



UPPSALA
UNIVERSITET



W 14046

Examensarbete 30 hp
Januari 2015

Biokol som filtermaterial i anslutning till dränering av åkermarksdiken

- Utformning, installation och
utvärdering av ett biokolsfilter

Malin Mellhorn

REFERAT

Biokol som filtermaterial i anslutning till dränering av åkermarksdiken

- Utformning, installation och utvärdering av ett biokolsfilter

Malin Mellhorn

Biokol, dvs pyrolyserat organiskt material som tillförs marken, är erkänt för sina jordförbättrande egenskaper. Ny forskning uppmärksammar nu andra användningsområden för biokol såsom adsorption av oönskade föreningar samt som effektiv kolsänka inom klimatarbetet. Näringsläckande åkrar bidrar årligen med stora kvantiteter växttillgänglig näring och relaterad eutrofiering av sjöar, vattendrag och i förlängningen till Östersjön. Eutrofieringen ska enligt EUs ramdirektiv för vatten liksom Sveriges 16 miljömål minskas.

Det här examensarbetet syftade till att utreda om ett biokolsfilter kan utformas och installeras i anslutning till åkermarkers dräneringsdiken för att minska läckaget av näringsämnen från jordbruket. Genom att sedan sprida det näringsmättade filtermaterialet på närliggande åkermark önskades filterlösningen lokalt bidra till ett mer slutet kretslopp med avseende på kväve och fosfor samtidigt som biokolets jordförbättrande egenskaper utnyttjas.

För att erhålla önskad reningseffekt i ett filter bör tre fysikaliska egenskaper kombineras, dess hydrauliska konduktivitet K (m/s), sammanlagd materialyta tillgänglig för kemisk reaktion (specifik yta ($\text{m}^2/\text{g TS}$)) samt ytans reaktivitet. Alla dessa egenskaper är till viss del beroende av filtermaterialets partikelstorlek. Biokolets hydrauliska konduktivitet bestämdes experimentellt med hjälp av Darcys lag vilket gav en konduktivitet på $10^{-2} - 10^{-1}$ m/s. Partikelstorleksfördelningen bestämdes genom mekanisk siktning till ett intervall på mellan 0-8 mm, varav 80 viktprocent återfanns i intervallet 1,7 – 5 mm. Utifrån resultaten beräknades att biokol (2 – 6 mm) kunde ge en flödeskapacitet på ca 1 – 7 l/s. Biokolets ytreaktivitet har inte kunnat bestämmas i denna studie.

Det i studien utformade filtret placerades i ett dräneringsdike i Eskilstunaregionen inuti en befintlig vägtrumma med diameter 80 cm. Vattenföringen i diket uppmättes initialt till att variera mellan 1,5 – 7 l/s. Filterdesignen utgjordes av en halvcylinder i geotextil innehållandes $0,11 \text{ m}^3$ biokol. Längden var 1,2 m med en tvärsnittsarea på $0,09 \text{ m}^2$ och beräknad flödeskapacitet genom filtret vid mättad strömning var 1,2 l/s.

Filterfunktionen utvärderades genom totalt tio vattenprovtagningar av vattnet vid in- och utlopp under perioden 15 maj - 1 juli 2014. Vattenproverna analyserades med avseende på näringsämnen kopplade till övergödning ($\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$). Filtermaterialet, biokol, utvärderades med skakextraktion samt utifrån dess innehåll av metaller relaterade till fosforbindningar (Al, Fe, Mg, Mn och Ca). Resultaten visade generellt på högre halter av fosfor och kväve i utloppet än i inloppet. Även resultatet från skakextraktionen pekade på högre halter av $\text{PO}_4\text{-P}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ i extraktionsvattnet efter skakning. Utifrån denna studie ger biokolsfiltret ingen reduktion av näringsämnestransporten i dräneringsvatten från åkermark. Snarare indikeras en utlakning av $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ med det använda biokolet vilket troligen delvis berodde på att biokolet hade en negativ nettoyt-laddning. Den framtagna filterlösningen i den här studien antogs därför inte kunna bidra till ett mer slutet kretslopp av näringsämnen vid åkermark.

Nyckelord: Biokol, filter, dräneringsdiken, näringsläckage, fosfor, kväve, övergödning

ABSTRACT

Biochar as a filter material considering drainage of farmland ditches

- Design, installation and evaluation of a biochar filter

Malin Mellhorn

Biochar, i. e. pyrolyzed organic material applied to soil, is traditionally recognized for its soil-improving properties. New research has revealed other areas for biochar such as adsorption of unwanted compounds as well as in climate change initiatives as an effective carbon sink. Cropland leaks nitrogen and phosphorus and annually contributes with large quantities of plant-available nutrients increasing eutrophication of lakes, rivers, and finally the Baltic Sea. Both the EU WFD and the SGFTE state that active measures must be taken to reduce the eutrophication.

The purpose of this master thesis was to investigate whether a biochar filter could be designed and installed in drainage ditches from farmland to reduce nutrient losses from agriculture. When nutrient-saturated, the content of the filter could then be spread on nearby farmland. The filter solution could in that case locally contribute to a more closed-loop with respect to nitrogen and phosphorus while the soil-enhancing properties of biochar were utilized.

In order for a filter solution to obtain desired purification rate, three physical and chemical properties of the filter content were to be considered, its hydraulic conductivity K (m/s), total mineral surface available for chemical reaction (specific surface area ($\text{m}^2/\text{g DS}$)) and the surface reactivity. All these properties are to some extent dependent on the filter material distribution of particle sizes. Hydraulic conductivity within the biochar was experimentally determined using Darcy's law which gave a hydraulic conductivity in the order of $10^{-2} - 10^{-1}$ m/s. The particle size distribution was determined by mechanical sieving to a range between 0 – 8 mm, of which 80 percent by weight was recovered in the range from 1.7 to 5 mm. It was calculated that the biochar (2 – 6 mm) filter could provide a flow capacity of about 1 – 7 l/s.

The filter, designed in this thesis, was placed in a drainage ditch in Eskilstuna inside an existing culvert with a diameter of 80 cm. The water discharge in the ditch was initially measured to vary between 1.5 to 7 l/s. The filter design consisted of 0.11 m^3 of biochar wrapped in a half cylinder made of geotextile. The length was 1.2 m with a cross-sectional area of 0.09 m^2 . The calculated flow rate through the filter, at saturated flow, was 1.2 l/s.

The filter function was evaluated by a total of ten sets of water samples from both inlet and outlet taken during the period May 15 to July 1, 2014. The water samples were analyzed for nutrients linked to eutrophication ($\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$). The biochar used as filter material was evaluated by extraction through shaking and also by its content of metals related to phosphorus bindings (Al, Fe, Mg, Mn, and Ca). A majority of the results indicated higher levels of phosphorus and nitrogen in the outlet than the inlet. Also the results from extraction showed higher levels of $\text{PO}_4\text{-P}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ in the extraction solution after shaking. Based on this study, this filter of biochar gave no reduction of nutrient transport in drainage water from the agricultural land. Instead, leaching of $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ were indicated with the used biochar. This may in part be caused by the fact that most biochar has a negative net surface charge. The designed filter solution in this study is therefore assumed not to contribute to a better closed nutrient cycle in agricultural land.

Keywords: Biochar, filter, drainage ditches, nutrient leaching, phosphorus, nitrogen, eutrophication

Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences,
Lennart Hjelms väg 9, SE-750 07 Uppsala
ISSN 1401-5765

FÖRORD

Den här rapporten avslutar mina studier på Civilingenjörsprogrammet med inriktning Miljö- och Vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbetet omfattar 30 högskolepoäng och har utförts på uppdrag av Eskilstuna kommun. Som handledare har jag haft Lars Hylander, docent vid Institutionen för energi och teknik på SLU och Lotta Ek, projektledare på Eskilstuna kommun. Även Sahar Dalahmeh, postdoktor vid Institutionen för energi och teknik på SLU har varit handledare. Ämnesgranskare för examensarbetet har varit Håkan Jönsson, professor vid Institutionen för energi och teknik på SLU i Uppsala. Allan Rodhe, seniorprofessor i hydrologi vid Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära vid Uppsala universitet har examinerat arbetet.

Jag skulle vilja rikta ett stort tack till alla som hjälpt och stöttat mig under den här projektiden. Några som förtjänar en extra omnämning är till att börja med min handledare Lars Hylander för omistlig hjälp i blöta diken vid platsbesöken och givande samtal vid köksbordet. Lotta Ek och även Mattias Gustafsson för en aldrig svikande entusiasm över projektiden och över biokol. Alla initiala samarbetsgårdarna i Eskilstuna som var beredda att ställa upp med dräneringsdiken till projektiden. Speciellt Oscar Wulff på Närsjö gård som lagrade de stora kvantiteterna biokol i sitt stall.

Jag vill också tacka Roger Herbert på Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära i Uppsala för hjälp med labblokal och instrument så att de analyser som filterutvärderingen bygger på kunde genomföras. Tack Sven Smårs på Institutionen för energi och teknik på SLU för ovärderlig hjälp med sållningsmaskinen och uppmuntrande tillrop vid förberedelser av material inför filterinstallation.

Ett speciellt tack till vänner och familj för all stöttning under den här långa perioden, samt till alla er som läst och granskat rapporten. Tack för ett aldrig svikande påpekande om vilket tempus en rapport bör skrivas i!

Malin Mellhorn

Uppsala, november 2014

Copyright © Malin Mellhorn och Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

UPTEC W 14046, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2015.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Biokol som filtermaterial i anslutning till dränering av åkermarksdiken

- Utformning, installation och utvärdering av ett biokolsfilter

Malin Mellhorn

Biokol, dvs pyrolyserat organiskt material som tillförs marken, är traditionellt erkänt för sina jordförbättrande egenskaper. Ny forskning uppmärksammar nu andra användningsområden för biokol såsom adsorberande/fastläggande egenskaper på oönskade föreningar, liknande aktivtkol, samt som effektiv kolsänka inom klimatarbetet. Det här har gjort biokol till något av "en het potatis" inom forskningsvärlden. Biokol är den kolrika fasta produkt som skapas då organiskt material upphettas under nästan syrefria förhållanden i en så kallad pyrolysisprocess. Det förkolnade organiska materialet erhåller en stabil kolstruktur, rik på porer. Per definition är biokol producerat i syfte att tillföras jorden. Eskilstuna kommun har under våren 2014 arbetat fram en handlingsplan (Etuna <3 Biokol) för hur kommun kan arbeta med biokol inom olika kommunala arbetsområden. Detta examensarbete är ett delprojekt i förstudien till handlingsplanen med fokus på vattenrening inom jordbruket.

Årligen lakas stora mängder näringsämnen från åkermark via dess dräneringsdiken vilket i slutändan bidrar till den övergödningsproblematik Östersjön är starkt påverkad av. De näringsämnen som anses ha störst inverkan på eutrofieringen är fosfor (P) och kväve (N). Det är deras vattenlösliga jonformer, fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$), ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) och nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) som påverkar mest. I enlighet med EUs ramdirektiv för vatten och Sveriges 16 miljömål fastslår Eskilstunakommuns vattenplan (2006) att Eskilstuna aktivt ska minska samhällets miljöpåverkan och tillsammans med andra kommuner/aktörer i Mälardalsregionen arbeta för en "ren vattenväg" mellan Hjälmaren och Mälaren.

Möjligheten att kombinera biokols jordförbättrande egenskaper med dess adsorberande förmåga ledde till idén att genom en filterlösning kunna bidra till ett minskat näringsläckage från åkermark till vattendrag. Det här examensarbetet syftade till att utreda om ett biokolsfilter kunde utformas och sedan installeras i anslutning till dessa näringsläckande dräneringsdiken. Genom att sedan sprida det näringsmättade filtermaterialet på närliggande åkermark önskades filterlösningen lokalt bidra till ett mer slutet kretslopp med avseende på kväve och fosfor.

För att erhålla önskad reningseffekt i det utformade filtret bör tre reningsprocesser (partikelavskiljning, kemisk inbindning av föroreningar och mikrobiell konsumtion av näringsämnen) vara aktiva. Även två fysikaliska egenskaper bör kombineras; filtrets genomsläpplighet (hydraulisk konduktivitet) och den sammanlagda mineralytan per viktsenhet tillgänglig för kemiska reaktioner (specifik yta). Dessa två egenskaper sammanlänkas till viss del av filtermaterialets partikelstorleksfördelning, där det generellt gäller att mindre partiklar ger en större specifik yta men också en lägre hydraulisk genomsläpplighet. Biokol kan liknas vid ett poröst media och materialets genomsläpplighet bestämdes experimentellt med hjälp av Darcys lag medan partikelstorleksfördelningen bestämdes genom mekanisk siktning. Resultaten visade på en hydraulisk konduktivitet i storleksordningen $10^{-2} - 10^{-1}$ m/s och att biokolet bestod av partiklar mellan 0 – 8 mm varav 80 vikt-% fanns i intervallet 1,7 – 5 mm. Utifrån resultaten antogs att biokol i intervallet 2 – 6 mm kunde ge en flödeskapacitet på ca 1 – 7 l/s.

En stor svårighet med att konstruera filterlösningar i fält var att kombinera en tillräckligt lång uppehållstid för kemisk interaktion mellan filtermaterial och dräneringsvatten samtidigt som flödet inte får dämmas upp och orsaka stående vatten på åkern. Till saken hör också att vattenföringen i dräneringsdiken kraftigt varierar under säsongen från vårflodens högflöde till

sommartorkans lågflöde. Filtret som utformades placerades i ett dräneringsdike just öster om Eskilstuna inuti en befintlig vägtrumma med diameter 80 cm. Vattenföringen i dräneringsdiket uppmättes initialt variera mellan 1,5 – 7 l/s. Filterdesignen utgjordes av en halvcylinder i geotextil innehållandes 0,11 m³ biokol. Längden var 1,2 m med en tvärsnittsarea på 0,09 m², och beräknad flödeskapacitet genom filtret vid mättad strömning var 1,2 l/s.

Filterfunktionen utvärderades genom provtagning av vattnet vid in- och utlopp vid totalt tio tillfällen under perioden 15 maj - 1 juli 2014. Vattenproverna analyserades med avseende på näringsämnen kopplade till övergödning (PO₄-P, NH₄-N och NO₃-N) och dessutom mättes i fält pH, turbiditet, elektrisk konduktivitet och temperatur. En skakextraktion på otvättat biokol med dikesvatten och destillerat vatten utfördes i syfte att se vilken effekt vattengenomströmningen kunde ha på kolet under mer kontrollerade labbförhållanden. Även biokolets innehåll av metaller relaterade till fosforbindningar (Al, Fe, Mg, Mn och Ca) bestämdes.

Att konstruera en filterlösning i fält som nyttjar gravitationskraft och befintliga konstruktioner var en stor utmaning på grund av det varierande och tidvis stora flödet från markens dränering. Erhållna resultat visade alla på högre halter av fosfor och kväve i utloppet än i inloppet. Även metallhalterna hade alla ökat i utloppet. Utifrån denna studie ger biokolsfiltret ingen reduktion av näringsämnestransporten i dräneringsvatten från åkermark. Snarare indikeras en utlakning av näringsämnena PO₄-P, NH₄-N och NO₃-N med det använda biokolet. Den framtagna filterlösningen antas därför inte kunna bidra till ett mer slutet kretslopp av näringsämnen vid åkermark. Troligen har de flesta biokol en negativ nettoytladdning vilket missgynnar inbindning av negativa joner så som fosfat och nitrat. Möjligen kan biokol ha större potential att adsorbera potentiellt toxiska föreningar så som tungmetaller och bör kanske istället användas vid exempelvis dagvattenfiltrering. Egenskaperna hos biokolet blir av extremt varierande karaktär beroende på vilket substrat som används och hur pyrolysen gjorts. Mer forskning skulle behövas för att ta fram bra riktlinjer för hur biokol ska framställas beroende på dess tänkta användningsområde.

DEFINITIONER OCH FÖRKORTNINGAR

Biokol:	Organiskt material som genomgått pyrolys och vars syfte är att tillföras marken som jordförbättrare (icke termisk användning). Andra namn kan vara träkol eller svartkol (halm som substrat).
Träkol/ Grillkol:	Samma framställning som biokol men med syfte att förbrännas (termisk användning) för energiutvinning.
Aktivt kol:	Träkol eller stenkol som ”aktiverats” genom en expandering av dess porer. Detta ger kolet en större specifik yta och bättre sorptionsförmåga.
Aska:	Rest vid fullständig förbränning i närvaro av syre, innehåller inget kol.
Pyrolys:	Process då ett ämne upphettas under syrefria förhållanden. Ämnet sönderfaller utan att förbränning sker.
K	Hydraulisk konduktivitet (m/s)
Q	Flöde (l/s)
TP	Totalfosfor
PO₄-P	Fosfatfosfor
NH₄-N	Ammoniumkväve
NO₃-N	Nitratkväve
Turb.	Turbiditet
EC	Elektrisk konduktivitet
TDS	Löst torrs substans (<i>Total dissolved solids</i>)
TS	Torrs substans

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. Inledning	1
1.1 Syfte	3
1.1.1 Hypoteser	3
1.1.2 Avgränsningar	3
1.2 Samarbetsgårdar	3
2. Teori	4
2.1 Filter	4
2.1.1 Hydraulisk konduktivitet	4
2.1.2 Fysiokemisk adsorption och specifik yta	5
2.1.3 Mikrobiella egenskaper	5
2.1.4 Jämförelse av olika filtermaterial	6
2.2 Biokol	7
2.2.1 Pyrolys	7
2.2.2 Karaktäristiska egenskaper	8
2.2.3 Användningsområden	8
2.2.4 Certifiering	10
2.3 Växtnäringsämnen fosfor och kväve och deras kretslopp	10
2.3.1 Viktiga faktorer och element med inverkan på fosforbindningar i fält	11
3. Material och Metod	13
3.1 Utformning av filter	13
3.1.1 Bestämning av filtermaterialets hydrauliska konduktivitet	13
3.1.2 Metod för beräkning av filtrets hydrauliska kapacitet	14
3.1.3 Bestämning av filtermaterialets partikelstorlek	14
3.1.4 Konstruktion av filtret	14
3.2 Platsbeskrivning	15
3.3 Vattenprovtagning	17
3.4 Utvärdering av utformat filter	18
3.4.1 Vattenkemimätningar i fält	18
3.4.2 Vattenanalyser i labb	18
3.4.3 Skakextraktion, biokol:H ₂ O	19
3.5 Vattenföring	20
3.5.1 Modellerad vattenföring	20
3.6 Bearbetning av kemi- och vattenföringsdata	21
3.6.1 Relativ effekt	21
3.6.2 Statistisk analys	21
4. Resultat	23
4.1 Utformning av filter	23
4.1.1 Bestämning av hydraulisk konduktivitet och hydraulisk flödeskapacitet i filtermaterialet	23
4.1.2 Bestämning av partikelstorlek i filtermaterialet	24
4.1.3 Konstruktion av filter	24
4.2 Utvärdering av utformat filter	26
4.2.1 Fältparametrar	27
4.2.2 Filterfunktion i relation till växttillgängliga näringsämnen och turbiditet	27
4.2.3 Skakextraktion, biokol:H ₂ O	30
4.2.4 Metallanalys filtermaterial	33
4.3 Vattenföring	34
4.3.1 Filterfunktionen relaterad till nederbörd och flöde i området	34
4.3.2 Masstransport	35

4.4	Statistisk analys	36
5.	Diskussion.....	37
5.1	Utformning av filter	37
5.2	Utvärdering av utformat filter	39
5.3	Omständigheter och analyssäkerhet	40
5.3.1	Vattenprovtagning och vattenföringsmätning	40
5.3.2	Trovärdighet i analysresultaten	41
5.4	Biokol.....	42
5.4.1	Jämförelse med andra filtermaterial	43
6.	Slutsatser	45
7.	Referenser	46
7.1	Tryckta källor.....	46
7.2	Personlig kommunikation	51
Bilagor		52
Bilaga A.	Totalfosfor, TP	52
Bilaga B.	Statistik.....	52
	Korrelation.....	52
	Regression	53

1. INLEDNING

EUs ramdirektiv för vatten och Sveriges 16 miljömål fastställer att Sverige måste arbeta aktivt för att minska samhällets påverkan på miljön (2000/60/EG; Naturvårdsverket, 2013). Eskilstuna kommun arbetar tillsammans med andra berörda kommuner i Mälardalsregionen för att vattenvägarna mellan Hjälmaren och Mälaren ska uppfylla de svenska miljömålen senast år 2021 (Ek, 2014 pers. komm.). Kommunen antog år 2006 en vattenplan, baserad på svenska och internationella miljömål, som ligger till grund i arbetet för att minska samhällets miljöpåverkan (Lindstrand m.fl., 2006). Som en del i detta arbete har Eskilstuna kommun under år 2014 tagit fram en handlingsplan "Etuna <3 Biokol" för hur kommunen kan implementera biokol inom olika kommunala arbetsområden, (Ek, 2014). Detta examensarbete är ett delprojekt i förstudien till handlingsplanen med fokus på att undersöka om det går att implementera biokol i anslutning till åkermark för att uppnå ett minskat läckage av näringsämnen fosfor och kväve. De åtgärder som ger en omedelbar effekt är framförallt de som placeras i diken och vattendrag nedströms åkermarken (Ekstrand m.fl., 2011) och således antogs en filterlösning för dräneringsvatten kunna ge önskat renande resultat.

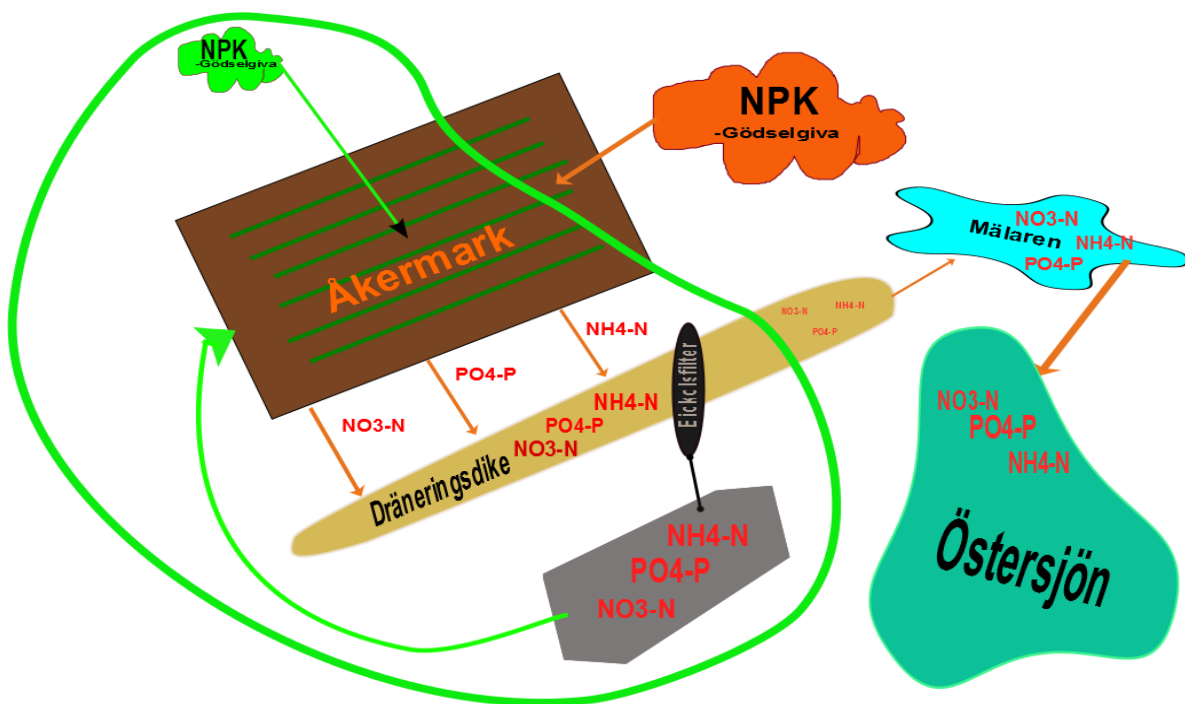
År 2000 upprättade EU ett ramverk för åtgärder inom vattenpolitiken som medlemsländerna ska rätta sig efter. Syftet är ett långsiktigt och hållbart utnyttjande av våra vattenresurser med målet att alla vatten ska ha god status och att vattenkvaliteten inte får försämrats (2000/60/EG; Vattendirektivet). Eskilstuna kommun arbetar aktivt inom vattenfrågan efter ledorden "*Fritt och levande vatten som stärker biologisk mångfald och livskvalitet*" (Lindstrand m.fl., 2006). I en reviderad version av vattenplanen (2013-2021) vill kommunen att det ska vara ett tydligare fokus på åtgärder. Bland annat har bestämmelser om vattenförvaltning tillkommit, vilket innebär att statusklassning av kommunens sjöar och vattendrag skall utföras enligt gällande miljökvalitetsnormer. Tillkommit har också ett åtgärdsprogram för att nå målen om god ekologisk status till år 2021 (Forsberg och Dahlin, 2012).

Eskilstunaregionen ingår i Södermanlands län där det finns mycket bördig åkermarksjord. Av länets dryga 607 000 ha totala markyta utgörs 23,6 % av jordbruksmark (SCB, 2010). Viktigaste källorna till det antropogena bidraget av näringsämnen till svenska sjöar och vattendrag är dels industrier och reningsverk, dels läckande jordbruksmark (havet.nu, 2014). Från åkermarkslandskap lakas det årligen ut en stor mängd fosfor och kväve via dräneringsdiken. SMHIs vattenwebb visar att ca 60 % av totalfosforhalten och 40 % av totalkvävehalten i området i Mälaren utanför Eskilstuna kommer från jordbruksmark (SMHI, 2014a). Vattendraget Kafjärdsgraven, i vars avrinningsområde examensarbetet utförts, är beläget i åkermarksområden strax öster om Eskilstuna och beräknas bidra med 439 kg fosfor och 10 751 kg kväve årligen till Mälaren (SMHI, 2014b). Slutrecipient för detta näringsberikade vatten är Östersjön vilken i dagsläget är starkt eutrofierad (havet.nu, 2014).

De näringsämnen som anses ha störst inverkan på eutrofieringen är fosfor (P) och kväve (N). Det är främst deras vattenlösliga jonformer, fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$), ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) och nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) som anses påverka mest. Vid syrefria förhållanden kan den partikelbundna fosfor gå ut i vattenlösningen vilket gör att även totalfosfor (TP) är intressant i övergödningsdiskussionen. Forskning vid SLU har visat att vertikalfilter med biokol som filtermaterial har potential att rena vatten med höga inloppskoncentrationer av kväve ($\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$) och fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) med upp till 90 procents effektivitet (Berger, 2012; Dalahmeh, 2013). Det är också känt att då näringsmättat biokol tillförs åkermark som jordförbättringsmedel förbättras både skördar och markens fysikaliska egenskaper (Hylander, 2014 pers. komm.; Lehman och Joseph, 2009; IBI, 2014a). Möjligheten att sammanföra dessa egenskaper gav idén att konstruera ett vattenfilter att placera i anslutning till jordbruksmarkers

dräneringsdiken med syftet att fånga näringsämnen som lakats ur åkermarken via ytavrinning och dränering. När biokolet sedan tjänat ut som filtermaterial genom att dess adsorberande effekt avtagit finns möjligheten att applicera det näringsberikade kolet på åkermark. I och med spridningen av näringsberikat biokol på omgivande odlingsmark kan näringsämnen inom området cirkulera. Förutsättning för att biokolet ska kunna appliceras på åkermark, efter uttjänt tid, är dels att det inte är framställt av förorenat material, dels att det inte finns några toxiska föroreningar i området som skulle kunna adsorberas till kolet. Detta för att undvika en ackumulering av metaller och föroreningar på åkermark.

