskala (Zhang *m.fl.*, 2012).

2.4 DET MIKROBIELLA SAMHÄLLET SAMMANSÄTTNING OCH FUNKTION

Typiska jordprover kan innehålla tusentals olika sorters svampar, bakterier och arkéer. Mikroorganismer kan tillföras en jord, t. ex. jorden i en rullstensås, genom infiltrering av vatten och därmed förändra det mikrobiella samhällets sammansättning. Sammansättningen av befintliga organismer kan vidare förändras genom påverkan av abiotiska faktorer och evolution (Murphy *m.fl.*, 1992). Barriärer mot tillförsel av mikroorganismer beror på fysikaliska och geologiska förutsättningar, till exempel infiltrationsvattnets och markens egenskaper. Antalet mikroorganismer är dock mycket lägre i grundvatten än i ytvatten. Markmiljön är också markant annorlunda i jämförelse med den fria vattenmiljön och endast de mikroorganismer som kan anpassa sig etableras i systemet (Engblom & Lundh, 2006). Kolehmainen *m.fl.* (2008) visade att ett mikrobiellt samhälle i sjövattnet som dominerats av Aktinobakterier diversifierades efter infiltrering i en rullstensås för att sedan övergå till ett samhälle dominerat av Proteobakterier. Reduktionen av mikroorganismer är stor i de ytligare lagren i en rullstensås (Dillon *m.fl.*, 2007). Detta kan bero på att det finns många naturligt befintliga organismer i dessa lager som påverkar reduktionen av de tillförda (Engblom & Lundh, 2006).

I en akvifär är förhållandet mellan grundvattnet, markaggregaten och mikroorganismerna dynamiskt. Det dynamiska förhållandet innebär att förändringar av en kemisk eller fysisk karaktär kan förändra mikroorganismernas aktivitet (Williamson 2012) och därmed åsens funktion. Hazen *m.fl.* (1991) föreslår att det är på markpartiklarna som flest bakterier finns i form av biofilm, i alla fall i den omättade zonen. Däremot har majoriteten av de flesta markbundna bakterier även mobila stadier under grundvattenytan. Detta kan bero på olika fysiska och kemiska aspekter, såsom tillgång till organiskt kol, elektronacceptorer, m.m. (Kolehmainen *m.fl.*, 2007).

Det finns många olika fysiska, kemiska och biologiska faktorer som påverkar ett mikrobiellt samhälles sammansättning (Schimel, 2012). Så mycket som 84 % av de studier som sammanställdes i en metaanalys visade till exempel att mikroorganismer är känsliga för tillförsel av näringsämnen (Allison & Martiny, 2008). Undersökningar har visat att det främst är koncentrationen av huvudsubstratet i en akvifär som till störst del bestämmer samhällets struktur och diversitet (Li *m.fl.*, 2013). Li *m.fl.* (2014) undersökte det mikrobiella samhället under en simulerad konstgjord grundvattenrening med jordkolonner. Höga halter av nedbrytbart lösligt organiskt material (BDOC) gav en lägre diversitet i samhället och en högre relativ förekomst av betaproteobakterier. Om kvoten mellan peptoner och humussyror däremot ökade, ökade den relativa förekomsten av Planctomyceter, Firmicuter och Aktinobakterier. Det kunde även konstateras att samhällets diversitet ökade med kolonndjupet och det resonerades att det kan kopplas till ett mer svårnedbrytbart organiskt material. Vad gäller fysiska faktorer går det dock att fastställa att ett ökat antal porer som är förbundna med varandra tillsammans med mer vatten ger mindre mikrobiologisk diversitet (Carson *m.fl.*, 2010). I en studie från Finland var det bakteriella samhället heterogent och sammansättningen varierade med årstiderna (Kolehmainen *m.fl.*, 2007). Dessutom ändrades bakteriesamhället i vattnet under infiltration och den bakteriella cellkoncentrationen var positivt signifikant korrelerad med tillgången på BDOC i det infiltrerade vattnet. Kolehmainen *m.fl.* (2007) påpekar dock att sammansättningen av bakterierna i råvattnet liknande sammansättningen i ytvattnet. Närvaron av bakterier i en rullstensås varierar mellan djupen. Zhang *m.fl.* (2012) visade att den mikrobiella diversiteten minskade från den omättade zonen ned till den mättade akvifären. Vid grundvattenytan ökar antalet bakterier igen och eventuellt beror detta på tillförsel av näringsämnen och inblandning av syre (Kolehmainen *m.fl.*, 2007).

Andra organismer som kan spela en stor roll i nedbrytning av organiskt material i rullstensåsar är enkla eukaryota organismer, som t.ex. heterotrofa flagellater som kan påverka nedbrytningen av organiskt material indirekt genom att livnära sig på nedbrytande bakterier. Antalet enkla eukaryota organismer i fungerande akvifärer är ofta få, men diversiteten ökar då halten organiska föroreningar ökar (Novarino *m.fl.*, 1997).

2.5 ABIOTISKA FAKTORER SOM PÅVERKAR NEDBRYTNINGEN

För att mikroorganismerna ska kunna bryta ned det organiska materialet krävs fysisk tillgång till detta (Schimel, 2012). Det handlar både om att mikroorganismerna hindras, rent fysiskt, att få tillgång till det organiska materialet (Yoo *m.fl.*, 2011) liksom avståndet till det organiska materialet (Dungait *m.fl.*, 2012). Tillgängligheten till substratet kan påverkas av t. ex. torkning eller frysning av marken. Om torra jordar återfuktas kan mikrobernas respiration öka drastiskt. Ökningen av respirationen är direkt korrelerad till kvävehalterna i olika material som har frigjorts under torkningsprocessen (Luo & Zhou, 2006). Det är främst labilt, lättillgängligt kol som är näringskällan för mikroorganismerna (Soil Quality, 2015). Med labil form avses ung humus (Sollins *m.fl.*, 1996). Enligt Jandl *m.fl.* (2007) styrs omsättningen av organiskt kol i marken av om kolet är stabilt eller labilt samt av klimatet och själva jordmaterialets parametrar, såsom pH och tillgång på näringsämnen. Det är dock det organiska kolet som är begränsande för mikroorganismernas tillväxt och aktivitet vid konstjord grundvattenbildning (Zhang *m.fl.*, 2012). Avståndet från markytan är en faktor som är bestämmande för kolets form. Indikationer finns att organiskt material längre ned i marken är mer processat än material närmare ytan, alltså mer stabilt. Dessutom tenderar andelen organiskt kol som tillhör mikroorganismer att öka med markdjupet (Rumpel & Kögel-Knabner, 2011).

Kolets stabilitet påverkas även av förekomst av vissa mineraler. Förekomst av järn och aluminium i sura och neutrala jordar kan t.ex. bidra till att stabilisera det organiska materialet (Rumpel & Kögel-Knabner, 2011) genom att bilda oxider som binder det till markpartiklarna (Eusterhues *et al.*, 2003). På så vis försvåras mikroorganismernas åtkomst till det organiska materialet (Colombo *m.fl.*, 2014). På grovkornigt markmaterial finns dock inte många ytor för järn- och aluminiummineraler att komplexbinda till (Berggren Kleija, pers. kom).

Det är inte bara tillgängligheten av organiskt material och syre som påverkar respirationshastigheten. Tillgången till syre gör det också (Bridgham *m.fl.*, 1998) liksom C_{org}/N , dvs. kvoten mellan organiskt kol och kväve. Kvoten är ett mått som kan säga vilket av ämnena kol och kväve som är begränsande i ett mikrobiellt samhälle. En låg kvot kan innebära att C_{org} är begränsande för tillväxten i förhållande till andra näringsämnen. Det kan även innebära att samhället har ett överskott på kväve (Wardle *m.fl.*, 2004). I en studie av Williamson (2012), där tillväxten av biofilm i en sandakvifär studerades, minskade aktiviteten och biomassan då kvävetillgången ökade. Han menar att andelen biotillgängligt kol antagligen minskar med grundvattnets ålder eftersom mikroorganismerna konsumerar det lättillgängliga organiska materialet. Av den anledningen borde C_{org}/N minska med grundvattnets ålder. Svårnedbrytbart material, såsom lignin och cellulosa, bryts till stor del ned av svampar istället för bakterier medan bakterierna gör den större delen av nedbrytningsarbetet av lättnedbrytbart material (Meidute, 2008). Bådas nedbrytningsprocess av organiskt kol påverkas ofta positivt av en högre mängd tillgängligt kväve (Qingkui, 2014). I vissa fall påverkar dock en ökande kvävehalt respirationshastigheten negativt. Den negativa påverkan beror på att vissa mikroorganismer, både svampar och bakterier (Gupta *m.fl.*, 2002), bryter ned organiskt material för att få tillgång till det kväve som finns i materialet. Om kväve redan finns lättillgängligt tjänar inte mikroorganismerna på att bryta

ned materialet. Kväve är ofta lättillgängligt i äldre jordar med mindre lättnedbrytbart material och mycket kväve (Olander & Vitousek, 2000).

Tillgången på andra näringsämnen kan påverka mikroorganismernas förmåga att bryta ned det organiska kolet, t. ex. fosfor (Bünemann *m.fl.*, 2011). Högre fosforhalter ger generellt högre aktivitet och tillväxt (Crous 2015). Det finns också exempel från sjöar och åar där fosfor varit mer begränsande än DOC och därför haft större påverkan på mikroorganismernas tillväxt än det senare (Mermillod-Blondin *m.fl.*, 2013). Även svavel påverkar nedbrytningsförmågan. Lägre halter tillgängligt svavel leder till en lägre respirationshastighet (Chapman, 1997).

Temperaturen är en annan faktor som påverkar nedbrytningen. Hur respirationen, och därmed nedbrytningen, påverkas av temperaturen brukar beskrivas av ett Q_{10} -värde (dvs. den faktor med vilken respirationshastigheten förändras vid en temperaturförändring om 10 grader). Q_{10} -värden uppskattas ofta från mätningar som pågått över årstider eftersom det är svårt att mäta en enskilds respirationsprocess temperaturkänslighet (Luo & Zhou, 2006). Knörr *m.fl.* (2005) menar att temperaturkänsligheten hos jordar med långsam kolcirkulation (jordar med stabilt kol) är större än hos jordar där cirkulationen är snabb (där tillgången på labilt kol är stor).

3 MATERIAL OCH METODER

3.1 JORDPROV

3.1.1 Provtagning

Artesia utförde provtagningen av jord i Uppsalaåsen på uppdrag av Uppsala vatten under perioden 2014-09-15 – 2014-09-30. Provtagningspunkternas läge bestämdes med stöd av vattenprovtagning i närbelägna befintliga grundvattenrör (Figur 4). Resultaten från provtagningen indikerade att en mycket betydande andel av det förbiströmmande grundvattnet kom från infiltrationen. Provtagningen utfördes längs en bedömd strömlinje från infiltrationsområde till uttagsområde: från norr till söder med start vid Sonicborrning I (S I) till S IV, S III och slut vid S V. Borrning S I utfördes rakt under en av infiltrationsbassängerna. I denna bassäng togs även prover från filtersanden (provplats F I och F II). Förutom detta utfördes också en borrning och provtagning (S II) strax nedströms (cirka 30 m) om det nordligaste av de två stora infiltrationsområdena. Provtagning vid S II utfördes då marken där i princip saknar en omättad zon till skillnad från S I (Johansson, pers. kom., 2015c).

Sonicborrning användes för provtagning av åsmaterialet. För filtersandgroparna användes spade. För vissa lager med hårt och mycket grovt material krävdes överborrning med rotationsborrning. I dessa hårda lager gjordes ingen provtagning. När ett hårt lager genomborrats fortsatte provtagning med sonicborrning. Jordprovtagning utfördes i fem punkter på sammanlagt 56 olika djup. Proverna förvarades i frysväska under provtagningsdagen och frystes sedan in. En sammanställning av de undersökta provernas djup, jordart, fuktighet, färg och eventuella felkällor finns i Bilaga 8.1. Deras kornstorleksfördelning redovisas i Bilaga 8.2. Jordproverna som var tillgängliga för analys var sållade (< 2 mm) från homogeniserade prover. Vissa delmängder av proverna analyserades för kemiska och fysiska parametrar, vilka redovisas i Bilaga 8.3.

3.1.2 Val av jordprov

Totalt analyserades 51 prover med avseende på mängden svampar och bakterier och 49 prover med avseende på kolets kvalitet. Proverna var ett urval från samtliga provtagningsplatser. Det fanns inte tillräckliga mängder av alla jordprov. Av den anledningen analyserades inte vissa av de tillgängliga jordproven. Utöver de jordprov som uteslöts på grund av för få mängder, uteslöts ytterligare fyra jordprov från analyserna. Detta då provtagningsdjupen för dessa fyra jordprov var relativt lika de övriga proven i respektive provs närhet.



Figur 4. Karta över provtagningsplatser i Uppsala. Av sekretesskäl anges inga provtagningspunkter mer exakt.

3.2 BERÄKNING AV GRUNDVATTENYTANS LÄGE

Data för grundvattenytans läge, i förhållande till grundvattenrören, fanns tillgängligt för de områden som provtagits med sonicbörning. Från avstånden mellan mätrörens övre kanter och grundvattenytan subtraherades en meter och grundvattennivån i förhållande till markytan framkom för de olika datumen. Då mätdata fanns tillgängligt för flera tidpunkter beräknades medelvärdena (Tabell 1). För S IV och S V användes två grundvattenrör. Av den anledningen beräknades medelvärdet av dessa vid respektive observationspunkt. För S III fanns inte mätvärden för grundvattenytans läge tillgängliga. Läget uppgavs variera mellan 8,5-9 meter under markytan (Johansson, pers.kom., 2015a). Medelvärdet av uppgivna djup av grundvattenytan i S III beräknades till 8,8 m under markytan och det är detta värde som sedan användes.

Tabell 1. Grundvattenytans läge vid de olika observationspunkterna, i meter under markytan (m u my), då dess medelvärde beräknats $\pm$ standardavvikelse ($N = 5$)

Observationspunkt	Djup (m u my)
S I	$25,6 \pm 0,2$
S II	$6,1 \pm 10,1$
S III	8,8
S IV	$11,3 \pm 0,2$
S V	$9,0 \pm 0,1$

3.3 RESPIRATIONSMÄTNING

Hur nedbrytbart det organiska materialet i en jord är kan uppskattas med hjälp av den respiration som mikroorganismerna kan utföra i jorden (Haney *m.fl.*, 2008). Aerob inkubering av jordprover utförs för att analysera CO₂-bildningen från mikroorganismer vid respiration (Yang *m.fl.*, 2014). Vid inkubering, där ett jordprov förvaras i en sluten behållare, byggs CO₂-koncentrationen upp (Luo & Zhou 2006). Behållaren förvaras i ett mörkt rum vid en viss temperatur och genom att provta bildad gas med jämna mellanrum kan hastigheten med vilken koldioxid bildas (respirationshastigheten) uppskattas (Plaza *m.fl.*, 2007; Dodla *m.fl.*, 2009).

3.3.1 Inkubation av jordprov

Jordproverna (30 g) vägdes in i duranflaskor (100 ml) med tättslutande lock försedda med gummimembran för provtagning. Varje jordprov vägdes in i minst två flaskor per inkubationstemperatur. Efter uppdelning av proverna förvarades flaskorna i cirka ett dygn i konstantrum vid 20 °C eller i ett kylskåp vid 7 °C (om de sedan skulle inkuberas vid 10 °C). Även sex stycken kontrollflaskor utan jord iordninggjordes. Dessa behandlades på samma sätt som övriga prover. Tre kontrollprov förvarades vid 20 °C och tre vid 7 °C.

Vid försökets start tillsattes en i förväg tempererad (20° respektive 7 °C) kaliumfosfatbuffert (10 mM; pH 7) för att hålla pH konstant.

Proverna som inkuberades vid 20 °C ställdes på skakbord med en rotationshastighet av cirka 109–135 rotationer per minut (rpm). Proverna som inkuberades vid 10 °C inkuberades i en inkubator med vattenbad och en rotationshastighet av cirka 126–135 rpm. Inkubatorn stod i ett konstantrum med temperaturen 2 °C.

Gasen i de inkuberade duranflaskorna provtogs en gång i veckan i sju veckor. Med ett undantag provtogs de alltid samma veckodag. För varje ny provtagning användes en ny kanyl (5 ml) och en glasvial (22 ml). Innan varje provtagning tillsattes 5 ml luft i duranflaskorna, med undantag från första gången. Då provtogs varje flaska två gånger och därmed tillsattes 10 ml luft i samtliga flaskor. Efter tillsättning av luft, men innan provtagning, pumpades kanylen fyra gånger.

Vattentemperaturen kontrollmättes 4 dagar efter försökets start samt en gång i veckan under inkuberingens sista tre veckor. Temperaturmätaren visade 10 °C vid samtliga tillfällen.

3.3.2 Analys av CO₂ på gaskromatograf

Vid varje mätning av CO₂-koncentrationen, med undantag från det första och det sista måttillfället, ställdes proven i en slumpvis vald ordning för att undvika eventuella mätningsfel från gaskromatografen. Instrumentet som användes för CO₂-mätning var en gaskromatograf, Clarus 500, med autoinjektor, Turbomatrix, båda från Perkin Elmer, Sverige. Detektorn var en TCD (Thermal Conductivity Detektor). Provens halter jämfördes med kända standardblandningar. Vid det första måttillfället användes standarder av 62,2 ppm, 179,8 ppm, 311 ppm, 363,6 ppm, 539,4 ppm, 606 ppm och 809 ppm CO₂. Vid det andra måttillfället användes standarder av 311 ppm, 606 ppm, 809 ppm, 2500 ppm, 5000 ppm och 10 000 ppm. Vid det tredje måttillfället och framåt användes standarder av 311 ppm, 606 ppm, 809, 2500, 5000, 10 000 och 15 000 ppm CO₂. Standardkurvorna togs fram genom att anpassa räta linjer efter de framtagna areorna och standardernas koncentration.

Resultatvärden från gaskromatografen som synligt och godtyckligt avvek mycket noterades och det i vissa fall utfördes en manuell avläsning, med hjälp av tillgänglig mjukvara, av dessa värdenas areor. Det undersöktes även om vissa gasprov hade högre eller lägre CO₂-koncentrationer än de använda standarderna. Samtliga prov tagna den första provdagen hade högre koncentrationer än det kalibrerade värdet. Areorna från båda eller ett av replikaten från jordproven nr. C101, C102, C105 och C106 var också större än standardareorna, under hela eller den senare delen av provtagningsperioden vilket kan tänkas ha påverkat tillförlitligheten hos dessa mätvärden. Läs Bilaga 8.1 för information om jordproven och deras beteckningar.

3.3.3 Beräkning av mängden mineraliserat kol

Molmängden koldioxid i varje duranflaska beräknades med hjälp av den ideala gaslagen (ekvation 1).

$$n = \frac{pV_{duranflaska}}{RT} \quad (1)$$

n är antalet mol CO₂, p är den sökta gasens partialtryck (dvs. p_{CO_2} i N m⁻²), $V_{duranflaska}$ är duranflaskans volym (m³), R är gaskonstanten (8,3145 J mol⁻¹ K⁻¹) och T är temperaturen (K).

p_{CO_2} är proportionerligt mot molförhållandet gaser och därmed mot koncentrationen mätt i ppm (ekvation 2).

$$p_{CO_2} = C_{GC} \cdot 10^{-6} \cdot p_{tot} \quad (2)$$

p_{tot} är totaltrycket i duranflaskan och antogs vara standardatmosfärstryck (Cederlund, pers. kom., 2015), 101325 N m⁻² (Aylward & Findlay, 2008). C_{GC} är CO₂-koncentrationen i duranflaskan. Duranflaskornas volym beräknades genom att väga hur mycket vatten de kunde innehålla och sedan beräkna hur stor volym den massan upptog (ekvation 3; ekvation 4).

$$V_{H_2O} = \frac{m_{H_2O}}{\rho_{H_2O,T}} = V_{duranflaska} \quad (3)$$

$$m_{H_2O} = m_{duranflaska,vattenfylld} - m_{duranflaska,tom} \quad (4)$$

V_{H_2O} är då den beräknade volymen som vattnet upptar i duranflaskan, m_{H_2O} är massan vatten i duranflaskan som vägs upp med våg och $\rho_{H_2O,T}$ är vattnets beräknade densitet vid temperaturen T . Från duranflaskans volym subtraherades den volym av duranflaskan som är fylld av jord och fosfatbuffert vilket gav gasvolymen.

