



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 15004

Examensarbete 30 hp
Mars 2015

Kvalitet på avrinningsvatten från extensiva gröna tak

Jenny Andersson

REFERAT

Kvalitet på avrinningsvatten från extensiva gröna tak

Jenny Andersson

Gröna tak har blivit en alltmer vanlig åtgärd för att hantera ökade dagvattenmängder i städer med stora andelar hårdgjorda ytor. Större delen av forskningen hittills har fokuserat på hur vattenretention och fördröjning av toppflöden ser ut för gröna tak, medan endast ett fåtal studier har undersökt hur kvaliteten på det avrinningsvatten som taken genererar ser ut. Vidare analys av eventuellt föroreningsinnehåll i avrinningen från gröna tak behövs för att fastställa dess miljöpåverkan.

Syftet med arbetet var att analysera kvalitet på avrinningsvatten från extensiva gröna tak och fastställa huruvida det förekommer tungmetaller i avrinningen eller ett näringsläckage efter tillsats av gödningsmedel. De extensiva tak som undersöktes är utformade av företaget Veg Tech AB och placerade i Taastrup, Danmark. Taken anlades i oktober 2010 och består av referenstak i aluminium och tre systemmodeller av varierande bygghöjd och växtsubstrat. I maj 2014 utfördes en näringstillförsel vilket var det första underhållet sedan taken anlades. Med denna studie undersöktes eventuellt näringsläckage och retention av tungmetaller de efterföljande månaderna.

Näringsinnehåll och koncentrationen av tungmetaller i avrinningen jämfördes med riktlinjer för dagvatten, schablonvärden för gröna tak i dagvatten- och recipientmodellen StormTac samt med avrinning från andra extensiva tak. Slutsatsen var att vattenkvaliteten från försökstaken är relativt bra jämfört med riktlinjer för dagvattenkvalitet och avrinning från konventionella tak. Det förekom ett visst näringsläckage från de extensiva taken, men höga koncentrationer uppmättes även från referenstaket. Koncentrationen av totalfosfor (Tot-P) och nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$) var i vissa fall lägre i avrinningen från de gröna taken.

Endast låga halter av tungmetaller förekom i avrinningen, bortsett från koppar (Cu) och zink (Zn) som klassades som höga (20-40 $\mu\text{g/l}$ respektive 70-250 $\mu\text{g/l}$ när de var detekterbara). En viss retentionsförmåga av metaller kunde ses jämfört med koncentrationerna i avrinningsvatten från referenstaket. Halten av suspenderat material (TSS) från de tre systemmodellerna var låg och av liknande koncentrationer som för andra studier. De extensiva taken hade en förmåga att höja pH i avrinningen från ca pH 4 till pH 7 jämfört med referenstaken under hösten. Konduktiviteten var högre i avrinningen från de extensiva taken vilket kan förklaras med ett ökat innehåll av lösta joner när vattnet transporteras genom marksubstratet.

Vidare studier för att avgöra den totala belastningen på dagvattennätet rekommenderas för att kunna dra mer omfattande slutsatser av takens miljöpåverkan. Med en kontinuerlig vattenanalys under ett avrinningstillfälle, från det att taken börjar generera avrinning tills det upphör, kan vidare slutsatser dras om hur koncentrationen av tungmetaller och näringsämnen varierar under ett nederbördstillfälle.

Nyckelord: Vattenkvalitet, gröna tak, näringstillförsel, rening, tungmetaller

Institutionen för mark och miljö, Avd för Biogeofysik och vattenvård, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Lennart Hjelmns väg 9, Box 7014, SE-750 07 UPPSALA

ABSTRACT

Runoff quality from extensive green roofs

Jenny Andersson

Green roofs have become a more and more popular solution in handling the large amounts of storm water in our cities, but there are several other environmental benefits to gain. Up until today most of the research has focused on investigating how water retention and delay of peak runoff are influenced by green roofs, while only a few studies on the water quality of the runoff generated from green roofs have been found. The runoff quality is important since possible pollutants and excess nutrients from the green roofs will be transported in the sewer systems and to receiving water bodies, affecting the environment.

The purpose of this study was to analyze the water quality from extensive green roof runoff and to determine whether there is any nutrient leakage after the addition of fertilizers. Further analysis of possible retention of metals in the substrate has been carried out. The extensive green roofs studied were manufactured by Veg Tech AB, and are located in Taastrup, Denmark, on Agrotech A/S building. The roofs were constructed in October 2010 and consist of three different models with varying substrate depth and vegetation layers. The first maintenance of the extensive roofs was performed in May 2014, by addition of a slow release fertilizer. The runoff water was analyzed during May-November of 2014 to determine if there was a substantial release of nutrients and heavy metals.

Conclusions from the study were that the runoff from the extensive roofs was of acceptable quality compared to Swedish and Danish guidelines and compared to results from other studies. Elevated levels of nutrients were found in the runoff from the extensive green roofs, but the concentrations of most heavy metals were low and often under detection limits. Concentrations of copper (Cu) and zinc (Zn) were high (20-40 µg/l respectively 70-250 µg/l) and above recommended guidelines. It is hard to determine whether the extensive roofs can be seen as a sink for heavy metals, but the runoff from the aluminum reference roofs showed that concentration of ammonium (NH₄-N) was lower from the extensive roofs. Thus, the extensive green roofs improve the storm water quality in this sense. Levels of total suspended solids (TSS) from the three systems were low and the generated runoff was clear. An increase of pH, from approximately pH 4 to pH 7, was detected in the runoff from the extensive green roofs compared to the reference roofs.

To determine further environmental impact and the total contribution of pollutants in storm water a continuous runoff analysis, from the moment runoff is generated until it ceases, is recommended. This would show how the heavy metal and nutrient concentrations vary during one rain event.

Keywords: water quality, green roofs, nutrients, retention, heavy metals

Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Lennart Hjelms väg 9, Box 7014, SE-750 07 Uppsala

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts som avslutande del på civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet och motsvarar 30 högskolepoäng. Arbetet är ett samarbete mellan Veg Tech AB i Vislanda, Småland, och Agrotech A/S i Köpenhamn, Danmark. Lina Pettersson, odlingsspecialist på Veg Tech AB, och Lars Jørgensen, innovationskonsult på Agrotech A/S, har varit mina handledare under projektet. Barbro Ulen på institutionen för mark och miljö vid Sveriges Lantbruksuniversitet har varit ämnesgranskare.

Jag vill framförallt tacka mina handledare för allt stöd och värdefulla bidrag under arbetets gång. Med hjälp av mätningar från Agrotech A/S utförda av Lars Jørgensen har vattenanalys kunnat utföras. Vid mitt besök på Agrotech A/S i Taastrup, Danmark, fick jag en inblick i det forskningsarbete som utförs på uppdrag av Veg Tech AB, samt inspiration till nyskapande och gröna lösningar för att hantera vattenrelaterade frågor i våra framtida städer. Ett stort tack till Matt Low som har hjälpt till med den statistiska analysen av data under projektet, samt Annika Nordin och Sahar Dalahmeh som har gett mig möjligheten att utföra vattenanalyser på SLU, Ultuna. Slutligen vill jag även tacka min ämnesgranskare, Barbro Ulen, för värdefulla synpunkter vid redigering av slutrapporten.

Jenny Andersson
Uppsala 2015

Copyright © Jenny Andersson, Mark och miljö, Avd för Biogeofysik och vattenvård, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU)
UPTEC W 15004, ISSN 1401-5765
Publicerat digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, Uppsala, 2015

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Kvalitet på avrinningsvatten från extensiva gröna tak

Jenny Andersson

Utbyggnad och förtätning av storstäder innebär att grönområden försvinner och ersätts med hårdgjorda ytor. De bebyggda områdena skapar fler avrinningsytor och stora mängder vatten för dagvattensystem att ta hand om. Nya lösningar och utveckling av det lokala omhändertagandet av dagvatten (LOD) används idag, däribland implementeringen av gröna tak. Gröna tak har förmågan att fördröja toppflöden och minska avrinningen tack vare retention i marksubstratet, men det finns även andra miljöfördelar. En potentiell rening och retention av förorenande ämnen uppstår när vattnet perkolerar genom de gröna taken. Kvalitet på avrinningsvatten från gröna tak är av extra stor betydelse om avrinningen kombineras med, och kopplas till ett öppet dagvattensystem. Eventuellt föroreningsinnehåll i avrinningen tillförs då recipienten direkt och påverkar dess status. För att optimera dagvattenhantering bör de framtida klimatförhållandena med ökade nederbördsmängder och frekvens tas i beaktning. Lokalt omhändertagande av dagvatten med hjälp av gröna tak kan implementeras på de flesta takytor och vidare spridning av metoden är möjlig. För att fastställa miljöpåverkan och för att optimera användandet av gröna tak bör forskning om hur kvalitet på avrinningen varierar med takkonstruktion undersökas vidare.