I figur 1 illustreras bakgrundsiden till det här examensarbetet. Den orangea inneslutningen visar på hur $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ tillförs åkermarken genom stora mineraliska gödselgivor. Via ytavrinning och dräneringsledningar lakas en del av dessa föreningar från åkermarken. Dessa föreningar hamnar på så sätt först i grävda dräneringsdiken vilka leder till större vattendrag. Vattendrag i Eskilstunaregionen leder till Mälaren och sedan vidare ut i Östersjön (Norra Östersjöns vattendistrikt). Där utgör de ett extra tillskott av näringsämnen till Östersjöns redan övergödda vatten. Den gröna inneslutningen illustrerar idén om hur biokolsfilter skulle kunna komma att inverka på läckaget av näringsämnen. Ett biokolsfilter placeras i eller i anslutning till åkermarkens dräneringsdiken vilket möjliggör ett mer slutet kretslopp av kväve och fosfor, då biokolen adsorberar en del av de läckande näringsämnena. Efter att ha tjänat ut, då biokolet blivit näringsmättat, sprids det ut på angränsande odlingsmark. På så sätt återförs både en del av näringsämnena som tidigare lakats ur jorden samtidigt som marken erhåller biokolets jordförbättrande egenskaper.



Figur 1. Bakgrundsidé till examensarbetet med avseende på en cirkulation av näringsämnen med hjälp av biokol i anslutning till åkermarkers dräneringsdiken. Orange pilar pekar på potentiellt eutrofierande flöden av näringsämnen. Gröna pilar pekar på förväntat positiva flöden och den gröna inneslutningen illustrerar idén om hur biokolsfilter skulle kunna komma att inverka på läckaget av näringsämnen.

1.1 SYFTE

Examensarbetet syftade till att utreda om biokol kan användas som filtermaterial i anslutning till dräneringsdiken vid åkermarker för att minska läckaget av näringsämnen från jordbruket och därmed bidra till de svenska miljömålen *"Ingen övergödning"* och *"Levande sjöar och vattendrag"*. Målen för examensarbetet var att utforma enkla filterkonstruktioner och att bestämma vilken sorptionseffektivitet som biokolsfiltret hade, främst med avseende på växttillgängliga näringsämnen ($\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$).

Examensarbetet syftade också till att besvara följande frågeställningar

- Hur kan ett fysiskt filter utformas med hänsyn taget till kontinuerligt och varierande flöde i fält?
- Hur fungerar biokol i jämförelse med andra tidigare studerade filtermaterial?
- Kan näringsämnen som absorberat i biokolsfiltret återföras till åkermarken?

1.1.1 Hypoteser

Det utformade filtret utvärderades utifrån följande hypoteser

- Hypotes I: Biokol adsorberar näringsämnena $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ och avskiljer TP i dräneringsvatten från åkermark.
- Hypotes II: Återförsel av "mättat" filtermaterial kan bidra till ett mer slutet kretslopp för näringsämnena N och P.

1.1.2 Avgränsningar

Studien avgränsades till att utforma ett praktiskt fungerande filter i fält som nyttjar gravitationskraft och eventuellt redan befintliga konstruktioner så som rörtrummor. Begränsningar i budgeten medförde att konstruktionen designades så att materialkostnaderna kunde hållas nere. Avancerade filter som krävde elektricitet, stora grävarbeten etc. uteslöts eftersom kostnaderna per kg avskilt växtnäringssämne i så fall skulle blivit oproportionerligt stora och utanför arbetets budgetramar.

Till följd av den begränsade analysbudgeten provtogs och utvärderades endast ett filter. Anrikningen av tungmetaller i filtret är en viktig aspekt som inte studerats eftersom tiden för sorption var otillräcklig för att kunna erhålla analyserbar metallanrikning.

1.2 SAMARBETSGÅRDAR

Fokus i detta projekt var att undersöka om det går att använda biokol för att rena dräneringsvatten från åkermark. Initialt var det tre lantbrukare i Eskilstunaområdet som var intresserade av ett samarbete inom projektet; Oskar Wulff på Närsjögård, Sven Larsson på Örstaby gård och Olle Sollenberg på Hugelsta gård. Gårdarna hade olika platsförutsättningar och slutligen var det området runt gården i Hugelsta som visade sig bäst lämpad för installation av det framtagna biokolsfiltret.

2. TEORI

I teorikapitlet redogörs för grundläggande egenskaper såväl som utformningskrav med avseende på filter och filterlösningar. För att ett filter ska fungera i renande syfte måste både fysikaliska och kemiska egenskaper kombineras vid utformning. Filtermaterialets fördelning av partikelstorlekar avgör till stor del vilken hydraulisk konduktivitet och specifik yta som kommer att karakterisera filtrets flödeskapacitet och uppehållstid. Biokol har till följd av sin porösa struktur en stor tillgänglig specifik yta vilket kan ge goda adsorberande egenskaper vid användning som filtermaterial. Kapitlet avslutas med ett avsnitt om de växttillgängliga näringsämnena, kväve och fosfor, i anslutning till åkermark och i vilken form dessa återfinns.

2.1 FILTER

Den vanligaste och äldsta reningstekniken för vatten är filtrering. Filtrering består i princip av tre steg, fysisk, fysiokemisk och mikrobiell rening, där varje steg bidrar till reningseffekten. För ett optimalt fungerande filter bör dessa tre steg kombineras. Fysisk filtrering innebär att vattnets partikelmängd reduceras vid transport genom filtermediet. Vid fysiokemisk adsorption växelverkar joner i vattnet med joner på filtermaterialet i så kallade jonbytesprocesser medan det mikrobiella steget medför att näringen i vattnet används som substrat för tillväxt av mikroorganismer (Dalahmeh, 2013). Anläggningar som baseras på absorption har länge använts för att avlägsna föroreningar från avlopps- och spillvatten (McKay, 1996) med olika material som aktiv absorbent, bland annat aktivt kol. Biokol kan ha potential att fungera på liknande sätt som aktivt kol. Det är många egenskaper hos filtermediet som påverkar dess förmåga att avskilja oönskade föreningar. Exempel på sådana egenskaper är sammansättningen av partikelstorlekar och deras fördelning, materialets specifika yta, den kemiska sammansättningen på partikelytan samt mediets porositet (Kynkiäänniemi, 2014; Dalahmeh, 2013; Ekstrand m.fl., 2011).

För att erhålla önskad reningseffekt är det framförallt tre fysikaliska och en kemisk egenskap som ska kombineras; filtrets genomsläpplighet, dess hydrauliska konduktivitet K (m/s), uppehållstiden för vattnet i filtret, den sammanlagda mineralytan på filtermaterialet tillgänglig för kemiska reaktioner (den specifika ytan, m^2/g TS) samt ytans reaktivitet. Form, partikelstorlek och porositet på materialets aggregat bestämmer dess specifika yta. Generellt gäller att mindre partikelstorlek ger en större specifik yta. Den kemiska sammansättningen i kombination med pH avgör materialets förmåga att reagera och även styrkan i reaktionsbindningen (Mann, 1996; Zhu m.fl., 1997). För att erhålla god rening bör uppehållstiden i filtret vara lång samtidigt som kontaktytan mellan vatten och filtermaterial bör vara så stor som möjligt (Zhu, 1998). Andra viktiga aspekter att ta hänsyn till är risken att filtret sätts igen av partiklar och att vattenströmningen genom filtret ska vara jämn för att undvika kanalbildning. Dessutom krävs det att man tar i beaktande hur högflöden påverkar filtret och omgivningen (Johannesson & Kynkiäänniemi, 2012).

2.1.1 Hydraulisk konduktivitet

Biokol som filtermaterial kan under bästa möjliga förhållanden liknas vid ett poröst media. För homogena porösa medier definieras vattenföringen, Q , genom mediet med hjälp av Darcys lag, se ekvation 1 (Grip och Rodhe, 1994).

$$Q = -KA \frac{dH}{dx} \quad [m^3/s] \quad \rightarrow \quad K = -\frac{Q}{A \frac{dH}{dx}} \quad [m/s] \quad (1)$$

där Q är vattenföringen (m^3/s), A är tvärsnittsarean (m^2) och K den hydrauliska konduktiviteten (m/s). dH är skillnaden i totalpotential (m) medan dx är filtersträckan (m).

Ett poröst mediums hydrauliska konduktivitet, K , varierar utifrån fysikaliska parametrar hos både mediet och vätskan, till exempel materialets porstorlek, vattenmättnadsgrad, porernas slingrighet och vätskans viskositet (Grip och Rodhe, 1994; Eriksson m.fl., 2011). Till stor del beror konduktiviteten på hur porsystemet är fördelat genom materialet. Generellt kan sägas att stora porer leder vatten bättre än små porer och att ett brett intervall av kornstorlekar ger mindre porositet än ett material med en dominerande kornstorlek (Naturvårdsverket, 2008a). I tabell 1 visas typiska värden på den hydrauliska konduktiviteten för olika jordfraktioner.

Tabell 1. Typiska K -värden (MOST, 2007) för olika jordfraktioner och deras kornstorleksfördelning (IEG, 2011).

K-värden [m/s]	Jordfraktion	Kornstorleksfördelning [mm]
1	grovt grus	20 – 60
10^{-1}	mellangrus	6 – 20
10^{-2}	fingrus	2 – 6
10^{-3}	grovsand	0,6 – 2
10^{-4}	mellansand	0,2 – 0,6

2.1.2 Fysiokemisk adsorption och specifik yta

De element som kan retarderas genom adsorption till filtermaterial är organiskt material, oorganiskt kväve, fosfor och andra joner, bakterier samt potentiellt toxiska ämnen. Hur effektiv adsorptionen är påverkas till stor del av ytkaraktäristika och partikelstorlek på filtermediet (Johannesson & Kynkiäänniemi, 2012; McKay, 1996). Filtermaterialets ytkaraktäristika avgör materialets ytladdning och dess förmåga att reagera, vilket i sin tur avgör vilken typ av förorening som kan adsorberas till filtret. En stor specifik yta hos ett filtermaterial ökar sannolikheten för interaktion mellan lösta ämnen i vattnet och sorptionsytorna på det fasta materialet, filtermaterialet (Eriksson m.fl., 2005).

De två kemiska processer som är av störst betydelse för adsorption till filtermaterialet är jonbyte och ytkomplexbildning. Jonbyte innebär att en i vatten löst kat- eller anjon binder till en motsatt laddad yta på filtermaterialet. I utbyte skickas en jon med samma laddning som den inbundna jonen ut i vattenvolymen. Utbytet sker via en känslig elektrostatiske bindning som är mycket påverkingsbar av yttre omständigheter så som pH och koncentration av andra joner med liknande laddning (Eriksson m.fl., 2011). Jonbyte har normalt liten betydelse för fosforfastläggning (Eveborn, 2003).

Ytkomplexbildning sker med starkare bindning än jonbyte och den inbundna jonen blir en del av filtermaterialets yta. Generellt gäller att en (hydr)oxidjon på partikelytan byts ut mot en jon av motsvarande laddning i lösningen samtidigt som en vätejon konsumeras. Reaktionen gynnas av låga pH-värden. Fler vätejoner finns då både tillgängliga i lösning och bundna till partikelytor. Ett ökat antal vätejoner på partikelytorna ger en ökad ytladdning och starkare dragningskraft på lösta anjoner. För bindningen av fosfor är aluminium- (Al-), järn- (Fe-), och mangan- (Mn-), (hydr)oxider de mineralkomponenter som har störst betydelse (Grubb m.fl., 2000; Johansson och Gustafsson, 2000; Arias m.fl., 2001).

2.1.3 Mikrobiella egenskaper

Tillväxt av mikroorganismssamhällen på filterytan, biofilm, är en förutsättning för att uppnå god reningseffekt (Naturvårdsverket, 2008a) För att utveckla en hållbar biofilm bör vattnet som ska filtreras innehålla en passande balans mellan lättillgängligt kol och näringsämnen. Yttre omständigheter som temperatur, syreförhållanden och struktur på filtermaterialet är även

de av betydelse vid tillväxt av biofilm (Eriksson m.fl., 2011). Den biologiska aktiviteten är ett komplement till filtermaterialets adsorptionsförmåga på så sätt att även mikroorganismerna tar upp näring från vattenmassan att använda för tillväxt.

2.1.4 Jämförelse av olika filtermaterial

Då fosfor anses vara det mest begränsande näringsämnet i sötvattenssystem är det av största vikt att begränsa tillförseln av totalfosfor och dess vattenlösliga joner (Tibblin m.fl., 2012). Många studier har gjorts på olika materials förmåga att adsorbera fosfor, t.ex. Hylander m.fl. (2005; kalkfilter, masugnsslagg), Johansson (1999; masugnsslagg); Roseth (2000; snäckskalssand), Agyei m.fl. (2002; flygaska, slagg, cement); Dalahmeh (2013; bark, aktivt kol); Ekstrand m.fl. (2011; kalkfilter). Många av dessa studier visar att de studerade reaktiva materialen har en god förmåga att kvarhålla fosfor. Nedan nämns några av de studerade materialen. Sandfilter förekommer naturligt, främst i och med bildandet av grundvatten, och är ett vanligt filtermaterial som ofta används som referens.

Barkfilter

I kolonnförsök med artificiellt BDT-vatten och en uppehållstid på 43 h har Dalahmeh (2013) visat en reduktion av fosfor (TP och $\text{PO}_4\text{-P}$) på 97 % vid filtrering genom bark från svensk tall. Barkfilter hade troligen en svällande effekt i kontakt med vattnet vilket bidrog till jämn vattenfördelning, förtätning av porsystemet och en god avskiljning av suspenderat material, TSS.

Hyttsand/masugnsslagg (engelska: granulated furnace slag)

Vid snabb avkylning (granulering) av masugnsslagg i vatten bildas en glasig sandliknande produkt med latent bindningsegenskaper. I fältförsök i anslutning till dräneringsdiken har hyttsand visat en totalfosforavskiljning på 41 % (Ekstrand m.fl., 2011). Hylander m.fl. (2005) visade att hyttsand, efter användning som filtermaterial vid rening av avloppsvatten, visar god potential som fosforgödselmedel.

Kalkfilter

Kalkfiltermaterial är bland de vanligast studerade materialen i relation till dikesfilter och åkermark. Renman m.fl. (2013) tittade på långtidsanvändning av filtermaterialet Polonite. Polonite är kalciumsilicat framställd av bergarten opoka, som upphettats och krossats. Det framgår av studien av Renman m.fl. (2013) att avskiljningen av fosfor med Polonite är mycket beroende av pH på så sätt att vid pH strax över 8 erhålls en 50-procentig reningsgrad medan $\text{pH} > 10$ ger en reningseffekt på 90 %. Polonite uppvisade högst fosforavskiljning av de undersökta filtermaterialen i studien av Hylander m.fl. (2005). I fältförsök med Polonite som filtermaterial i anslutning till dikesvatten vid åkermark erhöll Ekstrand m.fl. (2011) en ca 50-procentig avskiljning för både TP och $\text{PO}_4\text{-P}$.

I studien av Ekstrand m.fl. (2011) undersöktes även kalkmaterialet Filtralite-P, som består av LECA kulor med tillsatt kalcium. Avskiljningen av TP och $\text{PO}_4\text{-P}$ var något sämre än för Polonite i samma försök, ca 35 %.

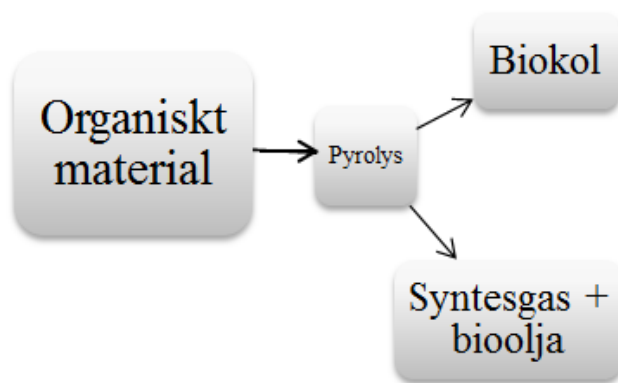
Vid spridning av kalkfiltermaterial på åkermark kan fosfor återigen bli tillgänglig för växter. Det sker på grund av att pH i filtermaterialet sjunker vid kontakt med nederbörd och inblandning i mark. Sänkningen av pH bidrar till att bindningar mellan kalcium och fosfat löses upp (Cucarella m.fl., 2012).

2.2 BOKOL

Biokol är den kolrika fasta produkt som skapas då organiskt material upphettas ($< 1000\text{ }^{\circ}\text{C}$) under syrefria förhållanden, kallat pyrolys. Det förkolnade organiska materialet erhåller en stabil struktur rik på porer vilket gör det till en potentiellt god absorbent. Vad som skiljer biokol från grillkol eller andra kolrika material är att det produceras i syfte att appliceras till jorden, så kallad icke termisk användning. Vid nedmyllning i jorden förbättras markens struktur, kolförråd samt vattenhållande förmåga. Sedan tusentals år har Amazonas ursprungsbefolkning grävt ned kol i jorden vilket resulterat i bördiga jordar med höga kol- och näringshalter, så kallade "Terra Preta"-jordar (IBI, 2014).

2.2.1 Pyrolys

Biokolstillverkning kan ske i olika skala och på olika komplexitetsnivåer, från egen tillverkning i en målarburk i braskaminen via historiska kolmilor till storskaliga kommersiella anläggningar. Så länge substratet är organiskt material från växtriket, som innehåller kol, kan



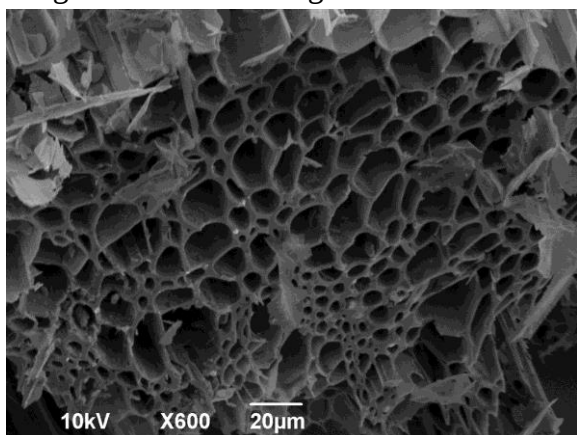
Figur 2. Schematisk skiss över framställningen av biokol, syntesgas och bioolja.

tillsätts. I pyrolysreaktorn förgasas biomassans kol i temperaturer från $350\text{ }^{\circ}\text{C}$ upp till 1000°C . Pyrolysgasen som bildas består primärt av syntesgas (metan, koldioxid, kolmonoxid och vätegas) och bioolja (långa kolvätekedjor). Kvar i reaktorn blir en fast kolprodukt (Schmidt m.fl., 2012), se figur 2. Slutprodukternas viktsmässiga fördelning är i allmänhet 30 % kol och 70 % pyrolysgas (Lehmann och Joseph, 2009, figur 8.13). Då syntesgaserna är potenta växthusgaser bör dessa följaktligen inte släppas ut direkt i atmosfären. Pyrolysgaserna måste vid framställning således tas om hand och direkta användningsområden kan vara el- eller värmeproduktion eller som biodrivmedel (Ek, 2014). Den mängd koldioxid som erhålls är väsentligt reducerad jämfört med fullständig förbränning.

I moderna pyrolysanläggningar kan olika driftparametrar justeras för att erhålla appliceringsspecifika egenskaper på både kol och syntesgas. De parametrar i pyrolysprocessen som har störst påverkan på slutprodukterna är temperatur, tid, partikelstorlek, fuktighet och tryck (Gustafsson, 2013). I allmänhet ger en hög temperatur, upp till $900\text{ }^{\circ}\text{C}$, en lägre andel kolprodukt men med bättre egenskaper för användning som biokol. Små partikelfraktionerna på substratet ger även de ett lägre kolutbyte medan låga gasflöden i reaktorn ger en ökad andel kol i slutet av pyrolysen (Brownsort, 2009). Långsam pyrolysteknik vid låga temperaturer ($450 - 480\text{ }^{\circ}\text{C}$) missgynnar potentiellt förorenande substanser som dioxiner och PAH:er (Ruysschaer m.fl., 2014).

2.2.2 Karaktäristiska egenskaper

Eftersom biokolets kemiska sammansättning varierar beroende på förkolningsprocess och modernmaterial är det svårt att ge en enhetlig beskrivning av materialet. Gemensamt är dock en hög kolhalt och en hög andel aromatiska kolkedjor, vilket ger ett poröst och svårnedbrytbart



Figur 3. Biokols porösa struktur efter pyrolys (Carbolea, u.å., med tillstånd).

material (Lehmann och Joseph, 2009). Många substrat bildar efter pyrolys ett biokol med negativ nettoytladdning (Yao m.fl., 2011). Den porösa strukturen som uppkommer vid förgasning ger kolet en mycket stor specifik yta, se, se figur 3. På grund av dess stora specifika yta har biokol också en stor potential att adsorbera lösta ämnen. Inuti dessa hålrum bildas också en gynnsam miljö för mikroorganismer vilket ytterligare möjliggör en god interaktion med omgivningen. I tabell 2 presenteras typvärden för biokols porstruktur. Halt och fördelning av mineral i biokol beror dels på modernmaterial och dels på pyrolysprocessen.

Den oorganiska halten, askhalten, är generellt sett låg (< 1 vikt- %) om modernmaterial är från trä och producerat under kraftigt reducerad syretillgång, medan den kan vara upp mot 25 vikt- % för gräs eller spannmålsagrar. En tumregel är att modernmaterialens mineralinnehåll förs över till biokolet där det koncentreras på grund av förlust av C, H och O under pyrolysprocessen (Amonette och Joseph, 2009).

Tabell 2. Typvärden för biokol; ^a Hämtade från Lehmann och Joseph (2009; se figur 2.2 (porarea) och figur 2.3 (densitet)), ^b Yao m.fl. (2011); ^c Ruyschaer m.fl., 2014 ; ^d Hylander, (u.å., pers. komm).

	Specifik yta (m ² /g)	Porvolym (cm ³ /g)	Densitet (g/cm ³)
Biokol (pyrolys temp 370 – 800 °C) ^a	300 – 450	0,05 – 0,4	1,4 – 1,8
Råa - rötade sockerbetsrester ^b	2,6 – 336		
Romchar ^c	295	0,163	
Grillkol (Skogens Kol) ^d	2,9	0,006	
Kol från traditionell mila ^d	28,9		

2.2.3 Användningsområden

Det är främst inom fyra aktuella miljöområden som biokol används och är ekonomiskt gynnsamt. Inom jordförbättring ger nedmyllning en ökad produktivitet och ett minskat näringsläckage. Inom sophantering reduceras volym och vikt kraftigt vid förkolning av djur- och växtavfall och det sker även en hygienisering av avfallet i och med pyrolysen. Inom klimatförändringsarbetet kan biokol användas som koldioxidsänka. Slutligen kan framställningen av biokol vara en effektiv energiproducent om den energi som produceras vid pyrolysprocessen utnyttjas. Biokol kan också användas som bränsle istället för fossila bränslen (Lehmann och Joseph, 2009).

Jordförbättring

Vid nedmyllning av kol i odlingsmark är det främst kolets porösa struktur som bidrar till de positiva markegenskaper som påvisas. Främst får åkermarken en ökad kolhalt och förbättrad dränering och struktur vilket leder till mer gynnsamma förhållanden för växtrötterna och ett ökat näringsupptag. Kihlberg m.fl. (2013) kunde efter studier på en yta som berikats med kol för ett halvt sekel sedan konstatera att jordens vattenkvot var 150 % högre än omkringliggande jords. Kolets adsorberande egenskap kan minska läckage av lösta ämnen från marken då dessa lösta ämnen fastnar i kolets struktur istället för att transporteras till omkringliggande vattendrag. På så sätt kan markens reserv av växttillgängliga näringsämnen öka. Biokolets struktur gynnar också mikroorganismernas levnadsmiljö och tillväxt vilket ytterligare bidrar till positiva jordegenskaper (Hansson m.fl., 2014; Lehmann och Joseph, 2009b).

Det kan emellertid finnas en kritisk nivå för hur mycket biokol som behöver tillföras en jord innan en positiv jordstrukturförändring uppstår (O'Toole m.fl., 2013). Att tillsätta rent biokol till jorden ledde inte kortsiktigt (< 3 år) till någon märkbar ökning av skörden (Ruyschaer m.fl., 2014). Vid tillförsel av biokol till odlingsmarker är det därmed av vikt att kolet först näringsmättats för att inte markens näring sugas in i kolet innan nedbrytning gör det tillgängligt för grödorna. Vid en jämförandestudie mellan obehandlad och näringsmättat biokol, tillförd samma odlingsmark, noterades en ökad skörd med 12 % för det näringsmättade kolet medan det obehandlade inte ökade skörden alls (Kihlberg m.fl., 2013). Varken i Sverige eller övriga EU är biokol ännu godkänt för användning inom ekologisk produktion. Däremot har Schweiz nyligen godkänt användning av biokol inom ekologiskt jordbruk (Wulff, 2014 pers. komm.; IBI, 2014).

Klimatförändringsarbetet

För att få en verkligt stor effekt måste minskade växthusgasutsläpp kombineras med borttagande och fastläggning av kol som redan finns i atmosfären (Hylander, 2014b pers. komm.). Principen att använda biokol som kolsänka går ut på att den biomassa som utgör biokolets substrat under sin livstid bundit in kol från atmosfären. Samma kol kommer under pyrolyprocessen till ca 30 % att stabiliseras vilket möjliggör att en betydande del av koldioxiden i atmosfären kan fastläggas vid framställning av kol som appliceras till marken, biokol.