Aylward & Findlay (2008) anger hur vattnets densitet varierar med temperaturen. Från denna information beräknades en trendlinje. Trendlinjens ekvation användes för att beräkna densiteten för det vatten som användes vid framtagning av duranflaskornas volym.

När antalet mol beräknats med ekvation 1 kan massan CO₂ som antalet mol motsvarar beräknas fram (ekvation 5).

$$m_{CO_2} = M_{CO_2} \cdot n \quad (5)$$

M_{CO_2} är molmassan för CO₂, 44,01 g mol⁻¹ och m_{CO_2} är massan (g). Hur mycket av massan CO₂ som är nedbrutet kol utförs genom att beräkna andelen kol i CO₂:s molmassa. Koles molmassa är 12,011 g mol⁻¹.

3.3.4 Torrviktsbestämning

När inkubationen av jordproven avslutats efter cirka sju veckor, torkades flaskorna i ugn i 105 °C i 17 timmar. Den totala vikten av duranflaskorna (utan packningar) och deras innehåll bestämdes innan och efter torkningen. Då vikterna för de enskilda packningarna som använts vid inkuberingen inte noterats, vägdes även 10 stycken av vardera typ av packning och ett medelvärde beräknades. Två sorters typer av packningar hade använts. Därefter beräknades torrvikterna hos jordproverna (ekvation 6; ekvation 7).

$$m_{H_2O,i} = m_{flaska+packning,i} + m_{ink.jord,i} - m_{flaska+jord,dw,i} - \bar{m}_{packning,j} \quad (6)$$

$$m_{dw,i} = m_{ink.jord,i} - m_{H_2O,i} \quad (7)$$

$m_{H_2O,i}$ är massan vatten i jordprov i , $m_{flaska+packning,i}$ är den totala massan för den aktuella duranflaskan och packningen som användes vid inkuberingen för prov i , $m_{ink.jord,i}$ är mängden jord av prov i som inkuberades, $m_{flaska+jord,dw,i}$ är den totala massan för den aktuella duranflaskan och den torkade jorden. $\bar{m}_{packning,j}$ är medelvikten för den typ av packning som användes för den aktuella duranflaskan vid inkuberingen.

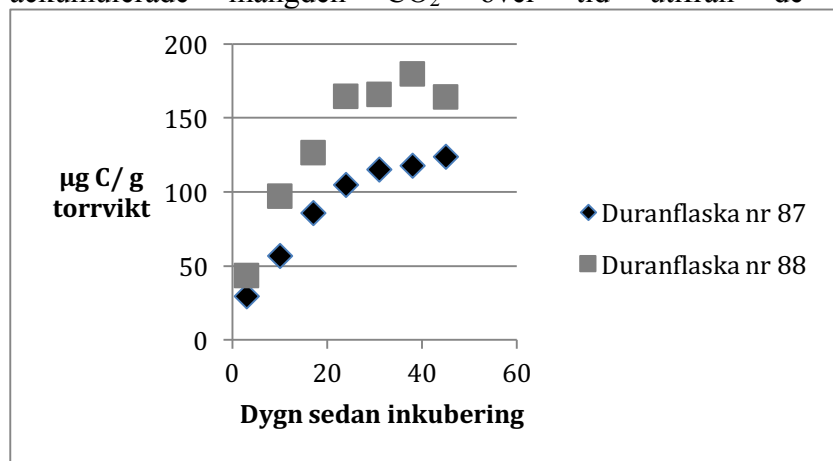
Med hjälp av beräknade torrvikter och vägda våtvikter för proven kalkylerades jordprovernas torrsustans (f_{ts}) enligt ekvation 8. Detta för att kunna ta reda på torrvikten hos de jordprov som användes vid DNA-extraktion.

$$f_{ts,i} = \frac{m_{dw,i}}{m_{ww,i}} \quad (8)$$

$m_{dw,i}$ är respektive provs torrsvikt och $m_{ww,i}$ är respektive provs våtsvikt. Därefter beräknades medelvärdet av torrsustansen för varje jordprov.

3.3.5 Beräkning av respirationshastighet och Q_{10} -värde

Efter cirka tre till fyra veckor avtog respirationshastigheten i de inkuberade proverna, främst i filtersanden (exempel visas i Figur 5) och på provplats S II. Av den anledningen bedömdes det bäst att beräkna respirationshastigheterna utifrån en linjär regression av den ackumulerade mängden CO_2 över tid utifrån de första fyra punkterna.



Figur 5. Respirationskurvor för filtersanden, 0,05 meter under markytan (prov nr. C101). De fyra första punkterna används för att anpassa en linje till respektive kurva.

Om det godtyckligt verkade som om en eller flera av de fyra första punkterna avvek mycket från en rät linje som bildades av de fem första punkterna, exkluderades den eller dessa. Sedan undersöktes residualerna. Om residualen för någon av de fyra första punkterna översteg $\pm$

0,4 g mineraliserat kol/g torrsvikt ansågs punkten vara avvikande och togs bort från analysen. Om endast tre punkter undersöktes för den rätta linjen, och endast två av dessa hade residualer inom godtagbart intervall, togs även den avvikande punkten med. Om det inte gick att se en rätlinjighet mellan de fyra första punkterna anpassades en kurva efter de fem första punkterna. Om minst tre punkter då hamnade inom godtagbart intervall användes dessa.

Efter att respirationshastigheterna från respektive prov tagits fram beräknades medelvärde och standardavvikelse av hastigheterna vid de olika djupen i respektive jordprov vid aktuell inkuberings temperatur. Medelvärdet antogs sedan vara provplatsens respirationshastighet.

Respirationshastigheten uttrycktes som $\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1}$ torrsvikt dygn^{-1} men beräknades också per g organiskt kol för att få ett mått på hur kvaliteten på det organiska materialet varierade mellan provtagningsplatserna.

Efter att respirationshastigheten vid 10 °C hade beräknats användes värdena för att beräkna Q_{10} -värden för respektive provplats (ekvation 9).

$$Q_{10} = \frac{R_{T_0+10}}{R_{T_0}} \quad (9)$$

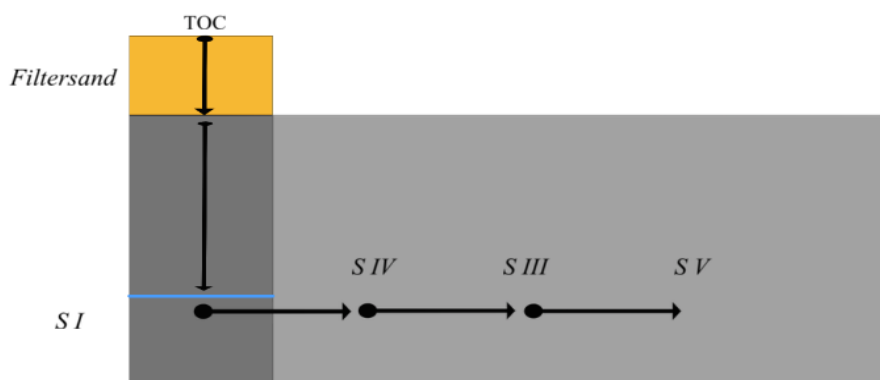
där R_{T_0} och R_{T_0+10} motsvarar respirationshastigheterna vid temperaturen T_0 (här 10 °C) och T_0+10 °C (här 20 °C).

3.4 UPPSKATTNING AV NEDBRYTNINGSPOTENTIAL I ÅSEN

3.4.1 Modell av Uppsalaåsen

En beräkning utfördes för att uppskatta nedbrytning av det organiska kolet under dess färd genom Uppsalaåsen och de olika provplatserna (Figur 6). Beräkningen byggde på följande antaganden:

1. Nedtransporten till grundvattnet sker vertikalt genom en pelare med tvärsnittsarean 1 m^2 .
2. Den horisontella transporten av organiskt kol sker endast under grundvattenytan och på samma sätt som vid nedtransporten genom en pelare med tvärsnittsarean 1 m^2 .
3. Den horisontella respirationshastigheten är densamma längs med hela sträckan och är medelvärdet av respirationshastigheten i provpunkterna S I, S IV, S III och S V.



Figur 6. Modell över det inkommande organiska kolets färd genom Uppsalaåsen, mellan några av de olika provtagningspunkterna. Den blå linjen markerar grundvattenytan.

Med modellen beräknades respirationshastigheten och mängden nedbrutet kol från infiltrationsplatsen, ned genom provpunkt S I och vidare mot provplatserna S IV, S III och

S V. Med hjälp av tidigare uppmätta data jämfördes de teoretiska mängderna nedbrutet kol vid varje provtagningspunkt med hur mycket kol som tillförs filtersanden med infiltrationsvattnet.

3.4.2 Beräkningar av nedbrytningsmängd och respirationshastighet i åsen

Uppmätta respirationshastigheter för olika provtagningsdjup användes för att beräkna mängden nedbrutet kol i varje skikt under ett dygn, $r_{p,i}$ (g nedbrutet C dygn⁻¹) (ekvation 10). Detta gjordes för filtersanden och S I.

$$r_{p,i} = V_{p,i} \cdot k \cdot \rho \quad (10)$$

k är respirationshastigheten uttryckt per g torrsvikt och ρ är jordens bulkdensitet, som antogs vara 1,6 g/cm³. $V_{p,i}$ är volymen för respektive skikt. $V_{p,i}$ beräknades genom att multiplicera mäktigheten för skiktet, z_i (m), med ytan (i detta fall en kvadratmeter). z_i beräknades med ekvation 11.

$$z_i = \frac{\bar{D}_{j+1} - \bar{D}_j}{2} + \frac{\bar{D}_j - \bar{D}_{j-1}}{2} \quad (11)$$

$\bar{D}_j$ är medelvärdet av provtagningszonens högsta och lägsta djup, alltså djupangivelsen för ett visst mätdjup. $\bar{D}_{j-1}$ är djupangivelsen för provtagningszonen ovan $\bar{D}_j$ och $\bar{D}_{j+1}$ är djupangivelsen för provtagningszonen nedan $\bar{D}_j$. Det antogs att respektive provtagningszon var utbredd lateralt, till närmaste djup där jordprov tagits som sedan analyserats i detta arbete.

Med användning av uträknade nedbrutna kolmängder för olika provtagningsdjup kunde den laterala respirationshastigheten uppskattas vid 20 °C. Denna beräknades för dessa provpunkter med hjälp av ekvation 12.

$$R_p = \frac{\sum r_{p,i}}{\sum z_i} \quad (11)$$

R_p är då den laterala respirationshastigheten (g C m⁻¹ dygn⁻¹).

Samma beräkningar utfördes för filtersanden, S I och S II vid 10 °C. Ett medelvärde av de bestämda Q_{10} -värdena användes för att beräkna respirationshastigheterna vid den lägre temperaturen, för åsmaterialet respektive filtersanden.

Med användning av respirationshastigheten (g C g⁻¹ torrsvikt dygn⁻¹) kunde de horisontala respirationshastigheterna $R_{S,i-S,(i+1)}$ (g C m⁻¹ dygn⁻¹) för sträckorna S I–S IV, S IV–S III och S III–S V beräknas vid 20 °C. Dessa hastigheter beräknades för nämnda provpunkter med hjälp av ekvation 13.

$$R_{S,i-S,(i+1)} = \hat{r}_{S,i-S,(i+1)} \cdot A \quad (13)$$

A (m²) är då arean som det infiltrerade vattnet flödar genom. Den antogs vara 1 m². $\hat{r}_{S,i-S,(i+1)}$ (g nedbrutet C/m³ och dygn) är hur mycket organiskt kol som sammanlagt bryts ned på ett dygn längs denna sträcka, per kubikmeter (ekvation 14).

$$\hat{r}_{S,i-S,(i+1)} = \bar{k} \cdot \rho \quad (14)$$

$\bar{k}$ är medelvärdet av de respirationshastigheter som togs fram med hjälp av nedbrytningsdiagrammen, för provplatserna S I, S III, S IV och S V.

$R_{S,i-S,(i+1)}$ kunde sedan multipliceras med avstånden mellan de aktuella provtagningspunkterna för att beräkna hur mycket C-CO₂ som bryts ned längs dessa sträckor per dag.

Samma beräkningar som ovan utfördes även vid 10 °C.

Den framräknade potentiella nedbrytningen för ovanstående sträckor jämfördes med hur mycket organiskt kol (TOC) som beräknades inkomma vid fördelningskammaren till filtersanden (Tabell 2).

3.4.3 Beräkning av mängden tillfört organiskt kol

Mängden nedbrutet organiskt kol ($\sum r_p$) i filtersanden, S I och S II jämfördes med inkommande mängd TOC ($TOC_{tillfört}$) i respektive provplats. Dessa inkommande mängder TOC beräknades från tidigare framtagna data i en annan studie (Johansson, 2015) (Tabell 2).

Tabell 2. TOC-halt (TOC_{medel}), $\pm$ en standardavvikelse, i inkommande vatten vid provplatserna framtagna av Johansson (2015). Med intagningsdjup avses det djup varifrån det provtagna vattnet kommer

Provplats	Intagningsdjup grundvatten (m u my)	av	Reducering (%)	TOC _{medel} (mg/l)
Fördelningskammaren	8,7		0	15,8 $\pm$ 2,6

Mängden inkommande TOC, ($TOC_{tillfört}$), beräknades med den hydrauliska belastningen och den inkommande TOC-koncentrationen (ekvation 15).

$$TOC_{tillfört} = Q_{FK} \cdot TOC_{medel} \quad (15)$$

Q_{FK} , flödet till fördelningskammaren, uppskattades variera mellan 2,5-3 m³/m²/dygn (Johansson, pers.kom., 2015e) varför medelvärdet av dessa uppgifter användes.

3.5 KVANTIFIERING AV BAKTERIER OCH SVAMPAR

3.5.1 DNA-extraktion

FastDNATM SPIN Kit for Soil från MP Biomedicals användes för DNA-extraktion enligt tillverkarens protokoll med endast få justeringar på rekommendation från Hellman (pers. kom.). 40 µL extraherades från varje jordprov och extraktet delades upp i två 20 µL-portioner som förvarades fryst i 1,5 ml-rör. För att fastställa att provernas DNA inte slagits sönder vid extraktionen utfördes en elektrofores med proverna då 1 % tris-acetat-EDTA-buffert (TAE) användes.

3.5.2 Kvantifiering

Kvantifiering av dubbelsträngat DNA utfördes med en Qubit Fluorometer. Extraktionerna som använts vid kvantifiering undersöktes med agarosgel, med bufferten 1 % TAE. Proverna nr. C41, C44, C51, C53, C54, C102, C103, C106 och C107 visade svaga band. C52 var något starkare och C101 och C105 hade tydliga band högst upp på gelen. Detta bekräftar

förekomsten av DNA i dessa prover. Tydligare band innebär att det innehåller mer DNA. Banden måste innehålla minst 10 ng DNA för att kunna synas i gelen (Sambrock & Russell, 2001).

3.5.3 Kvantitativ PCR (qPCR)

3.5.3.1 Utspädning och test av inhibering

qPCR kan användas för att kvantifiera mängden svampar och bakterier i en DNA-extraktion. Metoden bygger på att specifika DNA-sekvenser amplifieras med hjälp av nukleotider, DNA-polymeras och värmecykler. DNA-extraktionens ursprungliga kvantitet kan bestämmas genom att observera reaktionerna som sker under den exponentiella amplifieringen. Under amplifieringen upprepas vissa processer i cykler och efter varje cykel mäts DNA-mängden med hjälp av fluorescens. Ett diagram som visar hur fluorescensen (FRU) varierar med antalet cykler (C_q för extrakten och C_t för standarderna) används för att beräkna en standardkurva för processen. Standardkurvan kan beräknas med hjälp av mjukvara.

Vissa prover späddes med avjonat vatten för att nå en koncentration lägre än 1,06 ng/ μ l. Därefter genomfördes qPCR dels av negativa kontroller utan tillsatt DNA (Tabell 3), dels för att undersöka om extraktionerna innehöll ämnen som kunde orsaka inhibering av qPCR (Tabell 4). qPCR-programmet för inhibering var: (95 °C; 5 min) x 1 (95 °C; 15 s, 50 °C; 30 s, 72 °C; 35 s, 80 °C; 5 s) x 35. Fluorescens mättes vid 80 °C.

Vid analys av resultaten från inhiberingen undersöktes hur extraktionernas C_q , RFU-kurvor såg ut och extraktionernas residualdiagram. Detsamma gällde om extraktionernas C_q -värden avvek alltför mycket från referensernas C_t -värden. C_q -värden över 22 ansågs orimliga och klassades därför som förorenade. Med hjälp av kontrolldiagram undersöktes det om de förorenade proven innehöll mycket DNA i förhållande till övriga extrakt inom en standardavvikelse. De innehöll dock ungefär lika mycket. Det valdes att inte späda de inhiberade proverna mer. Samtliga kontroller, med undantag från en, gav inga mätvärden.

Tabell 3. Reaktionsmix för negativa kontroller (NTC, No Template Control). BSA är ett albumin

Reagens	Volym (μ l)	Koncentration
Vatten	5,5	
Primer 1 (15 pmol/ μ l)	0,25	0,25 μ M
Primer 2 (15 pmol/ μ l)	0,25	0,25 μ M
BSA (10 mg/ml)	1,5	0,1 %
Mastermix (2x)	7,5	1x
Total volym	15,00	

Tabell 4. Reaktionsmix för kontroll av inhibering. T7 och SP6 är primrar. BSA är ett albumin

Reagens	Volym (μ l)	Koncentration
Vatten	2,3	
T7 (15 pmol/ μ l)	0,25	0,25 μ M

SP6 (15 pmol/μl)	0,25	0,25 μM
BSA (10 mg/ml)	1,5	0,1 %
Mastermix (2x)	7,5	1x
Prov (olika koncentrationer)	3	x ng
Plasmid (10 ⁷ genkopior)	0,2	~10 ⁵ kop/tx
Total volym	15,00	

3.5.3.2 Bakterier

DNA-extraktionerna amplifierades med primern 341f i kombination med 534r, för 16S rRNA (Tabell 5). 3 μL av extraktionerna överfördes till qPCR-karta. Samma volym för standarderna. 15 μL NTC användes liksom 12 μL master mix. Standarder inom intervallet $1,5 \cdot 10^2$ – $1,5 \cdot 10^7$ kopior/brunn användes. Beredning av NTC gjordes enligt Tabell 3 med primrar för bakterier.

Tabell 5. Reaktionsmix vid qPCR för bakterier. 341F och 534R är universella primrar för bakterier. BSA är ett albumin

Reagens	Volym (μl)	Koncentration
Vatten	2,75	
BSA (20 mg/ml)	0,75	0,1 %
341F (15 pmol/μl)	0,50	0,5 μM
534R (15 pmol/μl)	0,50	0,5 μM
Mastermix (2x)	7,5	1x
template (mixed ng/ul)	3	x ng/rx
Total volym	15,00	

qPCR-analysen utfördes två gånger per prov i separat körningar. qPCR-programmet för bakterier var: (95 °C; 5 min) x 1 (95 °C; 15s, 60 °C; 30 s, 72 °C; 20 s, 78 °C; 10 s) x 35. Fluorescens mättes vid 78 °C och smältkurva vid 65 °C–95 °C.

Amplifieringskurvorna för båda körningarna ansågs vara bra, liksom de framtagna standardkurvorna. Några toppar kom senare än andra, vilket innebär att vissa av DNA-extraktionerna kan ha varit förorenade. Replikationen av DNA:t kan därför ha försvårats för dessa prov. För den första körningen var standardkurvan linjär ($R^2 > 0,993$) och effektiviteten var 85 %. Data från den andra körningen sparades inte. De negativa kontrollerna gav inget utslag.