I detta examensarbete har avrinningsvatten från tre olika typer av extensiva tak analyserats för att fastställa huruvida det förekommer ett näringsläckage efter tillsats av gödningsmedel, samt om det förekommer tungmetaller i avrinningsvattnet från de extensiva taken och ett konventionellt tak i aluminium. Försökstaken är utformade av företaget Veg Tech AB och är placerade i Taastrup, Danmark, på en byggnad tillhörande Agrotech A/S. De extensiva taken anlades i oktober 2010 och består av tre systemmodeller med varierande bygghöjd och växtsubstrat. Växtmattorna består av Sedum-ört-gräsmatta eller Sedum-mossmatta och är odlade av Veg Tech AB. Det första underhållet av de extensiva taken utfördes i maj 2010, i form av en näringstillförsel innehållande långtidsverkande och snabbverkande växtnäring. Eventuellt näringsläckage de efterföljande månaderna undersöktes för de tre systemmodellerna och för referenstaket. En mer omfattande analys av tungmetaller och näringsämnen i avrinningen utfördes för fyra försökstak i nordlig riktning vid tre tillfällen; under vår, sommar och höst. Koncentrationer av metaller och näringsämnen jämfördes de tre extensiva taken emellan samt med ett referenstak av aluminium. Resultaten jämfördes sedan med riktlinjer för dagvatten, schablonvärden för gröna tak i StormTac samt med andra studier.

Trots något höga koncentrationer av näringsämnen kan vattenkvaliteten från försökstaken anses relativt bra jämfört med riktlinjer för dagvattenkvalitet och avrinning från konventionella tak. Koncentrationerna i avrinningen bör även kopplas till faktumet av de extensiva taken minskar den totala avrinningen med upp till 50 % jämfört med referenstaket, vilket minskar den totala tillförseln av dagvatten och förorenande ämnen till recipienten. Det uppstod ett visst näringsläckage från de extensiva taken, men endast låga halter av de flesta tungmetaller som undersöktes fanns i avrinningsvattnet. Koncentrationen av zink och koppar överskrev riktlinjerna och kan klassas som höga. Koncentrationen av zink, koppar och mangan var dock

högre från referenstaket vid vissa mätningar, vilket indikerar att en viss retention förekommer. Det är svårt att fastställa huruvida de extensiva taken har en renande förmåga av tungmetaller då ingen uppsamling av regnvatten utfördes under mätperioden men skillnader i avrinningen mellan referenstaket och de extensiva taken visar hur vegetationen och marksubstratet påverkar avrinningen. TSS-halten i avrinningsvattnet från de tre systemmodellerna var låg, med lägre koncentrationer för systemmodellerna med större marksubstratdjup. Enligt mätningar som utfördes direkt efter uppsamling av vattenprover genererade de gröna taken avrinning med pH mellan 6-7,5 under mätperioden. Avrinningsvattnet från referenstaken och de extensiva taken hade liknande värden under vår- och sommarmånaderna, men pH minskade kraftigt för referenstaken under hösten jämfört med de extensiva taken som hade förmågan att höja pH i avrinningsvattnet. Mätningarna visade även att konduktiviteten i avrinningen från försökstaken var högre än för referenstaken. En ökad konduktivitet i avrinningsvattnet jämfört med regnvatten kan förväntas då innehållet av antalet lösta joner ökar när vattnet perkolerar genom marksubstratet. Systemmodellerna med sedum/ört/gräs och större marksubstratdjup höjde konduktiviteten mer än taken med moss-sedummatta och marksubstratdjup 40 mm.

För att avgöra den totala belastningen på dagvattennätet och takens miljöpåverkan rekommenderas vidare vattenanalys och insamling av avrinning över hela året. För att kunna fastställa hur koncentrationen av tungmetaller och näringsämnen varierar under ett nederbördstillfälle rekommenderas en kontinuerlig uppsamling av avrinning från det att taken börjar generera avrinning tills att det upphör.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
2. SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR.....	3
2.1 AVGRÄNSNINGAR	3
3. LITTERATURSTUDIE.....	4
3.1 GRÖNA TAK.....	4
3.1.1 Intensiva gröna tak	5
3.1.2 Semi-intensiva gröna tak	5
3.1.3 Extensiva gröna tak	5
3.2 MILJÖASPEKTER.....	6
3.2.1 Dagvattenabsorption	6
3.2.2 Klimatförhållanden.....	8
3.2.3 Temperatur och energibehov.....	9
3.2.4 Luftkvalitet	10
3.2.5 Biologisk mångfald	10
3.2.6 Miljöcertifieringssystem av byggnader.....	11
3.3 MARKSUBSTRAT	12
3.3.1 Näringsläckage och retention av tungmetaller.....	13
3.4 DAGVATTENKVALITET	15
3.5 FÖRORENINGSPARAMETRAR.....	22
3.5.1 TSS och turbiditet	22
3.5.2 Metallföroreningar	22
3.5.3 Fosfor och kväve.....	22
3.5.4 Transport av lösta ämnen i marksubstratet	23
3.6 JORD	23
3.6.1 Organiskt material.....	23
3.6.2 pH	24
3.6.3 Porstorlek och fördelning.....	25
3.7 NÄRINGSUPPTAG HOS VÄXTER.....	26
3.7.1 Kväve	27
3.7.2 Fosfor.....	27
3.7.3 Kalium.....	28
3.7.4 Kalcium.....	28
3.7.5 Magnesium.....	28
4. PLATSBESKRIVNING OCH TAKDESIGN.....	29
4.1 SYSTEM, MATERIAL OCH LAGERUPPBYGGNAD	30
4.2 VAL AV VÄXTER/VÄXTMATTOR	33
4.3 JORD OCH NÄRINGSTILLFÖRSEL	33
4.4 AVRINNING FRÅN FÖRSÖKSTAKEN	35
4.5 TEMPERATUR UNDER FÖRSÖKSTAKEN	36
5. METOD	38
6. RESULTAT.....	41
6.1 pH	48
6.2 KONDUKTIVITET OCH SALTHALT	49
6.3 NÄRINGSÄMNE	52
6.4 KALIUM OCH KALCIUM	52
6.5 METALLER.....	52
6.6 TSS	53
7. DISKUSSION	54
7.1 pH	54

7.2 KONDUKTIVITET OCH SALTHALT.....	54
7.3 NÄRINGSÄMNE.....	55
7.4 KALIUM OCH KALCIUM.....	57
7.5 METALLER.....	57
7.6 TSS.....	58
8. SLUTSATS.....	60
9. REFERENSER.....	61
9.1 TRYCKTA KÄLLOR & INTERNETREFERENSER.....	61
9.2 PERSONLIGA MEDDELANDEN.....	66
BILAGOR.....	67
BILAGA A: ARTER I VEG TECH AB:s SEDUM-ÖRT-GRÄSMATTA.....	67
BILAGA B: INNEHÅLL VEG TECHS TAKJORD.....	68
BILAGA C: NÄRINGSINNEHÅLL MULTICOTE.....	69
BILAGA D: R-KOD.....	70

1. INLEDNING

Ursprungligen användes gröna tak i stor utsträckning i Europa med syftet att isolera byggnader, en metod som har använts i Norden under flera århundraden (Berndtsson *m.fl.*, 2006; Berndtsson, 2009). Med industrialiseringen och utveckling av billiga byggmaterial upphörde dock gröna tak att vara en självklar del av stadsbilden. Det är först nu, under de senaste årtiondena med utvecklingen av gröna städer, som gröna tak har blivit vanliga i en stadsmiljö där dagvattenhantering samt hälso- och trivselaspekter prioriteras. Marknaden för gröna tak inleddes under sent 1970-tal i Tyskland, där forskning inom konstruktion, marksubstrat, biologisk mångfald och teknik föranledde de riktlinjer för design av gröna tak som används idag (Berndtsson, 2009; FLL, 2008).

Gröna tak implementeras ofta för det estetiska värdet och med en förhoppning om att stärka olika företags gröna image, men många andra fördelar kan också uppnås (Berndtsson *m.fl.*, 2006). Utbyggnad och förtätning av storstäder innebär att grönområden försvinner och ersätts med hårdgjorda ytor. De bebyggda områdena skapar stora avrinningsytor och stora mängder vatten för dagvattensystem att ta hand om. Med utveckling och omkonstruktion av nya dagvattenlösningar används gröna tak för att minska belastningen på dagvattennätet och för att hantera de flödestoppar som uppstår vid kraftiga regn (Graceson *m.fl.*, 2014; Vijayaraghavan *m.fl.*, 2012). Lokala översvämningar och svårhanterade flödestoppar kan undvikas om avrinning från impermeabla och hårdgjorda ytor minskas. Vatten- och luftburna partiklar absorberas i de gröna takens mark och växtsubstrat, vilket kan medföra bland annat minskade effekter av föroreningar i urbana miljön (Rowe, 2011; Berndtsson *m.fl.*, 2006). Vatten i marksubstratet evaporerar eller transpirerar tillbaka till luften och en mindre del bildar avrinning. Avrinning från gröna tak sker långsammare jämfört med vanliga tak eftersom det tar tid för marksubstratet att bli vattenmättat och ge avrinning (Rowe, 2011). Denna fördröjning underlättar dagvattenhantering vid kraftiga regn och minskar problem med erosion nedströms.