En negativ bieffekt vid kompostering är de växthusgaser (CO_2 , CH_4 , N_2O) som frigörs och släpps ut i atmosfären. Inblandning av biokol i komposten kan minska utsläppen av dessa gaser, främst metan och kväve (Steiner m.fl., 2010), genom att bidra till porösare struktur och möjliggöra förbättrad syretillgång för mikroorganismerna. Vid ett kontrollerat kompostförsök med biokol producerat av träslagen vide och al ($500 - 600\text{ }^\circ\text{C}$) i Estland kunde dock inget minskat gasutsläpp påvisas (Rossner m.fl., 2013)

Energiutvinning

De nordiska och baltiska länderna har gemensamt beslutat att öka användandet av förnyelsebar/bioenergi. Biogas är ett alternativt drivmedel till fossila bränslen och tillsatts av biokol ökar potentiellt utbytet av metan i röt-kammaren vid biogasproduktion (Gustafsson, 2013). Biokol kan också användas som biogen kolkälla istället för fossilt kol i ljusbågsugnar vid framställning av stål (Schulten m.fl., 2013)

Filtermaterial

Kol, i främsta hand aktivt kol, är välkänt inom vatten- och luftrening på grund av att dess stora specifika yta möjliggör en god adsorptions- och reaktionsförmåga med olika ämnen. Vid

höga inloppskoncentrationer av kväve och fosfor har det angivits att biokol renar BDT-vatten med samma effekt som aktivt kol (Berger, 2012). En studie utförd på finsk åkerjords förmåga att kvarhålla fosfor visade däremot ingen ökad sorptionskapacitet i jorden med tillsatt biokol (Jarkko m.fl., 2013). En studie av Stenrød m.fl. (2013) indikerar efter laboratorieförsök att biokol producerat av träflis adsorberar pesticider använda i jordbruket med goda resultat. Även växtskyddsmedel, använda vid växthusproduktion, kan effektivt avskiljas med biokol (Hansson m.fl., 2014).

Det finns ytterst få studier av om biokol kan fungera som vattenrenare vid kontinuerligt horisontalflöde med låga halter av studerade ämnen i inloppsvattnet.

2.2.4 Certifiering

Det är European Biochar Certificate, EBC, som sätter den Europeiska standarden för vad som får klassas som biokol (EBC, 2014). Det som främst avgör om slutprodukt i pyrolysisprocessen får klassas som certifierat biokol är om substratet uppfyller de renhetskrav som ställs. Nedan listas de viktigaste kraven (Schmidt m.fl., 2012):

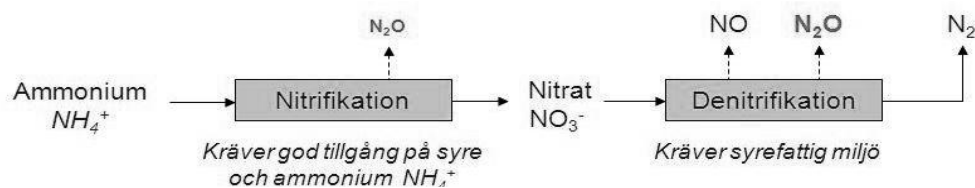
- Det organiska materialet skall vara obehandlat. Målat eller impregnerat material är således uteslutet.
- Det organiska materialet ska ha spårbarhet.
- Jordbruksavfall ska ha drivits upp hållbart. Trädflis ska komma från hållbart certifierad skog.

På slutprodukten ställs också kraven (Schmidt m.fl., 2012):

- PAH (polycykliska aromatiska kolväten) max 12 mg/kg.
- PCB (polyklorerade bifenyler) max 20 mg/kg.

2.3 VÄXTNÄRINGSÄMNA FOSFOR OCH KVÄVE OCH DERAS KRETSLOPP

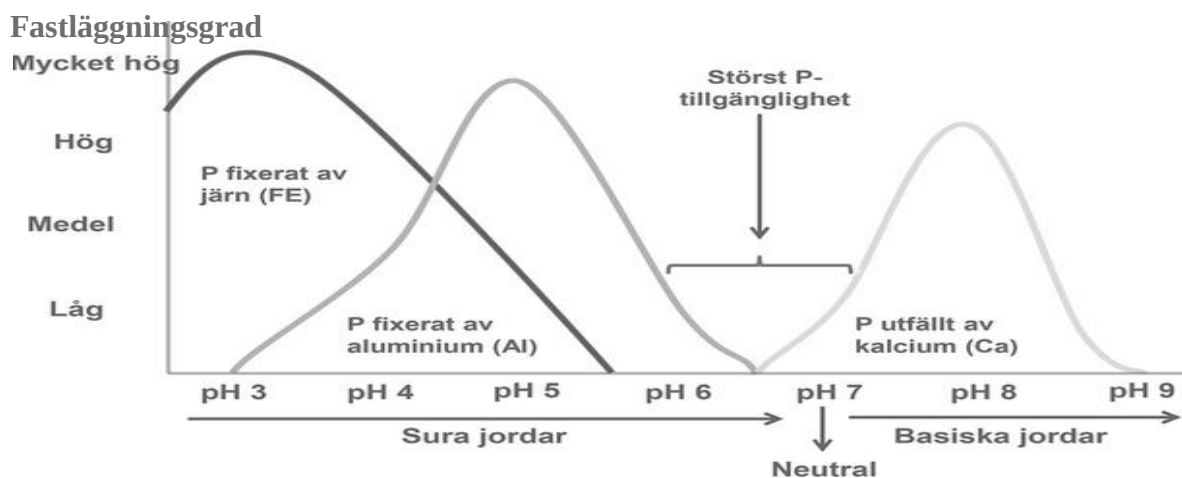
Fosfor och kväve är essentiella, det vill säga livsnödvändiga, näringsämnen som ingår i både DNA, RNA och i enzymer. Fosfor behövs även för organismens energiomsättning. Alla organismer behöver både kväve och fosfor för att växa och brist leder till dåliga skördar (Eriksson m.fl., 2011). För att jordbruket ska vara ekonomiskt krävs en viss tillförsel näringsämnen i form av gödsel (Sollenberg, 2014b pers. komm.). Vid felaktigt vald gödslings tidpunkt eller vid ofördelaktig väderlek och markstruktur kan tillförda näringsämnen lakas ur marken innan de hinner tas upp av grödor. Utlakningen av växttillgängliga näringsämnen från åkermark är en av de bidragande orsakerna till sötvattenssystems övergödningsproblematik (Greppa Näringen, 2014). Fosfor lakas främst i partikelbunden form via ytavrinning och i lerjordar även via inre erosion. Vid god vattengenomströmning i marken lakas även lösta fosfatjoner bort, speciellt via strömning i markens makroporer (Ulén, 2005). Kvävet lakas främst ut som organiskt kväve bundet till markpartiklar eller som lättlösligt nitrat. Ammoniumutlakning sker generellt i mycket liten skala dels på grund av att jonen fixeras in i lermineral, dels på grund av nitrifikationens omvandling av ammonium till nitrat sker relativt snabbt (Eriksson m.fl., 2011). Vid begränsad syretillgång eller under anaeroba förhållanden omvandlas nitrat via denitrifikation till kvävgas och i viss mån lustgas, se figur 4. På så sätt återförs kväve till atmosfären och växttillgängligt kväve i mark och vatten minskar.



Figur 4. Kväveomvandlingar i mark och faktorer som styr omvandlingarna (Klemedtsson, u.å., med tillstånd).

2.3.1 Viktiga faktorer och element med inverkan på fosforbindningar i fält

Den i vatten lösta formen av fosfor, ortofosfater H_2PO_4^- och HPO_4^{2-} , är också den mest lättillgängliga för växter och organismer. Fosfor är mycket reaktivt och förekommer i princip endast i förening med andra ämnen i naturen, se figur 5, eller som adsorberad till markpartiklar, det vill säga partikulärt bunden fosfor (Ulén, 2005). Beroende på pH i lösningen bildas föreningar med olika ämnen. Aluminium (Al), kalcium (Ca), mangan (Mn), magnesium (Mg) och järn (Fe) är alla element som lätt binder till fosfatfosfor (Hylander m.fl., 2005). Vid pH kring 6,5 är fosfor som mest tillgänglig i sin lösta växttillgängliga form. Det är i princip tre olika kemiska processer som kan binda upp löst fosfor, ytkomplexbildning med aluminium- eller kalkförening, utfällning eller som komplex i lösning (Blomkvist och Rydin, 2009). Organiska material kan öka fosfors löslighet då dessa tränger undan ortofosfatjoner från bindningsställena. Dessutom kan svårösliga komplex mellan trevärt aluminium och det organiska materialet bildas (Eriksson m.fl., 2011).



Figur 5. Fosfortillgänglighetens beroende av pH (Yara AB, u.å., med tillstånd).

Vid låga pH adsorberas fosfatfosfor (H_2PO_4^-) till oxid- och hydroxydytor alternativt fälls ut i närvaro av Al^{3+} , Fe(III) eller Fe(II)-föreningar. Utfällningsreaktionerna konsumerar vätejoner. Högre pH (pH 7 eller högre) genererar snarare snabb utfällning med Ca^{2+} där vätejoner istället frigörs. Till följd av att fosforfixeringen varierar med pH-värdet blir detta mycket betydelsefullt för fosfors löslighet, transportbenägenhet samt organism- och växttillgänglighet. Vid neutrala pH, pH 6-8, har både Al och Fe en nästintill obefintlig påverkan på fosfatadsorptionen på grund av att dessa joner är lösta i mycket liten grad i detta pH intervall, se figur 5 (Eriksson m.fl., 2011). Mangans, Mn, löslighet gynnas av låga pH och brist på syre. I välluftade jordar med neutralt pH föreligger Mn oftast som utfällda oxider. Löst ortofosfat kan bindas till dessa utfällda Mn-(hydro)oxider i syresatta vatten (Kawashima m.fl. 1986). I vattenlösningar föreligger Mg^{2+} som magnesiumhydroxid, $\text{Mg}(\text{OH})_2$, vars yta fosfatfosfor adsorberas till (Yao m.fl., 2011).

Utfällningsprocesser

Fosfat adsorberas till Al^{3+} genom den kemiska processen ligandbyte, vilket innebär att fosfatjonen, PO_4^{2-} , byter plats med en oxidytas OH-grupp. Processen sker vid lågt pH och den kemiska bindningen som uppstår är stark (Erikson m.fl., 2011). Vid hög koncentration av OH^- , det vill säga höga pH, kan PO_4^{2-} återigen frigöras genom ett nytt ligandbyte. Finns det löst Al^{3+} kan det bildas mycket svårslösliga aluminiumfosfatföreningar, ex. $\text{Al}(\text{OH})_2\text{H}_2\text{PO}_4$. Dessa reaktioner kräver ett $\text{pH} < 5,5$.

Samma ligandbyte som vid låga pH kan ske med Al^{3+} kan också ske med Fe^{3+} . Vid extremt sur lösning, pH 3-4, kan järn(III)oxider lösas upp och fosfat fälls då ut som det mycket svårslösliga Fe(III)fosfat (Erikson m.fl., 2011).

Då pH överstiger 7 börjar de lösta fosfaterna genast reagera med lösta kalciumjoner, Ca^{2+} , och bilda mer eller mindre svårslösliga kalciumfosfatföreningar, t.ex. apatit (Blomqvist och Rydin, 2009). Ju mer Ca^{2+} som finns i lösning desto mer stabila och svårslösliga föreningar fälls ut. Vanligen förekommer Mg^{2+} i signifikant mindre utbytbar halt än Ca^{2+} och Gunnars m.fl. (2004) anger att havsvattens innehåll av Mg starkt hämmar utfällning av apatit.

3. MATERIAL OCH METOD

I metodkapitlet presenteras hur upplägget för studien genomfördes, det vill säga hur filtret utformades och utvärderades. Fältförsöket av studien utfördes under senvår/sommar 2014 vid Hugelsta gård, öster om Eskilstuna. Som kapitel 2.1 gör tydligt behövde både biokolets hydrauliska konduktivitet och dess partikelstorleksfördelning initialt bestämmas vid utformningen av filtret. Filtret utvärderades genom provtagning av in- och utloppsvatten samt genom extraktionsförsök på oanvänt filtermaterial. Vattenproverna analyserades dels med avseende på näringsämnena kväve och fosfor i labb, dels genom vattenkemimätningar i fält. Vattenföringsmätningar utfördes i ett inledande skede för att användas vid planering av filterutformning samt senare under fältförsöket för att beräkna massflödet av näringsämnen ut från dräneringsdiken. Sist i metodkapitlet anges hur bearbetningen och beräkningar av kemi- och vattenföringsdata utfördes.

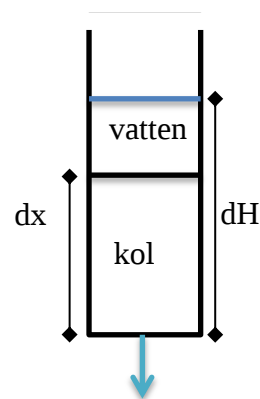
3.1 UTFORMNING AV FILTER

För att erhålla önskad filtereffekt, det vill säga adsorption av växttillgängliga näringsämnen, krävdes att filterkonstruktionen svarade mot både hydrauliska och fysiokemiska förutsättningar. Flödeskapacitet genom och uppehållstid i filtret är, som nämnts i teoridelen, sammankopplat med filtermaterialiets hydrauliska konduktivitet (K), dess porositet och partikelstorlek. Vid utformning av horisontella biokolfilter som förväntas ta emot stora vattenmängder finns det ingen standardutformning att tillgå (IBI, 2014 pers. komm.). Inga tidigare studier är heller publicerade på International biochar initiatives (IBI) hemsida som underlättar beräkning av vilken partikelfraktion av biokol som korresponderar till specifika horisontalflöden (IBI, 2014).

Vid utformningen av filtret bestämdes först biokolets hydrauliska konduktivitet, K (m/s), därefter följer metoden för hur filtrets hydrauliska kapacitet, Q (l/s), beräknades. Även partikelstorleksfördelningen för biokol från dels Vindelkol AB och dels Skogens Kol fastställdes innan filterdimensionerna utformades.

3.1.1 Bestämning av filtermaterialiets hydrauliska konduktivitet

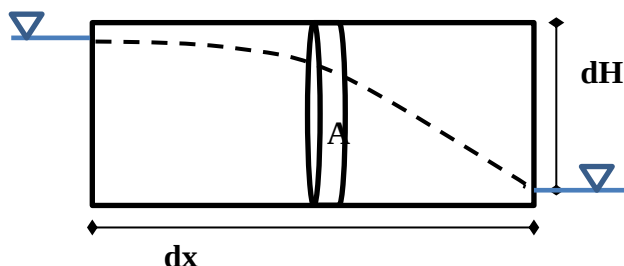
Bestämning av biokolets mättade hydrauliska konduktivitet utfördes experimentellt för vertikalt flöde med hjälp av Darcys lag, se ekvation 1. Den hydrauliska konduktiviteten för olika partikelfraktioner av biokol bestämdes genom att ett PVC-plaströr, med diameter 0,105 m, fylldes med ett biokolslager på 40 cm, se figur 6. Vattenytan hölls konstant under experimentet genom att vatten tillfördes i samma takt som det flödade ut vilket medförde att potentialskillnaden, dH (m), var avståndet mellan vattennivån och utströmningsnivån. Lägesskillnaden, dx (m), var sträckan fylld med biokol, se figur 6. Tiden för en bestämd volym vatten att rinna genom kolet noterades. Tidtagningen upprepades tre gånger och medelvärdet beräknades. Hydrauliska konduktiviteten, K (m/s), kunde således beräknas utifrån ekvation 1.



Figur 6. Experiment uppställning vid vertikal bestämning av biokols hydrauliska konduktivitet, K (m/s).

3.1.2 Metod för beräkning av filtrets hydrauliska kapacitet

Att vattnet kommer att strömma horisontellt och inte vertikalt i filtret antas inte inverka på den hydrauliska kapaciteten för biokolet. Det som påverkar genomströmningen i filtret är tillgänglig tvärsnittsarea och filterlängd. Filtrets teoretiska flödeskapacitet (Q) beräknades utifrån framtagen hydraulisk konduktivitet, K , och ekvation 1. För att erhålla en bra approximation av tillgänglig tvärsnittsarea för flödet valdes tvärsnittsarean, A , vid halva



Figur 7. Experimentuppställning för hur hydrauliska kapaciteten beräknades genom filtret. dx motsvarar filterlängden och dH representerar skillnaden i totalpotential över filtret, det vill säga nivåskillnad mellan fri vattenyta. Den streckade linjen visar antagen vattennivå i filtret och A pekar på det tvärsnitt som använts vid beräkning.

filterlängden att användas vid beräkningar, se figur 7. Tänkt skillnad i totalpotential, dH , sattes till skillnaden mellan vattennivån vid inloppet och utloppet och dx motsvarar filterlängden.

För beräkning av maxflöde valdes en inströmningshöjd i inloppet lika som hela filterhöjden medan för beräkning av minsta flöde valdes en inströmnings höjd lika som halva filterhöjden. Utströmningshöjden antogs vara vid trumbotten (0,01 m). I beräkningen sattes dx till planerad filterlängd, se tabell 3.

Tabell 3. Mätvärden för bestämning och av biokols hydrauliska konduktivitet, samt de värden på filterlängd (dx), tvärsnittsarea (A) och totalpotential över filtret (dH) som användes vid beräkning av filtrets maximala och minimala flödeskapacitet.

	dH (m)	dx (m)	A (m ²)
Experiment	0,57	0,41	0,015
Planerad max	0,35	1,5	0,12
Planerad min	0,18	1,5	0,06

3.1.3 Bestämning av filtermaterialets partikelstorlek

Det kol som initialt var tänkt att användas i projektet kom från Vindelkol AB och skulle enligt produktbeskrivningen bestå av partikelfraktionerna 0 – 10 mm. Inom projektet fanns även kol från Skogens Kol att tillgå. Det organiska materialet för Vindelkol AB kommer från Norra skogsägarna och består av björk, tall, al och asp (Almersson, 2014 pers. komm.) och för Skogens Kol består substratet av lövved från Kilafor, Sverige (Skogens Kol, 2012). Fördelningen av partikelstorlekar i biokolet togs fram genom att bestämma den procentuella andelen av olika kornstorlekar med mekanisk siktanalys (ASTM D421-85, 2007). Använda siktar var av rutnäts-typ med storlekarna 1, 1,7, 2,8, 4 och 5 mm. Varje sikt vägdes initialt och sedan siktades 161 g kol (Vindelkol AB) respektive 311 g kol (Skogens Kol) mekaniskt genom sikten innan de på nytt vägdes. Vikt-% av ett visst partikelintervall biokol erhöles genom beräkning av andelen kol som blivit kvar på sikten efter avslutad siktning.

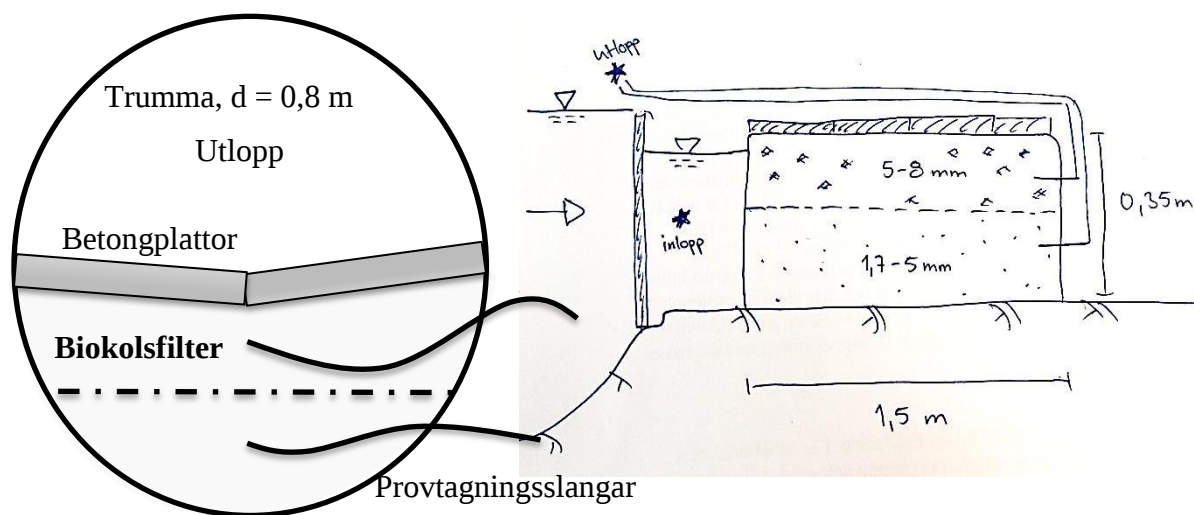
Om < 10 % av filtermaterialet består av oönskade partikelfraktioner behövs ingen sällning innan installation (Dalahmeh, 2014 pers. komm.)

3.1.4 Konstruktion av filtret

Filtret var planerat att bestå av två olika partikelfraktioner, nederst en mindre fraktion (lågflöde) och överst en större fraktion (högflöde). Som materialseparerare mellan de två

lagren av partikelfraktioner planerades geotextil användas. Utskiljning av de olika partikelstorlekarna gjordes med rutnätsikt och hålsikt. Tanken var att vid liten vattenföring skulle dikesvatten rinna genom den finare fraktionen medan högre flöden kräver större kapacitet och vatten då skulle kunna rinna i båda partikelfraktionerna. Som bräddavlopp vid hög vattenföring kunde vatten strömma ovanpå filtret, för att undvika alltför stor dämning. En halvcylinder, måttanpassad efter trummans botten, syddes av geotextil klass I för att användas som filtermaterialsomslutare. Inloppet till filtret planerades bestå av geotextil klass I, för att avskilja partiklar innan inströmning, medan utloppet bestod av myggnät. Geotextil i inlopp och myggnät i utlopp antogs minska risken att filtret skulle sättas igen.

För att förankra filtret och undvika bortspolning placerades betongplattor (35 x 35 x 5 cm) längs med hela filtrets ovan del som ett tungt lock. Ett ankare konstruerades också vilket gick från filtrets utlopp och fästes i inloppet till trumman. Ankaret bestod av en ringformad trädgårdsslang i utloppet med nylonlinor som löpte från ankaret till trummans inlopp på var sida om filtret samt i botten. Under betongplattorna låg plastfilm för att undvika vertikal inströmning av bräddningsvattnet i filtret samt för att underlätta representativ provtagning av utloppsvattnet.



Figur 8. Översiktlig skiss för filterutformningen sett från utloppet samt från sidan. Stjärna markerar var in- respektive utlopp provtogs.

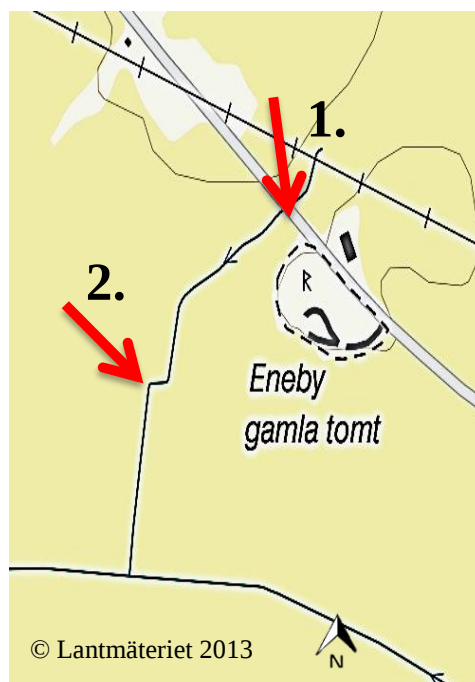
I inloppet sattes en dämningsskiva ($h = 0,4$ m), av plywood, så att vatten ansamlades, innan inströmning i filtret, för att underlätta vattenprovtagning. Dämningsskivan var också tänkt att dämna bort vattnet under installationen. En översiktsskiss på filterdesignen ges i figur 8. Planerade dimensioner för filtret framgår av tabell 8, resultat. Ett filter installerades för provtagning.

3.2 PLATSBESKRIVNING

Platsen som valdes för installation av filtret var ett dräneringsdike beläget precis öster om Eskilstuna på Hugelsta gårds ägor, se figur 9a. Dräneringsdiket mynnar i ett större vattendrag som heter Kafjärdsgraven. De vattenprover som togs i april på vattnet i dräneringsdiket vid Hugelsta gård indikerade att halterna av TP, $\text{PO}_4\text{-P}$ och $\text{NH}_4\text{-N}$ var högre än de halter som ligger till grund för den ekologiska statusklassningen av Kafjärdsgraven, se figur 10, vilket skulle motivera en filterrening vid Hugelsta. I dräneringsdiket uppmättes ett varierande flöde vid de första platsbesöken på mellan 1,3 till 5,5 l/s.

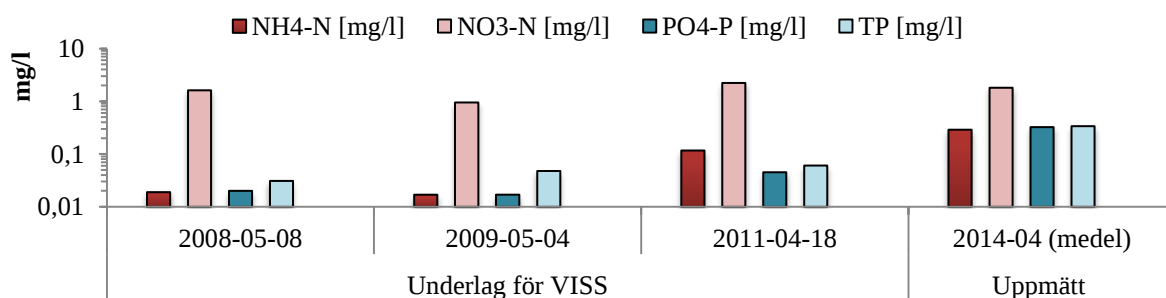


Figur 9a. Provplatsen med Kafjårdsgravens avrinningsområde till SMHIs mätstation (grå punkt) inritat. Den röda pilen markerar vart i Kafjårdsgraven filterinstallation och flödesmätning är gjord, inzoom ses i figur 9b. Karta hämtad från Lantmäteriet (2014, med tillstånd).



Figur 9b. Inzoom över fältplatsen i Hugelsta. Plats 1 visar var filtret är installerat och plats 2 markerar var vattenföringsmätning gjordes. Karta hämtad från Lantmäteriet (2014, med tillstånd).

Kafjårdsgraven har sin start i anslutning till E20 och mynnar i Mälaren knappa kilometern öster om Sundbyholm, se figur 9a. Avrinningsområdet är 25,46 km² och består av 51 % åkermarkslandskap, 42 % skogsmark och 7 % urban markanvändning. Dominerande jordart i området är finjord/lera och moränjord (SMHI, 2014a). Den ekologiska statusen bedömdes 2009 till måttlig med näringsämnen som största belastning, främst höga totalfosforhalter (VISS, 2009). SMHI har en mätstation, placerad vid den grå ringen i figur 9a, som utgör kalibreringspunkt i den hydrologiska modellen S-HYPE (SMHI, 2014). Pilen i figur 9a visar var i Kafjårdsgraven dräneringsdikt med filterinstallation och flödesmätning är placerad och inzoomat visas fältområdet i figur 9b.



Figur 10. Halter näringsämnen (mg/l) som ligger till underlag för statusklassningen av Kafjårdsgraven i VISS (2009) visas till höger. Halter näringsämnen (mg/l) i dräneringsdikt vid Hugelsta gård, vilket mynnar i Kafjårdsgraven, uppmätta april 2014 visas till vänster. Kvävefraktioner visas som röda staplar och fosfor om blåa.