Kvoten mellan de tekniska körningarnas resultat (antal genkopior per analyserad volym) beräknades för varje prov för att undersöka säkerheten. Om kvoten var under eller över 80 respektive 120 valdes det att inte beräkna antalet genkopior/ mg torrsvikt.

Gelelektrofores, 1 % TBE-buffert, utfördes på de analyserade extraktionerna. TBE-buffert består av TRIS, bosyra och EDTA, vilket ger en bra miljö för DNA. Tydliga band syntes för samtliga extrakt förutom prov nr. C35, C36, C37, C40, C41 och C42 som hade ett något svagare band och prov nr. C39 vars band inte var synligt. Inga andra band än de förväntade detekterades.

Efter elektrofores beräknades antalet 16S rRNA genkopior/ mg torrsvikt, enligt ekvationerna 16-19 för varje teknisk körning från qPCR. Medelvärde för de två körningarna beräknades sedan för varje jordprov liksom standardavvikelsen. Medelvärde för mängden bakterier per kvadratmeter markpartikelyta beräknades med ekvationerna 20-24.

Mängden svampar och bakterier kan kvantifieras med data från qPCR och Qubit. Den totala massan DNA i DNA-extraktionen vid qPCR beräknas med ekvation 16.

$$m_{DNA,qPCR} = V_{qPCR} \cdot c_{qPCR} \quad (16)$$

$m_{DNA,qPCR}$ (µg) är massan DNA i DNA-extraktionen för qPCR, från svampar eller bakterier. V_{qPCR} (ml) är volymen DNA-extrakt som analyseras i qPCR och c_{qPCR} (µg/mL) är koncentration i DNA-extrakten vid qPCR.

Den totala mängden DNA i provextraktet kan beräknas (ekvation 17).

$$m_{DNA,tot} = V_{extrakt} \cdot c_{extrakt} \quad (17)$$

$c_{extrakt}$ är den koncentration (ng DNA/µL extrakt) som finns i det utspädda DNA-extraktet och $V_{extrakt}$ (µL) är den volym extrakt som extraherades.

Total mängd DNA i provextrakt per torrsvikt beräknas med ekvation 18.

$$m_{DNA,tot/dw} = \frac{m_{DNA,tot}}{m_{dw}} \quad (18)$$

Antal genkopior per torrsvikt beräknas med ekvation 19.

$$\frac{genkopior}{m_{dw}} = \frac{genkopior}{m_{DNA,qPCR}} \cdot m_{DNA,tot/dw} \quad (19)$$

Mängden mikroorganismer per markpartikelyta kan beräknas då markens kornstorleksfördelning är känd. En viss jordtyps yta per gram jordpartikel fås av ekvation 20.

$$A_i = n_i \cdot A_{p,i} \quad (20)$$

A_i är jordtypens, t.ex. lerans, totala yta. n_i är antalet jordpartiklar och $A_{p,i}$ är arean för en jordpartikel. För att få markens totala yta summeras samtliga jordtypers yta. Sedan divideras mängden mikroorganismer med den totala ytarean.

n_i beräknas med volymen som jordtypens partiklar tar upp totalt (V_i) och volymen för en jordpartikel ($V_{p,i}$) (ekvation 21).

$$n_i = \frac{V_i}{V_{p,i}} \quad (21)$$

Den totala volymen för jordtypen beräknas med ekvation 22.

$$V_i = \frac{m_i}{\rho_p} \quad (22)$$

m_i är vikten för jordtypen per viktenhet jord (ges av kornstorleksfördelningen) och ρ_p är jordtypens partikeldensitet. Partikeldensiteten kan antas vara 2,65 g/cm³ (Agroinfo, 2011).

$V_{p,i}$ kan beräknas om det antas att partiklarna är sfäriska (ekvation 23).

$$V_{p,i} = \frac{4 \cdot \pi \cdot r^3}{3} \quad (23)$$

r är jordpartikelns radie. Diametern antas vara medelvärdet av det storleksintervall som definierar jordtypen i fråga. Radien beräknas då vara detta medelvärde dividerat med 2.

$A_{p,i}$ kan beräknas om samma antagande görs, nämligen att partiklarna är sfäriska (ekvation 24).

$$A_{p,i} = 4 \cdot \pi \cdot r^2 \quad (24)$$

3.5.3.3 Svampar

DNA-extraktionerna amplifierades med den universella primern ITS7 i kombination med ITS4, för svampars ITS-region (Tabell 6). Standarder inom intervallet $1,5 \cdot 10^2 - 1,5 \cdot 10^7$ kopior/brunn användes. Beredning av NTC gjordes enligt Tabell 3 med primrar för svampar.

Tabell 6. Beståndsdelar i den master mix som användes vid qPCR för svampar, för beredning av en brunn master mix. ITS7 och ITS4:a 3:1 är promotorer. BSA är ett albumin

Reagens	Volym (µl)	Koncentration
Vatten	3,15	
BSA (20 mg/ml)	0,75	0,1 %
fITS7 (15 pmol/µl)	0,3	0,3 µM
ITS4:a 3:1 (tot 15 pmol/µl)	0,3	0,3 µM
Mastermix (2x)	7,5	1x
template (mixed ng/ul)	3	x ng/rx
Total volym	15	

qPCR-programmet för svampar var: (95 °C; 5 min) x 1 (95 °C; 15 s, 56 °C; 30 s, 72 °C; 30 s, 79 °C; 5 s) x 35. Fluorescens mättes vid 79 °C och smältkurva vid 65 °C–95°C.

Amplifieringskurvorna för båda körningarna ansågs vara bra, liksom de framtagna standardkurvorna, men effektiviteten var endast 74 % för den första körningen. Standardkurvorna var linjära ($R^2 = 1$ för den första körningen). Data för den andra körningen sparades inte. Proverna nr. C34, C35 och C38 hade också C_q -värden som låg utanför standardkurvorna. Detta innebär att resultatsäkerheten för dessa prov är lägre än för övriga. Några toppar kom senare än andra, vilket innebär att vissa DNA-extraktioner kan ha varit förorenade. Replikationen av DNA:t kan därför ha försvårats för dessa prov. De negativa kontrollerna gav försumbara eller inga utslag.

Skillnaderna mellan den andra och tredje körningen var stora. Därför subtraherades C_q -värdena från den tredje körningen från den andra för att göra en djupare analys av metodens säkerhet. Även resultaten från de båda första körningarna med qPCR (antal genkopior per analyserad volym) divideras med varandra för att undersöka metodens säkerhet. Om kvoten var under eller över 80 respektive 120 valdes det att inte beräkna antalet ITS-genkopior/ mg torrsvikt. Det kan konstateras att likheten mellan de tre olika körningarna, för de flesta extrakts resultat, var dålig. Av den anledningen användes endast resultat från de båda första körningarna vid analys då dessa överensstämde bäst.

Gelelektrofores, 1 % TBE-buffert, utfördes på de analyserade extraktionerna. Amplifieringskurva och standardkurva noterades och analyserades. Extraktionerna som använts vid qPCR undersöktes med agarosgel två gånger. Den sista gången användes så mycket tillgängligt extrakt som möjligt, alltså det som fanns kvar i de mindre rören.

Vid det första utförandet av gelelektrofores syntes tydliga band för prov nr. C4, C11, C20, C31, C47, C48, C50, C101, C102, C103 och C105. Svagare band syntes för prov nr. C1, C2, C3, C5, C12, C13, C19, C21, C27, C29, C30, C32, C33, C41, C42, C45, C46, C49, C51, C52, C53, C54, C104, C106, C107, C108 och C109. Inga band syntes i prov nr. C6, C7, C9, C39, C40, C34, C35, C36, C37 och C38. Inga andra band än de förväntade detekterades. Vid det andra utförandet syntes tydliga band för prov nr. C4, C11, C47, C48, C50, C101, C102, C103 och C105. Svagare band syntes för prov nr. C1, C2, C3, C5, C12, C13, C19, C20, C21, C27, C29, C30, C31, C32, C33, C41, C42, C45, C46, C49, C51, C52, C53, C54, C104, C106, C107, C108 och C109. Inga band syntes för prov nr. C6, C7, C9, C34, C35, C36, C37, C38, C39 och C40. Inga andra band än de förväntade detekterades.

Antalet ITS genkopior/mg torrsvikt beräknades enligt ekvationerna 16-19, för de två första tekniska körningarna från qPCR. Medelvärde av resultaten för de två första körningarna beräknades sedan för varje jordprov liksom medeldjupet. Medelvärde för mängden svampar per kvadratmeter beräknades med ekvationerna 20-24.

3.6 STATISTISKA ANALYSER

Statistiska analyser utfördes för fyra olika datagrupper: data från filtersanden, samlad data från hela åsen, data från jordprov ovan grundvattenytan samt data från jordprov under grundvattenytan.

Innan de abiotiska variablernas korrelation med mikrosamhällenas storlek och respirationshastigheten kunde undersökas exkluderades eventuella avvikande värden i de datamängder som tillhörde de abiotiska variablerna. Detta utfördes genom att undersöka datamängdernas låddiagram i JMP. De värden som befann sig mer än 1,5 kvartilavstånd från lådans kant, betraktades som avvikande och exkluderades från analysen.

För att undersöka om de abiotiska variablerna var normalfördelade användes Shapiro-Wilks test (SWT) i JMP, där variabler med $p < 0,05$ ansågs avvika från normalfördelningen. Datamängder som inte var normalfördelade transformerades med 10-logaritmer (även värden som tidigare exkluderats användes). Efter transformeringen genomfördes en förnyad kontroll av avvikande värden enligt ovan. Det undersöktes även om de logaritmtransformerade datamängderna var normalfördelade.

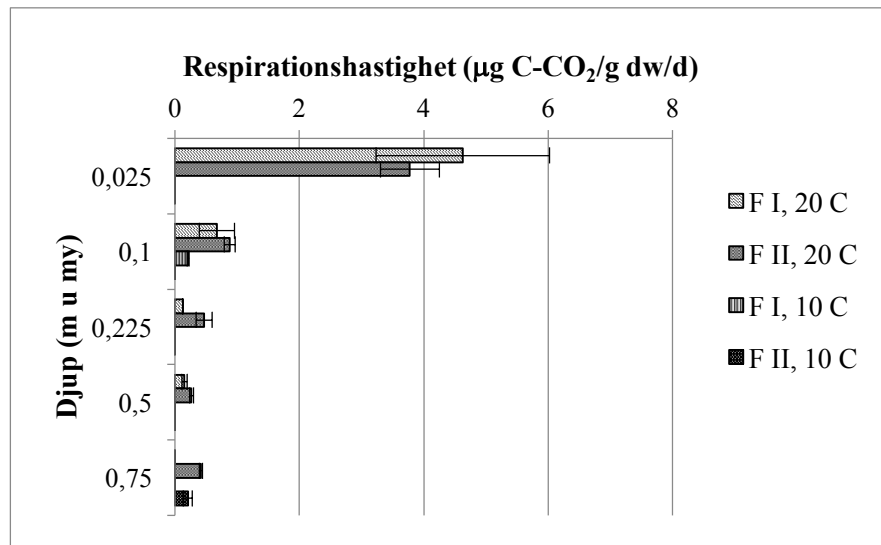
Korrelationen mellan de normalfördelade variablerna jämfördes därefter parvis i JMP då Pearsons korrelationskoefficient beräknades. Även konfidensintervall och scatterplotmatriser togs fram. Konfidensintervallen användes för att bekräfta statistisk signifikans. Scatterplotmatriserna inspekterades visuellt för att bekräfta eller dementera de beräknade korrelationskoefficienterna.

För att undersöka hur respirationshastighet och mängden bakterier och svampar skiljde sig åt mellan filtersand och åsmaterial, liksom ovan och under grundvattenytan i åsmaterialet, användes ett Wilcoxon's rank score test, med $\alpha = 0,05$. α är signifikansnivån.

4 RESULTAT

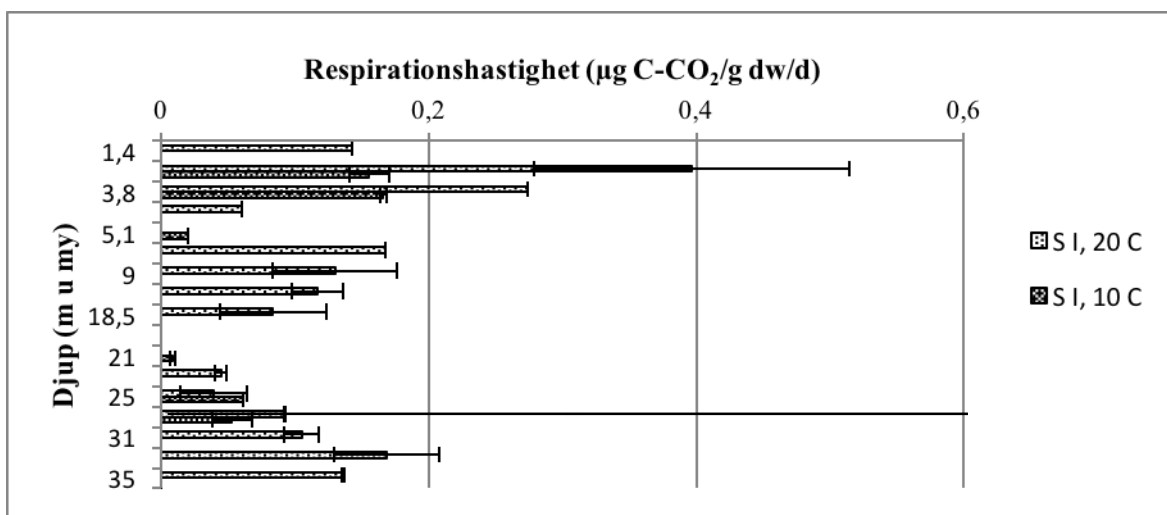
4.1 RESPIRATIONSHASTIGHETER

Respirationshastigheterna var signifikant högre i filtersanden jämfört med åsmaterialet ($p = 0,0003$, $n_{\text{filter}} = 9$, $n_{\text{ås}} = 34$. n_i är antal prov som analyserades med den statistiska metoden). I filtersanden avtog respirationshastigheten med djupet vid 20 °C (Figur 7).

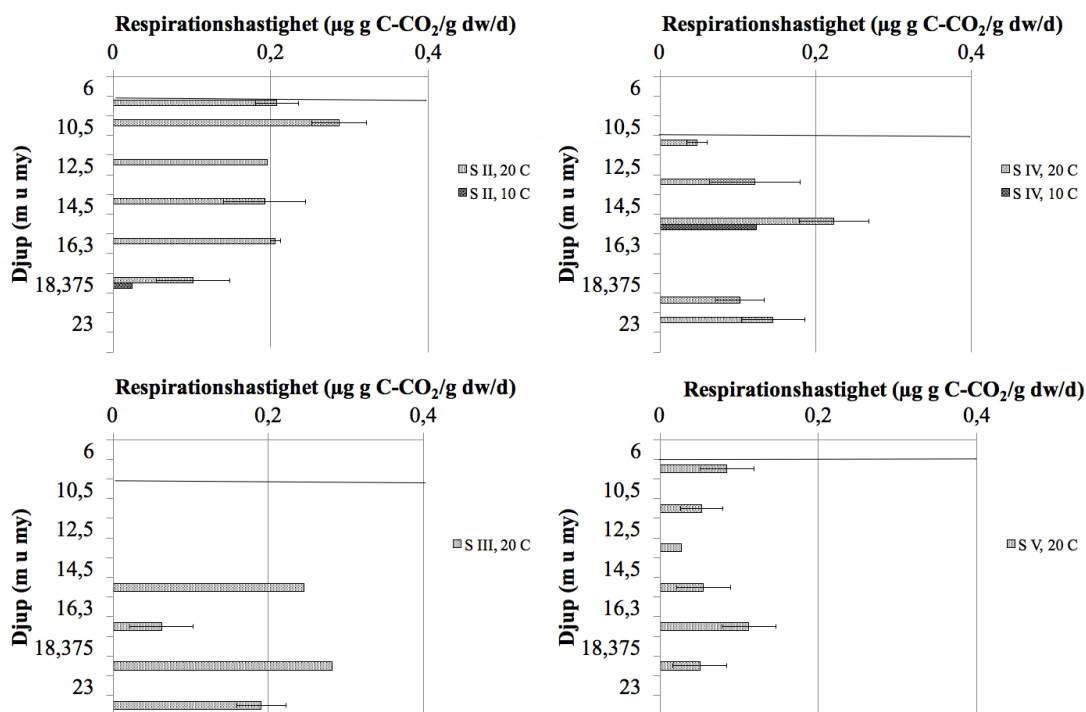


Figur 7. Respirationshastigheten ($\mu\text{g C-CO}_2/\text{g torr vikt/dygn}$) varierar med medeldjupet för filtersanden (FI, FII) ($\pm$ en standardavvikelse).

På provplats S I var respirationshastigheten i åsmaterialet som lägst nära grundvattenytan (Figur 8). Vid övriga provplatser var det dock svårt att avgöra om respirationshastigheten minskade med djupet. Provplats S V hade lägst respirationshastighet men i övrigt verkar inte respirationshastigheten skilja sig mellan platserna (Figur 9).

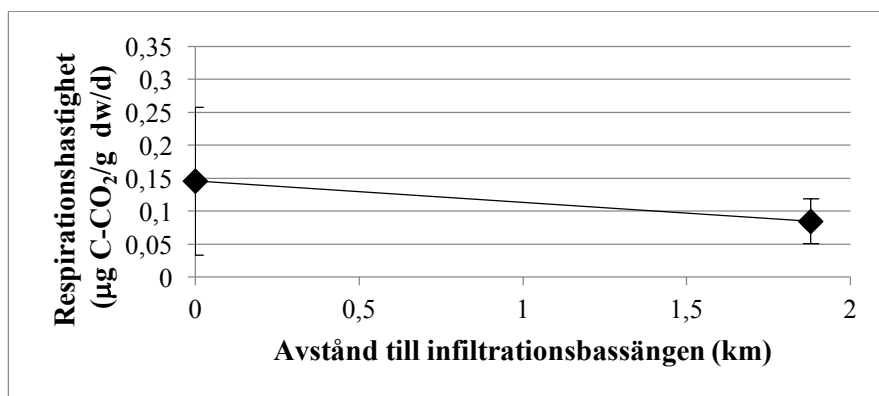


Figur 8. Respirationshastigheten (µg C-CO₂/g torrsvikt/dygn) i åsmaterialet varierar med medeldjupet för provpunkt S I (± en standardavvikelse). Respirationshastigheten vid 10 °C visas för vissa djup. Linjen anger ungefärlig placering av grundvattenytan. Observera att avstånden mellan provpunkterna inte återspeglas på ett skalentligt sätt på y-axeln.

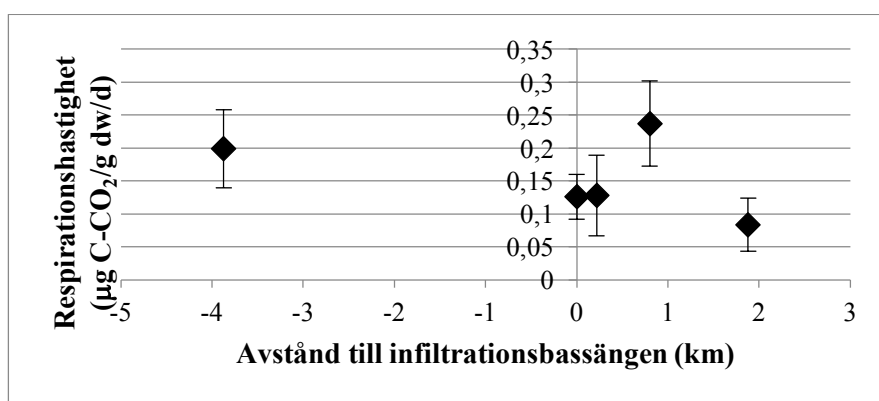


Figur 9. Respirationshastigheten (µg CO₂-C/g torrsvikt/dygn) (± en standardavvikelse) i åsmaterialet i provpunkt S II, S IV, S III och S V. Linjerna anger ungefärlig placering av grundvattenytan. Observera att avstånden mellan provpunkterna inte återspeglas på ett skalentligt sätt på y-axeln.