Huruvida gröna tak har en renande funktion eller fungerar som en källa till föroreningar i avrinningsvatten beror av en rad olika faktorer (Berndtsson *m.fl.*, 2006). Vattenkvaliteten beror bland annat av material och lageruppbyggnad i konstruktionen, val av jord- och växtsubstrat, eventuell näringstillförsel vid underhåll och i vilken omgivning det gröna taket är placerat (Berndtsson *m.fl.*, 2006; Seidl *m.fl.*, 2013; Rowe, 2011). Ändringar av fysikaliska och kemiska parametrar i marksubstratet påverkar exempelvis i hur stor utsträckning partiklar och metaller kan adsorberas. Föroreningar i dagvatten minskar när vatten evapotranspirerar från gröna tak och vattenlösliga partiklar lagras i marksubstratet. Problematiken är dock att de lagrade substanserna istället kan transporteras med avrinningsvatten i högre koncentrationer vid nästa regntillfälle (Rowe, 2011; Berndtsson *m.fl.*, 2006).

Ur ett miljöperspektiv har kvalitet på avrinningsvatten från gröna tak en extra stor betydelse om avrinningen kombineras med och kopplas till ett öppet dagvattensystem (Berndtsson *m.fl.*, 2009). För att gröna tak inte ska motverka arbetet för en förbättrad dagvattenkvalitet i städer måste upptag av föroreningar studeras och konstruktionen planeras för att främja detta upptag redan under designfasen. Design och underhåll bör analyseras för att avgöra hur hållbara dessa system är (Emilsson *m.fl.*, 2007).

Studier som behandlar gröna tak fokuserar främst på att hantera problematiken med en för hög belastning på dagvattennätet, medan problematiken kring vattenkvalitet har kommit i skymundan. Det är först när flöden och vattenkvalitet tillsammans tas med i planering av dagvattenhantering som hållbara system kan uppnås (Berndtsson *m.fl.*, 2009). I dagsläget finns det endast ett fåtal studier som berör huruvida gröna tak kan rena vattnet och ta upp föroreningar. Det ökade intresset av att införa växtbeklädda tak frambringar ett behov av vidare analys av uppbyggnad och underhåll för att kunna fastställa hållbarheten i systemen (Emilsson *m.fl.*, 2007). Med denna studie kommer slutsatser att kunna dras om huruvida även vattenkvaliteten kan förbättras.

2. SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Detta examensarbete syftar till att studera gröna taks eventuella näringsläckage till dagvattennätet samt renande förmåga av tungmetaller. Det översiktliga målet är att fastställa vattenkvaliteten på det avrinningsvatten som taken genererar samt att göra en jämförande studie med andra liknande projekt i länder med liknande klimat.

Examensarbetet syftar till att besvara följande frågeställningar;

- Vilken kvalitet har avrinningsvatten från gröna tak?
- Förekommer det ett näringsläckage med avrinningen från gröna tak efter tillsats av gödningsmedel?
- Har gröna tak en förmåga att rena vatten från tungmetaller?

2.1 AVGRÄNSNINGAR

Arbetet har avgränsats till att undersöka eventuellt näringsläckage, retention av tungmetaller och den totala halten av suspenderat material (TSS) i avrinningsvatten. Det finns ett stort behov av en mer omfattande analys av dagvattenkvalitet, men på grund av tidsbrist har studien inriktats på eventuellt näringsläckage och spridning av tungmetaller med avrinning från gröna tak för att fastställa dess miljöpåverkan. Mätningar och vattenanalyser har utförts uteslutande på ackumulerat avrinningsvatten efter olika nederbördstillfällen, vilket har gjort att den så kallade "first flush"-effekten inte har studerats. Högre koncentrationer i den initiala fasen för varje nederbördstillfälle förekommer sannolikt, men detta har inte kunnat utföras på grund av små nederbördsmängder. Studien begränsades även till att endast undersöka koncentrationer av förorenande ämnen i avrinningsvatten vid olika mättillfällen och inte den totala belastningen på dagvattennätet.

3. LITTERATURSTUDIE

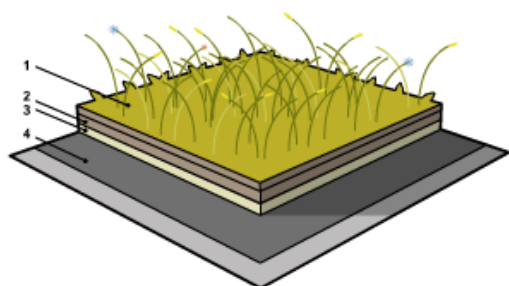
För att kunna fastställa kvalitet för avrinningsvatten från de extensiva taken utfördes en litteraturstudie i examensarbetet, där forskning om gröna tak, riktlinjer för dagvattenkvalitet och information gällande marksubstratets funktion studerades.

3.1 GRÖNA TAK

Gröna tak har funnits i Sverige sedan tidigt 1990-tal och konstrueras oftast enligt de tyska riktlinjerna utvecklade av FLL, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (Emilsson, 2008; Francis & Lorimer, 2011). Enligt FLL:s riktlinjer kan funktion och effekter av gröna tak kopplas till stadsplanering, ekologiska förutsättningar eller ekonomiska- och miljömässiga skyddsåtgärder (FLL, 2008). Införandet av gröna tak ger en ökad andel grönytor, en vackrare stadsbild samt förbättrade bostads- och arbetsmiljöer. Med implementering av gröna tak kan krav för grönytor i bostadsområden och dylikt uppfyllas, reservatområden för hotade växtarter kan bildas och den naturliga vattencykeln kan bevaras, genom evaporation och transpiration vid de nytillkomna grönytorerna.

Gröna tak indelas i tre olika typer beroende av användning, konstruktionsfaktorer och anläggningsmetod (FLL, 2008). Taken klassas utifrån marksubstratdjup och skötselbehov som antingen intensiva eller extensiva, men utöver det finns även semi-intensiva tak (Rowe, 2011; Teemusk & Mander, 2011; Getter & Rowe, 2006). Använd växtlighet, tjocklek på marksubstrat och behov av underhåll varierar för dessa taktyper. För att avgöra lämplig växtbeklädnad och för att erhålla väletablerade grönytor bör hänsyn tas till väderförhållanden och de faktorer som påverkar marksubstratet.

För att uppnå en väletablerad grönyta och ett funktionellt grönt tak bör aspekter så som makro- och mikroklimat, substratinnehåll och djup, underhållsbehov, installationsmetoder och val av växtlighet beaktas (Getter & Rowe, 2006; Berndtsson, 2010). Den estetiska aspekten har större betydelse för de tak där allmänheten kommer att vistas (intensiva tak), medan de tak som främst anläggs i dagvattenhanteringssyfte ser till andra aspekter. Konstruktionsuppbyggnaden är ofta likartad och innehåller följande komponentlager (figur 1). Ett rotbarriärsskydd som skyddar det underliggande taket från skador, ett dräneringslager som möjliggör avrinning och dränering av överflödigt vatten, en filterduk som hindrar finfördelat material att transporteras bort vid dränering och överst ett marksubstrat som möjliggör etablering av växtlighet.



Figur 1 Schematisk bild för uppbyggnaden av ett grönt tak; växtlighet (1), marksubstrat/jord (2), fiberduk (3) och dräneringslager/rotskydd (4) (Veg Tech AB, 2014a, med tillstånd).

3.1.1 Intensiva gröna tak

Intensiva gröna tak kräver ett intensivt underhåll i form av ogrärensning, gödning och bevattning (Getter & Rowe, 2006; Berndtsson *m.fl.*, 2009; Getter *m.fl.*, 2009). De finns i stor utsträckning på allmänna platser och liknar de naturområden som finns på marknivå. Intensiva tak är ofta tillgängliga för allmänheten och anläggs på platta tak. Växtb eklädnaden består av perenna växter, gräs, lökväxter, buskar och träd (FLL, 2008). Utbudet omfattar i stort sett alla växter som finns tillgängliga för plantering och begränsas endast av de specifika förhållandena på tänkt planteringsyta, där exempelvis stora buskar och träd inte alltid är lämpligt (FLL, 2008). Regelbundet underhåll i form av bevattning och gödning krävs.

När större växter så som buskar och träd används krävs ett substratlager tjockare än 15 cm och ett omfattande underhåll (Getter *m.fl.*, 2009). Intensiva tak är generellt sett dyrare eftersom de kräver mer underhåll och ställer högre krav på byggnadens hållbarhet för att kunna bära ett tyngre tak (Rowe, 2011).