Åkermarken runt dräneringsdiket domineras främst av lera med gyttjelera i de lägre partierna (Lidén m.fl., 2011). Uppskattad avvattning till punkten där filtret installerats är 35 ha åkermark samt lite dagvatten från E20 (Sollenberg, 2014a pers. komm.). Enligt Sollenberg (2014b, pers. komm.) odlades det korn och höstvet på markerna runt dräneringsdiket under 2014. Den sammanlagt gödselgivan under året för studien ligger på 140 kg N/ha och 12 kg P/ha, se tabell 4.

Tabell 4. Gödselgiva på markerna runt provplatsen år 2014 (Sollenberg, 2014b)

år 2014	25/4	15/5	12/6
Gödsling	NPK 26-3-4, 300 kg/ha	Flytgödsel, 40 kg N/ha	N27, 20 kg N/ha
Totalt: 140 kg N/ha och 12 kg P/ha			

3.3 VATTENPROVTAGNING

Vattenprov togs i filtrets in- och utlopp i enlighet med miljöövervakningens provtagningsmanual (SLU, 2009).

Inloppets vattenprov togs precis innan vattnet strömmade in i filtret, mellan dämningsskivan och filterinloppet. I utloppet togs vattenproverna via provtagnings slangar genom att vatten sögs ut med hjälp av en 20 ml spruta. Slangen hade sin början ca 5 cm in i filtret sett från utloppssidan. För att inte vatten som stått i slangen sedan förra provtagningsstillfället skulle analyseras sprutades de första tre (60 ml) sprutorna ut nedströms filtret. Volymen på slangen var ca 18 ml (2,5 m lång med en radie på 1,5 mm).

Provtagningsstillfällena

För att erhålla grunddata till analys av filtereffektiviteten skedde provtagning av in- och utloppsvattnet en till två gånger i veckan under projektiden. Förhoppning var att täcka in olika flöden i diket. I tabell 5 redovisas de datum då vattenprovtagning utfördes samt hur många provreplikater som togs vid varje tillfälle. Filtret låg på plats från 15 maj 2014 till 1 juli 2014, sammanlagt 48 dagar med 10 stycken provtagningsstillfällena.

Tabell 5. Provtagningschema för vattenprover av in- och utloppsvatten vid det installerade biokolsfiltret. Med högflöde menas att vatten rinner ovanpå filtret. Analysreplikater anger antal analyser för varje provreplikat.

Datum	Inlopp		Utlopp		Anmärkning
	Prov-replikat (n)	Analys-replikat	Prov-replikat (n)	Analys-replikat	
15-maj	1	triplikat	2	duplikat	högflöde
20-maj	1	triplikat	1	triplikat	”
23-maj	1	triplikat	1	duplikat	”
29-maj	1	triplikat	2	triplikat	”
05-jun	1	triplikat	2	duplikat	”
11-jun	3	duplikat	3	duplikat	”
17-jun	2	duplikat	2	duplikat	”
24-jun	3	triplikat	3	triplikat	”
28-jun	3	duplikat	2	duplikat	”
01-jul	3	duplikat	2	triplikat	”

3.4 UTVÄRDERING AV UTFORMAT FILTER

Alla vattenprover förvarades i en frysfrys vid -15°C från provtagningstillfället till analystillfället då de sakta tinades i kylskåp natten före analys. Turbiditet- och TP-analyserna utfördes på ofiltrerat vatten, medan PO₄-P, NO₃-N och NH₄-N analyserades på provvatten filtrerat genom filterpapper 00A (4 – 5 µm, Munktell). För varje analyserat ämne har en blank bestående av destillerat vatten mätts enligt samma analysförfarande. Blanken har dragits ifrån analysresultatet för att kompensera för analysmetodens eventuella bakgrundshalter.

3.4.1 Vattenkemimätningar i fält

I fält mättes elektrisk konduktivitet (EC), total halt löst substans (TDS), pH och temperatur på både in- och utloppsvattnet vid fem av de totalt tio provtagningstillfällena.

Mätning av elektrisk konduktivitet, löst substans och temperatur utfördes med en portabel vattentät kombinationsmätare av typen HI 98311 från HANNA Instruments. EC/TDS mätningarna är automatiskt kompenserade med avseende på temperatur. Mätområdet för EC var 0 – 3999 ±2 % µS/cm, för TDS 0 – 2000 ±2 % ppm och för temperaturen 0 – 60,0 °C ±0,5 °C (HANNA Instruments, 2014).

Fältmätningar av pH utfördes med en pH-meter av typen kombinationselektrod med enpunktskalibrering (buffer 7) från Claes Ohlsson, art.nr. 34-3118. Mätområdet för instrumentet var 0,0-14,0 med en noggrannhet på ±0,2.

3.4.2 Vattenanalyser i labb

TP, PO₄-P och NH₄-N har analyserats med spektrofotometer HITACHI U-2001 i 1x1 cm kyvett. Instrumentet har ett våglängdsintervall på 190 – 1100 nm med noggrannhet på ±0,3 nm. Detektorn består av kisel-fotodiod med ljuskälla från en deuteriumlampa. Upp till 0,05 % ströjljus kan förekomma. Mätosäkerheten är ±0,002 för uppmätt absorbans i intervallet 0 – 0,5 och ±0,004 för absorbans i intervallet 0,5 – 1 (HITACHI Instruments, Inc., 1999).

Fosfor, TP och PO₄-P

Både totalfosfor, TP, och fosfat, PO₄-P, i de tagna vattenproverna analyserades i enlighet med standardmetod (ISO 6878, 2004) vid våglängd 880 nm. Vid bestämning av TP uppslötts provet i 30 minuter i ugn vid 120 °C efter tillsats av peroxidsulfatlösning (kaliumperoxidsulfat, 5 %) (VWR nr. 1.05091)) i provrör med tättslutande lock. Efter uppslutning analyserades halten fosfat i TP och PO₄-P proverna utifrån molybdatblåmetoden med tillredd reagenslösning innehållande ammoniummolybdat (4 %), kaliumantimon(III)oxidtartrat (1 mg Sb/ml) och svavelsyra. Oorganisk fosfor, PO₄-P, reagerar med ammoniummolybdat i närvaro av svavelsyra och bildar fosformolybdat-komplex. I närvaro av antimon reduceras dessa komplex av askorbinsyra och en blåfärgad förening, fosformolybden, bildas vars färgintensitet detekteras av spektrofotometer. Detektionsgränsen för TP och PO₄-P var 0,01 mg/l. En fyrapunkts kalibreringskurva togs fram för att relatera mätt absorbans till koncentration i mg/l.

Den uppmätta absorbansen på kalibreringskurvan användes också till att säkerställa att den tillredda reagenslösningen låg inom ett detektionsintervall på ±10 % från tillberedningstillfället vid varje analystillfälle. Om så inte varit fallet hade ny reagens tillretts innan analysen påbörjades.

Ammonium, NH₄-N

Ammoniumhalten i vattenproverna analyserades med Spectroquant Ammonium Test 1.14752.0001 vilket är analogt med ISO standard 7150-1 (Merck Millipore, 2013). Mätintervallet på reagenskittet var 0,05 – 3 mg/l. Vid tillsats av klorerade agenter i

vattenprovet sker en reaktion mellan dessa agenter och ammoniumjonerna som finns i vattnet. I närvaro av thymol bildas då ett blått indofenolderivat vars färgintensitet detekteras vid våglängd 690 nm. Noggrannheten för reagenskittets mätvärde är enligt Merck Millipore (2013) $\pm 0,08$ mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$. Vid varje analystillfälle togs en fempunkts kalibreringskurva fram för att relatera mätt absorbans till koncentration i mg/l. För att absorbansen skulle ligga inom linjärt intervall (absorbans 0 – 1,5) var alla prover inklusive standarderna tvungna att spädas 1:4 innan tillsatts av reagenskemikalierna.

Nitrat, $\text{NO}_3\text{-N}$

Halten nitrat i vattenproverna analyserades med Orion nitratelektrod 9707 med mätintervallet 0,1 – 14 000 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ och inbyggd referenselektrod. För att säkerställa att jonstyrka och pH är samma i både prov och kalibreringsstandard, samt för att undertrycka effekterna av andra störande joner, tillsattes en lösning (ISA) till både standard och prov innan mätning med elektroden (Thermo Electron Corporation, 2003). Nitratelektroden ger en resistans i millivolt (mV). För att relatera dessa värden till koncentration nitrat gjordes två separata kalibreringskurvor. En för låga koncentrationer (olinjär) och en för höga koncentrationer (linjär) (Herbert, 2014 pers. komm.).

Turbiditet, Turb.

Turbiditet är ett mått på suspensionen av partiklar i en vätska, det vill säga vätskans grumlighet. En portabel turbiditetsmätare 2100Qis från HACH användes vid mätning av vattenprovernas turbiditet. Aktuell mätare uppfyller ISO standard för turbiditetsmätning, ISO 7027 (HACH, 2014). Enheten för kalibrerad turbiditetsmätare är Nephelometric Turbidity Units (NTU) och noggrannheten är ± 2 % av mätvärdet med en upplösning på 0,01 NTU. Mätintervallet för instrumentet var 0-1000 NTU. Mätaren trepunkts kalibrerades för hela mätintervallet innan varje mätserie genomfördes. Mätmetoden baseras på ratio-teknik vilket innebär att den primära nephelometrisk spridningen (90°) samt transmittansen för en ljussignal mäts med en LED lysdiod vid 860 nm (HACH, 2014). Ju fler små partiklar som finns i vattnet, desto mer ljus når detektorn.

3.4.3 Skakextraktion, biokol: H_2O

Extraktionsanalys utfördes på otvättat biokol från Skogens Kol i syfte att ta reda på hur mycket vattenlösliga ämnen som kan lakas ur biokolet vid vattengenomströmning. Extraktion med biokol: H_2O i förhållandena 1:5, 1:10 och 1:100 utfördes genom mekanisk skakning under 1 timme i rumstemperatur. Experimentuppställningens parametrar var 30 ml vatten medan biokol vägdes in på analysvåg i mängderna 6 g (1:5), 3 g (1:10) respektive 0,3 g (1:100). Två olika kolfraktioner användes, partikelstorlek 1,7 – 5 mm och 5 – 8 mm. Som extraktionsvatten användes både destillerat vatten och dikesvatten.

Den relativa utlakningen beräknades enligt ekvation 2

$$RE = \frac{c_{\text{efter}} - \text{bas}}{c_{\text{efter}}} \cdot 100 \quad [\%] \quad (2)$$

där c_{efter} är halten (mg/l) av analyserade parametrar efter skakning och *bas* är bakgrundsvärdet på extraktionsvattnet (blanken) (mg/l).

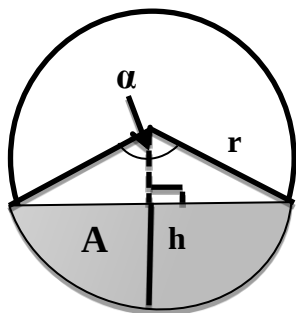
Negativ RE innebär att halten i extraktionsvattnet (blanken) är högre än halten efter skakning medan positiv RE betyder en ökning (utlakning) vid skakning.

En kvantifiering av kolets bidrag till extraktionsvattnet beräknades enligt ekvation 3, där V är volym extraktionsvatten, x är massa (mg) analyserat ämne i extraktionsvattnet, k står för massa kol (mg) i extraktionen och b (mg/g) är bidraget per gram kol.

$$c_{\text{efter}} \cdot V_{\text{extraktionsvatten}} = x \rightarrow \frac{x}{\text{kol}} = b \quad [\text{mg/g}] \quad (3)$$

3.5 VATTENFÖRING

Vid mätning av vattenföring i öppna kanaler som diken och åar kan antingen hastighet-areamethoden eller tid-volymmetoden (hinkmetoden) användas. En förenklad version av hastighet-areamethoden är flottörmethoden, där ythastigheten mäts med en flytkropp (flottör) ur vilket sektionens medelhastighet uppskattas. För största noggrannhet bör mätningen ske i en väldefinierad sektion av det öppna diket där tvärsektionen är konstant över tid (Naturvårdsverket, 2008b). Den sektion som valdes vid vattenföringsmätning i dräneringsdiktet var en betongtrumma (diameter = 0,4 m) under en traktoröverfart nedströms platsen där filtret placerades. Här fanns både en konstant tvärsnittsgeometri och sträcka. Trummans utlopp var dessutom placerat högt vilket medförde en fri vattenstråle och möjlighet att placera ett kärl, i det här fallet en hink, nedanför utloppet. Initialt mättes flödet med flottörmethoden för att i samband med filterinstallationen ändras till hinkmetoden.



Figur 11. Våta tvärsnittsarean, A , i en trumma av cirkelgeometri. Sträckor som behövde mätas i fält var höjden på vattenytan, h .

Vattenföringsmätning med flottörmethoden utfördes genom att ett föremål, flottör, flöt med vattenströmmen medan tiden, t (s), på den bestämda sträckan genom trumman, 8,35 (m), noterades. Till flottör

valdes nederdelen på torkade vasstrån som växte runt mätplatsen. Trummans vattenfyllda tvärsnittsarea, A (m^2), behövde också bestämmas, se figur 11. Genom att vattenytans höjd från trumbotten till vattenytan, h (m), mättes och trummans radie, r (m), var känd kunde våt tvärsnittsarea beräknas med hjälp av trigonometriska samband för trianglar, se ekvation 4, och ekvationen för cirkelsegmentets area, se ekvation 5, där α är cirkelsektorns vinkel i radianer. En medelhastighet för flottören beräknades utifrån tre upprepade tidtagningar, v (m/s). Hela tvärsnittets flödes hastighet antas vara 85 % av ythastigheten där flottören flöt fram (Linford, 1961). Vattenföringen, Q (l/s) beräknades sedan enligt ekvation 6 där L är trummans längd.

$$\alpha = 2 \cdot \arccos\left(\frac{r-h}{r}\right) \quad (4)$$

$$\text{Cirkelsegmentets area, } A = \frac{1}{2}r^2(\alpha - \sin \alpha) \quad [\text{m}^2] \quad (5)$$

$$Q = A \cdot \frac{L}{t} = v \cdot A \cdot 0,85 \cdot 10^{-3} \quad [\text{l/s}] \quad (6)$$

Flödesmätningar med hinkmetoden utfördes också i betongtrumman genom att mäta tiden, t (s), det tog att fylla en hink till brädden. Uppmätt volym i full hink var 11 liter, V (l). Mätning av tiden upprepades 3 – 7 gånger och medelvärde användes vid beräkning av vattenföringen, Q (l/s). Metoden är beroende av att en fri vattenstråle kan identifieras i vattendraget och av praktiska skäl begränsad till flöden på ca 0 – 15 l/s (Naturvårdsverket, 2008b).

3.5.1 Modellerad vattenföring

Vid tidpunkten för examensarbetet hade SMHI en temporär mätstation för vattenföringen i Kafjärdsgården. De temporära stationernas syfte är dels att successivt kartlägga den hydrologiska variationen i Sverige, dels att utgöra kalibreringspunkter i SMHIs avrinningsmodell S-HYPE, vars modelldata finns tillgänglig på Vattenwebb. Där kan modelldata på vattenföringen på dygnsbasis hämtas (SMHI, 2014a). Mätutrustningen utgjordes av en elektronisk tryckgivare som loggar vattenståndet var 30:e minut. Manuella

vattenföringsmätningar vid olika vattenstånd utförs av hydrologer från SMHI under tre till fem tillfällen för att kombineras i en avbördningskurva för den specifika platsen (SMHI, 2014c).

Jämförelse manuella flödesmätningar med modellerade

SMHIs modellerade flödesmätningar jämfördes med de manuellt uppmätta genom att vid varje utförd flödesmätning, se tabell 5, ta fram det modellerade flödet i Kafjårdsgraven och beräkna andelen, a , som dräneringsdiket bidrog med, se ekvation 7.

$$\frac{\text{Uppmätt flöde (l/s)}}{\text{Modellerat flöde (l/s)}} = a \quad (7)$$

Efter provperiodens slut togs andelsberäkningens medelvärde för varje vattenföringsprovtagning fram, $\bar{a}$. Den andelen antogs approximera bidraget från dräneringsdiket i modelleringspunkten. Då dygnsuppdaterad modelldata på vattenföringen hämtades från SMHIs vattenwebb kunde den multipliceras med dikets bidrag, $\bar{a}$, och ett dygnsuppdaterat skattat flöde i dräneringsdiket erhöles. Det dygnsuppdaterade flödet var för masstransportberäkningar för näringsämnen och för att undersöka om flödesvariationer påverkade filterkapaciteten.

3.6 BEARBETNING AV KEMI- OCH VATTENFÖRINGSDATA

Effekten av det installerade filtret studerades genom vattenprover tagna i in- och utloppet. Dessa analyserades för $\text{PO}_4\text{-P}$, TP, $\text{NO}_3\text{-N}$ och $\text{NH}_4\text{-N}$ och turbiditet. I fält analyserades dessutom parametrarna EC, TDS, pH och temperatur vid 4 av 10 provtagningsstillfällen.

Analysresultat presenteras som ett aritmetiskt medelvärde av provtagningsreplikaten ($n = 2 - 3$). För alla provtillfällen beräknades ett medelvärde för analysreplikaten ($n = 3$) och för de provtillfällen där endast ett vattenprov togs är medelvärdet för analysreplikaten den halt som presenteras. Som spridningsmått rapporterades antingen standardavvikelsen, SD, eller den relativa standardavvikelsen, RSD, vilken beräknades enligt ekvation 8.

$$\frac{SD}{\text{medel}} \cdot 100 = RSD \quad [\%] \quad (8)$$

3.6.1 Relativ effekt

Den relativa reningseffekten anges i procent och pekar på haltskillnad mellan in- och utloppsvatten efter passage genom biokolsfiltret. Filtereffekten beräknades enligt ekvation 9.

$$RE = \frac{\text{inlopp} - \text{utlopp}}{\text{inlopp}} \cdot 100 \quad [\%] \quad (9)$$

Negativ RE innebär således att inloppsvattnet har en lägre koncentration än utloppsvattnet.

Ca, Mg, Mn, Al och Fe i in- och utloppsvatten (provtaget 28 juni) analyserades av ackrediterat labb Eurofins enligt SS 028150-2/ICP-AES. Provberedning utfördes genom uppslutning och mätosäkerheten i analysen är för Ca och Al 15 % medan den för Mg, Mn och Fe är 20 %. Även analyser på det oanvända biokolet utfördes med avseende på ovan nämnda metaller och totalfosfor enligt NMKL No 161 1998 mod./ICP-AES samt totalkväve och fukthalt enligt EN 14774/15414 respektive EN 15104/15407. Provberedningen utfördes i enlighet med ISO 18283-06. Mätosäkerheten i analysen är för fukthalt och kväve 10 %, för Al och Fe 15 % och övriga 20 %.

3.6.2 Statistisk analys

Korrelationsanalys utfördes mellan parametrarna i in- och utlopp, det uppmätta flödet samt provtagningstiden i datorprogram för statistik analys, *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS), med kommandot *crosstabs*. I korstabeller undersöks det eventuella

sambandet mellan olika testade variabler (Sundell, 2012). Ett positivt samband indikerar att ökad x-variabel (oberoende) ger en ökning i y-variabeln (beroende) och negativt samband indikerar att en ökning för x-variabeln (oberoende) ger en minskning för y-variabeln (beroende). Signifikansnivån för korrelation sattes till 95 % ($p < 0,05$). Antal använda datapunkter i analysen var tolv ($n = 12$).

Tidsserieanalys utfördes i SPSS med kommandot *linjär regression* där provtagningstillfällena (datum) sattes som oberoende variabel och de analyserade parametrarna som beroende variabler (Sundell, 2009). Med samma kommando utfördes en linjär regressionsanalys med uppmätt flöde som oberoende variabel och de analyserade parametrarna som beroende variabler. Här hade data först storlekssorterats med avseende på flödet. Signifikansnivån i båda analyserna sattes till 95 % ($p < 0,05$). Antal datapunkter analysen baserades på var tio ($n = 10$).

Skillnaden mellan de olika partikelfraktionerna av biokol (8 – 5 mm och 1,7 – 5 mm) undersöktes i SPSS med kommandot *jämför medelvärden - parat t-test*. De värden som jämfördes var medelvärdet för de tre analyserade extraktionsförhållandena, ett test för varje analyserat element. Signifikansnivån var 95 % ($p < 0,05$) och tre datapunkter ingick i varje test ($n = 3$).

De statistiska analyserna är baserade på ett fåtal mätpunkter ($n = 3 - 12$) och för alla utförda analyser förutsattes normalfördelning, eller approximativ normalfördelning. Det lilla antalet datapunkter påverkar normalfördelningsapproximationen och så också säkerheten i resultatet.

4. RESULTAT

I resultatkapitlet redovisas först resultaten från experimentellt framtagen hydraulisk konduktivitet och partikelstorleksfördelning i det använda biokolet, vilka senare låg till grund vid utformning av filtrets dimensioner. En redogörelse för hur installationen utfördes följs av de erhållna resultaten från analyserna som utvärderar filterfunktionen.

4.1 UTFORMNING AV FILTER

Först bestämdes den hydrauliska konduktiviteten i biokolet samt dess initiala partikelstorleksfördelning. Experiment har utförts på kol från Vindelkol AB samt Skogens Kol. Vid installation av filtret ansågs biokol från Skogens Kol mest lämpat att användas som filtermaterial. Därefter kunde filterdimensioner anpassade till vägtrumman vid Hugelsta gård tas fram och filtret installerades slutligen den 15 maj 2014. Vid platsbesök 1 juli 2014 hade filtret kollapsat till följd av ett ovanligt rikligt regn på kort tid och fältperioden avbröts.

4.1.1 Bestämning av hydraulisk konduktivitet och hydraulisk flödeskapacitet i filtermaterialiet

I tabell 6 presenteras resultaten på framtagen hydraulisk konduktivitet, K , i olika partikelfraktionsintervall av biokol utifrån experimentuppställningen i avsnitt 3.2, se tabell 4. Utifrån tabell 6 antas en partikelfraktion på 2 – 6 mm ge en teoretisk flödeskapacitet i intervallet 3 – 7 l/s för biokolsfiltret. Baserat på initiala flödesmätningar där vattenföringen uppmättes från 3 l/s till 11 l/s den 7:e respektive 21:a mars och antagandet att en sommartorka generar något lägre flöde ansågs det rimligt att använda partikelstorlekar på 2 – 6 mm vid utformningen av filtret. Experiment är utförda på kol från Skogens Kol.

Tabell 6. Bestämning av hydraulisk konduktivitet hos olika intervall av partikelfraktioner av biokol från Skogens Kol, med tvärsnittsarea, A , på 0,015 m², dH satt till 0,57 m och dx 0,41 m. Teoretisk flödeskapacitet är beräknat utifrån planerade filterdimensioner med en tvärsnittsarea på 0,12 m², dH på 0,35 m och dx på 1,5 m.

Partikelstorlek [mm]	20 – 16	16 – 13,5	13,5 – 11,2	6 – 4	4 – 2
K [m/s]	$5,3 \cdot 10^{-1}$	$5,6 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$	$2,5 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$
Q [l/s]	14,3	15,1	5,9	6,8	3,2

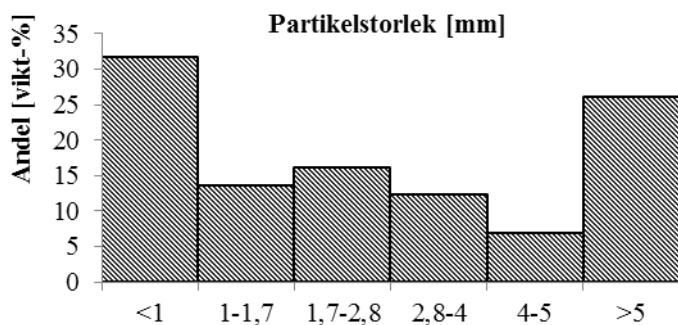
I tabell 7 redovisas resultaten från bestämning av den hydrauliska kapaciteten i det fraktionsintervall som ansågs passande att använda vid filterutformningen (2 – 6 mm). De max- och minflödeskapacitet som presenteras i tabell 7 är beräknade utifrån parametrarna i avsnitt 3.2, se tabell 4. Experimenten är utförda på kol från Skogens Kol.

Tabell 7. Bestämning av den hydrauliska konduktivitet i de partikelfraktioner som antogs ge tillräcklig flödeskapacitet genom filtret. Maximal flödeskapacitet är beräknat utifrån en tvärsnittsarea, A , på 0,12 m² och dH på 0,35 m, medan minsta flödeskapacitet är beräknat utifrån en tvärsnittsarea på 0,05 m² och dH på 0,1 m. Filterlängden är i båda beräkningarna 1,5 m.

	1,7 – 5 (mm)	2 – 5 (mm)	2,8 – 5 (mm)
K [m/s]	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$1,4 \cdot 10^{-1}$	$1,7 \cdot 10^{-1}$
Max flödeskapacitet, $Q_{\max}$ [l/s]	2,97	3,78	4,59
Min flödeskapacitet, $Q_{\min}$ [l/s]	0,42	0,54	0,66

4.1.2 Bestämning av partikelstorlek i filtermaterialiet

Resultatet av siktanalys utförd på kol från Vindelkol AB presenteras i figur 12a. Kolet bestod till ca 30 vikt-% av dammfraktion (<1 mm) och totalt 45 vikt-% av fraktioner <1,7 mm. Dessutom var partiet mycket torrt och svårarbetat, se figur 12b. Endast 35 vikt-% var i det önskade storleksintervallet 2 – 6 mm.

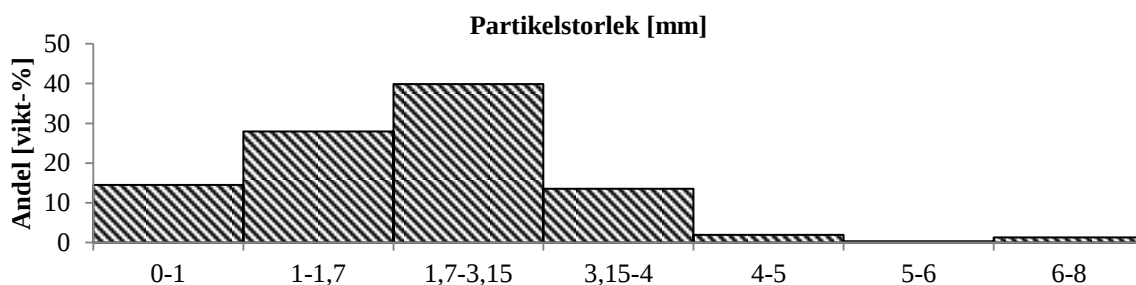


Figur 12a. Partikelstorleksfördelning i kol från Vindelkol AB baserat på andel vikt-%.