Ovan grundvattenytan hade S I en tendens till högre respirationshastighet än S V, men det har inte undersökts om skillnaden är statistiskt signifikant (Figur 10). Skillnaderna i respirationshastighet under grundvattenytan mellan provplatserna var små (Figur 11) och det har inte undersökts om skillnaderna är statistiskt signifikanta.

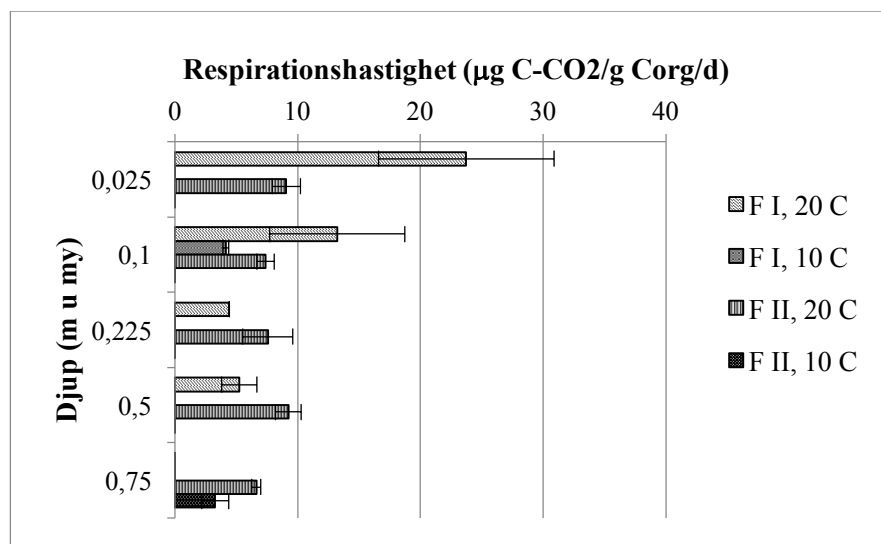


Figur 10. Respirationshastigheten ($\mu\text{g C-CO}_2/\text{g torrsvikt/dygn}$) ovan grundvattenytan i S I (till vänster) och S V (till höger) ($\pm$ en standardavvikelse).

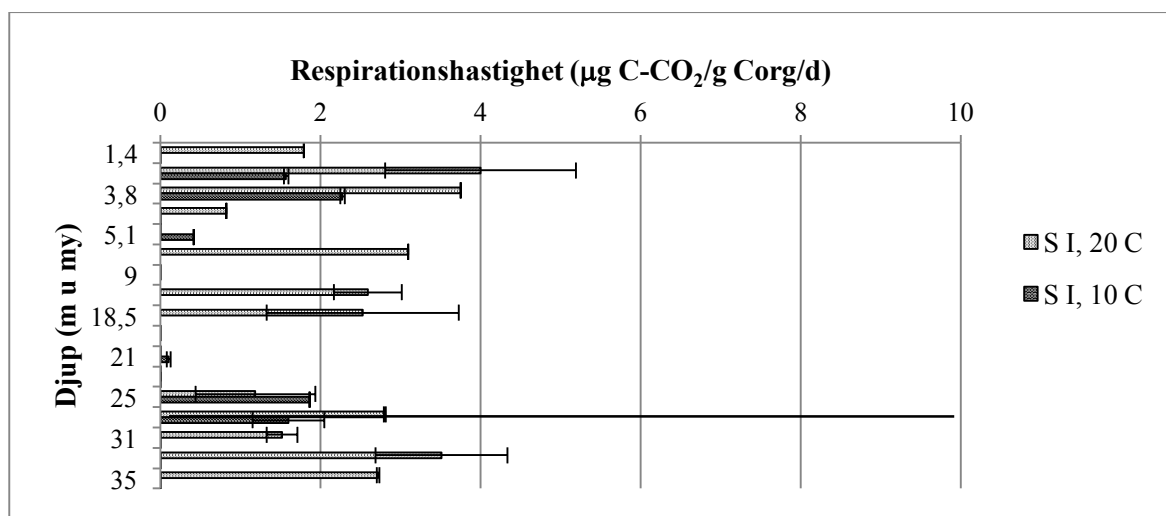


Figur 11. Respirationshastigheten ($\mu\text{g C-CO}_2/\text{g torrsvikt/dygn}$) under grundvattenytan med avståndet från infiltrationsbassängen ($\pm$ en standardavvikelse). Från vänster: S II, S I, S IV, S III och S V.

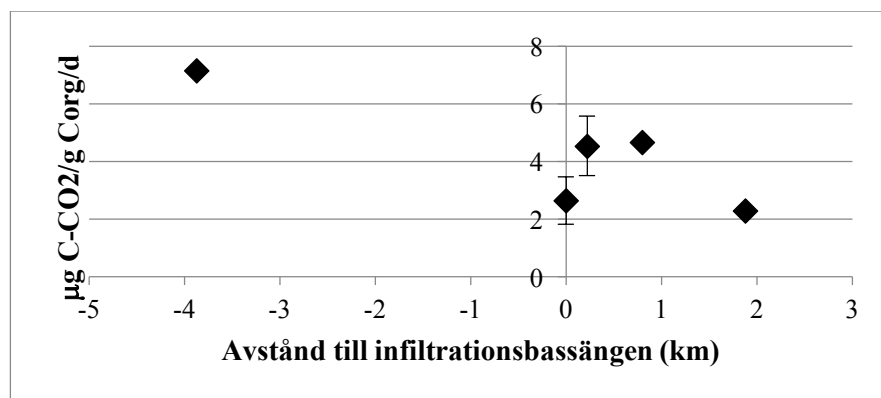
För att undersöka om det var någon skillnad på det organiska materialets kvalitet mellan provpunkterna beräknades respirationshastigheten per gram organiskt kol. Den hastigheten var högre än per gram torrsvikt i filtersanden, men följer samma mönster mellan djupen (Figur 7 och 12). Samma skillnader och likheter gällde även provplats S I (Figur 8 och 13) samt övriga provplatser (visas ej). Det var ingen skillnad mellan proverna ovanför grundvattenytan i S I och S V (visas ej). Under grundvattenytan var respirationshastigheten per organiskt kol högre i S II än i de andra provplatserna (Figur 14), men det har inte undersökts om skillnaderna är statistiskt signifikanta. Mönstret liknar det för respirationshastigheten per gram torrsvikt (Figur 11).



Figur 12. Respirationshastigheten ($\mu\text{g C-CO}_2/\text{g organiskt kol/dygn}$) vid olika temperaturer i filtersanden (FI, FII) ($\pm$ en standardavvikelse). Observera att djupet inte återspeglas på ett skalenligt sätt på y-axeln.



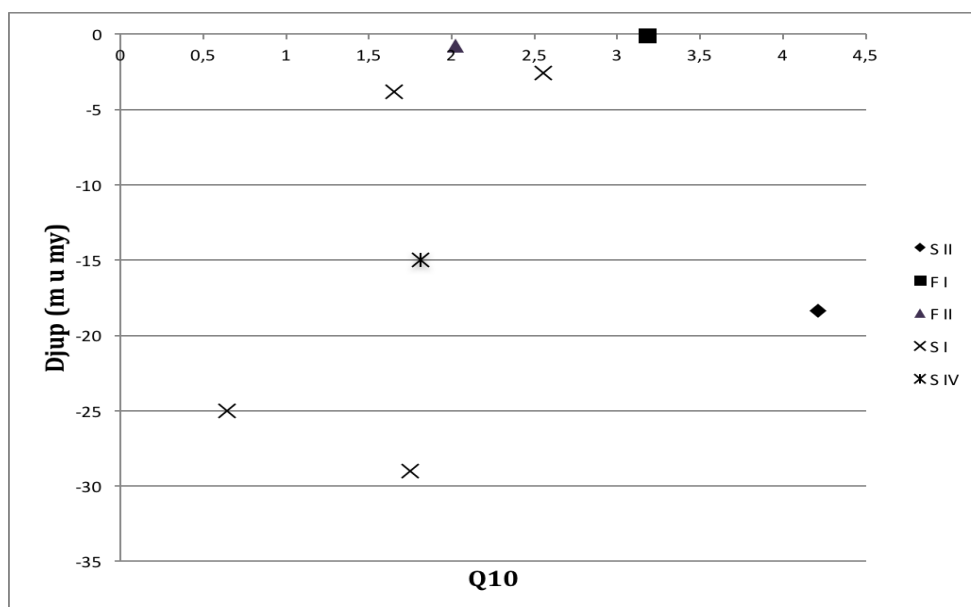
Figur 13. Respirationshastigheten ($\mu\text{g C-CO}_2/\text{g organiskt kol/dygn}$) vid olika temperaturer i provpunkt SI ($\pm$ en standardavvikelse). Linjen anger ungefärlig placering av grundvattenytan. Observera att avstånden mellan provpunkterna inte återspeglas på ett skalenligt sätt på y-axeln.



Figur 14. Medelvärde för Respirationshastigheten ($\mu\text{g C-CO}_2/\text{g organiskt kol/dygn}$), under grundvattenytan i relation till avståndet från infiltrationsbassängen ($\pm$ en standardavvikelse). Från vänster: S II, S I, S IV, S III, S V.

4.1.1 Temperaturkänslighet

Q_{10} -värdet var i genomsnitt 2,1 för åsmaterialet och 2,6 för filtersanden. Uppskattningarna för individuella prov varierade beroende på djup och provplats (Figur 15). Det fanns en tendens att temperaturen påverkade respirationshastigheten mest närmast markytan. Q_{10} -värdet i det enda provet från S II var dock också högt.



Figur 15. Q_{10} -värdena vid olika djup och provplatser.

4.1.2 Reducering av organiskt kol i Uppsalaåsen genom mikrobiell nedbrytning

När vattnet infiltrerar S II lateralt beräknades 8 % av det inkommande kolet brytas ned vid 20 °C. Vid 10 °C var reduktionen 3,68 %. Respirationshastigheten i S II beräknades vara 3,06 g C-CO₂/dygn vid 20 °C, vilket motsvarar 0,17 g C-CO₂/m och dygn. Vid 10 °C gav samma beräkningar 1,46 g C-CO₂/dygn och 0,08 g C-CO₂/m och dygn.

När ytvattnet transporteras lateralt genom filtersanden ovan S I beräknades ungefär 2 % av det uppmätta, inkommande organiska kolet brytas ned, vid 20 °C (Tabell 7). Vid den fortsatta transporten genom SI ned till grundvattenytan beräknades 11 % av det inkommande kolet brytas ned vid 20 °C och 5,45 % vid 10 °C. Av S I och S II hade SII den lägsta reduktionen av det organiska kolet som infiltreras i åsmaterialet och en lägre respirationshastighet.

Tabell 7. Uppskattad nedbrytning av organiskt kol vid transport genom filter och genom den omättade zonen i S I, i jämförelse med uppmätta, inkommande TOC-halter till filtersanden vid olika temperaturer

Provplats	Nedbrutet kol* (g C/dygn)	Lateral respirationshastighet* (g C/m och dygn)	Minskning i TOC* (%)
Filtersand	0,81 (0,31)	1,08 (0,42)	2 (0,72)
S I	4,98 (2,37)	0,19 (0,09)	11 (5,45)

* vid 20 °C (vid 10 °C)

När grundvattnet efter infiltration transporteras horisontellt i åsen beräknades mer kol brytas ned än vad som faktiskt infiltreras i filtersanden (Tabell 8). Den laterala respirationshastigheten mellan S I och S V beräknades till 0,23 g C/m och dygn vid 20 °C. Samma hastighet beräknades till 0,11 g C/m och dygn vid 10 °C, sträckan S I-S III.

Tabell 8. Uppskattad minskning av TOC med avståndet från S I och vissa provplatser, i jämförelse med uppmätta, inkommande TOC-halter till filtersanden

Sträcka	Nedbrutet kol* (g C/dygn)	Minskning i TOC* (%)
S I -S IV (220 m)	49 (23)	114 (54,24)
S IV -S III (660 m)	148 (70)	342 (162)
S III -S V (1000 m) ¹	225	518

* vid 20 °C (vid 10 °C)

¹Mängd nedbrutet kol och minskning i jämförelse med inkommande TOC till filtersanden vid 10 °C kunde inte beräknas för sträckan S III – SV då Q_{10} -värde saknades.

4.2 KVANTIFIERING AV BAKTERIER OCH SVAMPAR

4.2.1 Kvantifiering av mängden DNA

Mängden DNA som kunde extraheras var noterbart större i filtersanden än i åsmaterialet, även om standardavvikelsen var stor (Tabell 9).

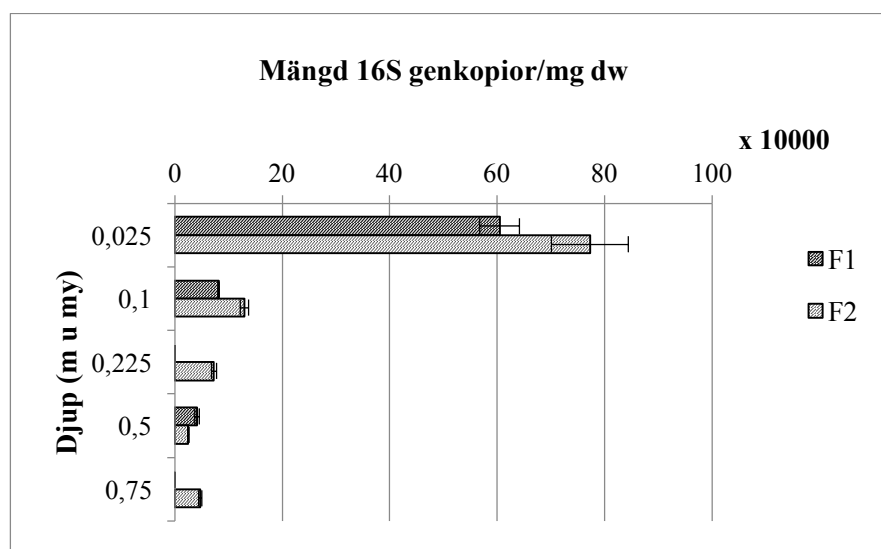
Tabell 9. Extraherat DNA (medel ± en standardavvikelse) i de olika provplatserna

Provplats	DNA (ng/mg dw)
S II	0,03 ± 0,01
Filtersand	5,7 ± 5,9
S I	1,2 ± 1,4

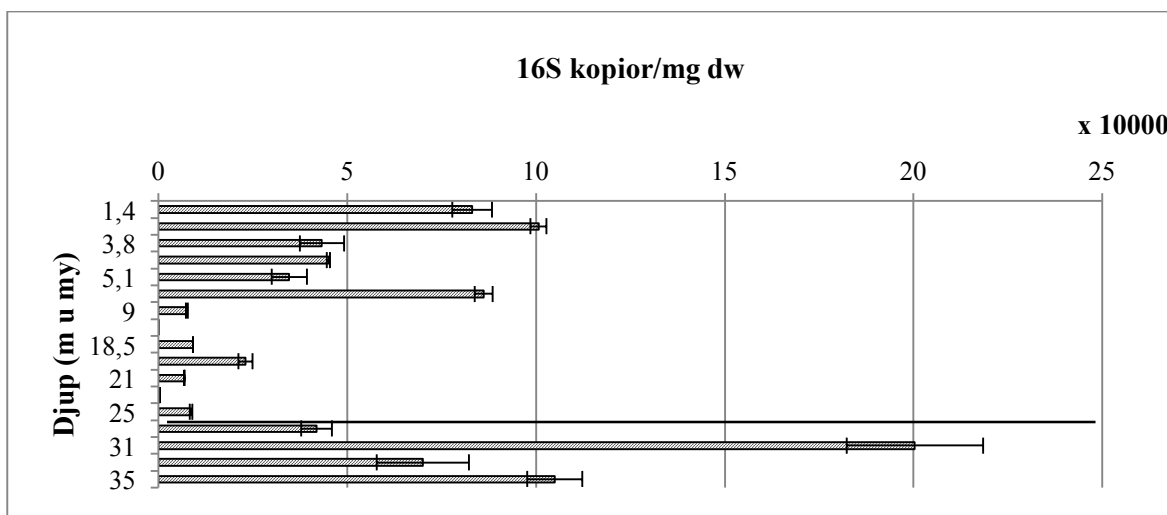
S IV	0,02 ± 0,01
S III	0,03 ± 0,02
S V	0,01

4.2.2 Kvantifiering av bakterier

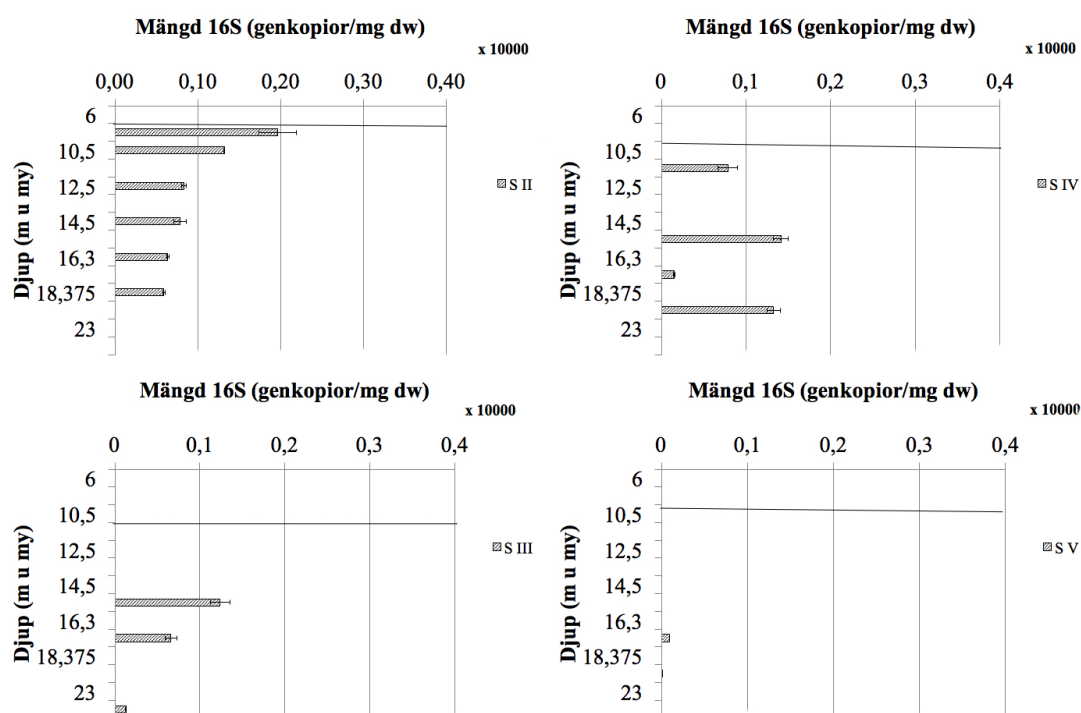
Antalet 16S rRNA gener var tydligt högre i filtersanden jämfört med åsmaterialet. Resultatet är rimligt då mängden 16S rRNA gener i filtersanden avtar med djupet (Figur 16). I S I minskade antalet med djupet ovan grundvattenytan och mönstret såg likadant ut för antalet genkopior per markpartikelyta som hos antalet genkopior per gram torrsvikt (visas ej). Skillnaden mellan ovan och under grundvattenytan i S I var inte stor med undantag från ett avvikande värde (Figur 17; $p = 0,06$, $n_{\text{ovan}} = 12$, $n_{\text{under}} = 4$). Under grundvattenytan var antalet 16S rRNA gener högre i SI ($n = 4$) än S II ($n = 6$; $p = 0,0142$; Figur 17 och 18). Ett avtagande av mängden 16S rRNA med djupet sågs även i S II och S III (Figur 18).