3.1.2 Semi-intensiva gröna tak

Semi-intensiva tak, eller "simple intensive greening" som FLL (2008) benämner det, består vanligen av marktäckande växter så som gräs, perenna växter och buskar. Taken kräver mindre underhåll än intensiva tak och har relativt liten belastning på lagerkonstruktionen. Anläggningskostnaderna är dessutom lägre. Gräs, örter, perenna lökväxter och buskar är karaktäristiska för semi-intensiva tak, vilket klassas som en övergång från intensiva till extensiva grönytor. Substratdjup för semi-intensiva tak enligt FLL (2008) varierar mellan 120 och 1000 mm.

Systemmodell XSÖG 5-14° som analyserats i denna studie kan räknas som ett semi-intensivt grönt tak enligt UK Green roof guide (2014), med substratdjupet 110 mm (Tabell 1). Växtligheten för detta system begränsas till perenna växter och gräs och systemet ger mindre belastning då den vattenmättade vikten endast uppnår 130 kg/m².

3.1.3 Extensiva gröna tak

Extensiva gröna tak har ett substratdjup som är mindre än 150 mm och består av naturlig vegetation som är väl anpassad för att klara extrema förhållanden (Getter *m.fl.*, 2009). De kräver i stort sett inget underhåll för att etableras och används följaktligen på tak där en naturlig och frodande grönyta önskas (FLL, 2008). De estetiska aspekterna är nödvändigtvis inte av högsta prioritet för tak som inte är synliga och tillgängliga för allmänheten (Getter & Rowe, 2006). Tak som anläggs med syftet att hantera dagvattenflöden lägger således större vikt vid funktionella faktorer så som vattenretentionsförmåga.

Den marktäckande växtligheten består av mossor, gräsarter, örter och suckulenter (fetbladsväxter), men kan även innehålla bland annat lökväxter (FLL, 2008). Ett gödningsbehov kan uppstå för tak där exempelvis örter och fetbladsväxter används av estetiska skäl. De extensiva tak som används mest i Sverige har en vattenmättad vikt på ungefär 50-55kg/m² (Emilsson *m.fl.*, 2007). Konstruktionerna skapas för att klara de viktrestriktioner som finns för tak, vilket gör att tilläggskostnader i form av konstruktionsförbättringar av takytan oftast kan undvikas (Getter & Rowe, 2006). Användning av gräs och örter är begränsat i Sverige på grund av brandrisk (Emilsson *m.fl.*, 2007). Veg Techs sedumtak är brandgodkända enligt B_{roof} (t2), vilket är en brandteknisk beteckning som visar att materialet är testat och godkänt med avseende

på risker för brandspridning och antändning (Lantbrukets Brandskyddskommitté, 2009).

Enligt FLL:s indelning av gröna tak kan samtliga systemmodeller i denna studie, XMS 2-27°, XMS-Grodan och XSÖG 5-14°, klassas som extensiva gröna tak med substratdjupen 40 mm, 70 mm respektive 110 mm (tabell 1).

Tabell 1 Indelning av gröna tak enligt FLL:s riktlinjer och UK Green roof guide (FLL, 2008; UK Green roof Guide, 2014)

Marks substratdjup	Extensiva tak	Semi-intensiva tak	Intensiva tak
FLL guidelines	40-200 mm	120-1000 mm	150-2000 mm
UK Green roof Guide	<100 mm	100-200 mm	>200 mm

3.2 MILJÖASPEKTER

Utöver tydliga fördelar så som vackra vyer och grönområden för de boende, medför gröna tak en minskad och fördröjd avrinning, det vill säga en minskad totalbelastning på dagvattennätet. Med de ändrade klimatförhållandena krävs lösningar som kan hantera de ökade mängderna dagvatten. Några andra fördelar med gröna tak är att temperaturen inomhus kan förbättras och temperaturen i stadskärnor med stor andel hårdgjorda ytor kan hållas nere, det vill säga en minskad värmeö-effekt kan uppnås med en ökad reflektionsförmåga och transpiration från marks substratet. Förbättrad luftkvalitet uppstår när partiklar och föroreningar deponeras i växtmaterialet och marks substratet, samt den biologiska mångfalden gynnas med den ökade andelen grönytor som uppstår i städerna. Med implementering av gröna tak fås en minskad miljöpåverkan och byggande med högt ställda kvalitetskrav kan främjas. Nedan följer en genomgång av dessa fördelar.

3.2.1 Dagvattenabsorption

Då allt fler människor väljer att bosätta sig i städer omvandlas öppna grönytor till gator och byggnader, vilket ger en ökad avrinning samt transport av förorenande ämnen från impermeabla ytor (Mentens *m.fl.*, 2006). Dagvattensystem bör därför konstrueras för att kunna hantera extrem nederbörd och för att effektivt ta hand om normala regn, undvika översvämningar samt skydda recipienten (Stovin *m.fl.*, 2012).

En av de viktigaste miljöfördelarna med gröna tak är möjligheten att reducera avrinningsvolymen och minska belastningen på dagvattennätet (Getter & Rowe, 2006). Den hydrologiska funktionen för gröna tak påverkas av växtligheten genom evaporation från växternas ytor, upptag och lagring i cellvävnad samt transpiration från växterna till atmosfären (Dunnett *m.fl.*, 2008). En stor andel av nederbörden kan lagras i mark- och växtsubstratet för att sedan evaporera eller transpirera tillbaka till atmosfären (Getter & Rowe, 2006; Stovin *m.fl.*, 2012). Gröna tak fördröjer flödestoppar genom absorption i marks substratet, minskar den totala avrinningsvolymen genom mark- och växtupptag, samt fördelar avrinningen under en längre tid då en tillfällig lagring i markens porer förekommer (Mentens *m.fl.*, 2006). Retention av vatten beror av faktorer så som marks substratets djup och innehåll, typ av växtlighet samt klimatfaktorer som regnmängder och intensitet.

Mentens *m.fl.* (2006) utförde en sammanfattning av data för att kartlägga resultat kring retention av dagvatten och avrinning från gröna tak. Studien omfattade mätningar från 18 publikationer som användes för att undersöka statistiska samband mellan årsnederbörd och avrinning från olika takkonstruktioner. Den sammanfattande studien tog inte hänsyn till de olika extensiva takens vegetationsuppsättning, en eventuell ökad reduktion av avrinning på grund av en specifik växtbeklädnad undersöktes följaktligen inte (Dunnett *m.fl.*, 2008). Enligt Mentens *m.fl.* (2006) är den årliga avrinningen starkt beroende av årsnederbörd, typ av tak samt antal lager och deras respektive djup. Lutning och ålder av taken hade ingen signifikant korrelation med avrinningen. Enligt studien kan möjlig retention av regnvatten för intensiva och extensiva tak uppnå till 75 respektive 45 %, där de intensiva taken har ett median substratdjup på 150 mm och de extensiva 100 mm. Analys av vattenretention från försökstaken vid Agrotech A/S gav liknande resultat, med en minskning av avrinning på 44-53 % för de extensiva gröna taken jämfört med referenstaken i aluminium (Skov Pedersen *m.fl.*, 2012). Avrinning och vattenretention för försökstaken studerades under en period av 12 månader.

Stovin *m.fl.* (2012) analyserade under 29 månader ett 80 mm extensivt grönt tak med 1,5° lutning och sedum vegetation, vilket erhöll en 50,2 % kumulativ retention av den årliga nederbörden. Retentionen vid olika regn under tidsperioden varierade mellan 0 % och 100 %, där retentionsförmågan minskade vid ökade regnmängder. Säsongsbaserade variationer som har studerats i olika studier visar enligt Stovin *et al* (2012) att retentionsmöjligheterna är som störst under sommaren på grund av ökad evapotranspiration och antal regntillfällen (Stovin *m.fl.*, 2012; Mentens *m.fl.*, 2006). En reducerad vattenretention under sommaren kan dock ske om regnmängderna blir alltför stora (Stovin *m.fl.*, 2012).

En fördröjning av flödestoppar uppstår eftersom avrinning påbörjas först när marksubstratet är vattenmättat (Getter & Rowe, 2006). Denna fördröjning motverkar eventuella översvämningsrisker i dagvattennätet vid kraftiga regn, avrinningen pågår istället under en längre tid och med mindre flöden. Vid mindre flöden minskar även erosionsproblematik vid ledning av avrinningsvatten till recipienten.

Hårdgjorda ytor i städer utgörs av vägar, järnvägar, bebyggd och obebyggd mark utan någon vegetation (SCB, 2014). Enligt SCB:s kartläggning av markanvändning 2005 inom tätortsgräns består 25 % av tätortsarealen i Stockholm av hårdgjorda ytor, varav 10 % är bebyggd mark utan vegetation. Denna statistik kan jämföras med städerna Malmö, Göteborg och Uppsala, som har 20, 11 respektive 17 % bebyggd mark. Takytor motsvarar ungefär 40-50 % av de hårdgjorda ytorna i utvecklade städer (Stovin *m.fl.*, 2012). Om växtbeklädnad skulle implementeras på alla tak tillhörande bebyggd mark skulle omhändertagandet av dagvatten underlättas med reducerade flödes hastigheter och volymer. Även problem med buller kan minskas om andelen hårdgjorda ytor minskas i städer (Getter & Rowe, 2006). Gröna tak minskar reflektionen av ljud när mark- och växtsubstratet absorberar ljudvågor.