Figur 12b. Torrt och dammigt kol från Vindelkol.

Resultatet av siktanalys utförd på kol från Skogens Kol presenteras i figur 13. Kolet från Skogens Kol var mindre dammigt och 80 vikt-% bestod av partikelfraktionerna mellan 1,7 – 5 mm och endast en mindre del (15 vikt-%) bestod av ”damm fraktionen” (<1,7 mm).



Figur 13. Partikelstorleksfördelning i kol från Skogens Kol baserat på andel vikt-%.

4.1.3 Konstruktion av filter

Filtret installerades i en vägtrumma under landsvägen till Hugelsta gård, se plats 1 i figur 10b. Till filtermaterial valdes kol från Skogens Kol. De vattenföringsmätningar som gjordes i anslutning till provtagning utfördes 250 m nedströms filtret, se plats 2 i figur 10b. Utifrån resultaten i avsnitt 4.1.1 och 4.1.2 valdes den mindre biokolsfraktionen (anpassad för lågflöde) att bestå av ett partikelstorleksintervall på 1,7 – 5 mm medan den grövre fraktionen (anpassad för högflöde) bestod av intervallet 5 – 8 mm. Resultatet av installationen utföll inte helt i enlighet med planerad design och dimensioner. I tabell 8 presenteras de dimensioner som initialt planerades och de dimensioner som uppmättes på filtret efter installation.

Tabell 8. Dimensioner på det planerade och det installerade biokolsfiltret i vägtrumman vid Hugelsta.

	Höjd utlopp (m)*	Bredd utlopp (m)*	Längd (m)	Tvärsnitts area (m ²)	Volym (m ³)	Partikelstorlek (mm)	Flödes kapacitet (l/s)**
Planerad	0,35	0,79	1,5	0,23	0,3	1,6-8	3,8
Utförd	0,15-0,2	0,63	1,2	0,16	0,11	1,6-5	1,2

*Inloppet approximeras till samma dimensioner som utloppet för den utförda filterkonstruktionen.

**Antaget K i biokolet är i storleksordningen 10⁻¹ m/s



Figur 14. Filteromslutaren av geotextil på botten av trumman just innan vatten flödade över dämningsskivan.

Utförd filterinstallation

Initialt placerades en halvmåneformad plywoodskiva i trummynningen för att dämna bort vattnet under installationen. Fram till att filteromslutaren kommit på plats, se figur 14, och biokolet skulle placeras ut gick installationen enligt planeringen. Till följd av en lokal regnskur föregående dag strömmade vatten därefter relativt snabbt över dämningsskivan, se figur 15b. Det inströmmande vattnet medförde svårigheter att få kolet på plats utan att det flöt bort. Dämningsskivan som bankats fast i trummans inlopp behövde förankras för att inte tryckas iväg av vattenmassan. Förankringen utformades på

plats genom att en plankan sågades till att löpa mellan taket på truminloppet och ovensidan på dämningsskivan, se figur 15a. På grund av omständigheter med högt vattenflöde kunde filtret endast fyllas med biokol av partikelfraktion 1,7 – 5 mm. Istället för två olika partikelfraktioner bestod alltså det installerade filtret av ca 0,1 m³ biokol av storlek 1,7 – 5 mm. Filtret förankrades med två olika anordningar, dels betongplattor (8st, 35 x 35 cm)



Figur 15a. Inloppet sett utifrån. Stolpen förankrar filtret och plankan säkrar dämningen. Hög vattenföring gör att dikesvatten strömmar ovanpå filtret.



Figur 15b. Vattnet rann över dämningen och endast toppen på betongplattorna ovanpå filtret är synligt. Mycket svårjobb vid installationen på grund av det höga vattenflödet.

ovanpå filtret, dels genom en ankaranordning som fästes i filtrets baksida (utlopp) samt i inloppet till vägtrumman. Ankaret bestod av cirkelformad trädgårdsslang som sytts fast i myggnätet i filterutloppet. Från slangen löpte nylonlinor på insidan av filteromslutaren, en på varje sida, samt i botten vilka fästes just utanför truminloppet genom att de knöts runt två stycken nedslagna staketstolpar. Snöret i botten fästes runt den stolpe som var placerad framför mynningen, se figur 15a.

Provtagningsslangar fästes i filterutloppet, ca 5 cm in i filtret, dessa drogs genom myggnätet och förankrades med en knut på insidan av nätet. Slangarna var från början korta, ca 0,5 m, och vattenprov av utloppsvattnet var tvunget att tas från insidan av trumman, figur 16. Den 11 juni förlängdes slangarna för att möjliggöra provtagning av utloppsvattnet från utsidan av trumman, vid inloppet.

Dimensionerna på det installerade filtret blev mindre än planerat, ca 15 cm lägre, 30 cm kortare och en tvärsnittsarea som var 0,1 m² mindre än ursprungsritningens. Till följd av det inströmmade vattnet vid installationen hade filtret en något konkav form, med mindre kol i mitten och mer på sidorna.



Figur 16. Utloppet av filtret sett inifrån trumman. Vatten strömmade under hela provtagningsperioden ovanpå filtret.

Den planerade, teoretiskt beräknade, maxflödeskapaciteten var ca 4 l/s medan installerat filter endast hade teoretiskt beräknat maxgenomflöde på 1,2 l/s, se tabell 8. Under hela provtagningsperioden strömmade vatten över filtret i likhet med ett bräddavlopp, se figur 16. Medelflödet under provtagningsperioden beräknades till 3,2 l/s och varierade mellan 1,3 l/s till 6,5 l/s.

Vid platsbesök 1 juli noterades att det installerade filtret partiellt hade kollapsat. Filtret hade spolats iväg och lagt sig längre in, närmare mitten, i trumman. Utloppsslangarna i inloppet hade slitits bort och låg tillsammans med filterresterna. Vid bortsköljningen gick geotextilen, som fungerade som materialomslutare, sönder och delar av biokolet

spolades bort med dikesflödet. Endast en mindre andel var kvar i filtret. Vattenståndet vid inloppet var högt, 4 cm över dämningsskivan, vilket är en ökning på ca 2,5 cm mot tidigare besök.

Observationer gjorda under filterperioden är att det snabbt bildades mycket grön/brun algpåväxt på alla installerade konstruktioner i dikesvattnet. Vattnet upplevdes relativt grumligt under hela perioden utom vid platsbesök 24 juni, då botten vid inloppets dämning var synlig. Troligen strömmade vattnet aldrig endast inuti filtret utan använde alltid bräddavloppet, det vill säga flöt över betongplattorna på filtertoppen, se figur 16.

4.2 UTVÄRDERING AV UTFORMAT FILTER

Filtrets funktion utvärderades genom analys av växttillgängliga näringsämnen (PO₄-P, NH₄-N, NO₃-N), partikelhalt och pH i in- och utloppsvattnet för totalt 10 stycken provtagningar under perioden 15 maj till 1 juli 2014. För att relatera analysresultaten med dräneringsdikets bidrag av näringsämnen till omkringliggande vattendrag, Kafjärdsgraven och sedan Mälaren, mättes också vattenföringen och masstransporten beräknades.

4.2.1 Fältparametrar

De uppmätta fältparametrarna på filtrets in- och utloppsvatten visas i tabell 9. Både EC och TDS tenderade att öka något i utloppsvattnet. Varken pH eller vattentemperatur visade någon skillnad mellan in- och utloppsvatten.

Tabell 9. Fältmätningar av elektrisk konduktivitet, EC, lösta partiklar, TDS, pH och temperatur vid provtagningstillfällena för vänster kolumnen. Ett replikat vid varje mätning, n = 1.

Datum	EC (µS)		TDS (ppm)		pH		Temp (°C)	
	Inlopp	Utlopp	Inlopp	Utlopp	Inlopp	Utlopp	Inlopp	Utlopp
15 maj	13	39	3	16	7,8	7,3	10,4	10,4
11 juni	236	249	114	125	7,3	7,8	13,7	13,7
24 juni	232	232	117	125	7,9	8,0	13,5	13,5
1 juli	100	174	54	81	7,2	7,2	13,3	13,3

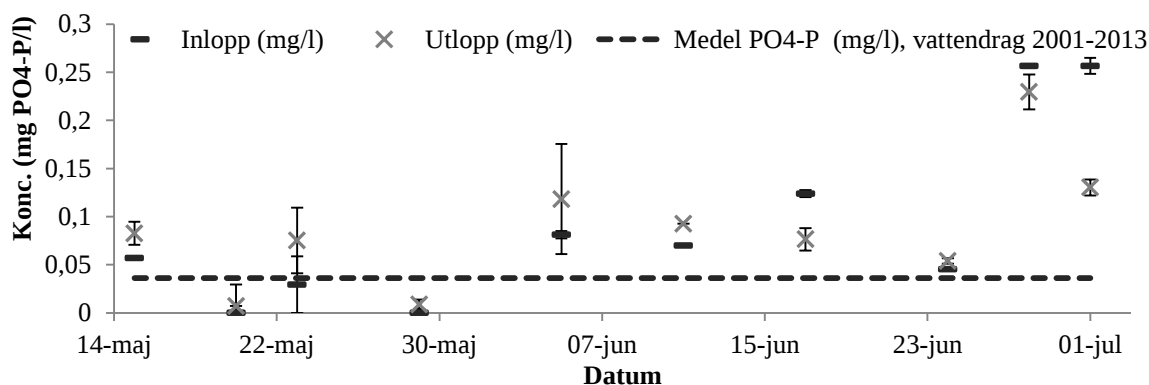
4.2.2 Filterfunktion i relation till växttillgängliga näringsämnen och turbiditet

Halterna av PO₄-P, NH₄-N, NO₃-N samt turbiditet för in- och utloppsvattnet visas i figur 17 – 20. I figuren har även medelvärdet för alla vattendrag i Eskilstuna (streckad linje) lagts in som en referenslinje (Tuomola, 2014, pers. komm.). Kväve och fosfor visar överlag på högre halter i utloppsvattnet än i inloppsvattnet, se tabell 10. Då TP-halten genomgående i alla utförda analyser är lägre än PO₄-P ansågs den vara alltför osäker för att presenteras. TP-parametern plockades bort från resultatdelen och ges istället som referens i bilaga A *Total fosfor*. Vattnet i utloppsprovet 1 juli togs efter att filtret kollapsat. De variationsmått (felintervall) som återfinns i figur 17 – 20 är beräknade utifrån värdet på den relativa standardavvikelsen, RSD.

Tabell 10. Medelvärde (n = 10) ± SD för uppmätt halt av PO₄-P, TP, NH₄-N, NO₃-N samt turbiditet för in- och utloppsvattnet under perioden 15 maj-1 juli 2014.

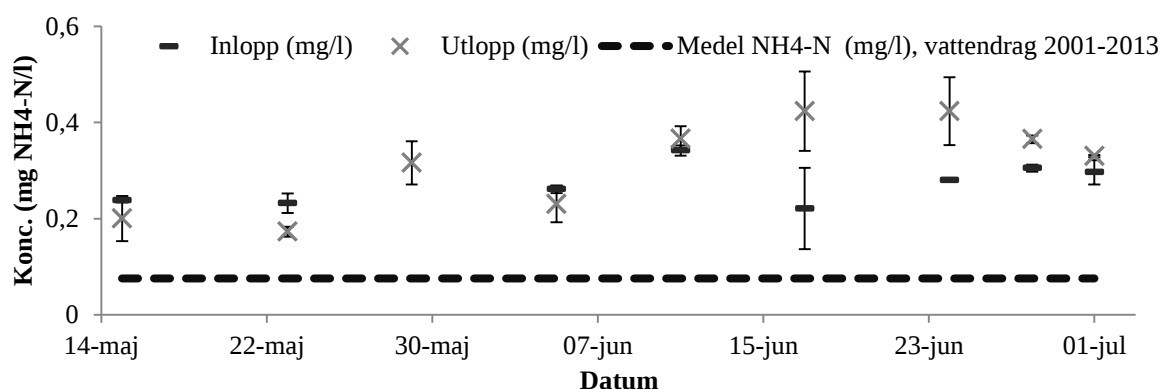
	PO ₄ -P (mg/l)	TP (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	Turbiditet (NTU)
Inlopp medel ± SD	0,06±0,04	0,02±0,03	0,22±0,11	5,21±2,5	22,1±7,4
Utlopp medel ± SD	0,08±0,05	0,01±0,01	0,29±0,15	5,46±3,3	31,4±20,3 (24,8±5,1 exl. 1/7)

PO₄-P i dräneringsdiken varierade mellan 0 – 0,25 mg/l under provtagningstiden och ökade något mot slutet av perioden. Halten var i genomsnitt något högre än för medelvärdet (0,06 mg/l) för alla vattendrag i Eskilstuna. För alla provtagningar, utom 17 och 28 juni, erhöles ett högre PO₄-P-halt i utloppet än i inloppet, se figur 17. Ingen signifikant förändring över provtagningstiden skedde (p=0,087 (inlopp) och 0,31 (utlopp)).



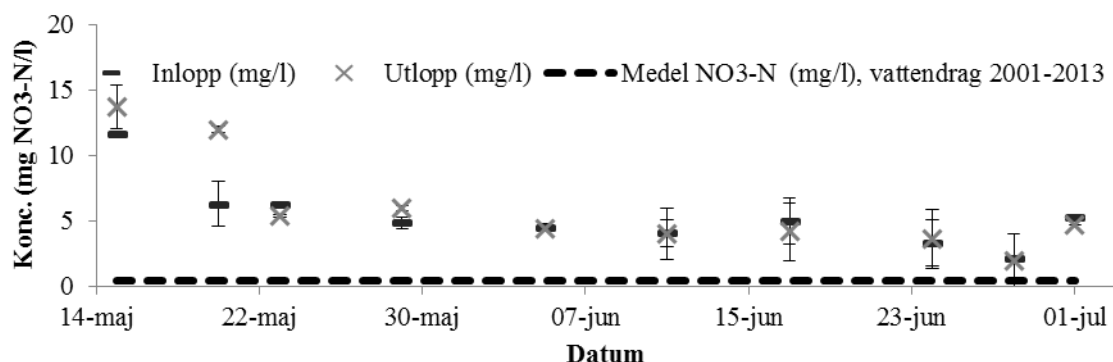
Figur 17. Uppmätt fosfathalt (mg/l) vid filtrets in- (mörkt streck) och utloppsvatten (ljus kryss). Medelhalten fosfat för vattendrag i Eskilstunaområdet visas som streckad baslinje. Tio provtagningar visas, felintervallen baseras på tre analysreplikater, $n = 3$.

$\text{NH}_4\text{-N}$ i dräneringsdiket varierade mellan 0,2 – 1,1 mg/l under provtagningstiden och ökade signifikant mot slutet av perioden ($p = 0,026$ (inlopp) och 0,01 (utlopp)). Halten är högre än för medelvärdet (0,08 mg/l) i alla vattendrag i Eskilstunaområdet. För första halvan av provtagningsperioden (15 maj – 5 juni) erhöles en lägre $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentration i utloppet än i inloppet medan det för huvuddelen av resterande tid var högre koncentration i utloppsvattnet än inloppsvattnet, se figur 18.



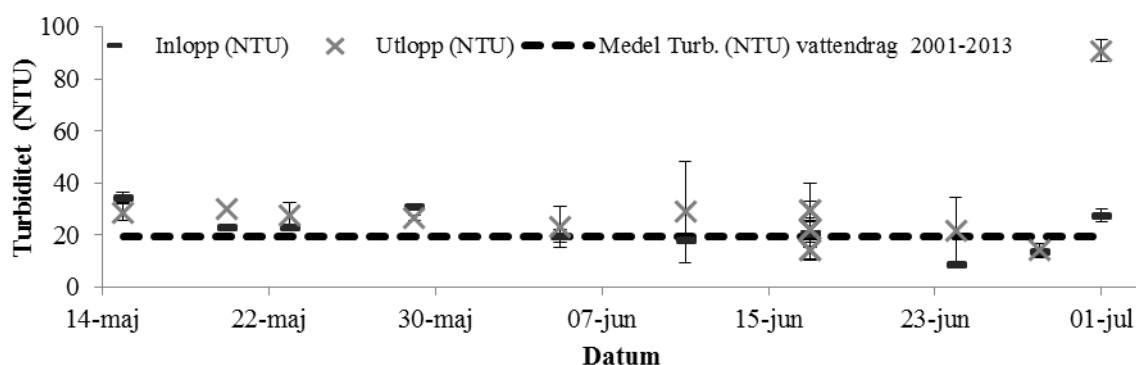
Figur 18. Uppmätt ammoniumhalt (mg/l) vid filtrets in- (mörkt streck) och utloppsvatten (ljus streck). Medelhalten ammonium för vattendrag i Eskilstunaområdet visas som streckad baslinje. Tio provtagningar visas, felintervallen baseras på tre analysreplikater, $n = 3$.

Nitratkoncentrationen ($\text{NO}_3\text{-N}$) i dräneringsdiket gick från ca 14 mg/l till ca 2 mg/l under provtagningstiden, minskande signifikant mot slutet av perioden ($p = 0,016$ (inlopp) och 0,006 (utlopp)). Den uppmätta koncentrationen var högre än medelvärdet för alla vattendrag (0,4 mg/l) i Eskilstunaområdet. Inget mönster med avseende på högst halt i in- eller utloppsvattnet gick att upptäcka ($p = 0,45$), se figur 19.



Figur 19. Uppmätt nitrathalt (mg/l) vid filtrets in- (mörkt streck) och utloppsvatten (ljus kryss). Medelhalten nitrat för vattendrag i Eskilstunaområdet visas som streckad baslinje. Tio stycken provtagningar visas, felintervallen baseras på tre analysreplikater, $n=3$.

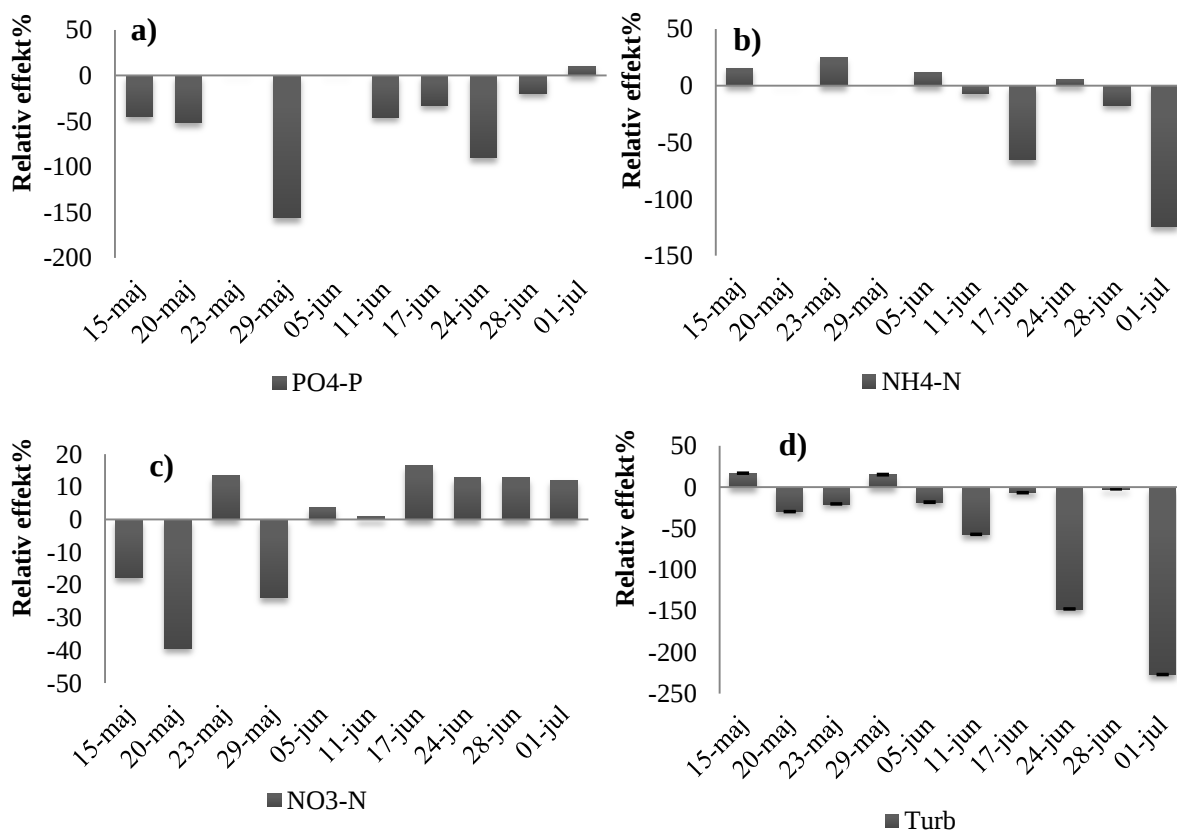
Turbiditeten i dräneringsdiken låg kring 25 – 30 NTU för hela provtagningstiden och var något sjunkande mot slutet av perioden, dock utan signifikans ($p = 0,074$ (inlopp) och $0,0392$ (utlopp)). Värdet var under hela perioden relativt lik medelvärdet (19,7 NTU) för alla vattendrag i Eskilstuna. För alla provtagningar utom 15 och 29 maj erhöles högre turbiditet i utloppet än i inloppet. Det höga utloppsvärdet (90 NTU) vid provtagningen 1 juli togs efter filtret kollapsat, se figur 20.



Figur 20. Uppmätt turbiditet (NTU) vid filtrets in- (mörkt streck) och utloppsvatten (ljus kryss). Medelhalten turbiditet för vattendrag i Eskilstunaområdet visas som streckad baslinje. Tio stycken provtagningar visas, felintervallen baseras på tre analysreplikater, $n=3$.

Relativeffekt, näringsämnen

Den relativa effekten av biokolsfiltret vad gäller reduktion av parametrarna $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ samt turbiditet presenteras i figur 21a-d. En negativ stapel representerar en högre halt i utloppet än i inloppet. Både $\text{PO}_4\text{-P}$ och turbiditet ökade efter att ha passerat genom filtret, se figur 21 (a och d). Ingen signifikant ökning eller minskning i relativ effekt med provtagningstid kunde ses för $\text{PO}_4\text{-P}$ eller turbiditet. För både $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ återfinns både positiv och negativ reningseffekt, se figur 21 (b och c). En försämrad reningseffekt med provtagningstid erhöles för $\text{NH}_4\text{-N}$ ($p < 0,05$) medan avskiljningen av $\text{NO}_3\text{-N}$ visade på motsatt resultat och istället ökade effekten signifikant med provtagningstiden.



Figur 21 (a-d). Relativ adsorptionseffekt (%) med avseende på a. $\text{PO}_4\text{-P}$, b. $\text{NH}_4\text{-N}$, c. $\text{NO}_3\text{-N}$ och d. Turb. Relativ effekt är beräknat utifrån inlopp-utlopp. Negativ procent betyder att utloppsvärdet är högre än inloppsvärdet ($n = 10$).

4.2.3 Skakextraktion, biokol:H₂O

Halterna som presenteras i tabell 11 och 12 representerar halter i extraktionsvattnet efter skakning då bakgrundsvärdet är bortdraget.

$\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ och turbiditet ökade vid skakextraktion för alla biokol:H₂O förhållandena, markant ökning för 1:5 och 1:10 med 0,9 och 0,5 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$ respektive 1,7 och 0,8 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ samt 130 och 80 NTU då destillerat vatten användes som extraktionsmedel. För EC och TDS var ökningsskillnaderna mindre mellan de olika biokol:H₂O förhållandena (11 – 76 $\mu\text{S/l}$ respektive 5 – 38 ppm), se tabell 11. Den grövre partikelfraktion (5 – 8 mm) erhöll för alla analyser en större haltökning. Värt att notera att pH i det destillerade vattnet använt vid extraktionen hade ett lågt initialt värde (pH 4,4).

Vid extraktion med dikesvatten skedde en pH-sänkning för den mindre partikelfraktionen (1,7 – 5 mm) för alla testade biokol:H₂O förhållandena medan pH ökade knappt märkbart för den grövre fraktionen (5 – 8 mm) vid förhållandena 1:5 och 1:10. De övriga analyserade parametrarna följde samma mönster som vid extraktion med destillerat vatten. Ökning för $\text{PO}_4\text{-P}$ var dock lägre än den ökning som erhöles vid extraktion med destillerat vatten (0,5 – 0,1 mg/l) och vid förhållandet 1:100 skedde ingen utlakning alls, se tabell 12.

Inga signifikanta samband mellan partikelfraktionen 1,7 – 5 mm och 5 – 8 mm för något av biokol:H₂O förhållandena kunde påvisas ($p = 0,093 - 0,767$).

Tabell 11. Resultat från skakextraktion biokol:destillerat vatten. Halterna som presenteras representerar halter i extraktionsvattnet efter skakning då bakgrundsvärdet är bortdraget. Extraktion skedde under mekanisk vändning i 1 h och rumstemperatur. Medelvärden och standardavvikelser baseras på extraktions triplikat, n = 3.