Figur 16. Antal 16S rRNA genkopior/mg torrsvikt i filtersanden ($\pm$ en standardavvikelse). Observera att avstånden mellan provpunkterna inte återspeglas på ett skalenligt sätt på y-axeln.



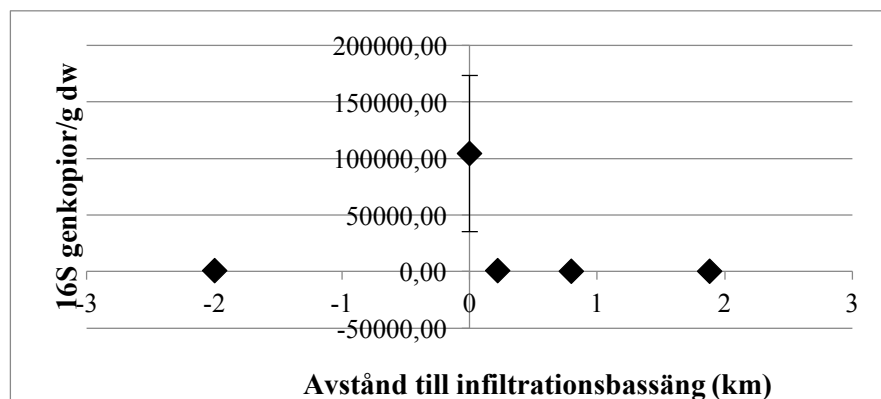
Figur 17. Antal 16S rRNA-genkopior/mg torrsvikt i provpunkt S I ($\pm$ en standardavvikelse). Linjen anger ungefärligt djup på grundvattenytan. Observera att avstånden mellan provpunkterna inte återspeglas på ett skalenligt sätt på y-axeln.



Figur 18. Antal 16S rRNA-genkopior/mg torrsvikt i provpunkterna S II, S IV, S III och S V ($\pm$ en standardavvikelse). Linjerna markerar ungefärlig placering för grundvattenytan. Observera att avstånden mellan provpunkterna inte återspeglas på ett skalenligt sätt på y-axeln.

Provpunkt S V hade minst antal genkopior av 16S rRNA i åsmaterialet. När antalet genkopior 16S rRNA uttryckt per markpartikelyta beräknades för varje provplats uppvisades samma avtagande mönster med djupet. Antalet 16S rRNA-genkopior skiljde sig kraftigt mellan S I och övrigt åsmaterial. Mängden ökade från S II till S I och avtog sedan med

avståndet från infiltrationsbassängen (Figur 19; Tabell 10). Det har dock inte undersökts om skillnaderna är statistiskt signifikanta.



Figur 19. Antal 16S rRNA-genkopior/mg torrsvikt, i åsmaterialet i relation till infiltrationsbassängen för provpunkterna S I, S IV, S III och S V ($\pm$ en standardavvikelse). Från vänster: S II, S I, S IV; S III, S V.

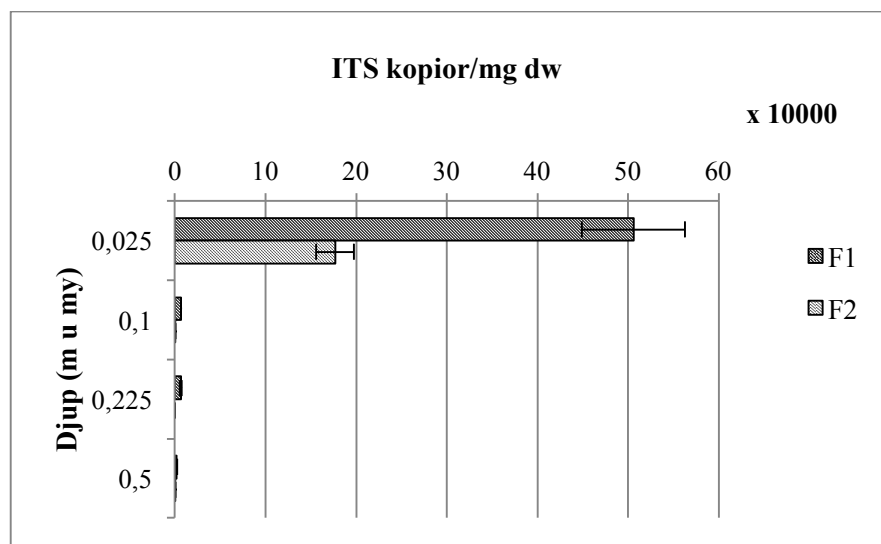
Mängden genkopior 16S rRNA per torrsvikt i åsmaterialet var högst närmast infiltrationsbassängen (Tabell 10). Det har dock inte undersökts om skillnaderna är statistiskt signifikanta. Observera att vissa analysresultat inte användes för beräkningar då de inte ansågs tillförlitliga.

Tabell 10. Antalet bakterier per gram torrsvikt ($\pm$ en standardavvikelse) i varje provplats, då detta kunnat beräknas. Beräkningar har inte kunnat utföras i de fall som resultaten vid laboriearbetena varit för osäkra

Provplats	Avstånd från infiltrationsbassängen (km)	16S rRNA (kopior/g dw)
S II	2	900 $\pm$ 500
S I	0	104000 $\pm$ 70000
S IV	0,2	700 $\pm$ 800
S III	0,8	100
S V	1,9	60 $\pm$ 60

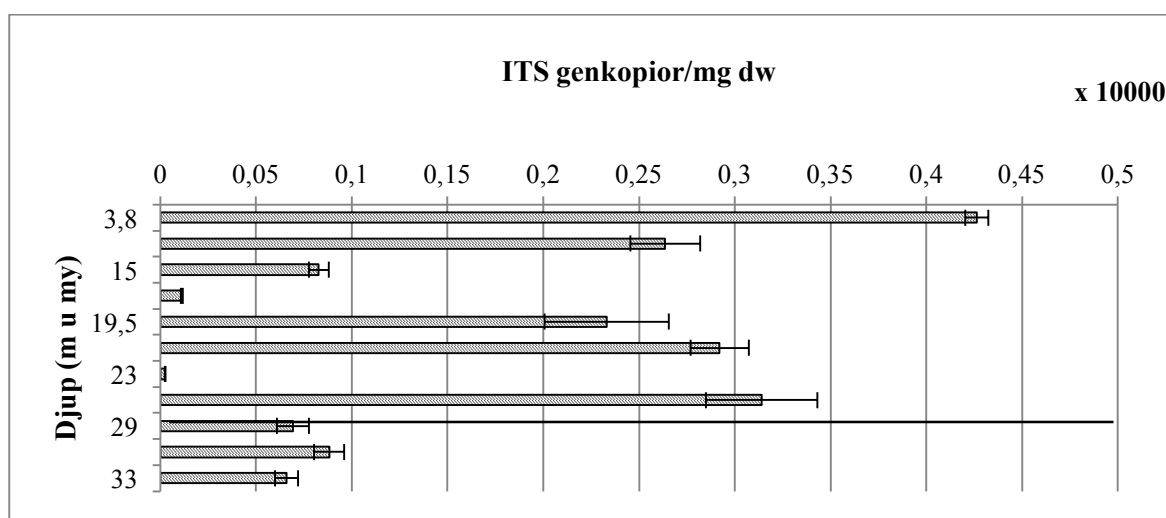
4.2.3 Kvantifiering av svampar

Antalet ITS var tydligt högre i filtersanden jämfört med åsmaterialet. Resultatet är rimligt då mängden ITS i filtersanden avtog med djupet (Figur 20). Samma resultat framkom då antalet beräknades per markpartikelyta (visas ej).

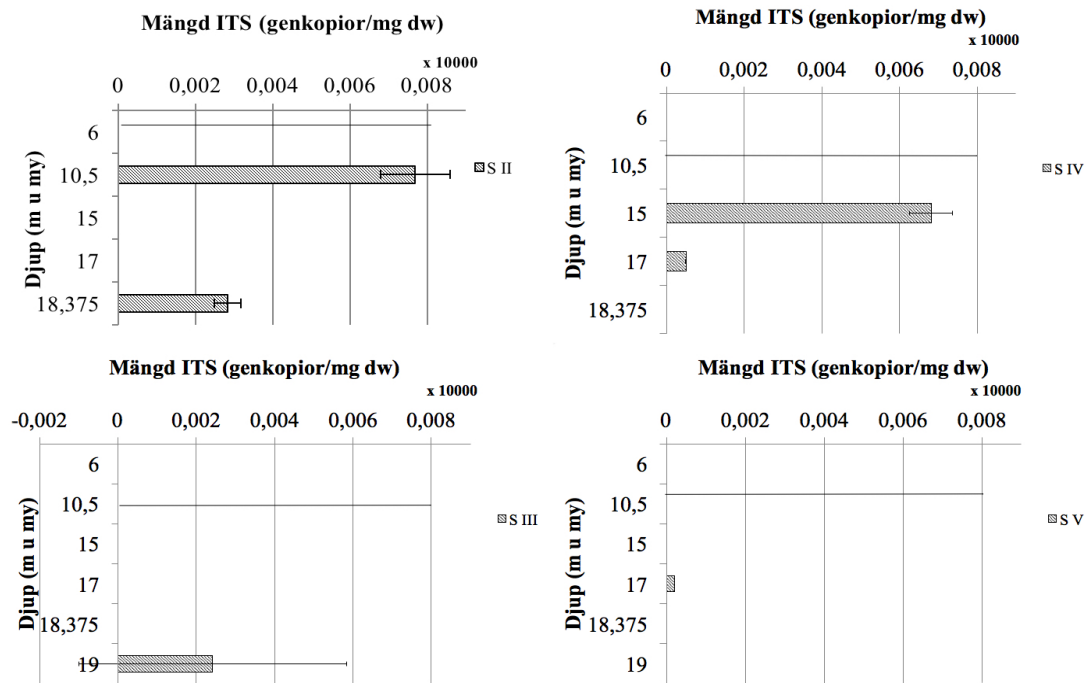


Figur 20. Antal ITS-genkopior/mg torrsvikt i filtersanden (F1, F2) ($\pm$ en standardavvikelse). Observera att avstånden mellan provpunkterna inte återspeglas på ett skalenligt sätt på y-axeln.

I det översta skiktet (3,8-18,5 m u my) i den omättade zonen i S I avtog antalet genkopior med djupet (Figur 21). Samma resultat framkom då antalet genkopior ITS per markpartikelarea beräknades för S I (visas ej). Provpunkt S I hade generellt högst antal ITS-genkopior av de undersökta åsmaterialen följt av S II (Figur 21; Figur 22). Antalet svampar var lägre under grundvattenytan i samtliga provplaster jämfört med den omättade zonen i S I. Det fanns alltså en tydlig skillnad mellan zonerna ovan och under grundvattenytan och minskningen är statistiskt signifikant i SI ($p = 0,013$, $n_{\text{ovan}} = 8$, $n_{\text{under}} = 3$; Figur 21). Det finns en antydning till att mängden genkopior ITS minskade då avståndet till grundvattenytan ökar, i S II och S IV (Figur 23).

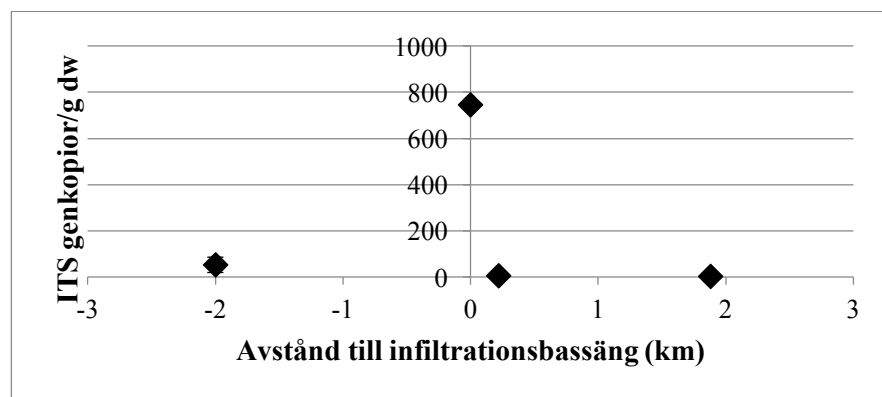


Figur 21. Antal ITS-genkopior/mg torrsvikt i provpunkt SI ($\pm$ en standardavvikelse). Linjen markerar ungefärlig placering för grundvattenytan. Observera att avstånden mellan provpunkterna inte återspeglas på ett skalenligt sätt på y-axeln.



Figur 22. Antal ITS-genkopior/mg torrsvikt i provpunkterna S II, S IV, S III och S V ($\pm$ en standardavvikelse). Linjerna markerar ungefärlig placering för grundvattenytan. Observera att avstånden mellan provpunkterna inte återspeglas på ett skalentligt sätt på y-axeln.

Mängden genkopior ITS avtar kraftigt från SI till SIV och fortsätter avta med avståndet från infiltrationsbassängen (Figur 23; Tabell 11). Det har inte undersökts om skillnaderna är statistiskt signifikanta. Mängden genkopior ITS per torrsvikt i åsmaterialet är högst närmast infiltrationsbassängen (Tabell 11).



Figur 23. Antal ITS-genkopior/mg torrsvikt i åsmaterialet i relation till avståndet från infiltrationsbassängen ($\pm$ en standardavvikelse). Från vänster: S II, S I, S IV, S V.

Tabell 11. Antalet svampar per gram torrsvikt ($\pm$ en standardavvikelse)

Provplats	Avstånd från infiltrationsbassängen (km)	ITS (kopior/g dw)
S II	2	50 $\pm$ 30
S I	0,2	740 $\pm$ 10
S IV	1,9	<10
S V	0	<10

4.2.4 Fördelningen mellan bakterier och svampar

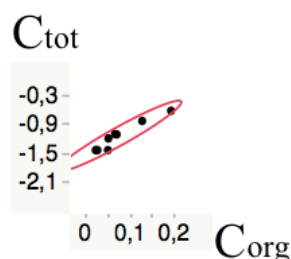
Det var till stor del bakterier som dominerade i de olika provplatserna (Tabell 12).

Tabell 12. Kvot mellan antalet bakterier (16S rRNA) och svampar (ITS)

Provplats	Medeldjup (m)	Läge i förhållande till grundvattenytan	16S rRNA/ITS
S II	10,5	Under	17
S II	18,375	Under	21
F I	0,025	Ovan	1,2
F I	0,1	Ovan	12
F I	0,5	Ovan	20
F II	0,025	Ovan	4,4
F II	0,05	Ovan	34
S I	3,8	Ovan	10
S I	7	Ovan	33
S I	18,5	Ovan	81
S I	19,5	Ovan	9,9
S I	21	Ovan	2,4
S I	23	Ovan	14
S I	25	Ovan	2,8
S I	29	Under	61
S I	31	Under	230
S I	35	Under	160
S IV	15	Under	21
S IV	17	Under	30
S V	17	Under	47

4.3 KORRELATIONSANALYS

Det organiska kolet och den totala kolhalten korrelerade signifikant i filtersanden ($r = 0.96$; $p < 0.05$; Figur 24). Både total kolhalt och halt organiskt kol korrelerade även positivt med antalet genkopior 16S rRNA och ITS liksom med respirationshastigheten (Tabell 13). Det är därför inte förvånande att antalet genkopior 16S rRNA och ITS korrelerade. Kolhalterna korrelerade även positivt med halterna pyrofosfatextraherat järn och svavel som i sin tur korrelerade positivt med antingen 16S rRNA- eller ITS-genkopior liksom (i svavlets fall) med en högre respirationshastighet. Värt att observera är att kvävehalten korrelerar negativt med respirationshastigheten (Tabell 13). Förklaring till förkortningar ges i Bilaga 8.3.



Figur 24. Korrelation mellan mängden organiskt kol och den totala kolhalten i filtersanden. C_{tot} anger total kolhalt och C_{org} anger halten organiskt kol i jordproverna (%). Ellipsen ger en uppfattning om korrelationsgraden mellan variablerna. En smalare ellips ger en bättre korrelation.

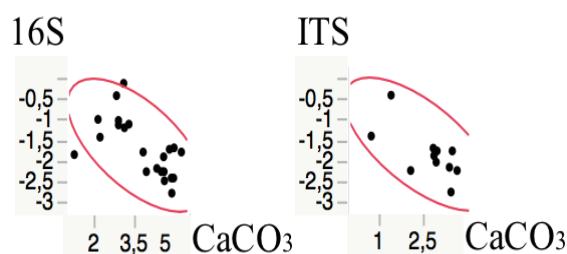
Tabell 13. Signifikanta korrelationer mellan förekomsten av mikroorganismer, respirationshastighet och kemiska och fysiska parametrar i filtersanden¹. Log anger att datamängderna logariterats inför analys

Variabel 1	Variabel 2	Korrelationskoefficient (Pearson's r)	Konfidensintervall
log ITS (genkopior/dw)	log 16S rRNA (genkopior/dw)	0,98	0,83-1,0
log respiration ($\mu\text{g C/g dw/d}$)	log 16S rRNA (genkopior/dw)	0,87	0,48-0,97
log respiration ($\mu\text{g C/g dw/d}$)	log ITS (genkopior/dw)	0,90	0,31-0,99
C_{tot} (%)	log 16S rRNA (genkopior/dw)	0,84	0,33-0,97
C_{tot} (%)	log ITS (genkopior/dw)	0,90	0,08-0,99
C_{tot} (%)	log respiration ($\mu\text{g C/g dw/d}$)	0,94	0,72-0,99
C_{org} (%) log	log 16S rRNA (genkopior/dw)	0,82	0,29-0,97
C_{org} (%) log	log ITS (genkopior/dw)	0,95	0,40-1,0
C_{org} (%) log	log respiration ($\mu\text{g C/g dw/d}$)	0,94	0,69-0,99
C_{org} (%) log	C_{tot} (%)	0,96	0,78-0,99
Fe_p (mg/kg)	log ITS (genkopior/dw)	0,91	0,16-0,99
Fe_p (mg/kg)	C_{tot} (%)	0,73	0,04-0,95
Fe_p (mg/kg)	C_{org} (%) log	0,84	0,32-0,97
Fe_p (mg/kg)	TOC_p (mg/kg)	0,91	0,56-0,98
Al_{tot} (mg/kg)	TOC_p (mg/kg)	0,94	0,70-0,99
Al_{tot} (mg/kg)	Fe_p (mg/kg)	0,92	0,60-0,99
Fe_{tot} (mg/kg)	Al_p (mg/kg)	0,71	0,09-0,94
Fe_{tot} (mg/kg)	Al_{tot} (mg/kg)	0,82	0,33-0,96
log S_{tot} (mg/kg)	log 16S rRNA (genkopior/dw)	0,75	0,09-0,95
log S_{tot} (mg/kg)	log respiration ($\mu\text{g C/g dw/d}$)	0,93	0,66-0,99
log S_{tot} (mg/kg)	C_{tot} (%)	0,92	0,61-0,99
log S_{tot} (mg/kg)	C_{org} (%) log	0,94	0,69-0,99
log S_{tot} (mg/kg)	Fe_p (mg/kg)	0,74	0,08-0,95
P_{tot} (mg/kg)	log ITS (genkopior/dw)	0,85	0,11-0,98
P_{tot} (mg/kg)	C_{org} (%) log	0,74	0,07-0,95
P_{tot} (mg/kg)	Fe_p (mg/kg)	0,82	0,27-0,97
P_{tot} (mg/kg)	Al_{tot} (mg/kg)	0,73	0,13-0,94

P _{tot} (mg/kg)	Fe _{tot} (mg/kg)	0,69	0,04-0,93
N (%)	log respiration (µg C/g dw/d)	-0,76	-0,95- -0,12
N (%)	log S _{tot} (mg/kg)	-0,81	-0,97- -0,15

¹Den faktor vars korrelation inte kontrollerades för filtersanden var djupet (meter under markytan) då denna datamängd inte kunde omvandlas till normalfördelad mängd med logaritmering.