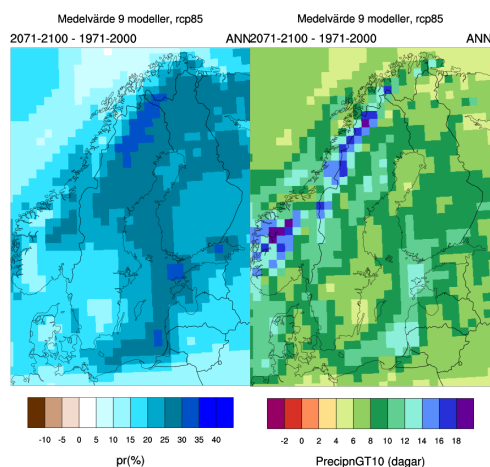
Gröna tak kan motiveras med ett av de 16 Svenska miljömålen, God bebyggd miljö, som strävar för en god och hälsosam livsmiljö där byggnader och anläggningar miljöanpassas för att bevara resurser (Miljömål, 2014a). Preciseringar utförda av regeringen för att uppnå God bebyggd miljö, med införandet av gröna tak i åtanke, är främjandet av hållbar bebyggelsestruktur, hållbar samhällsplanering, infrastruktur, natur- och grönområden, god vardagsmiljö samt hälsa och säkerhet. För att uppnå detta

begränsas andelen hårdgjorda ytor i tätorter för att bevara grönområden enligt framtagna program för miljömålen (SCB, 2014).

3.2.2 Klimatförhållanden

Med klimatförändringar ändras frekvensen, intensiteten, den geografiska utbredningen och tidsomfattningen av extrema väder (IPCC, 2012). Den omfattande urbaniseringen och snabbt växande storstäder skapar stadsområden med otillräcklig vattenhantering och olämplig markanvändning. Förståelse och beskrivning av klimatförändringar och nederbördsmönster är viktigt för att utveckla fungerande dagvattensystem (Arnbjerg-Nielsen *m.fl.*, 2013). En ökad kunskap om extremregn och hydrologiska förutsättningar i städer har hjälpt att skapa en infrastruktur som kan hantera kommande klimatförändringar. Trots detta finns fortfarande brister i förståelse och kunskap om framtida nederbördsmönster och hur dräneringssystem ska konstrueras. Vid analys av avrinning i städer, utifrån bland annat toppflöden och översvämningar, är de modellerade värdena i framtidsprognoser osäkra, dels på grund av uppskattade klimatförändringar, dels på grund av osäkerheter i de hydrologiska modeller som används. Enligt Arnbjerg-Nielsen *m.fl.* (2013) indikerar dock konsekvensanalyser av avrinning i städer drabbade av klimatförändringar att systematiska anpassningar bör införas för att dagvattensystemens funktion inte ska påverkas negativt.

Vid dimensionering av dagvattensystem i städer används olika klimatkfaktorer som beaktar klimatet och hur regnintensitet kommer att se ut i framtiden. Intensiva regn blir alltmer vanligt och regnintensiteten förväntas öka i Sverige och Europa. Förändring av antal dagar med kraftig nederbörd i Sverige enligt SMHI:s klimatmodell RCP 8.5, som visar ett medelvärde av nio klimatscenarier, beräknas öka med 8-18 dagar i landet (SMHI, 2014a). Årsnederbörden i Sverige beräknas öka med ca 15-50 % år 2071-2100 jämfört med 1971-2000 (SMHI, 2014b). Den största ökningen beräknas uppstå i de nordliga delarna medan södra Sverige förväntas få en ökning med ca 15 % (figur 2).



Figur 2 Beräknad ändring av årsnederbörd och dagar med intensiv nederbörd enligt klimatscenario RCP 8.5 (SMHI, 2014a/b).

För gröna tak måste val av växtlighet anpassas till de aktuella klimatförhållandena, eftersom det regionala klimatet och lokala mikroklimat är avgörande hur väl de etableras (Getter & Rowe, 2006). Kunskap om högsta och lägsta temperaturer i området, antal soltimmar, regnmängder och fördelning över året, vindriktning,

eventuell risk för torka, frost eller huruvida grönytan kommer att utsättas för snö är andra viktiga aspekter för att kunna avgöra växternas möjlighet att överleva i det aktuella området. Mikroklimatet på gröna tak avgörs av en rad olika faktorer. Exempelvis påverkar takets geografiska riktning antalet soltimmar, vilket i sin tur avgör temperatur och tillväxt. Fuktinnehållet i marksubstratet beror av taklutning och vilket ventilationssystem som används för byggnaden, och utsläpp från omkringliggande industrier kan påverka växternas tillväxt.

Etablering av växtlighet på gröna tak i kallare klimat studerades av Blecken *m.fl.* (2014) vid LTU för att fastställa hur *Sedum* klarar av ett vinterklimat. Studien utfördes under år 2013/2014 då Luleå hade en varm vinter följt av en torr och varm sommar. Vegetationen på sedumtaket etablerades dåligt till följd av den varma vintern som orsakade en stor mängd isbildning. *Sedum acre* var i stort sett den ensamt överlevande arten på taket och etablerades först under sensommaren efter några större nederbördstillfällen. Noggranna val av växter för sedumtak i norra Sverige bör följaktligen utföras.

3.2.3 Temperatur och energibehov

Ett av de viktigaste argumenten för implementering av gröna tak är den reduktion av ytemperaturer på tak som fås vid implementering (Köhler *m.fl.*, 2002). Hantering av stora temperaturförändringar och ett förbättrat mikroklimat kan erhållas när reflektion av solstrålar minskas, fukthalter i luften ökar och mängden damm minskar (FLL, 2008; Köhler *m.fl.*, 2002; Jaffal *m.fl.*, 2012). Med ett förbättrat mikroklimat erhålls även ett förbättrat termiskt inomhusklimat för byggnader med marksubstrat, både i fuktigt och torrt tillstånd, samt genom den skuggbildning som växtligheten medför (Köhler *m.fl.*, 2002). När vatten i marksubstratet evaporerar fås en kylningseffekt och när det ackumulerade vattnet har försvunnit ökar istället den isolerande förmågan för taket.

Energibesparingar och minskad värmeö-effekt erhålls med gröna tak, då de har en isolerande effekt och växtlighet som ger skugga (Getter & Rowe, 2006). En 90 % minskning av byggnaders soluppvärmning kan erhållas jämfört med tak utan växtbeklädnad. Marksubstratets absorption, växternas skuggeffekt och transpiration håller temperaturen nere vid höga utomhustemperaturer. Stora temperaturskillnader mellan referenstaket och de extensiva taken uppmättes även för Veg Techs försökstak, se avsnitt 4.5. Byggnader står för ca 30 % av den totala energianvändningen i Sverige (Sveriges Byggindustrier, 2014), och gröna tak kan därför medföra stora energibesparingar speciellt i de fall där energibehovet är högt för kylning (Getter & Rowe, 2006). Gröna tak förbättrar värmeisoleringen under vinter men främst under sommaren (FLL, 2008). De största energibesparingarna sker under sommarmånaderna eftersom marksubstratet har en större isolerande effekt när porerna är luftfyllda jämfört med när marksubstratet är vattenmättat (Getter & Rowe, 2006).

Jaffal *m.fl.* (2012) utvecklade en modell gällande temperaturförändringar för gröna tak, där simuleringar utfördes för en villa i franskt klimat. Enligt simuleringar visades att gröna tak kunde minska amplituden av temperaturförändringar med 30 °C. Värmeförluster var tre gånger så stora för det gröna taket jämfört med ett konventionellt tak under sommaren, vilket gav ett reducerat kylningsbehov och en mer behaglig inomhustemperatur. Det gröna taket medförde en minskning på 2 °C av

inomhustemperaturen under sommaren och det årliga energibehovet minskade med 6 % (Jaffal *m.fl.*, 2012).

3.2.4 Luftkvalitet

Växtligheten på gröna tak kan, efter luftdeposition, filtrera bort vissa förorenande ämnen och partiklar antingen genom absorption till växternas cellvävnad eller genom att fastna i jorden när vatten perkolerat genom marksubstratet (Getter & Rowe, 2006). Växtlighet i urbana miljöer fångar upp luftburna partiklar samt förorenande ämnen så som kväveoxider (Oberndorfer *m.fl.*, 2007). Genom växternas fotosyntes kan koldioxid tas upp från atmosfären och lagras i växternas biomassa för att sedan tillföras marksubstratet när växterna bryts ned (Getter *m.fl.*, 2009). Intensiva tak, med en högre andel grövre växter, har större potential att fungera som en kolsänka i urbana miljöer jämfört med extensiva tak som har en lägre andel biomassa (Oberndorfer *m.fl.*, 2007).