Dest-vatten	PO ₄ -P (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	Turbiditet (NTU)	EC (µS/l)	TDS (ppm)	pH
	Med. (±SD)	Med. (±SD)	Med. (±SD)	Med. (±SD)	Med. (±SD)	Med. (±SD)
1:5						
1,7-5mm	0,88 ± 0,16	1,29 ± 0,05	121,9± 19,1	48,3 ± 3,0	23,7 ± 1,5	1,10
5-8mm	1,34 ± 0,19	1,59 ± 0,18	131,21±25,4	76,3 ± 29,7	37,7 ± 15,1	1,60
1:10						
1,7-5mm	0,49 ± 0,06	0,83 ± 0,08	80,2 ± 9,3	22,3 ± 4,6	11,7 ± 0,6	1,10
5-8mm	0,76 ± 0,30	1,21 ± 0,24	120,3±37,4	28,7 ± 7,1	14,7 ± 3,5	1,35 ± 0,35
1:100						
1,7-5mm	0,13 ± 0,12	0,05 ± 0,04	11,6 ± 1,7	15 ± 2,1	7,6 ± 1,4	0,43± 0,29
5-8mm	0,24 ± 0,12	0,16 ± 0,10	15,1 ± 2,1	11,7 ± 9,8	5,3 ± 5,0	0,60
Blank	0,002	0	0,21	0	0	4,4

Tabell 12. Resultat från skakextraktion biokol:dikesvatten. Halterna som presenteras representerar halter i extraktionsvattnet efter skakning då bakgrundsvärdet är bortdraget. Extraktion skedde under mekanisk vändning i 1 h och rumstemperatur. Medelvärde och SD baseras på extraktions triplikat, n = 3

Dikes vatten	PO ₄ -P (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)	Turbiditet (NTU)	EC (µS/l)	TDS (ppm)	pH
	Med. (±SD)	Med. (±SD)	Med. (±SD)	Med. (±SD)	Med. (±SD)	Med. (±SD)
1:5						
1,7-5mm	0,32 ± 0,05	1,33 ± 0,10	44,4 ± 14,3	473,3 ± 13,6	236,3 ± 7,5	-0,2
5-8mm	0,53 ± 0,25	2,0 ± 1,19	32,6 ± 8,9	492,7 ± 1,1	247 ± 7,8	0,6 ± 0,35
1:10						
1,7-5mm	0,12 ± 0,08	0,77 ± 0,13	21,3 ± 17,8	477,3 ± 15,5	260 ± 27,7	-0,2
5-8mm	0,18 ± 0,02	1,10 ± 0,29	15,5 ± 0,5	491 ± 16,7	245 ± 9,2	0,6 ± 0,3
1:100						
1,7-5mm	0 ± 0,01	0,16 ± 0,16	5,0 ± 1,8	479 ± 18,7	240 ± 8,2	-0,2
5-8mm	0 ± 0,02	0,03 ± 0,08	11,4 ± 5,9	475 ± 6	236 ± 5	-0,4 ± 0,3
Blank	0,34	4,98	32,9	499	248	7,15

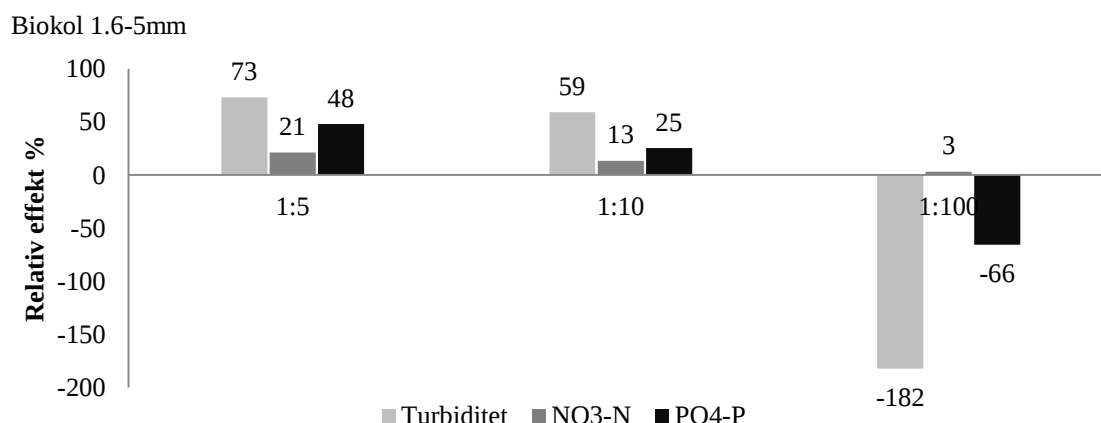
I tabell 13 presenteras en kvantifiering av utlakningen/sorptionen av PO₄-P och NO₃-N per gram biokol. Den grövre partikelfractionen (5 – 8 mm) gav genomgående en högre utlakning per gram kol än vad den mindre partikelfractionen (1,7 – 5 mm) gjorde vid förhållandena 1:5 och 1:10 och för både PO₄-P och NO₃-N. Även pH följde ovan nämnt mönster. Det skedde en större utlakning för alla biokol:H₂O förhållandena då destillerat vatten användes som extraktionslösning än då dikesvatten användes. För destillerat vatten verkar utlakningen öka med mer utspädd extraktion för både PO₄-P och NO₃-N. Dikesvattens extraktion uppvisar ett motsatt mönster för PO₄-P, där ses till och med en adsorption vid förhållandet 1:100. För NO₃-N ses inget utlaknings/adsorptions mönster med avseende på de undersökta förhållandena. De mindre partikelfraktionerna gav en knapp pH sänkning (-0,15) i extraktionen med dikesvatten. Annars ökade (0,4 – 1,6) pH genomgående i extraktionslösningarna.

Tabell 13. Kvantifiering av utfört extraktionsförsöket. Beräknad mängd PO₄-P och NO₃-N (µg) som lakades/adsorberades per gram biokol. Medelvärde och SD baseras på provtripletter (n = 3). Värden på pH är skillnaden i extraktionsvattnet jämfört med blanken.

	Destillerat vatten			Dikesvatten		
	PO ₄ -P (µg/g)	NO ₃ -N (µg/g)	pH	PO ₄ -P (µg/g)	NO ₃ -N (µg/g)	pH
	Medel (±SD)	Medel (±SD)	Skillnad	Medel (±SD)	Medel (±SD)	Skillnad
1:5						
1,7-5mm	4,42 ± 0,8	6,45 ± 0,3	1,1	1,58 ± 0,3	6,64 ± 0,5	-0,2
5-8mm	6,75 ± 1,8	7,94 ± 0,9	1,6	2,67 ± 1,2	10,00 ± 5,6	0,6
1:10						
1,7-5mm	4,89 ± 0,6	8,28 ± 0,8	1,1	1,17 ± 0,8	7,65 ± 1,3	-0,2
5-8mm	7,60 ± 3,0	12,13 ± 2,4	1,4	1,76 ± 0,2	10,52 ± 2,3	0,6
1:100						
1,7-5mm	13,48 ± 11,7	5,12 ± 3,7	0,4	-13,53 ± 1,2	16,4 ± 16,2	-0,2
5-8mm	24,14 ± 11,7	15,74 ± 9,6	0,6	-9,73 ± 1,6	2,76 ± 8,4	-0,4
Basvärde pH			4,4			7,15

Relativ effekt, skakextraktion

Den relativa reningseffekten vid skakextraktion med dikesvatten för biokol (1,7 – 5 mm) visas i figur 22. För förhållandena 1:5 och 1:10 ökade turbiditeten med 73 respektive 59 %, koncentrationen NO₃-N ökar med 21 respektive 13 % och PO₄-P ökade med 48 respektive 25 %. Motsatt resultat erhöles vid det mest utspädda förhållandet, 1:100, där turbiditeten och PO₄-P istället minskade i extraktionsvattnet medan NO₃-N inte påverkades. pH, EC och TDS uppvisade ingen mätbar förändring för någon av biokol:H₂O förhållandena.



Figur 22. Relativ ökning/minskning av turbiditet, NO₃-N och PO₄-P efter skakanalys med det använda biokolet (1,7 – 5 mm). Den relativa effekten (%) är beräknat på halt efter skakanalys minus halt i endast dikesvattnet. Negativ stapel innebär att halten är lägre efter skakning (n=3).

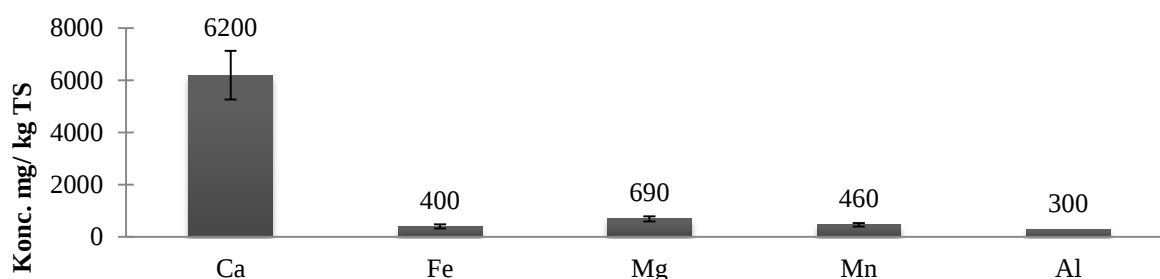
4.2.4 Metallanalys filtermaterial

Skogens Kol är framställt av lövved från Kilafors i Sverige (Skogens Kol, 2012). Kväve, fosfor och fukthalten i det oanvända kolet redovisas i tabell 14. Kvävehalten i kolet var 2400 mg Tot-N/kg TS medan fosforhalten låg under detektionsgränsen på <280 mg Tot-P/mg TS. Fukthalten uppmättes till 29,7 %. Enligt samma produktblad får kolet ha max 4 % askhalt (oorganisk del).

Tabell 14. Analyserad halt Tot-N och Tot-P i det oanvända biokolet använt som filtermaterial. Analys utförd av Eurofins (n = 1)

Biokol, filtermaterial	Halt	Enhet
Fukthalt	29,7	%
Kväve, Tot-N	2400	mg/kg TS
Fosfor, Tot- P	< 280	mg/kg TS

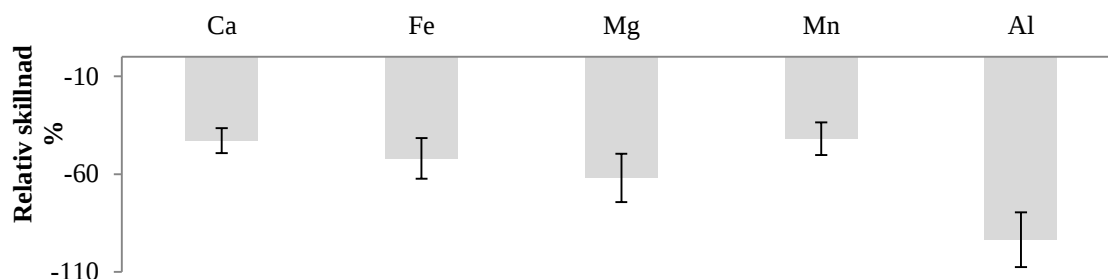
Kalcium, Ca, är klart dominerande av de analyserade elementen, en tiopotens högre halt per kg torrt biokol jämfört med Fe, Mg, Mn och Al (10²/kg TS), se figur 23.



Figur 23. Analyserade metaller och jordartsmetaller (mg/kg TS) i det oanvända och otvättade biokolet använt som filtermaterial. Analysen är utförd av Eurofins AB. Felintervall är baserad på angiven analysosäkerhet (15-20%), n = 1.

Relativ effekt, metallanalys

Den relativa skillnaden (%) mellan in- och utloppsvatten för Ca, Fe, Mg, Mn och Al var för alla element negativ. Det innebär att koncentrationen ökade efter passage genom biokolsfiltret. Resultaten presenteras som en relativ sorptionseffekt (inlopp - utlopp), se figur 24. För Ca, Fe, Mg och Mn ökade koncentrationen i utloppsvattnet med ca 50 % (42 – 62 %) medan halten Al nästintill fördubblades (+93,5 %). Analys baseras på vattenprov taget 28 juni 2014 (n = 1).



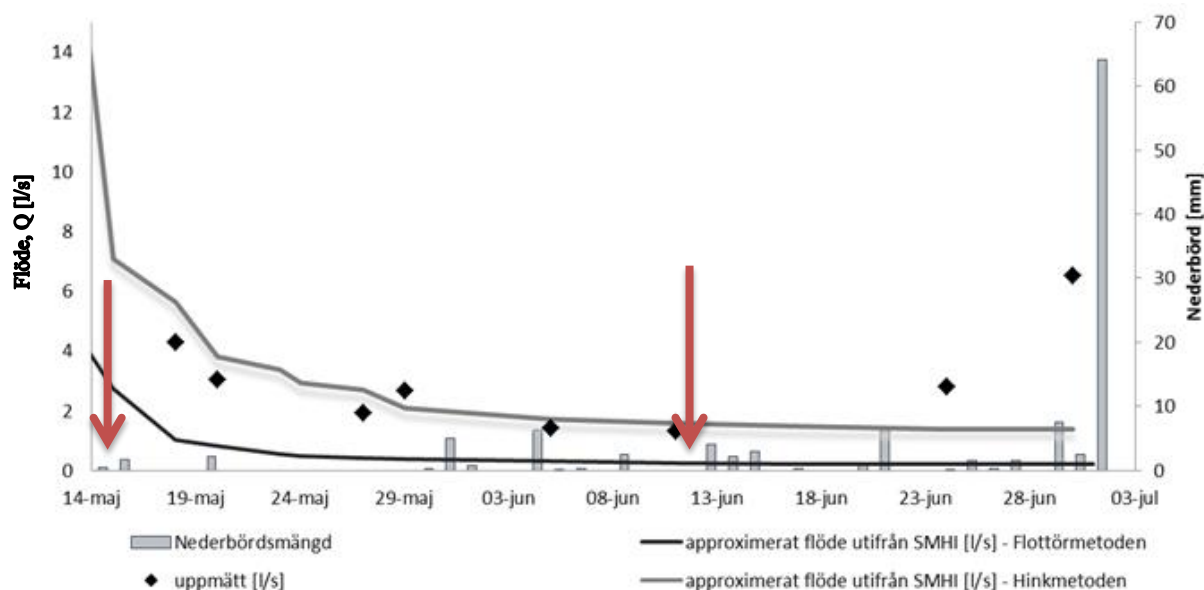
Figur 24. Relativ skillnad (%) mellan koncentrationen Ca, Fe, Mg, Mn och Al i inlopp- och utloppsvattnet 28 juni 2014. Beräkning är utförd på inlopp-utlopp, vilket ger att alla negativa staplar visar på en ökning i utloppsvattnet jämfört med inloppet (n = 1). Analys utförd av Eurofins (n = 1). Felintervall relaterar till angiven analysosäkerhet (20 %).

4.3 VATTENFÖRING

Vattenföringen vid fältplatsen uppmättes initialt med flottörmetoden och under fältförsöket med hinkmetoden. Metoderna gav starkt kvantitativt skilda resultat vid jämförelse med SMHI:s modellerade vattenföring. Vid beräkning av dygnsuppdaterat skattat flöde i dräneringsdiket resulterade hinkmetoden, som användes under sommarens lågflöden, i orrealistiskt höga flöden vid högvattenföring (vårflod). Flottörmetoden, som användes under försommarens högflöden, resulterade däremot i alltför låga flöden vid lågvattenföring (sommartorka). Då filtret var utplacerat under sommarmånaden juni 2014 valdes hinkmetoden för att beräkna hur stor andel som flödet i diket bidrog med till flödet som mättes vid SMHI:s station. Denna andel användes sedan för att beräkna flöden av näringsämnen i diket.

4.3.1 Filterfunktionen relaterad till nederbörd och flöde i området

Resultatet för flödesmätningarna (svart diamantpunkt) och det approximerade flödet utifrån SMHI:s modellvärden (linje) presenteras i figur 25. Approximation av flödet utifrån flottörmetodsmodellen (svart linje) respektive hinkmetodsmodellen (ljusgrå linje) gav att dräneringsdiket utgjorde $4,4 \pm 0,4$ % respektive $12 \pm 2,9$ % av flödet i modellpunkten. Även nederbörden i Eskilstuna, hämtat från SMHI, visas i figur 25 samt de datum då gödsel spreds under fältförsöksperioden.



Figur 25. Uppmätt flöde (svart diamant) (medelvärde, $n = 3 - 7$) visas i relation till de två flödesmodellerna som approximerar flödet (l/s) i dräneringsdiktet, baserat på S-HYPEs modellvärden. Approximerat flöde utifrån hinkmetoden (ljusgrå linje) och flottörmetod (svart linje). Nederbörden (mm) i Eskilstuna området visas som staplar. De två gödselgivor som inföll under filterperioden visas som röda pilar. 15 maj spreds gödselgivan i form av flytande kväve och 12 juni i fastform, N27.

4.3.2 Masstransport

Utifrån beräkningar i avsnitt 3.5 var uppmätt flöde (hinkmetoden) i dräneringsdiktet $12 \pm 2,9\%$ av flödet i modellpunkten för Kafjärdsgraven. Baserat på andelsberäkningen och värden från SMHI:s provpunkt flödade det under provperioden ($n = 48$) $13\,067\text{ m}^3$ dräneringsvatten igenom trumman och medelflödet var $3,2\text{ l/s}$. Medelflödet för de manuella vattenföringsmätningarna var under samma period $3,3\text{ l/s}$ ($n = 9$) vilket gav ett totalflöde på $13\,662\text{ m}^3$. Under de 48 dagarna (15/5 2014 till 1/7 2014) filtret var utplacerat föll det totalt 114 mm regn (SMHI, 2014a), varav hälften under periodens sista dag, se figur 25. I tabell 15 presenteras beräknad masstransport av $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ beräknade genom att koncentrationsmedelvärdena ($n = 10$), se tabell 10, och medelflödet för provtagningsperioden ($n = 48$) multiplicerats med varandra.

Tabell 15. Masstransport (kg och kg/d) av växttillgängliga näringsämnena $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ genom trumman där biokolsfiltret var placerat. Total transport anger transporten under den tid som filtret var utplacerat (15 maj- 1 juli, 2014).

	Transport (kg/d) maj – juni 2014	Total transport (kg) 15maj – 1juli 2014
$\text{PO}_4\text{-P}$	0,02	0,91
$\text{NH}_4\text{-N}$	0,06	2,3
$\text{NO}_3\text{-N}$	1,5	71,1

4.4 STATISTISK ANALYS

Korrelationsanalys (n = 10) mellan alla in- och utloppsparametrar utfördes i SPSS. De signifikanta ($p < 0,05$) samband som påträffades har sammanställts i tabell 16. $\text{NH}_4\text{-N}$ (in- och utlopp) var positivt korrelerad med provtagningstiden och $\text{PO}_4\text{-P}$ i inloppet. $\text{NO}_3\text{-N}$ (in- och utlopp) var negativt korrelerad med provtagningstiden och visade också ett positivt samband med turbiditet i inloppet. Alla testade samband kan ses i bilaga B *Statistik*.

Tabell 16. Sambandsanalys mellan parametrarna i både in- och utlopp, uppmätt flöde samt provtagningstid. Tabellen visar de signifikanta samband ($p < 0,05$) som hittades (n = 10). Analysen är utförd i SPSS med kommandot crosstabs. Positivt samband indikerar att ökat x-värde ger ökat y-värde

X (beroende)	Y (oberoende)	Samband
$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{in \& ut}}$	Provtagningsstid	positivt
$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{in \& ut}}$	Provtagningsstid	negativt
$\text{PO}_4\text{-P}_{\text{in}}$	$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{in \& ut}}$	positivt
$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{in \& ut}}$	$\text{PO}_4\text{-P}_{\text{in}}$	positivt
$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{in \& ut}}$	Turb. _{in}	positivt

5. DISKUSSION

I detta avsnitt kommer filterkonstruktionen med tillhörande lärdomar och problem att diskuteras, följt av hur biokol fungerade som filtermaterial och vilka potentiellt andra användningsområden som biokol har. Diskussionen berör också hur andra filtermaterial har rapporterats fungera, med speciellt fokus på dem som inriktar sig mot åkermark och minskat läckage av växttillgängliga näringsämnen.

5.1 UTFORMNING AV FILTER

Att konstruera en filterlösning i fält som nyttjade gravitationskraft och befintliga konstruktioner var en stor utmaning. Det medförde svårigheter att överföra metoder som studerats och kontrollerats i laboriemiljö till mer okontrollerad fältmiljö. Då filtret placerats i anslutning till dräneringsdiken kommer flödet under säsongen att variera kraftigt. Från högflöde vid vårflood till lågflöde vid sommartorkan. Hänsyn bör således därför tas till hur flödeskapaciteten i filtret kan klara flödesvariationer. Under högflöde är det bland annat av stor vikt att filtret inte orsakar dämning och stående vatten på åkermark (Sollenberg, 2014b pers. komm.). De kemiska reaktionerna som adsorberar näringsämnen till filtermaterialets ytor från vattenmassan är i sin tur delvis tidsberoende, vilket medför att sorptionseffektiviteten för biokolsfiltret blir beroende av vattnets uppehållstid i filtret. I denna studie har inga mätningar på uppehållstiden gjorts. Tidigare studier på kolfilter och adsorberande effekt har i labbmiljö, vid uppehållstider i filtret på 4 – 5 dagar, visat god avskiljande effekt med avseende på kväve och fosfor (Berger, 2012). Ekstrand m.fl. (2011b) vilka har utfört filtrering i fältmiljö, indikerar att uppehållstid på 10 – 20 min kan ge en 20 – 30 % reningsgrad vid kalkfilterfiltrering av dräneringsvatten genom Nordkalks Filtra P. Det är således av stor vikt att välja en partikelstorlek på biokolet som kan klara kraven på såväl hydraulisk kapacitet samt på uppehållstid för eftersträvad renande effekt.

Dräneringsdiket vid Hugelsta var platsen som ansågs mest lämpad för installation av biokolfilter för provtagning. Trumman under landsvägen var hydrauliskt överdimensionerad vilket möjliggjorde bräddavlopp och minskar risken för alltför hög dämning. Rent praktiskt var diametern också tillräckligt stor för en person att jobba inuti trumman. Att placera filtret inuti en befintlig fast konstruktion, som i detta försök, minskar risken för erosion och att vattenströmmen väljer alternativa vägar vid filtersidorna. Detta är annars ett reellt problem vid placering av filter direkt i diket då vattnet letar upp vägar där det är lättast att rinna.

Biokolsfiltret som installerades fick en sämre flödeskapacitet än planerat till följd av de problem med stigande vatten som fanns vid installationen. Tvärsnittsarean i inloppet blev ungefär hälften så stor som planerat vilket tillsammans med mer nederbörd än genomsnittet fick till följd att vatten under hela provtagningsperioden strömmade över filtret, i likhet med ett bräddavlopp. Medelflödet under provtagningsperioden beräknades till 3,2 l/s vilket den initialt planerade dimensionen teoretiskt skulle ha haft hydraulisk kapacitet att klara, se tabell 8, medan provfiltret inte hade det. Även volymen filtermaterial och längden på filtret utföll mindre än tänkt. Då vattnets uppehållstid i filtret har betydelse för adsorptionen kan dessa faktorer påverkat filterfunktionen negativt. Extraktionsanalysens värden för 1:5 och 1:10 motsäger dock att det skulle ha skett adsorption även om det funnits en större mängd kol tillgänglig för vattenmassan under en längre tid.

Det kol som inte kom på plats i filtret var av fraktionen 5 – 8 mm och alltså något grövre än det filtermaterial som installerades. Grövre partikelfraktion ger högre genomsläpplighet samtidigt som materialet möjligen kan få en något mindre specifik yta tillgänglig för adsorption (Zhu, 1998). Den grövre fraktionen visade dock inga signifikanta skillnader mot biokolet av partikelfraktion 1,7 – 5 mm därför kan inga slutsatser dras angående om biokol (5

– 8 mm) skulle haft en lägre adsorptionsförmåga, eller i detta fall utlakning, än biokol (1,7 – 5 mm). Däremot hade den grövre fraktionen haft potentiellt större kapacitet att filtrera större mängd av dikesvattnet. I det här fallet hade det dock inte fört erhållet resultat närmare syftet, minskat näringsläckage med återcirkulation av näringsämnen, eftersom resultaten i studien tydde på högre halter av näring i utloppet vilket är en motsägelse i förhållande till syftet.

De betongplattor som skulle förankra och pressa filtret mot botten visade sig initialt vara alltför lätta för att hålla filtret på plats. Det torra biokolet hade mycket stor flytkraft i och med den inströmmande vattenmassan. Antagligen hade dubbla lager betongplattor behövts för att i ett inledande skede säkerställa att filtret slöt tätt mot dikesbotten. Efter att kolet vattenmättats utgjorde detta inte längre ett problem. Den konstruerade förankringsanordningen fungerade både initialt och under hela perioden mycket bra, kollapsen undantaget. I slutet av juni föll det



Figur 26. Mycket påväxt av grön/bruna alger och organismer runt de fasta konstruktionerna kunde observeras, foto taget 11 juni 2014. Provtagnings slangarna kunde nås från inloppet.

64 mm regn under 48 h i Eskilstuna, se figur 25. Detta medförde mycket höga vattenflöden vilket biokolsfiltret inte var dimensionerat för. Filtret kollapsade, trots den dubbla förankringen, och en stor del kol spolades bort med dikesflödet. Efter kollapsen gjordes en vandring nedströms filterplatsen. Kolpartiklar avsatta på dikeskanterna så högt som 45 cm högre än vattennivån noterades. Vattennivån under högsta högflödet, orsakat av den rikliga nederbörden, hade alltså varit en halvmeter högre än vid platsbesöket 1 juli, 2 dagar efter regnet. Att en mängd kol hamnat nedströms i diket och längs dikeskanterna kommer inte påverka miljön i omgivningen negativt då biokol per definition ska tillföras jorden.

Under provtagningsperioden observerades att det snabbt bildades en grön/brun påväxt runt de fasta konstruktionerna i inloppet, se figur 26. Det kan tyda på att det fanns gott om näring i dikesvattnet samt att de yttre förhållandena (temperatur, syrehalt och ljusstillgång) för tillväxt av alger var gynnsamma. Det rann också vatten ovanpå betongplattorna under hela filterperioden vilket indikerar på dålig genomströmning i filtret. Vid vissa provtagningsstillfällen var flödet lågt (ca 1,5 l/s) och enligt de teoretiska beräkningarna skulle biokolet då klarat att infiltrera hela flödet. Att så inte var fallet kan förklaras med att beräkningarna till stor del baserades på experimentella försök medan filtret var placerat i fält och således var påverkat av fler parametrar. Det kan också, mest troligt, ha bildats en hinna av liknande alg tillväxt som runt de fasta konstruktionerna i inloppet vilket kan ha reducerat flödeskapaciteten. Klart var att det installerade filtret inte klarade de hydrauliska förutsättningarna på platsen och noggrannare undersökning av hydraulisk kapacitet och partikelstorlek hade behövts. Det visade sig att det var en oväntat stor utmaning att erhålla tillräcklig hydraulisk konduktivitet genom biokol.

Initialt i projektet upplevdes stora svårigheter vid hantering av filtermaterialet. Det använda biokolet var mycket dammigt, torrt och flyktigt vilket medförde att omgivningen täcktes av ett fint lager biokolsdamm vid hantering. Det här utgjorde ett problem främst då materialet sållades vid utskiljning av önskad partikelstorlek. En enkel ansiktsmask av papper var inte tillräckligt för att hålla koldammet från andnings- och luftvägar.

Förbättring av filterkonstruktionen kan göras genom att ha en större kolfraktion precis i inloppet, filtrets 5 – 10 första cm, för att säkerställa gott inflöde i filtret med mindre risk för

igensättning. Om kolet vattenmättas innan det läggs på plats undviks damm vid hanteringen och man undviker den initiala flyteffekten, däremot fås då en flerdubbelt tyngre massa att hantera. Jag hyser vissa tvivel om att geotextil är optimalt att använda som filteromslutare. Den grövre textilen (klass II), upplevdes som relativt ogenomsläpplig, medan den tunnare geotextilen (klass I) hade lätt för att gå sönder. Ett mer passande material vid liknande filterutformningar kan vara ett finmaskigt myggnät av stark kvalité. Endast ett av de installerade filtrena provtogs. Det hade varit eftersträvänsvärt att även de andra utplacerade filtren kunnat provtas och analyserats vilket skulle ha gett studien en mer jämförande aspekt.

Det var förknippat med stora svårigheter att få biokolet på plats i diket. En erfarenhet från projektet är att det verkar mer relevant att arealkrävande konstruktioner, som markbäddar, konstrueras i renande syfte då flödet är stort och varierande. Det underlättar dessutom om det inkommande flödet först utjämnas och tappar energi innan det når filtret. En sådan utjämning kan göras genom att exempelvis anlägga en fosfordamm innan filterlösningen. Anläggande av en fosfordamm har också beslutats i dräneringsdiket i Hugelsta. Den skall placeras precis vid utflödet till Kafjärdsgraven (Johansson, 2012). En större vertikal filterdesign, liknande den i studien av Ekstrand m.fl. (2011), i kombination med den planerade bräddningen av diket för fosforavskiljning skulle kunna vara intressant att studera på platsen.