Antalet mikroorganismer korrelerade svagt negativt med förekomsten av kalk i åsmaterialet (Tabell 14). Korrelationen mellan antalet ITS-genkopior och mängden kalk var dock mindre tydlig än mellan antalet genkopior 16S rRNA och förekomsten av kalk (Figur 25). Kalkmängderna korrelerade dock positivt med den totala mängden kol. I åsmaterialet upprepades den positiva korrelationen mellan halten organiskt kol och respirationshastigheten som sågs i filtersanden. Det är värt att notera att respirationshastigheten korrelerade svagt positivt med pyrofosfatextraherat kol, som i sin tur korrelerade positivt med antalet 16S rRNA-genkopior. Antalet 16S rRNA- och ITS-genkopior korrelerade positivt med varandra och med förekomsten av pyrofosfatextraherat järn. Pyrofosfatextraherat järn korrelerade även svagt positivt med C_{org}/N, halten organiskt kol och fosforhalten. Kvoten mellan organiskt material och kväve samt förekomsten av järn och fosfor korrelerar negativt med djupet.



Figur 25. Korrelationerna mellan mikroorganismer och kalk i åsmaterialet. Ellipsen ger en uppfattning om korrelationsgraden mellan variablerna. En smalare ellips ger en bättre korrelation.

Tabell 14. Signifikanta korrelationer mellan förekomsten av mikroorganismer, respirationshastighet och vissa kemiska och fysiska parametrar i åsmaterialet¹. Log anger att datamängderna logaritmerats inför analys

Variabel 1	Variabel 2	Korrelationskoefficient (Pearson's r)	Konfidensintervall
log ITS (genkopior/dw)	log 16S rRNA (genkopior/dw)	0,87	0,64-0,96
log C _{org} (%)	respiration (µg C/g dw/d)	0,46	0,07-0,73
log C(CACO ₃) (%)	log 16S rRNA (genkopior/dw)	-0,62	-0,83- -0,28
log C(CACO ₃) (%)	log ITS (genkopior/dw)	-0,66	-0,90- -0,11
log C(CACO ₃) (%)	log C _{tot} (%)	0,74	0,50-0,88
log TOC _p (mg/kg)	log 16S rRNA (genkopior/dw)	0,81	0,59-0,92
log TOC _p (mg/kg)	respiration (µg C/g dw/d)	0,44	0,05-0,72
log TOC _p (mg/kg)	log C _{org} (%)	0,63	0,34-0,81
log TOC _p (mg/kg)	C _{org} /N	0,46	0,11-0,71
log Fe _p (mg/kg)	log 16S rRNA (genkopior/dw)	0,78	0,53-0,90
log Fe _p (mg/kg)	log ITS (genkopior/dw)	0,65	0,08-0,90

log Fe _p (mg/kg)	log C _{org} (%)	0,56	0,24-0,77
log Fe _p (mg/kg)	log C(CACO ₃) (%)	-0,44	-0,69- -0,08
log Fe _p (mg/kg)	C _{org} /N	0,53	0,21-0,75
log Fe _p (mg/kg)	log TOC _p (mg/kg)	0,94	0,88-0,97
Al _{tot} (mg/kg)	C _{org} /N	0,44	0,07-0,71
Al _{tot} (mg/kg)	log Fe _p (mg/kg)	0,44	0,07-0,71
log Fe _{tot} (mg/kg)	log C _{org} (%)	0,44	0,07-0,70
log Fe _{tot} (mg/kg)	C _{org} /N	0,50	0,15-0,74
log Fe _{tot} (mg/kg)	log Fe _p (mg/kg)	0,44	0,07-0,70
log Fe _{tot} (mg/kg)	Al _{tot} (mg/kg)	0,82	0,63-0,92
log P _{tot} (mg/kg)	log C _{org} (%)	0,54	0,22-0,76
log P _{tot} (mg/kg)	C _{org} /N	0,65	0,36-0,82
log P _{tot} (mg/kg)	log TOC _p (mg/kg)	0,49	0,14-0,73
log P _{tot} (mg/kg)	log Fe _p (mg/kg)	0,50	0,15-0,73
log P _{tot} (mg/kg)	Al _{tot} (mg/kg)	0,81	0,61-0,91
log P _{tot} (mg/kg)	log Fe _{tot} (mg/kg)	0,83	0,65-0,92
Djup (m u my)	C _{org} /N	-0,65	-0,82- -0,37
Djup (m u my)	log Fe _p (mg/kg)	-0,37	-0,65-0,00
Djup (m u my)	log P _{tot} (mg/kg)	-0,38	-0,66- -0,01

¹ Abiotiska faktorer vars korrelation inte kontrollerades för åsmaterialet var DNA-mängd, Al_p, kvävehalt samt S_{tot} då dessa datamängder inte kunde omvandlas till normalfördelade mängder med logaritmering.

Ovan grundvattenytan i åsmaterialet korrelerade förekomsten av ITS-genkopior och mängden extraherat DNA positivt med pyrofosfatextraherat järn (Tabell 15). Det är värt att notera att en stark korrelation dock fanns mellan pyrofosfatextraherat järn och pyrofosfatextraherat kol. Ovanför grundvattenytan sågs även en positiv korrelation mellan den totala halten kol och halten organiskt kol. Den organiska kolhalten och det pyrofosfatextraherade kolet korrelerade också positivt med varandra samt med C_{org}/N och antalet 16S rRNA-genkopior. Mängden organiskt kol korrelerade också positivt med koncentrationen pyrofosfatextraherat järn och aluminium.

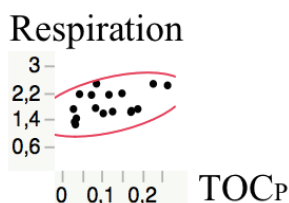
Tabell 15. Signifikanta korrelationer mellan förekomsten av mikroorganismer, respirationshastighet och kemiska och fysiska parametrar i det åsmaterial som finns ovan grundvattenytan¹. Log anger att datamängderna logaritmerats inför analys

Variabel 1	Variabel 2	Korrelationskoefficient (Pearson's r)	Konfidensintervall
C _{tot} (%)	log 16S/ITS	-0,90	-0,99- -0,11
C _{org} (%)	C _{tot} (%)	0,76	0,29-0,93
C(CACO ₃) (%)	16S rRNA (genkopior/dw)	-0,73	-0,95- -0,06
C _{org} /N	16S rRNA (genkopior/dw)	0,82	0,33-0,96
C _{org} /N	C _{org} (%)	0,61	0,01-0,88
C _{org} /N	C(CACO ₃) (%)	-0,68	-0,92- -0,02
TOC _p (mg/kg)	16S rRNA (genkopior/dw)	0,77	0,21-0,95
TOC _p (mg/kg)	C _{org} (%)	0,68	0,13-0,91
TOC _p (mg/kg)	C _{org} /N	0,85	0,52-0,96
Al _p (mg/kg)	C _{org} (%)	0,71	0,20-0,92
Al _p (mg/kg)	C _{org} /N	0,80	0,38-0,95
Al _p (mg/kg)	TOC _p (mg/kg)	0,88	0,58-0,97
Fe _p (mg/kg)	C _{org} (%)	0,63	0,05-0,89
Fe _p (mg/kg)	C _{org} /N	0,85	0,52-0,96
Fe _p (mg/kg)	TOC _p (mg/kg)	0,95	0,82-0,99
Fe _p (mg/kg)	Al _p (mg/kg)	0,92	0,71-0,98
Al _{tot} (mg/kg)	log DNA (ng/mg dw)	0,87	0,54-0,97
Al _{tot} (mg/kg)	Al _p (mg/kg)	0,64	0,06-0,90

Fe _{tot} (mg/kg)	log DNA (ng/mg dw)	0,66	0,06-0,91
Fe _{tot} (mg/kg)	Al _{tot} (mg/kg)	0,73	0,23-0,92
P _{tot} (mg/kg)	log DNA (ng/mg dw)	0,80	0,33-0,95
P _{tot} (mg/kg)	C _{org} /N	0,62	0,04-0,89
P _{tot} (mg/kg)	TOC _P (mg/kg)	0,66	0,10-0,90
P _{tot} (mg/kg)	Al _P (mg/kg)	0,71	0,19-0,92
P _{tot} (mg/kg)	Fe _P (mg/kg)	0,60	0,01-0,88
P _{tot} (mg/kg)	Al _{tot} (mg/kg)	0,85	0,50-0,96
P _{tot} (mg/kg)	Fe _{tot} (mg/kg)	0,69	0,15-0,91
Djup (m u my)	16S rRNA (genkopior/dw)	-0,77	-0,93- -0,36
Djup (m u my)	respiration (µg C/g dw/d)	-0,64	-0,90- -0,01
Djup (m u my)	C _{org} /N	-0,86	-0,96- -0,54
Djup (m u my)	TOC _P (mg/kg)	-0,79	-0,94- -0,35
Djup (m u my)	Al _P (mg/kg)	-0,65	-0,90- -0,09
Djup (m u my)	Fe _P (mg/kg)	-0,81	-0,95- -0,40

¹Den abiotiska faktor vars korrelation inte kontrollerades för åsmaterialet, ovan grundvattenytan, var kvävehalten, då denna datamängd inte kunde omvandlas till normalfördelad mängd med logaritmering.

Under grundvattenytan i åsmaterialet korrelerade förekomsten av pyrofosfatextraherat kol svagt positivt med respirationshastigheten (Figur 26; Tabell 16). I likhet med åsen som helhet, fanns även en starka positiv korrelationen mellan pyrofosfatextraherat järn och pyrofosfatextraherat kol. Det pyrofosfatextraherade kolet korrelerade i sin tur, tillsammans med kalkhalten, positivt med respirationshastigheten. Ett positivt samband sågs även mellan kalkhalten och halten organiskt kol liksom kalkhalten och fosforhalten. Fosforhalten korrelerade i sin tur positivt med C_{org}/N ($r = 0.67$; $p < 0.05$). Antalet ITS-genkopior korrelerade positivt med antalet 16S rRNA-genkopior.



Figur 26. Korrelationen mellan respirationshastigheten och mängden pyrofosfatextraherat kol i åsen under grundvattenytan. Ellipsen ger en uppfattning om korrelationsgraden mellan variablerna. En smalare ellips ger en bättre korrelation.

Tabell 16. Signifikanta korrelationer mellan förekomsten av mikroorganismer, respirationshastighet och kemiska och fysiska parametrar i det åsmaterial som finns under grundvattenytan¹. Log anger att datamängderna logaritmerats inför analys

Variabel 1	Variabel 2	Korrelationskoefficient (Pearson's r)	Konfidensintervall
log ITS (genkopior/dw)	16S rRNA (genkopior/dw)	0,94	0,37-1,00
log C(CACO ₃) (%)	respiration (µg C/g dw/d)	0,54	0,09-0,81
log C(CACO ₃) (%)	C _{tot} (%)	0,88	0,66-0,96
C _{org} /N	log ITS (genkopior/dw)	-0,92	-0,99- -0,20
C _{org} /N	C _{tot} (%)	0,57	0,08-0,84
C _{org} /N	log C(CACO ₃) (%)	0,78	0,49-0,91
log TOC _P (mg/kg)	respiration (µg C/g dw/d)	0,48	0,00-0,78
log Al _P (mg/kg)	log TOC _P (mg/kg)	0,76	0,45-0,91
log Fe _P (mg/kg)	log TOC _P (mg/kg)	0,96	0,90-0,99

log Fe _p (mg/kg)	log Al _p (mg/kg)	0,87	0,69-0,95
Fe _{tot} (mg/kg)	Al _{tot} (mg/kg)	0,86	0,63-0,95
P (mg/kg), tot	log C(CACO ₃) (%)	0,59	0,13-0,84
P (mg/kg), tot	C _{org} /N	0,67	0,26-0,87
P (mg/kg), tot	Al _{tot} (mg/kg)	0,70	0,30-0,89
P (mg/kg), tot	Fe _{tot} (mg/kg)	0,76	0,41-0,92
Djup (m u my)	16S rRNA (genkopior/dw)	-0,67	-0,88- -0,23
Djup (m u my)	16S/ITS	0,85	0,12-0,98

[†]De abiotiska faktorer vars korrelation inte kontrollerades för åsmaterialet, nedan grundvattenytan, var C_{org}, S_{tot} och P_{tot}, då dessa datamängder inte kunde omvandlas till normalfördelade mängder med logaritmering.

5 DISKUSSION

5.1 RESPIRATIONSHASTIGHET OCH DET MIKROBIELLA SAMHÄLLET

Tillgången till organiskt kol och respirationshastigheten samvarierade positivt i åsen och korrelationen var särskilt stark i filtersanden. I filtersanden gavs även en positiv korrelation mellan mängden mikroorganismer och organiskt kol. Därför är det inte förvånande att respirationshastigheten av organiskt material, halten organiskt kol (resultat visas ej här) samt mängden genkopior i filtersanden är högre än i åsmaterialet. Detta överensstämmer med tidigare studier som visat att en stor del av nedbrytningen sker i filtersanden (Hogh Jensen, 2001). Resultaten överensstämmer även med att förekomsten av organiskt material påverkar både respirationshastighet och det mikrobiella samhällets storlek positivt (Foulquier *et al.*, 2011). Den relativa respirationshastigheten ($\mu\text{g C-CO}_2/\text{g C}_{\text{org}}/\text{dygn}$) i filtersanden avtog med djupet. Det är möjligt att den relativa respirationshastigheten speglar det organiska materialets kvalitet. Materialet har då en högre, och mer lättnedbrytbar, kvalitet närmast ytan och avtar längre ned i marken allt eftersom materialet bryts ned. Även respirationshastigheten per torrsvikt minskade med djupet vilket beror på att både mängden organiskt material och mikroorganismer minskade.

Tillgången på organiskt kol verkar vara begränsande för respirationshastigheten i filtersanden, vilket stämmer överens med att aktiviteten i de flesta grundvattensystem begränsas av tillgången till DOC (Foulquier *et al.*, 2011). Tillgången på svavel kan eventuellt också påverka respirationshastigheten i filtersanden. Den troligaste förklaringen till den starka korrelationen mellan svavel och respirationshastigheten är dock att svavel samvarierar med C_{org} . Även i åsmaterialet, under grundvattenytan, skulle respirationshastigheten kunna begränsas av tillgången på organiskt kol. En viss positiv korrelation sågs nämligen mellan respirationshastigheten och tillgången på oorganiskt kol. Troligtvis samvarierar $\text{C}(\text{CaCO}_3)$ med ett ämne som har en positiv inverkan på respirationshastigheten, t.ex. C_{org} .

Skillnaderna i respirationshastighet mellan de olika platserna ger en uppskattning om skillnaderna i det organiska kolets kvalitet mer än av den faktiska respirationshastigheten under reella förhållanden. Respirationshastigheten per organiskt kol under grundvattenytan var högre i S III och S IV än i S I men lägre i S V, vilket tyder på att det organiska kolets kvalitet ökar med avståndet från infiltrationsbassängerna och sedan sjunker igen. Notera dock att en anledning till resultatet även kan vara att jordproverna är tagna från olika djup. Proverna från S I togs från ett djup mellan 25- 35 meter under markytan och för S III och S IV var provdjupen 14-30 meter respektive 10-22 meter under markytan. I detta arbete undersöktes den aeroba respirationshastigheten av det organiska materialet och dess kvalitet. Anaerob nedbrytning sker förmodligen inom vissa områden under åsens grundvattenyta även om undersökningar visar att vattnet i de undersökta provpunkterna innehåller mycket syre (Johansson pers.kom., 2015d).

Mängden mikroorganismer och deras aktivitet har generellt en tendens att minska med djupet i terrestra system (Nannipieri & Smalla, 2006). I denna studie syns detta inte bara i filtersanden utan även i åsmaterialet. Ett avtagande av mikroorganismer med djupet har uppvisats i tidigare studier som genomförts med material från Uppsalaåsen (Blomberg, 1999). Även det faktum att filtersanden hade högre halter mikroorganismer än åsmaterialet följer det avtagande mönstret. Förekomsten av mikroorganismer var dock högre i S I än i övrigt åsmaterial. Den troligaste förklaringen är att mängden mikroorganismer är hög här då lättnedbrytbart organiskt material tillförs i närheten av S I. Det är även möjligt att det skulle kunna bero på att syrehalten i vattnet är högre närmare infiltrationsbassängerna och att en oxisk miljö är mer fördelaktig för mikroorganismerna. En annan förklaring är att en stor

mängd mikroorganismer följer med det infiltrerade vattnet från Fyrisån. Dessa mikroorganismer konkurreras antagligen ut nedströms om bassängerna på grund av ändrade förhållanden (Engblom & Lundh, 2006).

Då bakterier dominerade över svampar i åsmaterial och filtersand samt att respirationshastigheten minskade med djupet i åsmaterialet, ovan grundvattenytan, kan detta antyda att en stor del av nedbrytningen utförs av bakterier. I åsmaterialet under grundvattenytan var bakteriernas dominans över svamparna större än ovan grundvattenytan. Det kan bero på att syrehalten är lägre i denna zon och att bakterierna i Uppsalaåsen lättare hanterar en sådan miljö. I åsmaterialet sågs negativa korrelationer mellan djup och C_{org}/N vilket tyder på en kvävefattig miljö under grundvattenytan medan den är kväverik ovan densamma. Förekomsten av mikroorganismer i åsmaterialet korrelerade negativt med kalkhalten samtidigt som kalk varierade positivt med den totala kolhalten. I det första fallet kan den negativa korrelationen bero på att kalk stabiliserar jorden och försvårar för mikroorganismerna att få tillgång till det organiska materialet. Om kalken stabiliserar det organiska materialet som därmed behålls i jorden, ökar kolhalten. Att kalken korrelerar positivt till totalhalten kol beror dock troligtvis främst på att en mycket stor andel av kolet i prov djupare än 9 m (21-85 %) utgörs av kol från karbonater. I yttligare prover är andelen generellt lägre än 20 %. Under grundvattenytan korrelerade däremot kalken positivt med respirationshastigheten. Detta beror antagligen på att kalken har en positiv korrelation med det organiska kolet.

Järn kan komplexbinda till det organiska materialet och på så sätt förhindra mikroorganismernas åtkomst till kolet, men resultaten styrker inte detta. I denna studie har det antagits att järn och aluminium extraherat med pyrofosfat motsvarar mängden järn och aluminium som komplexbinder till markpartiklar (Kaiser & Zech, 1996). Det går även att extrahera mängden TOC som binds till mineralerna på samma sätt (Johansson, pers. kom.). Det är dock viktigt att notera att mängden pyrofosfatextraherade mineral inte nödvändigtvis ger en bra bild över hur mycket mineral som är komplexbundet till markpartiklar. Vid pH runt 8 förekommer mineralerna istället som hydroxidutfällningar. Utfällningarna extraheras också med pyrofosfat och har inte en lika starkt komplexbindning (Berggren Kleija, pers. kom.). Förekomsten av hydroxidutfällningar kan innebära att mikroorganismerna lättare kommer åt materialet än om mineralerna varit komplexbundna. Även tidigare resultat från experiment med material från Uppsalaåsen visar samma resultat (Blomberg, 1999). Anledningen till att en negativ korrelation inte sågs i filtersanden och åsmaterialet, både övergripande och ovan grundvattenytan, kan även bero på att Fe_P har en positiv korrelation med halten organiskt kol. Fe_P och TOC_P samvarierade dessutom positivt i filtersanden och åsmaterialet. Samma förklaring kan användas för det material som kommer från ovan grundvattenytan, i åsmaterialet. Notera även att Fe_P och C_{org}/N korrelerade svagt positivt i åsmaterialet, både övergripande och ovan grundvattenytan. Fe_P och fosforhalten korrelerar positivt i åsmaterialet, generellt. Detta tillsammans med den positiva korrelationen mellan Fe_P och förekomsten av mikroorganismer, antyder en kväve- och fosforrik miljö som mikroorganismerna trivs i.