Getter *m.fl.* (2009) utförde en studie för att kvantifiera koldioxidupptag för extensiva tak med olika *Sedum*-arter och olika marksubstratdjup. Ett medelvärde för koldioxidupptag på 162 g C/m² erhöles i biomassa ovan markytan för substratdjup mellan 2,5 och 12,7 cm. I en annan studie analyserade Getter *m.fl.* (2009) extensiva tak med substratdjup 6 cm och separat odling av olika *Sedum*-arter. Ett högre koldioxidupptag uppmättes för *S. album* jämfört med *S. acre* (239 respektive 64 g C/m²) för biomassa ovan markytan. Koldioxidupptag för *S. album* och *S. kamtschaticum* i marksubstratets biomassa uppmätte 37 g C/m² respektive 185 g C/m². De extensiva taken fungerade alltså som en kolsänka och lagrade 375 g C/m² under studien som utfördes under två års tid.

3.2.5 Biologisk mångfald

För att främja den biologiska mångfalden i urbana områden måste bebyggd miljö förenas med naturområden (Francis & Lorimer, 2011). Gröna tak har en stor potential att förena ekologi och urbana miljöer på ett bra sätt. Cook-Patton och Bauerle (2012) utförde en studie som uppmärksammade att det saknas forskning som sammankopplar biologisk mångfald med gröna taks funktion. De flesta gröna tak konstrueras och planeras för att maximera vattenupptag genom att en eller ett fåtal torktåliga växter planteras, så som för *Sedum*-dominerande växtmattor. Enligt Cook-Patton och Bauerle (2012) bör istället gröna tak ses som dynamiska ekosystem där en mångfald av arter kan implementeras. Eftersom olika växtarter har olika förmågor att ta upp näringsämnen, vatten och solljus kan takens funktion förbättras av interaktionen mellan de olika arterna.

Trots att gröna tak består av växtlighet så finns i allmänhet relativt lite forskning angående växters påverkan på de olika önskade funktionerna (Dunnett *m.fl.*, 2008). Dunnett *m.fl.* (2008) studerade olika publikationer och forskning för att fastställa hur olika kombinationer av växtlighet påverkar gröna taks funktion och ytterligare slutsatser drogs för avrinning genom utförda experiment på gröna tak innehållande endast örter eller gräs, samt för kombinationer av gräs och örter.

För extensiva tak med tunna marksubstrat är antalet lämpliga växter begränsat, vilket gör att användningen av *Sedum* för gröna tak sker i stor utsträckning (Dunnett *m.fl.*, 2008). Vid implementering och marknadsföring är detta en stor fördel, då sedumtaken anses driftsäkra och välbeprövade. För att uppnå funktioner utöver vattenretention och isolering kan val av växtlighet främja de estetiska aspekterna och medföra ökad

biodiversitet. Enligt Dunnett *m.fl.* (2008) har växtmattor som baseras på *Sedum* en begränsad blomningsperiod och inga större strukturella variationer. För att uppnå ökad biodiversitet bör flera olika växtsorter användas. Detta kan dock diskuteras då blomningsperioden varierar för olika *Sedum*-arter (Veg Tech AB, 2014c; Pettersson, 2014, pers. medd.).

De miljömässiga skillnader och den ekologiska variation som uppstår på gröna tak är beroende av en rad olika konstruktionsfaktorer, så som marksubstrat, djup, metod för plantering och underhåll (Francis & Lorimer, 2011; Rowe *m.fl.*, 2012). Extensiva tak gynnar biologisk mångfald och är ofta täckta med *Sedum* och vilda blommor där många arter kan etableras. Taken utgör en ostörd miljö där mikroorganismer, fåglar och insekter kan verka utan någon egentlig mänsklig påverkan (Getter & Rowe, 2006). På grund av de begränsade ytorna trivs främst toleranta arter och små organismer som kan gömmas i marksubstratet (Francis & Lorimer, 2011). Djur så som humlor, getingar, spindlar och myror nyttjar de gröna taken som en del av deras naturliga miljö.

Vid implementering av gröna tak vore stresståligen och naturligt förekommande växter för området generellt sett optimala, då de är anpassade efter det aktuella klimatet (Oberndorfer *m.fl.*, 2007). För att uppnå ökad biologisk mångfald och bevarande av lokalt utrotningshotade växter kan även dessa införas, men i många fall är naturligt förekommande växter inte anpassade för att klara av tunna marksubstrat och de hårda klimatförhållanden som extensiva gröna tak utgörs av.

Värt att nämna är även att vid observationer av vegetation på gröna tak bör studiernas längd beaktas. För att tydliga samband och faktorer för växtetablering ska kunna dras måste studien pågå under en längre tid, så att inga förhastade slutsatser och felaktiga rekommendationer ges för utformning och planering av gröna tak (Rowe *m.fl.*, 2012).

3.2.6 Miljöcertifieringssystem av byggnader

Med ständigt ökad bebyggelse och utbredning av urbana områden är det av intresse, för allmänheten och för bevarandet av ekosystem, att byggnadsindustrin verkar för en minskad miljöpåverkan (Carter & Keeler, 2008). Ett incitament för uppförandet av byggnader med mindre miljöpåverkan är användandet av certifieringssystemet LEED (Leadership in Energy and Environmental Design), som har högt ställda kvalitetskrav och där gröna tak ger poäng. Applicering av gröna tak medför flera miljöfördelar, så som energibevarande och förbättrad dagvattenhantering. Byggnader anpassas så att påverkan på närliggande naturområden minimeras, och plats för byggnation väljs utifrån närhet till lokala transportmedel, möjlighet till effektiv dagvattenhantering med mera.

LEED (Leadership in Energy and Environmental Design) och BREEAM (Building Research Establishment's Environmental Assessment Method) är exempel på styrmodeller där gröna tak ger poäng i certifieringsprocessen, vilket bidrar till att skapa gröna byggnader med högt ställda kvalitetskrav (Veg Tech AB, 2014a). LEED utvecklades av USGBC (United States Green Building Council) med målsättningen att skapa en standardiserad process för certifiering och registrering av byggnader med hög miljöprestanda (Green Roof Technology, 2014). De miljöfördelar som gröna tak medför ger varierande antal poäng i en LEED-certifiering. Aktuella indikatorer för gröna tak i poängsystemet är "sustainable sites", "water efficiency", "energy and optimization", "materials and resources", "recycled content" och "regional material".

Två LEED-poäng kan erhållas om gröna tak installeras på 50 % eller mer av takytan, och en installation kan bidra med sju poäng eller mer utifrån tidigare nämnda faktorer, vilket motsvarar ca 20 % av den totala poäng som krävs för att en byggnad ska bli certifierad.

I BREEAM erhålls poäng inom 10 olika kategorier (Greenroof Maintenance UK, 2012). Generellt sett kan sju poäng fås för gröna tak inom värderingsområdena för markanvändning, ekologi samt föroreningar och översvämningsrisk. Antal möjliga poäng för respektive område är; "Flood risk" (1 poäng), "Mitigating ecological impact" (2 poäng), "Enhancing site ecology" (2 poäng) och "Long term impact on biodiversity" (2 poäng).

3.3 MARKSUBSTRAT

För att gröna tak ska få en väletablerad växtlighet är det viktigt att jorden är välanpassad och att mängden marksubstrat kan begränsas för att minska belastningen på takytan (Graceson *m.fl.*, 2014; Emilsson, 2008; Nagase & Dunnett, 2011). Viktkraven för anordningen, marksubstratets vattenhållande kapacitet och tillgänglighet av syre till växterna är faktorer som måste beaktas när jordsammansättningen bestäms (Emilsson, 2008). Marksubstrat som används för gröna tak i Sverige har ett innehåll som följer de tyska riktlinjernas specifikationer, där jordblandningar förbättrade med lava eller scoria är vanligt förekommande. Stor vikt läggs vid substratets stabilitet då man vill undvika nedbrytning och erosion genom påverkan från vatten, vind och frost (FLL, 2008).

För att uppnå ett stabilt marksubstrat som är vattenpermeabelt och tillåter diffusion av syre används begränsade mängder av organiskt och finkornigt material (Emilsson, 2008), vilket även rekommenderas i FLL:s riktlinjer (FLL, 2008). Eftersom störst näringsutbyte sker vid ytan av organiskt material och finkorniga partiklar, har marksubstratet ofta bristande näringsutbyte vilket kan orsaka näringsläckage med avrinningsvattnet (Brady & Weil, 1999).