5.2 UTVÄRDERING AV UTFORMAT FILTER

De analyserade kväve- och fosforjonerna visar överlag på en högre koncentration i utloppsvattnet än i inloppsvattnet, se tabell 10. Det tyder på att en utlakande effekt uppstått vid passage genom biokolet. I motsats till antagandet i syftet om att biokol adsorberar näring höjde det konstruerade filtret halterna av växttillgängliga näringsämnen i dräneringsdiket under provtagningsperioden. Även turbiditeten och fältparametrarna EC (lösta joner) och TDS (löst substans) visade samma tendens till högre värden i utloppet än i inloppet, se tabell 10. Det tre grundprinciperna för filterrening, (fysisk-, fysiokemisk och mikrobiellrening), Teori 2.1, verkar således inte fullt tillgodsedda i det framtagna biokolsfiltret. Att det använda biokolet oftare lakar ämnen än adsorberar dem styrks av de utförda extraktionsförsöken, se tabell 12-13, där både förhållandet 1:5 och 1:10 mellan biokol och skakmedium genomgående visade på utlakning av näring.

Då både turbiditeten och TDS ökar något vid passage genom biokolsfiltret skedde ingen partikelavskiljning, fysisk filtrering. En möjlig förklaring till detta är att det kan ha uppstått kanalbildning till följd av en ojämn vattenströmning inuti filtret, varpå vattnet tagit den lättaste vägen genom makroporer och således inte filtrerats (Johannesson & Kynkiäänniemi, 2012). Att halterna ökade i utloppet kan eventuellt bero på att utloppsvattnet drogs fram med en spruta från insidan av filtret. Sugeffekten kan fått små partiklar på kolet att lossna och följa med ut. Det som motsäger den teorin är att det provtagna vattnet inte såg svartgrumligt ut.

Att det inte skett någon fysiokemisk filtrering genom adsorption av joner indikeras av att koncentrationen EC, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ alla ökade i utloppet. Zhu (1998) klargör att för att uppnå god rening behöver uppehållstiden vara lång samtidigt som kontaktytan mellan vatten och filtermaterial är stor. Detta samband har troligen inte skett i det installerade filtret. Den teorin motsägs till viss del av skakförsöket där kontakttiden mellan kol och vatten varit mycket lång i förhållande till uppehållstiden i fält. Trots den långa kontakttiden skedde ingen adsorption, med undantag för förhållandet 1:100 med $\text{PO}_4\text{-P}$ och destillerat vatten. Om filtret adsorberar näring skulle det ske en minskning även vid låg vattengenomströmning, om än i mindre grad. Det verkar således som att det använda biokolet, med omständigheterna inom detta projekt i beaktande, snarare lakar ut näringsämnen. En möjlig bidragande orsak kan vara att använt biokol har hög askhalt och alltså en betydande andel labil struktur som lätt desorberas. Enligt produktbladet från Skogens Kol får grillkol innehålla en max askhalt på 4

%. Även för den fysiokemiska reningen kan uppsugningseffekten vid provtagning av utloppsvattnet spelat in om det uppstått baksug och ofiltrerat vatten från bräddavloppet provtagits. Det här är inte en trolig orsak till de högre utloppshalterna eftersom även om bakflöde uppstår när prov tas, så har vattnet passerat minst 5 cm filtermaterial innan det sugas in i slangen. Om filtermaterialet bundit fosfor och kväve, skulle utloppet ändå visat på lägre halter. Alternativt oförändrade, beroende på flödes hastigheten, dock inte högre.

För att den mikrobiella reningen ska starta krävs att biofilm utvecklas. Biokol kan ha en stor adsorberande yta, se tabell 2, vilket medför en miljö med god potential för mikrobiell tillväxt. En välfungerande biofilm behöver lite tid på sig att utvecklas. Mot slutet av provtagningsperioden observeras en minskad relativ utlakning av $\text{PO}_4\text{-P}$ vilket kan innebära att en biofilm börjat växa till. Det verkar också ske denitrifiering inuti filtret då den senare delen av filterperioden uppvisar en renande effekt med avseende på nitrat, se figur 21c. Dalahmeh (2013) antyder att BDT-vatten kan innehålla för låg halt näringsämnen i förhållande till kol för att optimal mikrofilmstillväxt ska uppstå. Dräneringsdiktet innehåller lägre halter näringsämnen än grävatten vilket då skulle missgynna utveckling av biofilm. Däremot så har utvärderingstiden skett under maj och juni då det råder sommartemperaturer i omgivningen (vattentemperaturen var ca 13 °C, se tabell 9) och således fördelaktiga förhållanden för tillväxt. Mycket tillväxt av organismer kunde också observeras runt de nyinstallerade fasta konstruktionerna, följaktligen borde inte näringshalten i diket varit för låg. Detta styrks också av analyserna på inloppsvattnet. En längre utvärderingsperiod hade behövts för att kunna avgöra om den indikerade biofilmen kunnat bidra till avskiljning av näringsämnen.

I samband med de provtagningar då $\text{PO}_4\text{-P}$ antyder en minskad relativ utlakning noteras också högre inloppskoncentrationer. Filterlösningar tenderar att påvisa högre reduceringseffekt, med avseende på $\text{PO}_4\text{-P}$, om det är höga halter i inloppsvattnet (Renman m.fl., 2013 (Polonite); Berger, 2012, (Biokol)). Högre inloppskoncentrationer kan därför vara en möjlig bidragande förklaring till den minskade utlakningen för fosfatfosfor.

5.3 OMSTÄNDIGHETER OCH ANALYSSÄKERHET

5.3.1 Vattenprovtagning och vattenföringsmätning

De två i filterutloppet fastsatta provslangarna säkerställde att analyserat utloppsvatten hämtades från inuti slutet på filtret. Slangarna var initialt korta och provtagaren var tvungen att krypa in i trumman från nedströmssidan för att komma åt att ta vattenprov. Det här var inte optimalt då trumdiametern endast var 80 cm. Provtagnings slangarna skarvades därför den 11 juni till att löpa hela vägen till inloppet, se figur 26. Vid provtagningsstillfället den 17 juni hade den övre provtagnings slangen slutat fungera. Endast luft drogs då fram med sprutan. Trolig orsak var att skarvanordningen hade släppts. Det kunde tidigt under provtagningsserien konstateras att båda slangarna hade fått en grön/brun påväxt, liknande den som observeras vid inloppet. Det antogs inte påverka analysresultaten då det första utdragna vattnet ändå kasserades och provet frystes direkt efter provtagning vilket medför att mikrobiell aktivitet avstannar. Det inströmmade vattnet vid installationen av filtret medförde att det tänkta locket av plast under betongplattorna aldrig kom på plats. Då vatten under hela provtagningsperioden strömmade ovanpå filtret kan det inte garanteras att ingen inträngning av vatten skedde från filtrets ovensida mot provtagnings slangarna i utloppet. Det här tros dock ha haft liten påverkan då flödet ovanpå filtret var snabbt och vatten helst väljer den väg med minst motstånd. Alltså inte ner i filtret mot provtagnings slangarnas inlopp då dessa mynnade en bit ned i filtret.

Initialt mättes flödet med flottörmetoden vilket gav ett approximativt flöde som verkade underskatta det uppmätta under filterperioden, se figur 25. Under hela tiden filtret var installerat mättes vattenföringen med hinkmetoden. Att metoden ändrades från den initiala flottörmetoden berodde på att ytterligare ett filter placerats inne i den lilla trumman. Flottörmetoden var således inte möjlig efter 15 maj. Flottörmetoden var en osäkrare mätmetod dels på grund av kända svårigheter med en icke homogen flödesprofil. Dels på grund av att vald flottör (vasstrå) troligen var för lätt och att trumman som mätningen utfördes i var täckt vilket inte gav någon överblick av mätningen. Vattenföringsmätning kunde inte utföras vid provtagningen 24 juni då endast en provtagare var närvarande. För tillförlitliga resultat med hinkmetoden behövs två personer, en tidtagare och en som håller i hinken. Flöden över 2 l/s gav osäkrare resultat då tiden till full hink var kort. Detta kompenserades med fem till sju upprepade mätningar istället för tre (Ek och Gustafsson, 2014 pers. komm.). Både vattenföringsmätning och vattenprover har utförts av olika personer vilket minskar noggrannheten något. Däremot anses inte detta ha påverkat resultaten då fältmätning av vattenföringen kan anses ha större felkällor på grund av snabbt flöde. Metoden för vattenprovtagning hade dessutom noga gått igenom med alla inblandade provtagare vid filterinstallationen.

Nederbörd bör ge en snabbare påverkan på flödet i dräneringsdiket än på flödet i hela Kafjårdsgraven då denna har ett större avrinningsområde. Således blir det modellerade dygnsuppdaterade vattenföringsvärdet inte helt representativt för dräneringsdiket utan flödestoppen för Kafjårdsgraven ligger lite efter i tid jämfört med dräneringsdiket. Flödestoppar som kan ses i dräneringsdiket buffras troligen också bort av den större vattenmassan i Kafjårdsgraven. Typiska mätfel i S-HYPE modellens vattenföring (dygnsbasis) är ca 35 % (SMHI, 2014b). Det här medför att masstransportberäkningarna som utförts på modellerade värden blir relativt osäkra.

5.3.2 Trovärdighet i analysresultaten

Analysen av totalfosfor, TP, är troligen inte tillförlitlig i detta arbete och därför har också dessa resultat plockats bort från resultatdelen och ges istället endast som referens i bilaga A *Total fosfor*. Trolig orsak till otillförlitliga analysresultat är att uppslutningen vid kokning inte blev fullständig, således underskattar analysen den verkliga TP-halten. Att så skedde kan bero på att tillsatt uppslutningskemikalier inte räckte för total upplösning alternativt, eller i kombination med, att ugnen inte höll 120 grader samt att koktiden borde utökats. Bevis för antagandet om en underskattad TP-halt är att i alla analyser uppvisar TP en lägre halt än fosfatfosfor, PO₄-P, se tabell 10. Det är inte rimligt med tanke på att fosfatfosfor ingår som en del av totalfosfor. Vad som ytterligare styrker att TP och inte PO₄-P är otillförlitlig är de rimliga halter av PO₄-P (medel: 0,06 – 0,08 mg/l) som, vid jämförelse med typvärden framtagna av Ulén (2005) se tabell 17, erhöles vid analys. Enligt Ekstrand m.fl. (2011) ligger fosfathalten, PO₄-P, på ca 60-70 % av totalfosforhalten, TP, uppmätt för en tidsserie på 1,5 år.

Tabell 17. Vatten från Mälarregionen med omnejd (data från Naturvårdsverkets miljöövervakning). Långtidsmedelvärde Långtidsmedelvärde 1977-99 a och b, 1988-99 c. (Ulen, 2005; ^a Tabell 2, ^b Tabell 3, ^c Tabell 4).

	pH	TP (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)
Dräneringsrör ^a	7,1	0,29	0,1
Ytvatten ^b		0,49	0,27
Jordbruksdike ^c	7,6	0,16	0,07

Vid jämförelse mellan halter i dräneringsdiket och medelvärde för alla vattendrag i Eskilstunaområdet framgår att uppmätta halter av $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ är högre än för medelvattendraget. Turbiditeten uppvisade liknande halt medan halten av TP var markant lägre, se figur 17-20 samt bilaga A *Total fosfor*. Att halterna var högre än medelvattendraget sågs som rimligt då dräneringsdiket låg i direkt anslutning till lerhaltig bördig åkermark medan medelvattendraget också påverkas av näringsfattigare skogsmarksavrinning. Det pH som uppmättes i dräneringsdiket låg runt pH 7. Det anses typiskt för vatten i anslutning till åkermark, se tabell 17, också på grund av att marklösningen på odlingsjordar bör ha ett pH nära 6,5 för optimal mängd växttillgänglig näring (Eriksson m.fl., 2011).

Skakextraktionen utförd med destillerat vatten hade redan initialt ett mycket lågt pH (pH 4,4) vilket är uppseendeväckande då pH för rent vatten bör ligga runt neutralt pH 7. Möjliga felkällor är att använt vatten antingen var gammalt och starkt påverkats av karbonatsystemets jämvikt med koldioxidhalten i luften. Detta kan dock inte vara hela förklaringen då atmosfärsjämvikt inte sänker pH så mycket. Mer troligt är att det antingen blivit mätfel vid användandet av pH-metern alternativt att den använda behållaren var kontaminerad med någon syra. Vid så låga pH förstärks extraktionen och resultaten kan inte anses helt tillförlitliga. Vad som ändå talar för analysen är att skakextraktionen utförd med dikesvatten uppvisar ett liknande mönster. Den mindre utlakningen som erhålls vid extraktion med dikesvatten kan troligen bero på det högre pH-värdet (pH 7,15).

Till följd av lågt antal vattenprover per provtagningstillfälle är normalfördelningsapproximationen, som medelvärdet baseras på, mer osäker och tillförlitligheten i resultaten sjunker. Medelvärdet är ett känsligt lägesmått och påverkas av extremvärden och outliers, vilket även får till följd att spridningsmått ökar då de baseras på fåtalig mätdata och sänker exaktheten. En detekterad outlier är turbiditeten för utloppsvattnet tagit 1 juni, vilket markant avviker från övriga halter (90 NTU jämfört med medelhalten 22 NTU).

Har gödslingen av omkringliggande marker påverkat näringshalterna i dräneringsdiket?

Första gödselgivan var mineralgödslet NPK 26-3-4 och spreds 25 april. Samma dag som filtret installerades spreds 40 kg N/ha flytgödsel. För $\text{NO}_3\text{-N}$, se figur 19, var halterna höga i början av perioden då filtret var på plats i diket jämfört med senare delen vilket skulle kunna förklaras av gödslingen samt växternas ackumulerade upptag av kväve under växtperioden. Kort efter, 17 – 19 maj, regnade det nämligen vilket ökade risken för utlakning. För $\text{NH}_4\text{-N}$, se figur 18, kunde ingen synbar effekt av gödslingen 15 maj skönjas. Däremot så ökade $\text{NH}_4\text{-N}$ halterna precis efter 12 juni då ytterligare kvävegödsling utfördes med 20 kg kväve i form av N27. N27 är kvävegödsel som innehåller lika delar (13,5 %) ammonium och nitrat samt är magnesiumberikad (YARA AB, 2014). Inget regn föll i samband med den gödslingen. För halten $\text{NO}_3\text{-N}$ kunde en knapp märkbar uppgång efter 12 juni noteras.

5.4 BIOKOL

Egenskaperna hos biokolet blir enligt litteraturen av extremt varierande karaktär beroende på använt substrat och pyrolysprocess. Det rapporteras tillgänglig specifik yta på kolet i intervallet 0 till 1000 m^2/g (Lehmann och Joseph, 2009) och stora variationer i sorptionskapacitet och således potential att fungera som filtermaterial. Mer forskning och sammanställning skulle behövas för att ta fram optimala riktlinjer för hur biokol ska framställas beroende på dess tänkta användningsområde.

Höga kalciumhalter, Ca, (6,2 g/kg TS eller 2,7 mol Ca i det utlagda filtret) kunde noteras i det använda biokolet, det är 1,8 g/kg TS högre än grillkol från samma tillverkare analyserat 2012. I enlighet med figur 5 reagerar löst fosfatfosfor, $\text{PO}_4\text{-P}$, med kalcium och bildar utfällning av kalciumfosfat vid svagt basiska pH (pH > 7). Då Ca^{2+} är tvåvärd och HPO_4^{2-} , den

dominerande fosfatjonen vid det pH-värdet, också är tvåvärd fanns alltså potentiellt kapacitet för biokolet att fastlägga 2,7 mol fosfatfosfor (83,7 g $\text{PO}_4\text{-P}$), vid antagande att allt Ca^{2+} i kolet var tillgänglig för reaktion vilket inte är fallet. Nämnt reaktion verkade dock inte ägt rum i filtret med tanke på att både $\text{PO}_4\text{-P}$ och Ca visade högre koncentrationer i utloppsvattnet, vilket kan ha berott på svag reaktion vid aktuellt pH. Troligen är pH i filtret för lågt för fosfatfastläggning med kalcium. Fosfatfosfor ingår liknande fällningsreaktioner med Mn och Mg men med lägre reaktionsbenägenhet (Hylander, 2014 pers. komm.). Då även Mn och Mg ökat i utloppet, se figur 24, indikeras att inte heller dessa reaktioner ägt rum i större utsträckning. Biokolet i filtret innehöll också lägre halt av både Mg och Mn (-208 mg/kg TS respektive -112 mg/kg TS) vid jämförelse med tidigare analys av kol från samma producent. I enlighet med figur 5 och uppmätt pH (pH~7) indikeras att både Fe och Al sitter hårt bundna till kolet och är relativt olösliga. Vid neutrala/svagt basiska pH kommer Al eller Fe inte ingå i några nya utfällningsreaktioner med fosfatfosfor. Däremot kan löst $\text{PO}_4\text{-P}$ binda in till tillgängliga Al-, Mg- och Fe-(hydr)oxidtyper. Varken Al- eller Mg-(hydr)oxiderna är redox känsliga, vilket Fe-(hydr)oxiderna är (Blomqvist och Rydin, 2009). Har filtret vattenmättats med syrefattiga förhållanden som följd bör Fe men inte Al och Mg öka i utloppet. Inte heller det verkar vara ett troligt förlopp i filtret då Al, Mg och Fe alla ökade i utloppet. Att filtret vattenmättats helt motsägs med att Al har halten nästintill fördubblats medan Fe koncentrationen är ca 50 % högre, se figur 24.

Mer troligt är alltså att alla de analyserade metallerna återfanns i kolets askhalt, nära ytan av kolet, och utlakningen som påvisades vid vattengenomströmning och skakextraktion kan då bero på att det använda biokolet innehöll en stor mängd aska som dock inte låg fast i kolet. Om så är fallet har troligen även reaktioner med $\text{PO}_4\text{-P}$ skett men att alla dessa molekyler sedan följt med vattenströmmen genom filtret och således detekteras i utloppet. Fosfatanalys med molybdatmetoden har möjlighet att detektera en del fosfatföreningar på grund av att de har svaga bindningar. Bindningen mellan exempelvis järn och fosfat kan brytas under de sura pH som reaktionen i analysen ger.

Analysen av metallhalten i in- och utlopp baseras på vattenprov tagna den 28 juni 2014, det är alltså endast ett provtagningsdatum som ger de observerade resultaten i figur 24. Analysen är utförd för att få en indikation på hur de metaller som är viktigast vid adsorption av fosfat uppträder i kolfiltret och kan endast ses som indikerande.

5.4.1 Jämförelse med andra filtermaterial

Utifrån den här studien gav biokolsfiltret ingen reduktion av näringsämnestransporterna med dräneringsvatten från åkermark, vilket fosforfällor med filtermaterial av Polonite (Ekstrand m.fl. (2011) och kalksten (Wegenke, 2013) har visats ge. Det här arbetet har även visat på att biokolets låga vikt kan försvåra utformningen av, och tätningen runt filtren, då de måste förankras väl för att inte flyta bort. Positiva aspekter på biokol som filtermaterial är att de troligen kan återföras till jordbruksmark utan negativa effekter på odlingsförhållandena. Ruysschaert m.fl. (2014) observerar att ytterst få studier visade på negativ effekt på skördar då biokol tillförts europeisk odlingsmark.

Få publicerade studier finns på filtermaterial i anslutning till dränering av åkermarksdiken medan betydligt fler har studerat filtermaterial för avskiljning i avloppsvatten (Ekstrand m. fl., 2011). Ytterligare en aspekt att ta hänsyn till är att de flesta utförda studier analyserar så kallat "batch/stötvis"-flöde till filtret och inte kontinuerliga och varierande flöden, samt att majoriteten undersöker vertikal- och inte horisontal flöden. Troligt är att inloppskoncentrationen har betydelse för filtermaterialets uppvisade effektivitet (Cucarella och Renman, 2009), dessa koncentrationer är betydligt lägre för dräneringsvatten än för avloppsvatten. För de alternativa filtermaterialen med avseende på fosfor retention är

kalciumprika material, Polonite, kalksten och snäckskal, intressanta på grund av de spontana utfällningsreaktioner mellan fosfor och kalcium som uppstår vid naturliga till alkalina pH-förhållanden. Typiskt pH för dräneringsvatten ligger som nämnt runt pH 7-8, se tabell 17. Restprodukter från metallframställning, slagg och hyttsand, är intressanta då de ofta innehåller höga halter av Ca-, Mg- och Al-oxider, vilka alla har förmåga att binda in fosfat. I kombination med att oxiderna är svårlösliga vid neutral pH kan då fastläggning ske. De lättviktsprodukter som omnämns, så som LECA, bark och Filtralite, är intressanta till följd av stor specifik yta med god adsorberingspotential.

Det har påpekats att biokol har en nettonegativ ytladdning (Yao m.fl., 2011) vilket betydande missgynnar adsorption av anjoner så som PO_4^{2-} och NO_3^- . För att öka biokols förmåga att attrahera både fosfat och nitrat undersökte Zhang m.fl. (2012) möjligheten att via syntetisk väg skapa ett MgO-laddat biokol. Där erhöles goda resultat för adsorption både med avseende på fosfat och på nitrat. En annan möjlighet kan vara om det kan bildas bindningsbryggor mellan biokolets yta och någon närvarande katjon (Ca^{2+} , Al^{3+} , Fe^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+}) i lösningen runt filtermediet. På så sätt skulle dragningskraften till fosfat och nitrat kunna öka. Yao m.fl. (2011) föreslog att det var just hög närvaro av MgO, periklas, på kolets yta som medförde att det studerade biokolets fastläggning av fosfat markant ökade. Detta trots att kolet initialt hade en negativ nettoytladdning.

Biokol verkar därmed sakna ovan nämnda materials förmåga att verka reaktivt och attrahera fosfat (PO_4^{2-}) och nitrat (NO_3^-). Vad som styrker dessa antaganden är dels resultaten i detta examensarbete dels en studie utförd av Hale m.fl. (2013) vilken erhöles negativ eller obefintlig adsorption av fosfat och nitrat då biokol producerat av kokosnötskal och majscolv utgjorde filtermaterialet. För $\text{NH}_4\text{-N}$ observerades däremot adsorption om än med svaga bindningar. Det här strider mot de positiva avskiljningsobservationer som Berger (2012) noterade med avseende på fosfatfosfor. Det är troligt att Bergers (2012) resultat till stor del är till följd av mikrobiell aktivitet och högre halter i inloppet.

Utifrån en studie av Hansson m.fl. (2014) påvisas att bark och biokol har nästintill samma adsorptionskapacitet med avseende på vanliga växtskyddsmedel, något bättre för biokol, och Stenrød m.fl. (2013) indikerade god sorption av pesticider vid laboratorieförsök med biokol som filtermaterial. Det kan därför verka troligt att biokol som filtermaterial har större potential med avseende på potentiellt toxiska föreningar än att adsorbera näringsämnen. Utökade studier inom det området kan vara intressant.

Värt att notera är att det verkar som obehandlat biokol i större utsträckning adsorberar pesticider och växtskyddsmedel än näringsämnen. Då potentiellt toxiska ämnen inte analyserats i denna studie kan inga slutsatser dras om det använda kolet är "säkert" att återföras till åkermark eller ej. Men då biokol är stabilt "lång nedbrytningstid" är det inte troligt att adsorberade föreningar frigörs i åkermarken.

6. SLUTSATSER

Utifrån den här studien ger biokolsfiltret ingen reduktion av näringsämnestransporterna med dräneringsvatten från åkermark och heller ingen avskiljning av partiklar, snarare indikeras en utlakning av näringsämnena $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ och $\text{NO}_3\text{-N}$ från det använda biokolet. Den framtagna filterlösningen antas därför inte kunna bidra till ett mer slutet kretslopp av näringsämnen vid åkermark.

Att konstruera en filterlösning i fält som nyttjade gravitationskraft och befintliga konstruktioner var en stor utmaning. Det medförde stora svårigheter att överföra studerade samband mellan hydraulisk konduktivitet och partikelstorlekar till mer okontrollerad fältmiljö med stora flödesvariationer. För att förbättra arbetsförhållanden vid utsortering av lämpliga partikelfraktioner och undvika den stora flytkraften hos torrt biokol i kontakt med vatten är det lämpligt att fukta upp biokolet före arbetet. Nackdelen är att detta flerfald ökar vikten som ska hanteras.

Egenskaperna hos biokol kan variera mycket beroende på använt substrat och pyrolysisprocess. Det rapporteras specifik yta på biokol i intervallet $1 - 1000 \text{ m}^2/\text{g}$ samt stora variationer i sorptionskapacitet beroende på densitet och karaktär av ytladdning. Mer forskning behövs för att ta fram bra riktlinjer för hur biokol ska framställas för att fungera till aktuella användningsområden såsom sorption av främst katjoner eller anjoner, gaser eller som matris för mikrober.