5.2 TEMPERATURKÄNSLIGHET

Medelvärdet för Q_{10} -värdena i åsmaterialet var 2,1 vilket är något högre än det globala medelvärdet 1,72 (Tao *et al.*, 2009) men nära två, vilket brukar anses vara ett vanligt förekommande värde (Ågren & Hansson). Medelvärdet av Q_{10} -värdena för filtersanden var över 2,5. Höga värden kan bero på både temperaturen i sig och hur andra faktorer påverkas av temperaturen (Davidson *et al.*, 2006). Anledningen till att temperaturkänsligheten i

filtersanden var något högre än i åsmaterialet kan vara att de mikrobiella samhällenas sammansättning i de inkuberade proverna ändrades på grund av mättade förhållanden och tillsats av fosfatbuffert. Det är annars troligt att åsmaterialet borde ha en högre temperaturkänslighet än filtersanden då åsmaterialets mikroorganismer utsätts för mindre temperaturstörningar i naturen och därför inte är anpassade efter detta. Sammanfattningsvis kan dock resultaten för temperaturkänsligheten i åsmaterialet och filtersanden anses trovärdiga.

6 SLUTSATSER

Respirationshastigheten i filtersanden avtar med djupet, men det organiska materialets nedbrytbarhet avtar inte med avståndet från infiltrationspunkterna. Respirationshastigheten begränsas främst av tillgängligheten på organiskt kol. Bakterier dominerade över svampar i Uppsalaåsen och filterbassängerna. Förekomsten av mikroorganismer var hög i filtersanden och avtog snabbt med avståndet från infiltrationspunkterna. Förekomsten av komplexbundna mineral verkar inte förhindra närvaron av mikroorganismer eller påverka respirationshastigheten.

7 REFERENSER

7.1 TRYCKTA REFERENSER

- Allison, S. D. & Martiny, J. B. H. (2008). Resistance, Resilience, and Redundancy in Microbial Communities. *ProQuest Environmental Science Journals*, 105(1), pp 11512 – 11519..
- Aylward, G. & Findlay, T. (2008). *SI Chemical Data*. 6. ed Singapore: Wiley & Sons Australia, Ltd. ISBN 978-0-470-816387.
- Blomberg, J. (1999). Konstgjord grundvattenbildning- avskiljning av organiskt material i den omättade zonen. *VAV AB* (1999-18).
- Bollag, J. M. & Stotsky, G. (1993). *Soil Biochemistry*. 10. ed New York: Marcel Dekker. ISBN 0-8247-9044-8.
- Bridgham, S. D., Updegraff, K. & Pastor, J. (1998). Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Mineralization in Northern Wetlands. *Ecology*, 79(5), pp 1545–1561.
- Bünemann, E., Oberson, A. & Frossard, E. (2011). *Phosphorus in Action: Biological Processes in Soil Phosphorus Cycling*. New York: Springer. ISBN 978-3-642-15271-9.
- Carson, J. K., Gonzalez-Quinones, V., Murphy, D. V., Hinz, C. & Shaw, J. A. (2010). Low Pore Connectivity Increases Bacterial Diversity in Soil. *Applied and environmental microbiology*, 76(12), pp 3936–3942
- Chapman, S. J. (1997). Carbon substrate mineralization and sulphur limitation. *Soil Biology and Biochemistry*, 29(2), pp 115 – 122.
- Colombo, C., Palumbo, G., He, J.-Z., Pinton, R. & Cesco, S. (2014). Review on iron availability in soil: interaction of Fe minerals, plants, and microbes. *Journal of Soils and Sediments*, 14(3), pp 538 – 548.
- Crous, K.Y. (2015). Is phosphorus limiting in a mature Eucalyptus woodland? Phosphorus fertilisation stimulates stem growth. *Plant and soil*, 391(1), pp 293 – 305.
- Dahlström, T., Jonsson, S., Kamp, M., Karlsson, J., Wallinder, S. & Öckerman, H. (2013). *Mälarens framtida dricksvatten – en skattning av organiskt material i Mälarens vattenverks framtida råvatten samt dess inverkan på dricksvatten- kvaliteten*. Uppsala Universitet.
- Davidson, E. A., Janssens, I. A. & Luo, Y. (2006). On the variability of respiration in terrestrial ecosystems: moving beyond Q10. *Global Change Biology*, 12(2), pp 154 – 164.
- Dillon, P., Hollander, H. M., Wolf, L., Stuyfzand, P. J., Sheng, S., Vanderzalm, J. . & Fox, P. (2007). *Management of Aquifer Recharge for Sustainability*. Phoenix, Arizona: Acacia Publishing, Inc. ISBN 0-9788283-9-9.
- Dodla, S. K., Wang, J. J., Delaune, R. D. & Breitenbeck, G. (2009). Carbon gas production under different electron acceptors in a freshwater marsh soil. *Chemosphere*, 2009(76), pp 517-522.
- Douglas, B. & Evans, D. (1998). *Glaciers and glaciation*. Arnold. ISBN 0340653035.
- Dungait, J. A. J., Hopkins, D. W., Gregory, A. S. & Whitmore, A. P. (2012). Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18(6), pp 1781–1796.
- Engblom, K. & Lundh, M. (2006). Mikrobiologisk barriärverkan vid konstgjord grundvattenbildning, *VA-Forsk* (2006-10).
- Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. 1. ed Lund: Studentlitteratur. ISBN 978-91-44-06920-3.

- Eusterhues, K., Rumpel, C., Kleber, M. & Kögel-Knabner, I. (2003). Stabilisation of soil organic matter by interactions with minerals as revealed by mineral dissolution and oxidative degradation. *Organic Geochemistry*, 34(12), pp 1591 – 1600.
- Folch, A., Vilaplana, M., Amado, L., Vicent, T. & Caminal, G. (2013). Fungal permeable reactive barrier to remediate groundwater in an artificial aquifer. *Journal of hazardous materials*, (262), pp 554 – 560.
- Foulquier, A., Mermillod-Blondin, F., Malard, F. & Gibert, J. (2011). Response of sediment biofilm to increased dissolved organic carbon supply in groundwater artificially recharged with stormwater. *Journal of Soils and Sediments*, 11(2), pp 382–393.
- Gruvman Oskarsson, E. (2007). Styrning av reningsverket vid Fors kartongbruk. Diss. Stockholm: Kungliga tekniska högskolan.
- Gupta, R., Beg, Q., Khan, S. & Chauhan, B. (2002). An overview on fermentation, downstream processing and properties of microbial alkaline proteases. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 60(4), pp 381 – 395.
- Haney, R. L., Brinton, W. H. & Evans, E. (2008). Estimating Soil Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Mineralization from Short-Term Carbon Dioxide Respiration. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39(17), pp 2706–2720.
- Hazen, T. C., Jiménez, L. & Fliermans, C. B. (1991). Comparison of Bacteria from Deep Subsurface Sediment and Adjacent Groundwater. *Microbial Ecology*, 22(3), pp 293 – 304.
- Hogh Jensen, K. (2001). Artificial recharge of groundwater, *EC project ENV4-CT95-0071 Final report*, pp 5-8.
- Hu, C., Zhang, Y., Zhang, L. & Luo, W. (2014). Effects of Microbial Iron Reduction and Oxidation on the Immobilization and Mobilization of Copper in Synthesized Fe(III) Minerals and Fe-Rich Soils. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 24(4), pp 534–544.
- Hummel, A. (2014). *Skattning av den integrerade hydrauliska konduktivitetens variation kring Tunåsens infiltrationsanläggning*. Uppsala Universitet: Institutionen för geovetenskaper. (ISSN 1401-5765).
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D. W., Minkinen, K. & Byrne, K. A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3), pp 253 – 268.
- Johansson, O. (2015). *Avskiljning av naturligt organiskt material vid konstgjord grundvattenbildning i Uppsalaåsen*. Uppsala Universitet: Institutionen för vatten och miljö, SLU. (UPTEC W 15022).
- Kaiser, K. & Zech, W. (1996). Defects in estimation of aluminum in humus complexes of podzolic soils by pyrophosphate extraction. *Soil Science*, 161(7), pp 452 – 458.
- Kalbitz, K., Schwesig, D., Schmerwitz, J., Kaiser, K., Haumaier, L., Glaser, B., Ellerbrock, R. & Leinweber, P. (2003). Changes in properties of soil-derived dissolved organic matter induced by biodegradation. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(8), pp 1129 – 1142.
- Knörr, W., Prentice, I. C., House, J. & Holland, E. A. (2005). Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature*, 433(7023), pp 298 – 301.
- Kolehmainen, R. E., Langwaldt, J. H. & Puhakka, J. A. (2007). Natural organic matter (NOM) removal and structural changes in the bacterial community during artificial groundwater recharge with humic lake water. *Water Research*, 41(12), pp 2715 – 2725.

- Kolehmainen, R. E., Tiirola, M. & Puhakka, J. A. (2008). Spatial and temporal changes in Actinobacterial dominance in experimental artificial groundwater recharge. *Water Research*, 42(17), pp 4525 – 4537.
- Ledesma, J. L. J., Köhler, S. J. & Futter, M. N. (2012a). Long-term dynamics of dissolved organic carbon: Implications for drinking water supply. *Science of The Total Environment*, 432, pp 1–11.
- Ledesma, J. L. J., Köhler, S. J. & Futter, M. N. (2012b). Long-term dynamics of dissolved organic carbon: Implications for drinking water supply. *Science of The Total Environment*, 432, pp 1–11.
- Liang, C., Cheng, G., Wixon, D. L. & Balser, T. C. (2011). An Absorbing Markov Chain approach to understanding the microbial role in soil carbon stabilization. *Biogeochemistry*, 106(3), pp 303–309.
- Li, D., Alidina, M. & Drewes, J. E. (2014). Role of primary substrate composition on microbial community structure and function and trace organic chemical attenuation in managed aquifer recharge systems. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(12), pp 5747 – 5756.
- Li, D., Alidina, M., Ouf, M., Sharp, J. O., Saikaly, P. & Drewes, J. E. (2013). Microbial community evolution during simulated managed aquifer recharge in response to different biodegradable dissolved organic carbon. *Water Research*, 47(7), pp 2421–2430.
- Lindroos, A.-J., Kitunen, V., Derome, J. & Helmisaari, H.-S. (2002). Changes in dissolved organic carbon during artificial recharge of groundwater in a forested esker in Southern Finland. *Water Research*, 36(20), pp 4951 – 4958.
- Luo, Y. & Zhou, X. (2006). *Soil Respiration and the Environment*. 1. ed Academic Press. ISBN 9780120887828, 0120887827.
- Meidute, S. (2008). Antagonistic and synergistic effects of fungal and bacterial growth in soil after adding different carbon and nitrogen sources. *Soil biology & biochemistry*, 40(9), p 2334.
- Mermillod-Blondin, F., Foulquier, A., Maazouzi, C., Navel, S., Negrutiu, Y., Vienney, A., Simon, L. & Marmonier, P. (2013). Ecological assessment of groundwater trophic status by using artificial substrates to monitor biofilm growth and activity. *Ecological Indicators*, 25, pp 230 – 238.
- Murphy, E. M., Schramke, J. A., Fredrickson, J. K., Bledsoe, H. W., Francis, A. J., Sklarew, D. S. & Linehan, J. C. (1992). The influence of microbial activity and sedimentary organic carbon on the isotope geochemistry of the Middendorf Aquifer. *Water Resources Research*, 28(3), p 723.
- Nannipieri, P. & Smalla, K. (2006). *Nucleic Acids and Proteins in Soil*. Tyskland: Springer-Verlag Berlin Heidelberg. ISBN 1613-3382.
- Novarino, G., Warren, A., Butler, H., Lambourne, G., Boxshall, A., Bateman, J., Kinner, N. E., Harvey, R. W., Mosse, R. A. & Teltsch, B. (1997). Protistan communities in aquifers: a review. *FEMS Microbiology Reviews*, 20(3), pp 261 – 275.
- Olander, L. P. & Vitousek, P. M. (2000). Regulation of Soil Phosphatase and Chitinase Activity by N and P Availability. *Biogeochemistry*, 49(2), pp 175 – 190.
- Oskarsson, E. (2007). *Styrning av reningsverket vid Fors kartongbruk*. Diss. Stockholm: Kungliga tekniska högskolan.
- Qingkui, W. (2014). Fresh carbon and nitrogen inputs alter organic carbon mineralization and microbial community in forest deep soil layers. *Soil biology & biochemistry*, p 72.
- Rumpel, C. & Kögel-Knabner, I. (2011). Deep soil organic matter—a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and soil*, 338(1), pp 143 – 158.

- Plaza, C., García-Gil, J. C. & Polo, A. (2007). Microbial activity in pig slurry-amended soils under aerobic incubation. *Biodegradation*, 18(2), pp 159 – 165.
- Sambrook, J. & Russell, D. (2001). *Molecular cloning, A laboratory manual*. 3. ed New York: Cold Spring Harbor Laboratory Press. (1). ISBN 0-87969-5765.
- Sayer, E. J. (2010). Soil carbon release enhanced by increased tropical forest litterfall. *Nature climate change*, 1(6), pp 304–307.
- Schimel, J. P. (2012). Microbial control over carbon cycling in soil. *Frontiers in microbiology*, 3(348), p 348
- Sidenvall, J. (1970). Grundvatten i Uppsalatrakten. Kvartärgeologiska insitutionen, Uppsala universitet.
- Smith, K. A. (2010). Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *Advances in Anima Biosciences*, 1(1), p 360.
- Sollins, P., Homann, P. & Caldwell, B. A. (1996). Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74(1), pp 65 – 105.
- Svedberg, B., Mácsik, J. & Knutsson, S. (2002). *Modell för miljögeoteknisk bedömning av väg- och järnvägsbyggnadsmaterial* [online]. Luleå: Institutionen för väg- och vattenbyggnad. (2003:14).
- Svenskt vatten (2013). *Skydda dricksvattnet!* Stockholm. (M138).
- Tao, Z., Peijun, S., Dafeng, H. & Yiqi, L. (2009). Global pattern of temperature sensitivity of soil heterotrophic respiration (Q10) and its implications for carbon-climate feedback. *Journal of Geophysical Research - Biogeosciences*, p 114
- Uppsala vattens Funktionsanalys Uppsalaåsen Projekt (2015). final soil chemical data.
- Wardle, D. A., Bardgett, R. D., Klironomos, J. N., Setälä, H., van der Putten, W. H. & Wall, D. H. (2004). Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science*, 304(5677), pp 1629 – 1633.
- Weyhenmeyer, G. (2005). *Automatiska mätningar av löst organiskt material i Mälarens inflöden* [online]. Uppsala universitet: Institutionen för miljöanalys. (2005:7).
- Whitaker, J. (2014). Microbial carbon mineralization in tropical lowland and montane forest soils of Peru. *Frontiers in microbiology*, 5, p 270.
- Williamson, W. M. (2012). Groundwater Biofilm Dynamics Grown In Situ Along a Nutrient Gradient. *Ground water*, 50, p 690.
- Yang, G., Hao, X., Li, C. & Li, Y. (2014). Effects of greenhouse intensive cultivation and organic amendments on greenhouse gas emission according to a soil incubation study. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 61(1), pp. 89-103.
- Yoo, G., Yang, X. & Wander, M. M. (2011). Influence of soil aggregation on SOC sequestration: A preliminary model of SOC protection by aggregate dynamics. *ecological Engineering*, 37(3), pp 487–495.
- Zhang, X., Zhao, X. & Zhang, M. (2012). Functional diversity changes of microbial communities along a soil aquifer for reclaimed water recharge. *FEMS Microbiology Ecology*, 80(1), pp 9–18.
- Ågren, G.I. & Hansson, A. -C. (2000). *Crop ecosystem responses to climate change: Soil organic matter dynamics*. (Hodges, H.F. & Reddy K.R., eds), p 379

7.2 INTERNETREFERENSER

- Agroinfo. *Density of soil: Bulk Density and Particle Density*. [internet] (2011) (My Agricultural Information Bank). Tillgänglig från: <http://www.agriinfo.in/?page=topic&superid=4&topicid=271>. [Hämtad: 2015-06-12].

- Collini, S. *Uppsalaåsen*. [internet] (2015-05-06) (Uppsala vatten). Tillgänglig från: <http://www.uppsalavatten.se/sv/om-oss/verksamhet-och-drift/dricksvatten/upsalaasen/>. [Hämtad 2015-06-01].
- Hoorman, J. J. & Islam, R. *Understanding Soil Microbes and Nutrient Recycling*. [internet] (2010) (Ohio State University). Tillgänglig från: <http://ohioline.osu.edu/factsheet/SAG-16>. [Hämtad: 2015-06-01].
- Magnusson, I. *Rullstensås i genomskärning*. [internet] (2014-05-19) (NaturSverige). Tillgänglig från: <http://www.natursverige.se/rullstensas/>. [Hämtad: 2015-04-28].
- Royal Society of Chemistry. *Respiration*. [internet] (2014-11) (Chemistry for biologists). Tillgänglig från: <http://www.rsc.org/Education/Teachers/Resources/cfb/respiration.htm>. [Hämtad: 2015-02-11].
- Schumacher, B. A. (2002). Method for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments. United States Environmental Protection Agency. Tillgänglig från: <http://epa.gov/esd/cmb/research/papers/bs116.pdf>. [Hämtad: 2015-02-11].
- Soil Quality. *Labile Carbon*. [internet] (2015) (Soil Quality). Tillgänglig från: <http://www.soilquality.org.au/factsheets/labile-carbon>. [Hämtad: 2015-02-06].
- Uppsala vatten och avfall AB. *Dricksvatten*. [internet] (Uppsala vatten). Tillgänglig från: <http://www.uppsalavatten.se/sv/omoss/Verksamhet-Drift/Dricksvattenforsorjning/>. [Hämtad: 2015-04-07].
- VISS. *Uppsalaåsen-Uppsala*. [internet] (Vatteninformationssystem Sverige). Tillgänglig från: <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE664296-160193>. [Hämtad: 2015-01-30].
- Wikimedia Commons, the free media repository. *Wikimedia Commons*. [internet] (2014-04-04) (Wikipedia). Tillgänglig från: http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Receding_glacier-fr.svg. [Hämtad: 2015-04-10].

7.3 PERSONLIGA MEDDELANDEN

- Artesia (2014). Uppsala vattens Funktionsanalys Uppsalaåsen Projekt: Jord- och vattenprover. Provtagnings- och analysprogram. Artesia.
- Berggren Kleija, D. (2015). Korrelation mellan mängden svampar och mängden Al och Fe extraherade med pyrofosfat.
- Cederlund, H. (2015). Inkubering.
- Hellman, M. (2015). FastDNA Spin Kit for Soil.
- Johansson, O. (2015). Pyrofosfat.
- Johansson, P.-O. & Uppsala vattens Funktionsanalys Uppsalaåsen Projekt (2015a). Temperatur i Uppsalaåsen.
- Johansson, P.-O. & Uppsala vattens Funktionsanalys Uppsalaåsen Projekt (2015b). Litt.studie_komm_POJ_150509.
- Johansson, P.-O. (2015c). Uppsala vattens Funktionsanalys Uppsalaåsen Projekt: Provtagningsfrågor.
- Johansson, P.-O. & Uppsala vattens Funktionsanalys Uppsalaåsen Projekt (2015d). Uppskattning av nedbrytning/sträcka.
- Köhler, S. (2015). Kolhalt i rullstensåsar.
- Ledesma, J. L. J. (2013). Markanvändning.

8 BILAGOR

8.1 BESKRIVNING AV JORDPROV

Nedan redovisas beskrivningar av jordprov (Uppsala vattens Funktionsanalys Uppsalaåsen Projekt, 2015) från de olika provtagningsplatserna. Beskrivningarna redovisas i den ordning som provtagningsplatserna ligger geografiskt, från norr till söder.

Tabell 1. Provtagningsdjup i förhållande till markytan, jordartsbedömning, jordfuktighet, färg och övriga kommentarer för de undersökta jordarna, Sonicborrning II.