Extensiva tak, som utgörs av ett tunt marksubstrat som inte kräver något underhåll eller stora mängder bevattning, behöver växter som kan växa under kärva förhållanden (Nagase & Dunnett, 2011). För att uppnå god växtetablering önskas ett marksubstrat som bland annat har god vattenhållande förmåga, luftfyllda porer, växttillgänglig näring, bra dräneringsförmåga och lätta material som är obenägna att brytas ned med tiden (Getter & Rowe, 2006). Detta uppnås genom att blanda mineraler med jord innehållande organiskt material (Nagase & Dunnett, 2011). Det organiska materialet förbättrar jordstrukturen och ger förhöjd katjonsutbyte, vilket minskar näringsläckage av exempelvis kalium, magnesium och kalcium. Andra fördelar är en förhöjd vattenhållande förmåga och tillhandahållande av kväve, fosfor och svavel till växterna (Handreck & Black, 1989). För att marksubstratet inte skall brytas ned nämnvärt och orsaka kompaktering av strukturen, anger de tyska riktlinjerna för gröna tak, FLL (2008), att andelen organiskt material i extensiva gröna tak bör vara låg. Negativa effekter vid kompaktering av marksubstratet är minskad infiltrationsförmåga vilket frambringar ökad ytavrinning och mindre växttillgängligt vatten. När jorden kompakteras och blir hårdare, minskar andelen tillgängligt syre då de luftfyllda porerna blir färre. Följaktligen försvåras etablering av växtlighet vid nedbrytning av organiskt material, eftersom tillgängligt syre och vatten minskar och rotutvecklingen begränsas till marksubstratets övre lager (Handreck & Black, 1989).

3.3.1 Näringsläckage och retention av tungmetaller

Det finns för närvarande inga riktlinjer eller regelverk gällande näringsinnehåll och näringstillförsel för gröna tak i Sverige, trots att gröna tak blir allt mer vanligt förekommande (Emilsson *m.fl.*, 2007). Riktlinjer i Tyskland rekommenderar en tillförsel av 5 g N/m² av långtidsverkande NPK-gödsel för extensiva gröna tak, respektive 8 g N/m² för intensiva gröna tak (FLL, 2008). En kartläggning av näringsläckage och marksubstratets näringsupptagsförmåga är viktig då vatten i urbana miljöer påverkas starkt av för hög näringsbelastning vilket leder till problem såsom syrebrist och algblooming (Köhler *m.fl.*, 2002).

Endast ett fåtal studier har utförts för att undersöka näringsläckage från extensiva gröna tak. I en studie utförd av Emilsson *m.fl.* (2007) undersöktes skillnader i näringsläckage vid användandet av konventionellt gödningsmedel jämfört med långtidsverkande gödningsmedel. Resultaten visade att konventionella gödningsmedel orsakade höga halter av näringsämnen i avrinningsvatten för olika takkonstruktioner. Taken hade en fyra graders lutning och ett dräneringslager och uppsamling av avrinningsvatten i den nedre delen. Vegetationsmattorna med *S.album*, *S.acre* och *Phedimus* var två år gamla och hade inte fått någon näringstillförsel eller bevattning sedan etablering. Jorden som användes var tillverkad av Veg Tech AB och innehöll matjord, lava, lera och organiskt material (Emilsson & Rolf, 2005). Emilsson och Rolf (2005) undersökte hur olika marksubstrat påverkar etablering av växtlighet och fann att suckulenta växter och mossor etablerades väl för denna jord, vilket förmodligen kunde relateras till ett högt innehåll av totalkväve (Tot-N). Koncentrationerna av näringsämnen varierade för olika regnepisoder, men halterna var alltid högre än för avrinningsvatten från tak där långtidsverkande gödsel användes. Avrinning från äldre växtmattor innehöll lägre halter näringsämnen vilket kan förklaras av tillfällig ackumulering av näringsämnen i marksubstratet samt större näringsupptag av vegetationen. Lagrade näringsämnen kan dock orsaka näringsläckage vid senare regntillfälle och påverka kvaliteten på avrinningsvatten negativt (Emilsson *m.fl.*, 2007).

Berndtsson *m.fl.* (2006) undersökte extensiva gröna tak i Malmö och visade att de både kan ha en renande funktion och ses som en källa till föroreningar. Studien undersökte ett extensivt grönt tak med sedum-mossvegetation med en stor andel *Sedum album* och *Sedum Acre* i växtbädden. I studien framgick att taket fungerade som en källa till föroreningar, då avrinningsvattnet innehöll vissa metaller och fosfor i koncentrationer som motsvarar förorenat vatten. Det var endast kväve som togs upp av vegetation och marksubstratet. Taken gav möjligen upphov till utsläpp av organiskt kväve, då skillnader i koncentrationen tot-N i avrinningsvatten för de olika taktyperna var mindre än för reducerat kväve och nitrat-kväve. Slutsatsen för studien var dock att kvaliteten för avrinningsvattnet var bra i förhållande till vattenkvalitetstandards. Ingen vattenrenande förmåga kunde påvisas, men detta kan bero av för kort retentionstid i marksubstratet och att vattenkvaliteten för nederbörden var relativt bra redan innan infiltration. Vattenkvaliteten försämrades dock inte av de gröna taken (Berndtsson *m.fl.*, 2006).

En liknande studie, utförd av Berndtsson *m.fl.* (2009), jämförde vattenkvalitet från ett extensivt tak i Sverige med ett intensivt tak i Japan för att avgöra huruvida taken var en källa till föroreningar eller om de fungerade som en sänka, vilket skulle ge lägre halter i avrinningsvattnet från taket jämfört med regnvatten. Resultaten visade att både det intensiva och extensiva taket hade lägre koncentrationer av nitratkväve (NO₃-N) och

ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) i avrinningsvattnet jämfört med regnvatten för de aktuella mätningarna. Reduktionen av Tot-N var liten för det extensiva taket medan det intensiva taket kunde ses som en sänka. Ingen nitrifikation skedde i dessa försök, vilket sker när en minskning av $\text{NH}_4\text{-N}$ följs av en ökad koncentration $\text{NO}_3\text{-N}$. För det extensiva taket var Tot-N i avrinningsvattnet liknande det i regnvattnet, vilket skulle kunna förklaras av utsöndring av organiskt kväve från mossor, som adsorberar kväve från regnvatten för att sedan utsöndra det genom nedbrytning till en organisk form.

Det intensiva taket visade inget näringsläckage med avseende på fosfor, medan det extensiva taket hade fosfor i avrinningsvattnet, främst i form av fosfatfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) (Berndtsson *m.fl.*, 2009). Troliga källor till dessa utsläpp ansågs vara fosfor tillgängligt i marksubstratet och fosfor från en tidigare utförd näringstillförsel, två år innan vattenanalysen utfördes. Sedum, som klädde det extensiva taket, har lägre näringsbehov än större växter som användes för det intensiva taket vilket förklarar det större näringsupptaget av kväve och fosfor. Höga koncentrationer av löst organiskt material (DOC) uppmättes i avrinningsvattnet från det extensiva taket, jämfört med regnvatten var DOC-halterna 20 gånger så stora. Källan till DOC är organiskt material i jorden och nedbrutet växtmaterial. Jordinnehållet för gröna taket hade 5 % organiskt material (Berndtsson *m.fl.*, 2009).

Under en 36-månaders period studerade Köhler *m.fl.* (2002) retentionen av tungmetaller och näringsämnen, utifrån medelvärden för treårs-perioder, vid en testanläggning för extensiva tak i Berlin. En ackumulation av bly (Pb) och kadmium (Cd) på 94,7 % respektive 87,6 % uppnåddes. Retentionen av NO_3^- och PO_4^- motsvarade 80,2 % respektive 67,5 %. I studien fastställdes även att fosfatretentionen ökade i takt med växtetableringen, där endast 26,1 % togs upp det första året jämfört med 79,9 % det fjärde året (Köhler *m.fl.*, 2002). Näringsupptaget visades vara beroende av marksubstratets djup, näringsinnehåll och typ av vegetation.

I en studie vid Luleå tekniska universitet (LTU) studerades sedumtaks funktion i norra Sverige för att fastställa bland annat hur retention av tungmetaller och näringsläckage ser ut i kalla klimat och under vinterhalvåret (Blecken *m.fl.*, 2014). Delar av resultaten från studien av Blecken *m.fl.* presenterades i Svenskt Vatten (2014) och sedumtaken uppvisade högt vattenupptag och fördröjning av avrinningsvatten. Medelvärdet för de undersökta retentionsfaktorerna var ca 92 % och beräknades utifrån sex olika nederbördstillfällen. Gällande näringsläckage uppmättes mycket högre halter av fosfor och kväve jämfört med ett intilliggande referenstag i aluminium av samma storlek. Det extensiva taket består av Veg Techs sedummattor, där samma gödningsmedel (Multigro®) och giva användes som för försökstaken i Taastrup (Pettersson, 2014, pers. medd.). Mängden av tungmetallerna kadmium, koppar, nickel och zink var lägre i avrinningsvatten från sedumtaken jämfört med ett intilliggande referenstag av samma storlek. Då referenstaget var förzinkat uppmättes höga halter av Zn för denna (Blecken *m.fl.*, 2014).