7. REFERENSER

7.1 TRYCKTA KÄLLOR

- Agyei N.M., Strydom C.A. och Potgieter J.H. (2002). The removal of phosphate ions from aqueous solution by fly ash, slag, ordinary Portland cement and related blends. *Cement and Concrete Research* Vol. 32(12) s. 1889-1897, Elsevier
- Amonette J. E. och Joseph S. (2009). *Microchemical properties*. I: Lehmann J. and Joseph S. (ed.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London
- Arias C.A., Del Bubba M. och Brix H. (2001). Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Water Research* Vol. 35 s.1159–1168
- ASTM D421-85 (2007). *Standard Practice for Dry Preparation of Soil Samples for Particle-Size Analysis and Determination of Soil Constants*, ASTM International, West Conshohocken, PA
- Blomkvist S. och Rydin E. (2009). *Hur fosforbindningen i Östersjöns bottensediment kan förstärkas*. Naturvårdsverket Rapport 5914
- Brownsort P-A. (2009). *Biomass pyrolysis process – Performance parameters and their influence on biochar system benefits*. Master thesis, University of Edinburgh. Edingburgh
- Carbolea (u.å.). *Carbolea reserch group*. [med tillstånd]. <http://www.carbolea.ul.ie/index.ph>. Bilden är tillgänglig på <http://www.biocharireland.com/> (2014-10-04)
- Cederlund H., Börjesson E. och Stenström J. (2013). Characterization of the adsorptive capacity of biochar Skogens Kol for five different pesticides. I: O'Toole A. och Tammeorg P. (ed.) *2nd Nordic Biochar Seminar Towards a carbon negative agriculture – Book of abstracts* (S2-5). NJF Rapport, Volym 1(1). Helsingfors 14-15 februari 2013
- Cucarella V. och Renman G. (2009). Phosphorus sorption capacity of filter materials used for on-site wastewater treatment determined in batch experiments – a comparative study. *Journal of Environment Quality*. Vol. 38(2), s.381
- Cucarella V., Renman G., Zaleski T. och Mazurek R. (2012). Recycling of calcium-silicate material after wastewater filtration to agriculture - soil condition impact. *Ecology Chemical Engenering Science* Vol. 19(3) s.373-382
- Dalahmeh S. (2013). *Bark and charcoal filter for greywater treatment – Pollutant removal and recycling oppertunities*. Doctoral Thesis No. 2013:51, Institutionen för energi och teknik, SLU, Uppsala
- EBC, European Biochar Certificate (2013). *The European Biochar Certificate*. [elektronisk] Tillgänglig på: <http://www.european-biochar.org/en> (2014-05-13)
- Ek L. (2014). *Etuna<3Biokol* [elektronisk] Eskilstuna. Eskilstuna kommun. Tillgänglig på: http://carbonn.org/uploads/tx_carbonndata/Biochar_%20prestudy.pdf (2014-10-04)
- Ekstrand S., Bergström R. och Persson T. (2011). *Dikesfilter och dikesdammar Slutrapport Fas 1*. Svenska miljöinstitutet IVL. Rapport B2001
- Europaparlamentet och rådets direktiv (2000/60/EG). EGT L 327, 22.12.2000, s. 1-73
- Eveborn D. (2003): *Småskalig rening av avloppsvatten med Polonite-filter. Undersökning av filtrets fastläggningsmekanismer för fosfor och utvärdering av fullskaleförsök*. Examensarbete. Stockholm: KTH, LWR-EX-03-2

- Forsberg J. och Dahlin L-E. (2012) *Vattenplan 2013 – 2021*. [elektronisk] Opublicerat manuskript. Eskilstuna. Eskilstuna kommun. Tillgänglig på: <http://www.lansstyrelsen.se/sodermanland/SiteCollectionDocuments/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vattenanvandning/johan-forsberg-vattenplan-eskilstuna-kommun.pdf> (2014-09-26)
- Greppa Näringen (2014-06-15). *Övergödning*. Tillgänglig på: http://www.greppa.nu/miljo-och-klimat/overgodning.html#.VFuVW_nF_ZY (2014-09-05)
- Grip H. och Rodhe A. (1994). *Vattnets väg: från regn till bäck*. Uppsala: Hallgren & Fallgren. ISBN: 9789173827621
- Grubb D.G., Guimaraes M.S. och Valencia R. (2000). Phosphate immobilization using an acidic type F fly ash. *J. Hazard. Mater*, Vol.76 s.217–236
- Gunnars A., Blomqvist S. och Martinsson C. (2004). Inorganic formation of apatite in brackish seawater from the Baltic Sea: An experimental approach, *Mar. Chem.* Vol. 91 s.15-26
- Gustafsson M. (2013). *Pyrolys för värmeproduktion: Biokol den primära biprodukten*. (Examensarbete). Högskolan i Gävle.
- HACH (2014). *Användarmanual 2100Qis portabel turbiditetsmetare*. Tillgänglig på: <http://www.hach.com/2100qis-portable-turbidimeter/product-details?id=7640450964> (2014-10-07)
- Hale S.E., Alling V., Martinsen V., Mulder J., Breedveld G. D. och Cornelissen G. (2013). The adsorption and desorption of phosphate-P, ammonium-N and nitrate-N in cacao shell and corn cob biochars. I: O'Toole A. och Tammeng P. (ed.) *2nd Nordic Biochar Seminar Towards a carbon negative agriculture – Book of abstracts* (S5-4). NJF Rapport, Volym 1(1). Helsingfors 14-15 februari 2013
- HANNA Instruments (2014). *Användarmanual EC/TDS mätare HI 98311* Tillgänglig på: http://www.hannainst.com/manuals/manHI_98311_98312.pdf (2014-10-07)
- Hansson T., Löfkvist K., Svensson S.A., Stenström J., Bergström L., Hallgren S. (2014). Filtermaterial mot kemiläckage. *Omvärld Alnarp-LTV-fakultetens faktablad* 2014:8. SLU Alnarp
- Havet.nu (2014b). *Forskning >Så mår haven >Många olika miljöproblem >Övergödning* <http://havet.nu/?d=31#4> (2014-10-16) redaktörer: Annika Tidlund (huvudredaktör), Kristina Viklund, Ulrika Brenner, Nastassja Åstrand
- Hitachi Instruments, Inc. (1999). *Användarmanual HITACHI U2001 UV/VIS Spectrophotometer*. Hitachi Instruments, Inc. USA
- Hylander L.D, Kietlińska A., Renman G. och Simán G. (2005) Phosphorus retention in filter materials for wastewater treatment and its subsequent suitability for plant production. *Bioresource Technology* Vol. 97(7) s. 914–921, Elsevier
- IBI (2014a). *Biochar in soils*. [elektronisk] Tillgänglig på: <http://www.biochar-international.org/biochar/soils> (2014-10-04)
- IBI, International Biochar Initiative (2014). *International Biochar Initiative*. [elektronisk] Tillgänglig på: <http://www.biochar-international.org> (2014-05-15)
- IBI-STD (2013). *Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar that is used in soil*. [elektronisk]. (IBI-Standard nr 1-1) Tillgänglig på:

http://www.biochar-international.org/sites/default/files/IBI_Biochar_Standards_V1.1.pdf
(2014-10-07)

IEG, Implementeringskommissionen för Europastandarder inom Geoteknik (2011)
Geoteknisk undersökning och provning - Identifiering och klassificering av jord. Del 2: Klassificeringsprinciper. IEG Rapport 13:2010. ISBN 978-91-85647-42-2. Stockholm

ISO, International Organization for Standardization, (1999a). *Water quality: Determination of phosphorus -- Ammonium molybdate spectrometric method: ISO 6878:2004 del 7*.

[elektronisk] Geneva, Switzerland. Tillgänglig på:

http://www.iso.org/iso/home/store/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=36917

(2014-06-01)

ISO (1999b). *Water Quality: Determination of Turbidity ISO7027*. [elektronisk] Geneva, Switzerland. Tillgänglig på: http://www.iso.org/iso/catalogue_detail?csnumber=30123 (2014-06-01)

Jarkko H., Soinne H., Tammeorg P., Turtola E. och Helenius J. (2013). *Phosphorus sorption in biochar amended soils I*: O'Toole A. och Tammeorg P. (ed.) *2nd Nordic Biochar Seminar Towards a carbon negative agriculture – Book of abstracts* (P2-3). NJF Rapport, Volym 1(1). Helsingfors 14-15 februari 2013

Johannesson K. och Kynkiäänniemi P. (2012). *Fånga fosfor – Dammar, filter och tvåstegsdiken*. [elektronisk] Hushållningssällskapet Östergötland. [Broschyr] Tillgänglig på: <http://www.slu.se/PageFiles/49748/F%C3%A5nga%20fosfor%20dammar%20filter%20och%20tv%C3%A5stegsdiken.pdf> (2014-10-30)

Johansson L. (1999). Blast furnace slag as phosphorus sorbents—column studies. *Sci. Total Environ.* Vol. 229(1-2) s.89–97. Elsevier

Johansson L. och Gustafsson J-P. (2000). Phosphate removal using blast furnace slags and opoka-mechanisms. *Water Research* vol. 34(1) s.259-265. Elsevier

Johansson M. (2012). *Våtmarksrådgivning med inriktning fosfordamm inom projekt Greppa Näringen –fastighetsbeteckning Hugelsta 5:1*. Naturvårdsgruppen AB, Eskilstuna: Länsstyrelsen i Södermanlands län modul 14A

Kasimir Klemedtsson Å. (u.å.). *Lustgas från mark – jordbrukets stora utmaning* [med tillstånd]. Göteborgs Universitet, Geovetenskaper. Ursprungsidé från: Firestone M.K. & E.A. Davidson (1989) Microbial basis of NO and N₂O production and consumption in soil. pp 7-21 in M.O.

Kawashima M., Tainaka Y., Hori T., Koyama M. och Takamatsu T. (1986). Phosphate adsorption onto hydrous manganese(IV)oxide in the presence of divalent cations. *Water. Research.* Vol. 20 s. 471-475

Kihlberg T., Hedvigsdotter M., Petersen C. och Hylander L.D., (2013). Soil nutrient enrichment in a half century old “Terra Preta” in Sweden. I: O'Toole A. och Tammeorg P. (ed.) *2nd Nordic Biochar Seminar Towards a carbon negative agriculture – Book of abstracts* (S1-2). NJF Rapport, Volym 1(1). Helsingfors 14-15 februari 2013

Kynkiäänniemi P. (2014). *Small wetlands designed for phosphorus retention in Swedish agricultural areas*. Diss. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet

Lehmann J. och Joseph S. (2009) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London

- Lindén A., Andersson J. och Jensen-Urstad P. (2011). *Ramsundaån – hur den kan förbättras och bevaras. Faktamaterial till tematräffar 2011*. Miljökontoret, Eskilstuna kommun
- Lindstrand O., Gunnemyr L. och Tönnerfors E. (2006). *Vattenplan för Eskilstuna kommun*. Eskilstuna. Eskilstuna kommun. (Antagen 2006-10-26)
- Linford A. (1961). *Flow measurement and meters-2nd edition revised and expanded*. London, E.&F.N Spon LTD. s. 361
- Mann R.A. (1996). *Phosphorus removal by constructed wetlands: Substratum adsorption*. Diss. Hawkesbury: Univ. of Western Sydney
- McKay G. (1996). *Use of adsorbents for the removal of pollutants from wastewater*. CRC Press, Florida
- Merck Millipore (2013). *Ammonium reagenskit 0,01-3mg/l 1.14752.000*. Merck KGaA Darmstadt, Tyskland
- MOST, Ministry Of Science and Technology (2007). *Lecture notes B.Tech I*. [elektronisk] Tillgänglig på: http://www.most.gov.mm/techuni/media/Geol03042_LN_31_36.pdf (2014-04-20)
- Naturvårdsverket (2008a) *Bilagor till små avloppsanläggningar*. Naturvårdsverket (Handbok 2008:3). ISBN 978-91-620-0154-4
- Naturvårdsverket (2008b). *Vattenföringsbestämningar inom miljöövervakningen 1*. [elektronisk] Naturvårdsverket (Handledning för miljöövervakning, Version 2:1b : 2008-10-03) Tillgänglig på: http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/miljoovervakning/Handledning/Metoder/Undersokningstyper/jordbruksmark/vattenf_v2_1.pdf (2014-04-21)
- Naturvårdsverket (2013-07-01). *Sveriges miljömål*. [elektronisk] Tillgänglig på: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/> (2014-07-28)
- Renman G., Renman A. och Gustafsson J. P. (2013). *Reaktiva sorbent för fastläggning av fosfor i Östersjöns botten*. Stockholm: BalticSea2020
- Roseth R. (2000). Shell sand: a new filter medium for constructed wetlands and wastewater treatment. *J. Environ. Sci. Health A*, vol. 35(8) s. 1335–1355
- Rossner H., Kauer K., Loit e., Raave H. och Astover A. (2013). *Does biochar affect GHG emissions during composting process?* I: O'Toole A. och Tammeorg P. (ed.) *2nd Nordic Biochar Seminar Towards a carbon negative agriculture – Book of abstracts* (P2-8). NJF Rapport, Volym 1(1). Helsingfors 14-15 februari 2013
- Ruysschaert G., Nelissen V., Postma R., Bruun E., O'Toole A., Hammond J., Rödger H., Hylander L., Kihlberg T, Zwart K, Hauggaard-Nielsen H. och Shackley S. (2014). *Chapter 5- European field applications of pure biochar with emphasis on the North Sea Region*. Opublicerat manuskript (utkast 2014-07-23)
- SCB, Statistiska centralbyrån (2011). *Markanvändningen i Sverige, sjätte upplagan - Markanvändningen sektorsvis/Jordbruksmark*. Statistiska centralbyrån. Publikation MI03BR1301, ISBN: 978-91-618-1596-8
- Schmidt H.P., Abiven S., Kammann C., Glaser B., Bucheli T. och Leifeld J. (2012). *Guidelines for biochar production. European Biochar Certificate*. [elektronisk]. Delinat Institute und Biochar Science Network. Tillgänglig på: http://www.ithaka-journal.net/certificate/guidelines-bc-certificate_v4-23032012_en.pdf (2014-11-06)

- Schulten M., (2013). *Biochar as a substitute for fossil carbon sources in the cupola and electric arc furnace*. I: O'Toole A. och Tammeorg P. (ed.) *2nd Nordic Biochar Seminar Towards a carbon negative agriculture – Book of abstracts* (S3-2). NJF Rapport, Volym 1(1). Helsingfors 14-15 februari 2013
- Skogens Kol (2012). *Produktspecifikation grillkol 2012-04-11*. Skogens Kol. Kilafors
- SLU (2009). *Provtagningsmanual institutionen för vatten och miljö-vattendrag*. [elektronisk] SLU. Tillgänglig på: <http://www.slu.se/Global/externwebben/nl-fak/vatten-och-miljo/Provtagning/Provtagningsmanual.pdf> (2014-04-28)
- SMHI (2014-04-23). *S-HYPE: HYPE-modell för hela Sverige*. Tillgänglig på: <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologi/s-hype-hype-modell-for-hela-sverige-1.560> (2014-10-10)
- SMHI (2014a). *Modelldata per område*, ID:40969. Tillgänglig på: <http://vattenwebb.smhi.se/modelarea/> (2014-10-03)
- SMHI (2014b). *Analys- och scenarioverktyg för övergödning i sötvatten* ID:40969. Tillgänglig på: <http://vattenwebb.smhi.se/scenario/> (2014-10-03)
- SMHI (2014c). *Referensguide till SMHI Vattenwebb; Temporära hydrologiska mätstationer*. Tillgänglig på: <http://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/miljo-och-klimat/vattenmiljo/temporara-hydrologiska-matstationer-1.27697> (2014-06-04)
- Steiner C., Meleat N. och Lakly D. (2010). Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 39 s.1236–1242
- Stenrød M., Tatarková V., Bolli R. och Eklo O.M. (2013). Pesticide sorption to biochar–results from Norwegian lab-scale studies. I: O'Toole A. och Tammeorg P. (ed.) *2nd Nordic Biochar Seminar Towards a carbon negative agriculture – Book of abstracts* (S2-4). NJF Rapport, Volym 1(1). Helsingfors 14-15 februari 2013
- Sundell A. (2009-12-21). *Guide: Regressionsanalys*, spssakuten.se [elektronisk] Tillgänglig på: <http://spssakuten.wordpress.com/2009/12/21/regressionsanalys-1/> (2014-06-24)
- Sundell A. (2012-02-14). *Guide: Korsstabeller*, spssakuten.se [elektronisk] Tillgänglig på: <http://spssakuten.wordpress.com/2012/02/14/guide-korstabeller/> (2014-06-24)
- Thermo Electron Corporation (2003). *Orion nitratelektrod 9707*. Environmental Instruments - Water Analysis. England
- Tibblin P., Larson P.E., Gezelius L., Hjalte U., Holmstrand L. och Ibbe M. (2012). Plan för restaurering av värdefulla sötvattenmiljöer i Östergötland. Länsstyrelsen Östergötland, rapport 2012:14
- Ulén B. (2005). *Fosforförluster från mark till vatten-Identifikation av kritiska källor och möjliga motåtgärder*. Naturvårdsverket. Rapport 5507:2005
- Wegenke J. (2013). *Utvärdering av fosforfällor med kalkstenskross*. Examensarbete Miljövetenskap 15 hp. Linneuniversitetet, Fakulteten för hälso och livsvetenskap. Kalmar
- VISS, (2014). *Vatteninformationssystem Sverige, Kafjårdsgraven*. [elektronisk] Tillgänglig via: <http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE658714-154381> (2014-05-23)
- Yao Y., Gao B., Inyang M., Zimmerman A-R., Pratap C-X. och Yang P. (2011). Biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings: Characterization and phosphate removal potential. *Bioresource Technology* vol. 102(10) s.6273–6278. Elsevier

YARA AB (2014). Säkerhetsdatablad för Suprasalpeter N27. [elektronisk] Tillgänglig på: <http://chemmate.yara.com/DMSearch32external/pdf.asp?StreamId=53105aca33aab03f0000&id=53105acb33abb1970001> (2014-10-07)

YARA AB (u.å.). *Fosfors effekt på vallens avkastning* [med tillstånd]. Tillgänglig på: <http://www.yara.se/crop-nutrition/crops/grassland/crop-nutrition/phosphorus> (2014-10-04)

Zhang M, Gao B., Yao, Y., Xue Y., Inyang M. (2012). Synthesis of porous MgO-biochar nanocomposites for removal of phosphate and nitrate from aqueous solutions. *Chemical Engineering Journal*. Vol. 210 s.26-32, Elsevier

Zhu T. (1998). *Phosphorus and nitrogen removal in light-weight aggregate (LWA) constructed wetlands and intermittent filter systems*. Norges Lantbrukshögskole, Ås, Norge

Zhu T., Jenssen P.D., Maehlum T. och Krogstad T. (1997). Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA)–Potential filter media in treatment wetlands. *Water Sci. Technol.* Vol. 35 s.103–108

7.2 PERSONLIG KOMMUNIKATION

Almersson, Per (2014). Ägare av Vindelkol AB, Vindeln. Mail korrespondens 2014-02-27.

Dalahmeh, Sahar (2014) Institutionen för energi och teknik, SLU. Samtal i labb april 2014, Uppsala

Herbert, Roger (2014) Universitetslektor, Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Samtal juni 2014, Uppsala

Hylander, Lars (2014b). Forskare, Föreläsning, 2014-09-02. SLU, Uppsala

Hylander, Lars (u.å.). BET-data. Ej publicerad data Lars Hylander

Sollenberg, Olle (2014a) Ägare av Hugelsta gård, Ordförande LRF Eskilstuna. platsbesök 2014-03-07

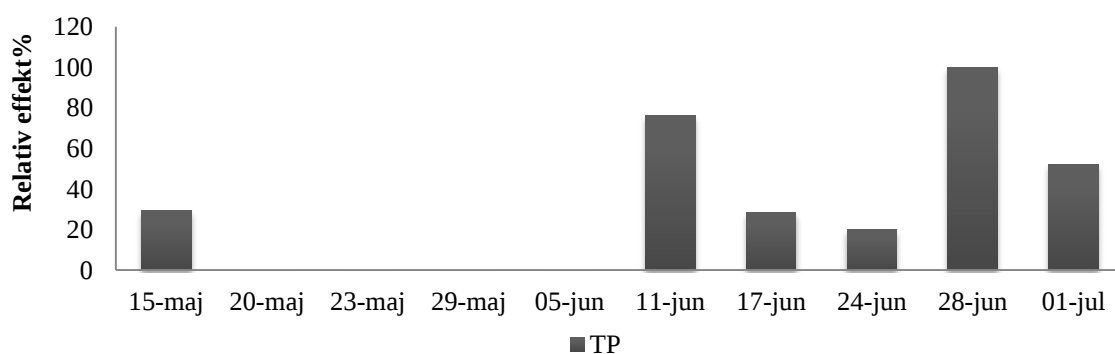
Sollenberg, Olle (2014b) Ägare av Hugelsta gård, Ordförande LRF Eskilstuna. mail 2014-05-17

Tuomola, Lena (2014) Natur- och Miljöenheten på Länsstyrelsen i Södermanlands län. Dataserier för vattenkemiprover tagna i D-län (Södermanlandslän). Mail 2014-03-11

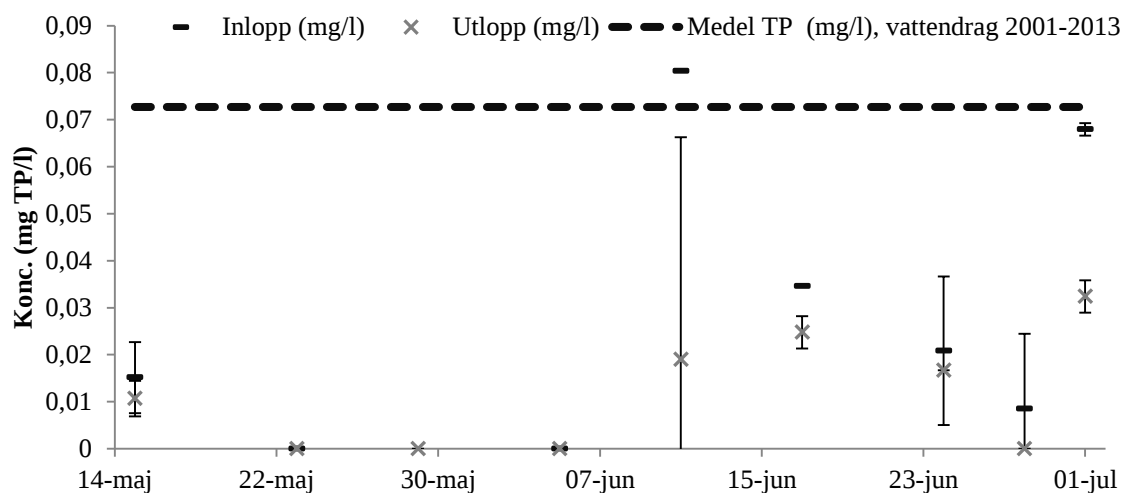
Wulff, Oskar (2014) Ägare av Närsjö gård, Eskilstuna. Platsbesök 2014-03-07

BILAGOR

BILAGA A. TOTALFOSFOR, TP



Figur A1. Relativ reningseffekt (%) med avseende på TP. Relativ effekt är beräknat utifrån inlopp-utlopp. Negativ procent betyder att utloppsvärdet är högre än inloppsvärdet. (n = 10).



Figur A2. Uppmätt Totalfosfor (TP) vid filtrets in- (mörkt sträck) och utloppsvatten (ljus kryss). Medelhalten för vattendrag 2001 – 2013 (streckad) i aktuellt område visas som referenshalt. Tio provtagningar visas, felintervallen baseras på tre analysreplikater, n = 3

BILAGA B. STATISTIK

Korrelation

Korrelation mellan rad- och kolumnvariablerna, Signifikanstabell (2-tailed) där signifikansstyrka på 95 % säkerhet visas med grå markering. n = 10

Tabell B1. Korrelationstabell genererad i SPSS, n = 10

	Datum		Inlopp Turb.		Utlopp Turb.		Inlopp PO4		Utlopp PO4		Inlopp TP		Utlopp TP		Inlopp NH4		Utlopp NH4		Inlopp NO3		Utlopp NO3		Uppmätt flöde (l/s)	
	sig.	Pears on Corr.	sig.	Pears on Corr.	sig.	Pears on Corr.	sig.	Pears on Corr.	sig.	Pears on Corr.	sig.	Pears on Corr.	sig.	Pears on Corr.	sig.	Pears on Corr.	sig.	Pears on Corr.	sig.	Pears on Corr.	sig.	Pears on Corr.	sig.	Pears on Corr.
Datum			,074	-,587	,392	,305	,087	,567	,310	,358	,146	,507	,145	,562	,026	,694*	,010	,762*	,016	-,733*	,006	-,795**	,861	-,068
Inlopp Turb.	,074	-,587			,280	,379	,968	,015	,495	,245	,089	-,063	,089	-,019	,303	-,363	,364	-,322	,004	,813**	,006	,794**	,130	,544
Utlopp Turb.	,392	,305	,280	,379			,003	,834**	,005	,805**	,910	,550	,906	,618	,090	,563	,105	,543	,680	,150	,854	,067	,041	,688*
Inlopp PO4	,087	,567	,968	,015	,003	,834**			,000	,916**	,821	,665*	,817	,793**	,009	,770**	,009	,772**	,806	-,089	,757	-,112	,081	,609
Utlopp PO4	,310	,358	,495	,245	,005	,805**	,000	,916**			,948	,687*	,943	,719*	,179	,462	,143	,498	,853	,067	,804	,091	,149	,522
Inlopp TP	,146	,507	,089	-,063	,910	,550	,821	,665*	,948	,687*			,000	,844**	,732	,498	,570	,509	,002	-,124	,003	-,215	,172	,071
Utlopp TP	,145	,562	,089	-,019	,906	,618	,817	,793**	,943	,719*	,000	,844**			,729	,670*	,567	,697*	,002	-,025	,003	-,153	,172	,244
Inlopp NH4	,026	,694*	,303	-,363	,090	,563	,009	,770**	,179	,462	,732	,498	,729	,670*			,000	,958**	,369	-,319	,247	-,404	,117	,559
Utlopp NH4	,010	,762*	,364	-,322	,105	,543	,009	,772**	,143	,498	,570	,509	,567	,697*	,000	,958**			,239	-,410	,162	-,478	,307	,384
Inlopp NO3	,016	-,733*	,004	,813**	,680	,150	,806	-,089	,853	,067	,002	-,124	,002	-,025	,369	-,319	,239	-,410			,000	,960**	,107	,572
Utlopp NO3	,006	-,795**	,006	,794**	,854	,067	,757	-,112	,804	,091	,003	-,215	,003	-,153	,247	-,404	,162	-,478	,000	,960**			,128	,546
Uppmätt flöde (l/s)	,861	-,068	,130	,544	,041	,688*	,081	,609	,149	,522	,172	,071	,172	,244	,117	,559	,307	,384	,107	,572	,128	,546		

Regression

Regressionstabell där de vänstra kolumnernas oberoende variabel är provtagningstillfällena (datum) medan de högra kolumnerna har oberoende variabel uppmätt flöde. Signifikansstyrka på 95% säkerhet visas med grå markering.

Tabell B2. Regressionstabell genererad i SPSS, n = 10

Oberoende variabel (x) är provtagningstillfällena							Oberoende variabel är uppmätt flöde				
Variabel	n	Pearson's R	Asympt. Std. Error	Approx. T	Sig.		n	Pearson's R	Koeff.	S.E	Sig.
Inlopp Turb.	10	-,587	,231	-2,051	,074 ^c		9	,544	,222	1,717	,130 ^c
Utlopp Turb.	10	,305	,305	,905	,392 ^c		9	,688	,181	2,506	,041 ^c
Inlopp PO4	10	,567	,183	1,947	,087 ^c		9	,609	,224	2,034	,081 ^c
Utlopp PO4	10	,358	,271	1,085	,310 ^c		9	,522	,249	1,620	,149 ^c
Inlopp TP	10	,507	,188	1,663	,135 ^c		9	,071	,400	,189	,856 ^c
Utlopp TP	10	,562	,232	1,922	,091 ^c		9	,244	,382	,667	,526 ^c
Inlopp NH4	10	,694	,133	2,730	,026 ^c		9	,559	,266	1,785	,117 ^c
Utlopp NH4	10	,762	,112	3,327	,010 ^c		9	,384	,362	1,101	,307 ^c
Inlopp NO3	10	-,733	,116	-3,049	,016 ^c		9	,572	,187	1,846	,107 ^c
Utlopp NO3	10	-,795	,086	-3,708	,006 ^c		9	,546	,236	1,724	,128 ^c