Provtagningsdjup anges med beteckningarna Djup u my, ö k (Djup under markytan, provtagningsrörets övre kant) och Djup u my u k (Djup under markytan, provtagningsrörets undre kant). SGF:s beteckningssystem för jordarter användes.

Fuktigheten kunde bedömas som torrt, något fuktigt, fuktigt, blött eller fritt vatten. Färg kunde bedömas som svart, grå, grågul, gulröd eller brunröd

Prov (nr)	Djup u my, ö k	Djup u my, u k	Jordartsbedöm i fält	Fuktighet	Färg	Kommentar
C6	8	10	Något stenig grovsand	Blött	Brunt/rött	Borrkärna II. Verkar inte vara reducerande förhållanden.
C7	10	11	Något stenig, grusig grovsand	Fritt vatten	Brunt/rött	
C9	12	13	Stenig, grusig grovsand	Fritt vatten	Brunt/rött	
C11	14	15	Något stenigt, något grusig grovsand	Fritt vatten	Brunt/rött	Inget vattenprov.
C12	16	16,6	Något stenig, något grusig grovsand	Fritt vatten	Brunt/rött	Inget vattenprov. 1 sten (6*6 cm) togs bort innan siktning.
C13	18	18,75	Något grusig sand	Fritt vatten	Brunt/rött	

Tabell 2. Provtagningsdjup i förhållande till markytan, jordartsbedömning, jordfuktighet, färg och övriga kommentarer för de undersökta jordarna, Filtersand I. Provtagningsdjup anges med beteckningarna Djup u my, ö k (Djup under markytan, provtagningsrörets övre kant) och Djup u my u k (Djup under markytan, provtagningsrörets undre kant). SGF:s beteckningssystem för jordarter användes. Fuktighet och färg har ej angetts

Prov (nr)	Djup u my, ö k	Djup u my, u k	Jordartsbedömn i fält	Fuktighet	Färg	Kommentar
C101	0	0,05	Filtersand			
C102	0,05	0,15	Filtersand			
C103	0,15	0,3	Filtersand			
C104	0,3	0,7	Filtersand			

Tabell 3. Provtagningsdjup i förhållande till markytan, jordartsbedömning, jordfuktighet, färg och övriga kommentarer för de undersökta jordarna, Filtersand II. Provtagningsdjup anges med beteckningarna Djup u my, ö k (Djup under markytan, provtagningsrörets övre kant) och Djup u my u k (Djup under markytan, provtagningsrörets undre kant). SGF:s beteckningssystem för jordarter användes. Fuktighet och färg har ej angetts

Prov (nr)	Djup u my, ö k	Djup u my, u k	Jordartsbedöm i fält	Fuktighet	Färg	Kommentar
C105	0	0,05	Filtersand		När man tittar på	
C106	0,05	0,15	Filtersand		proverna	
C107	0,15	0,3	Filtersand		105-109	
C108	0,3	0,7	Filtersand		bredvid varandra	Luftig (lättpackad) sand.
C109	0,7	0,8	Filtersand		syns det att "provlagen" har olika färg: det går från mörkt till ljus (se bilder)	Mer hårdpackad sand än 0,3-0,7m. Övergång till bärlager.

Tabell 4. Provtagningsdjup i förhållande till markytan, jordartsbedömning, jordfuktighet, färg och övriga kommentarer för de undersökta jordarna, Sonicborrning I.

Provtagningsdjup anges med beteckningarna Djup u my, ö k (Djup under markytan, provtagningsrörets övre kant) och Djup u my u k (Djup under markytan, provtagningsrörets undre kant). SGF:s beteckningssystem för jordarter användes. Fuktigheten kunde bedömas som torrt, något fuktigt, fuktigt, blött eller fritt vatten. Färg kunde bedömas som svart, grå, grågul, gulröd eller brunröd

Prov (nr)	Djup u my, ö k	Djup u my, u k	Jordartsbedöm i fält	Fuktighet	Färg	Kommentar
C1	0,8	2	Filtersand	Torrt	Brunt	Hålet rasade samman efter att provet tagits upp.
C2	1,6	3,6	Grusig sand	Övre: något fuktigt, nedre: fuktigt	"Lager 1": brunröd, "lager 2": grå, "lager 3": brunröd mot brunt	Nytt hål pga tidigare provras. Övre delen grå. Troligtvis provförlust 2,6-3,6 pga att det fanns en stor sten i slutet av provbiten.
C3	3,6	4	Grusig grovsand	Fuktigt	Brunrött mot brunt	Inget A-prov eller D-prov pga för lite material.
C4	4	4,65	Grusig sand med sten	Något fuktigt	Grå	Mkt stora stenar (gissningsvis 6 cm i diameter). Materialet bör+r gå mer åt det grå hållet. Stephens kommentar: det är samma granit som kommer upp.
C5	4,65	5,55	Grusig sand med sten	Övre delen är fuktig	Grå. Kan det vara inslag av "mald" fältspat? (detta är en reflektion av Stephan och Dan)	Borrarens teori: Avvikande vit sektion har gissningsvis uppkommit genom värmeutveckling när borren gick igenom den stora sten (som tydligt syns på fotot).
C41	6	8	Något sandigt, stenigt grus	Torrt	Brunt	Samplingsprov, 40 cm kärna.
C42	8	10	Sandig, grusig sten	Torrt	brunt/rött	Samplingsprov, påse C prioriterades. 33 cm kärna.
C45	14	16	Grusig, stenig sand	Blött	Brunt/rött	Samplingsprov, ej vattenprov. ~4 stora stenar >= 6 cm).
C46	18	19	Något stenig, siltig finsand	Fritt vatten	Brunt/rött	
C47	19	20	Något stenig, siltig finsand	Fritt vatten	Brunt/rött	Trolig provförlust i övre delen av provet.
C48	20	22	(Mycket) stenigt, sandigt grus	Fuktigt	Brunt	Samplingsprov till följd av stopp i provtagaren.
C49	22	24	Sandigt, stenigt grus	Fritt vatten	Rött/brunt	Provförlusten skedde troligtvis i nedre delen av provet (se bild på sten som borrats igenom).
C50	24	26	Sandigt, stenigt grus	Blött	Rött/brunt	Samplingsprov till följd av att en sten blockerade provtagaren. Ingen vattenprov.
C51	28	30	Något stenigt, siltigt, sandigt fin-/mellangrus	Fritt vatten	Rött/brunt	

C52	30	32	Något stenigt, siltigt, sandigt grus	Fritt vatten	Rött/brunt	~6 större stenar (>4 cm).
C53	32	34	Något stenigt, något siltigt, sandigt grus	Fritt vatten	Rött/brunt	Vattenprov ej taget pga att vattnet ej ansågs vara representativt.
C54	34	36	Något stenigt, sandigt grus	Fritt vatten	Rött/brunt	3 stenar ≥ 7 cm.

Tabell 5. Provtagningsdjup, jordartsbedömning, jordfuktighet, färg och övriga kommentarer för de undersökta jordarna, Sonicborring IV. Provtagningsdjup anges med beteckningarna Djup u my, ö k (Djup under markytan, provtagningsrörets övre kant) och Djup u my u k (Djup under markytan, provtagningsrörets undre kant). SGF:s beteckningssystem för jordarter användes. Fuktigheten kunde bedömas som torrt, något fuktigt, fuktigt, blött eller fritt vatten. Färg kunde bedömas som svart, grå, grågul, gulröd eller brunröd

Prov (nr)	Djup u my, ö k	Djup u my, u k	Jordartsbedömn i fält	Fuktighet	Färg	Kommentar
C29	10	12	Något stenig, siltig finsand	Torrt	Rött/brunt	Provet sköts ut ur provtagaren --> ingen ordentlig kärna erhöles.
C30	12	14	Stenigt, sandigt grus	Fritt vatten	Rött/brunt	Troligtvis skedde provförlusten i nedre delen, men eftersom det fanns många relativt stora stenar i provet var det svårt att avgöra.
C31	14	16	Något stenigt, sandigt mellangrus	Fritt vatten	Rött/brunt	En stor sten fastnade i provtagaren, osäkert dock när det hände. Ca 3 stora stenar (>5 cm).
C32	16	18	Stenigt, sandigt mellangrus	Fritt vatten	Rött/brunt	Osäkert var provförlusten skedd. Ca 6 stora stenar (>5 cm).
C33	18	20	Stenigt, sandigt grus	Fritt vatten	Rött/brunt	Samlingsprov (dvs provet har sorterat sig med finaste materialet uppe och grövre nedåt).
C34	22	24	Stenigt, sandigt grus	Fritt vatten	Rött/brunt	Samlingsprov (dvs provet har sorterat sig med finaste materialet uppe och grövre nedåt). Många stora stenar (omkring 9 st >5 cm).

Tabell 6. Provtagningsdjup i förhållande till markytan, jordartsbedömning, jordfuktighet, färg och övriga kommentarer för de undersökta jordarna, Sonicborrning III. Provtagningsdjup anges med beteckningarna Djup u my, ö k (Djup under markytan, provtagningsrörets övre kant) och Djup u my u k (Djup under markytan, provtagningsrörets undre kant). SGF:s beteckningssystem för jordarter användes. Fuktigheten kunde bedömas som torrt, något fuktigt, fuktigt, blött eller fritt vatten. Färg kunde bedömas som svart, grå, grågul, gulröd eller brunröd

Prov (nr)	Djup u my, ö k	Djup u my, u k	Jordartsbedömn i fält	Fuktighet	Färg	Kommentar
C19	14	16	Sandig lera (mot lerig sand). Flera stenar.	Mot botten något mer fuktigt	Överst svart, därefter övergång till brunt material	Osäkert var i provet stenarna var placerade.
C20	16	18	Något stenig, sandig lera	Fritt vatten	Brunt	Provförlust, osäkert var den skedde.
C21	18	20	Lera	Fritt vatten	Brunt	E-provet togs vid 18,31 m och F-provet vid 19,3 m. Ingen provförlust.
C27	30	32	Något stenigt, siltigt mellangrus	Fritt vatten	Rött/brunt	Ett antal stora stenar i nedre delen av provet (se fotot), 5-8 st.

Tabell 7. Provtagningsdjup i förhållande till markytan, jordartsbedömning, jordfuktighet, färg och övriga kommentarer för de undersökta jordarna, Sonicborrning V. Provtagningsdjup anges med beteckningarna Djup u my, ö k (Djup under markytan, provtagningsrörets övre kant) och Djup u my u k (Djup under markytan, provtagningsrörets undre kant). SGF:s beteckningssystem för jordarter användes. Fuktigheten kunde bedömas som torrt, något fuktigt, fuktigt, blött eller fritt vatten. Färg kunde bedömas som svart, grå, grågul, gulröd eller brunröd

Prov (nr)	Djup u my, ö k	Djup u my, u k	Jordartsbedömn i fält	Fuktighet	Färg	Kommentar
C35	8	10	Sandigt, stenigt grus	Fritt vatten	Rött/brunt	Samplingsprov. OBS: Vattenprovet kan vara påverkat av spolvatten.
C36	10	12	Sandigt, stenigt grus	Fritt vatten	Rött/brunt	Samplingsprov.
C37	12	14	Stenigt, sandigt grus	Fritt vatten	Rött/brunt	Samplingsprov, 42 cm kärna.
C38	14	16	Sandigt, stenigt grus	Fritt vatten	Rött/brunt	Samplingsprov.
C39	16	18	Sandigt grus med inslag av sten	Fritt vatten	Rött/brunt	Samplingsprov, 60 cm kärna.
C40	18	20	Sandigt grus med inslag av sten	Fritt vatten		Samplingsprov, 60 cm kärna.

8.2 KORNSTORLEKSFÖRDELNING

Nedan anges kornstorleksfördelningen, för material < 2 mm (Uppsala vattens Funktionsanalys Uppsalaåsen Projekt, 2015), för det material som provtagits och använts i dessa undersökningar.

Tabell 1. Kornstorleken i filtersanden och åsmaterialet. d anger diameter

Prov (nr)	Ler (%)	Finmjäla (%)	Grov-mjäla (%)	Finmo (%)	Grovmo (%)	Mellan-sand (%)	Grov-sand (%)
	d<0,002 mm	d:0,002-0,006 mm	d:0,006-0,02 mm	d:0,02-0,6 mm	d:0,06-0,2 mm	d:0,2-0,6 mm	d:0,6-2 mm
C1	5,8	4,6	8,2	10,9	16,5	21,4	32,6
C2	3,7	3,9	5	7	13	29,9	37,5
C4	5,1	5,6	7,7	10,2	14,9	19,6	37
C5	4,9	5,3	7,9	10,8	15,8	20,1	35,3
C6	1,1	0,8	0,9	1,4	5,7	36,2	53,9
C11	1,1	0,4	1,2	0,6	1,5	19,2	76
C27	3,1	1	1,5	3	2,8	8,3	80,3
C30	2,2	1,1	2,7	3,6	10,1	18,8	61,6
C32	1,5	1,1	1,4	1,3	1,8	12,3	80,5
C33	2,7	0,9	2,1	3,2	6,5	16,9	67,7
C34	1,6	1,4	2,1	1,7	2,7	18,7	71,8
C35	1,8	1,2	2	2,1	2,9	10,1	80
C36	1,9	0,9	2	2,7	5,1	16	71,4
C38	1,4	1,1	2	3,8	10,3	27,4	54,1
C40	1,3	0,8	1,5	2,4	6,7	21,6	65,7
C41	2,8	3,4	4,2	7	14,2	12,6	55,8
C45	2,9	3	4,7	7	11,8	24,4	46,2
C46	1,8	2,7	3,9	11,2	51	21	8,2
C47	3,1	3,3	5,3	7,9	29,8	33,1	17,5
C48	4,3	4,6	7,8	10	14,8	18,4	40,1
C51	3,3	2,5	3,9	4,7	12,5	24,6	48,6
C52	2,5	2,3	2,6	4	18,1	32,4	38

C53	1,5	2,1	2,2	2,8	9,1	18,9	63,3
C54	1,9	1,7	2,8	4,6	14,5	20,4	54,1
C101	2,3	0,2	0,7	0,2	3	40,1	53,4
C103	0,6	0	0,6	0,1	3,4	44,7	50,6
C106	1,2	0	0,9	0	3,9	46,7	47,4
C108	0,6	0	0,5	0	2,7	41,6	54,5

8.3 KEMISKA OCH FYSISKA PARAMETRAR HOS JORDPROVEN

Tabell 1. Tabellen visar halten N (kväve), halten C_{org} (organiskt kol), halten C_{tot} (total kolhalt), halten $C(CaCO_3)$ (oorganiskt kol), C_{org}/N , halten TOC_P (pyrofosfatextraherat kol), liksom Al_P och Fe_P (mängderna aluminium och järn som binder till TOC_P). Även de totala mängderna Fe (järn), P (fosfor), S (svavel) och Al (aluminium) anges

Prov (nr)	N (%)	C_{org} (%)	$C(CaCO_3)$ (%)	C_{tot} (%)	C_{org}/N	TOC_P (mg/kg)	Al (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Al_P (mg/kg)	Fe_P (mg/kg)	P (mg/kg)	S (mg/kg)
C1	0,01	0,08	0,01	0,09	16,00	80,00	13660,44	20076,8	113,75	266,66	364,77	58,61
C2	0,01	0,10	0,01	0,11	12,38	61,88	10830,09	19036,0	93,60	255,23	347,01	75,21
C3	0,01	0,07	0,01	0,08	10,43	52,14	10236,44	15562,9	101,37	301,48	262,29	15,96
C4	0,01	0,07	0,01	0,07	13,00	65,00	11472,68	20182,1	89,95	265,45	287,46	22,06
C5	0,01	0,05	0,01	0,06	9,40	47,00	11120,12	24090,3	76,19	215,19	305,56	45,09
C6	0,00	0,03	0,14	0,17	9,67	48,33	8827,82	14492,7	17,84	41,26	259,52	15,92
C11	0,00	0,03	0,14	0,16	9,00	45,00	11025,86	16929,0	15,43	32,17	293,14	13,29
C19	0,03	0,27	1,41	1,68	9,79	48,93	31811,93	29542,4	36,31	116,31	371,59	1000,86
C20	0,01	0,17	0,71	0,87	12,77	63,85	23024,32	25623,4	34,12	87,82	340,97	446,47
C21	0,03	0,27	0,68	0,95	9,64	48,21	35818,52	36112,1	29,73	106,90	454,80	438,81
C27	0,01	0,04	0,19	0,23	8,20	41,00	9348,07	14215,9	16,68	32,94	271,08	52,78
C29	0,01	0,04	0,18	0,21	7,40	37,00	12832,69	17094,4	34,01	57,67	258,79	0,26
C30	0,02	0,14	0,11	0,25	6,67	33,33	7701,73	13397,5	22,02	34,47	216,61	13,73
C32	0,00	0,04	0,07	0,11	10,25	51,25	8245,41	13130,1	19,24	29,96	205,95	20,53
C33	0,00	0,03	0,12	0,14	6,75	33,75	9697,88	14744,7	27,34	45,37	225,80	15,31
C34	0,01	0,02	0,09	0,11	3,20	16,00	7399,18	12277,1	16,88	27,64	193,64	20,05
C35	0,01	0,02	0,06	0,08	4,80	24,00	8884,36	15697,1	20,26	28,18	237,71	21,89

C36	0,00	0,02	0,04	0,07	5,75	28,75	9349,46	15653,3	21,19	25,37	256,53	13,98
C38	0,01	0,03	0,04	0,07	5,00	25,00	9530,30	17094,4	18,74	31,34	247,72	22,68
C40	0,00	0,02	0,03	0,05	5,25	26,25	9979,26	15653,7	15,40	21,34	221,79	5,99
C41	0,01	0,05	0,00	0,06	10,80	54,00	7732,34	12539,7	42,38	146,36	209,24	15,00
C45	0,01	0,05	0,02	0,06	6,43	32,14	9806,01	16018,3	41,71	132,47	261,34	16,82
C46	0,01	0,03	0,01	0,04	3,67	18,33	11465,21	17230,1	34,64	51,44	282,37	12,65
C47	0,01	0,05	0,01	0,06	4,50	22,50	9439,05	14544,9	64,95	98,79	235,73	56,81
C48	0,02	0,08	0,03	0,11	5,25	26,25	10644,43	19013,7	49,39	66,42	239,34	58,34
C51	0,02	0,03	0,02	0,06	2,06	10,31	8187,24	12110,7	34,77	73,29	203,57	76,00
C52	0,02	0,07	0,03	0,10	4,60	23,00	10065,07	16159,4	36,75	154,07	235,80	49,29
C53	0,01	0,05	0,04	0,08	3,43	17,14	8144,51	13575,4	22,12	65,97	221,25	20,10
C54	0,01	0,05	0,04	0,09	5,56	27,78	11131,84	17114,7	28,04	78,75	289,89	34,03
C101	0,02	0,20	0,01	0,20	9,29	46,43	8367,29	12140,7	26,65	162,07	352,95	37,59
C102	0,01	0,05	0,01	0,06	7,29	36,43	8200,00	13154,5	29,08	86,24	338,12	16,68
C103	0,01	0,03	0,01	0,04	5,80	29,00	8251,21	12682,6	32,51	60,83	320,48	7,46
C104	0,00	0,03	0,00	0,03	7,25	36,25	7706,96	11131,2	28,25	43,87	299,05	10,14
C105	0,04	0,42	0,02	0,43	9,90	49,52	8943,44	14696,4	38,17	487,78	345,02	79,54
C106	0,01	0,12	0,02	0,14	13,22	66,11	9182,75	13474,6	30,56	220,75	348,87	30,53
C107	0,01	0,06	0,02	0,08	12,40	62,00	8422,63	12912,8	27,73	132,47	318,75	12,10
C108	0,00	0,03	0,03	0,06	14,50	72,50	8079,36	12447,5	21,46	69,39	318,24	9,78
C109	0,00	0,06	0,01	0,08	21,00	105,0	8656,73	14023,1	39,53	179,43	363,52	13,27