Vijayaraghavan *m.fl.* (2012) studerade retention av metaller och näringsämnen vid fyra nederbördstillfällen och flera konstruerade regn (5-50 mm) för olika takkonstruktioner i Singapore. Slutsatserna var att det förekommer en tydlig "first flush"-effekt och att föroreningsinnehåll visades vara starkt beroende av material i takuppbbyggnad och volym av regn. Vattenkvaliteten från de gröna taken understeg gränsvärden enligt US Environmental Protection Agency (USEPA) bortsett från höga halter av NO_3^- och

PO_4^{3-} . Höga halter av metaller förekom inledningsvis i avrinningen, för att sedan avta gradvis under nederbördstillfället. Källor till dessa metaller kan vara torr- och våtdeposition från atmosfären och de använda material som taken utgjordes av. I Singapore, där sur nederbörd är vanligt förekommande, visade de gröna taken potential för att stabilisera pH till nästan neutrala värden. Konduktivitet och salthalt ökade på grund av den ökade koncentrationen av joner i avrinningsvattnet.

3.4 DAGVATTENKVALITET

Stora mängder föroreningar ackumuleras i urbana miljöer på ytor så som gator och tak, för att sedan transporteras till dagvattensystem med regn och smältvatten (Karlsson *m.fl.*, 2010). Dagvattens sammansättning beror av vilket område som avrinningen sker på (Malmqvist *m.fl.*, 1994). Avrinningsvattnet från tätbebyggda områden, det vill säga gator, tak, tak, industri- och villaområden, innehåller varierande mängder av förorenande ämnen (Stockholm Vatten AB *m.fl.*, 2001). Organiska föroreningar, kväve och fosfor, oljor och tungmetaller är några av de föroreningar som förekommer i dagvatten. Dessa tillförs bland annat från avgaser och däckslitage från trafiken, byggnadsmaterial, djurspillning och långväga luftburna partiklar (Lidström, 2012; Malmqvist *m.fl.*, 1994).

Den största källan till föroreningar i dagvatten är trafiken som står för en direkt tillförsel, men även våt- och torrdeposition från atmosfären är bidragande faktorer (Stockholm Vatten AB *m.fl.*, 2001). Detta innebär att föroreningar från trafikutsläpp i städer kan spridas över stora områden, både inom stadskärnan och närliggande områden utanför staden. Tak av koppar och zink är exempel på enskilda källor som orsakar höga föroreningshalter i avrinningsvattnet. Bidrag av koppar beror av den korrosion som sker kontinuerligt från kopparkorrosion, medan zink tillförs från tak bestående av galvaniserad plåt, det vill säga stål- och järntak som har en beläggning men saknar skyddsfärg. I avrinningsvattnet innehållande zink kan det även förekomma låga halter av kadmium, då detta grundämne är en förorening till zink. Föroreningshalter varierar med årstiderna (Malmqvist *m.fl.*, 1994). Under vintern ökar uppvärmning av byggnader vilket ger mer luftföroreningar och därmed ökat nedfall från luften. Användning av dubbdäck är en bidragande faktor till ökade föroreningar från biltrafiken. Kväve och fosforhalter har dock inga större årstidsvariationer.

En viss naturlig reduktion av föroreningar kan förekomma genom nedbrytning av bakterier i marken eller från växtupptag, medan resterande föroreningar sprids och ackumuleras i naturen. Vid infiltration av dagvatten till grundvattnet är det främst de lösta ämnena som påverkar dess kvalitet (Malmqvist *m.fl.*, 1994). Partikulära föroreningar fastnar i marken under infiltrationen. Föroreningar förekommer främst i partikelform eller bundna till suspenderat material i dagvattnet (Stockholm Vatten AB *m.fl.*, 2001). Zink och koppar från tak, tak, tak, förekommer endast i löst form. Övriga metaller, från exempelvis trafikutsläpp, förekommer till 75 % i partikelform. Näringsämnen, så som fosfor och kväve finns i partikelform respektive löst form. Kväve finns vanligen i löst form som nitrat och ammonium (Stockholm Vatten AB *m.fl.*, 2001).

Dagvattensystem dimensioneras för att ta hand om ökade mängder regn och smältvatten för att undvika vattenansamlingar och översvämningar i bostadsområden (Stockholm Vatten AB *m.fl.*, 2001; Lidström, 2012). Vid dimensionering av ledningar och andra tekniska lösningar för att hantera dagvatten är det regnvattenavrinningen

som är den dimensionerande faktorn, vilket bestäms av regnintensitet, typ av område och återkomsttid (Lidström, 2012). Regn och smältvatten, och de föroreningar de transporterar, leds antingen bort till reningsverk eller direkt till vattendrag och sjöar utan någon rening (Stockholm Vatten AB *m.fl.*, 2001; Karlsson *m.fl.*, 2010; Göbel *m.fl.*, 2007). Recipienten utsätts följaktligen för en konstant tillförsel av organiska ämnen, tungmetaller och näringsämnen som påverkar vattenmassan genom olika kemiska och biologiska processer.

Metaller förekommer naturligt i låga koncentrationer i sötvatten, men på grund av ackumulering är halterna högre i organismer och sediment (SEPA, 2000). Många metaller är essentiella för växter och djur, men den ökade tillförseln som människor orsakar genom utsläpp till luft, markområden och direkt i vattendrag kan medföra problem eftersom biologiska processer påverkas redan vid låga koncentrationer av vissa metaller. Naturvårdsverkets riktlinjer för tungmetaller i vattendrag och sjöar är indelade i riskklasserna 1-5 utifrån vilka biologiska effekter de medför (tabell 2). Klass 1 motsvarar ingen eller en väldigt låg risk för biologiska effekter medan klass fem motsvarar en hög risk, där överlevnad för akvatiska organismer riskeras även vid kort exponeringstid.

Tabell 2 Naturvårdsverkets risknivåer för tungmetaller i vattendrag (SEPA, 2000)

	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
	Mycket låg konc.	Låg konc.	Medelhög konc.	Hög konc.	Mycket hög konc.
Cu [µg/l]	≤ 0,5	0,5 - 3	3,0 - 9,0	9 - 45	> 45
Zn [µg/l]	≤ 5	5,0 - 20	20 - 60	60 - 300	> 300
Cd [µg/l]	≤ 0,01	0,01 - 0,1	0,1 - 0,3	0,3 - 1,5	> 1,5
Pb [µg/l]	≤ 0,2	0,2 - 1	1,0 - 3,0	3,0 - 15	> 15
Cr [µg/l]	≤ 0,3	0,3 - 5	5 - 15	15 - 75	> 75
Ni [µg/l]	≤ 0,7	0,7 - 15	15 - 45	45 - 225	> 225
As [µg/l]	≤ 0,4	0,4 - 5	5 - 15	15 - 75	> 75

Idag finns inga nationella riktvärden för dagvattenutsläpp men flera olika förslag har tagits fram. Ett exempel är den gemensamma strategi som Stockholm Vatten AB, Miljö- och hälsoskyddsnämnden, Gatu- och fastighetsnämnden och Stadsbyggnadsnämnden tog beslut om år 1994, angående lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) vid nybyggnation och ändrad markanvändning (Stockholm Vatten AB *m.fl.*, 2001). I denna utfördes en klassificering av dagvattenkvalitet, där riktlinjer för reningskrav av bland annat tungmetaller och näringsämnen bestämdes utifrån Naturvårdsverkets tillståndsklasser i "Bedömningsgrunder för miljökvalitet- Sjöar och vattendrag". En höjning av gränsvärdena utfördes för att ta hänsyn till skillnader i spädningsgrad som förekommer för föroreningar i dagvatten jämfört med sjöar och vattendrag (tabell 3). Gränserna för bly (Pb) och koppar (Cu) ansågs vara hårda, då inga halter i dagvatten från de undersökta områdena i Stockholm kunde klassas som låga. Ytterligare ett exempel är riktlinjerna från Dagvattennätverket i Stockholm län (Trafikverket, 2013) (tabell 4), som överensstämmer väl med riktlinjerna från projektgrupp "Reningskrav".

Tabell 3 Indelning av dagvatten enligt projektgruppen ”Reningskrav”. För koncentrationerna inom parentes var gränsdragningen osäker. Fosfor (P) fick högre gränser än Naturvårdsverkets klassning och mätningar för kvicksilver (Hg) var ofta detektionsgränsen (Stockholm Vatten AB *m.fl.*, 2001)

Ämne	Enhet	Låga halter (1)	Måttliga halter (2)	Höga halter (3)
SS	mg/l	<50	50-175	>175
N	mg/l	<1,25	1,25-5,0	>5
P	mg/l	(<0,1)	(0,1-0,2)	(>0,2)
Pb	µg/l	<3	3,0-15	>15
Cd	µg/l	<0,3	0,3-1,5	>1,5
Hg	µg/l	(<0,04)	(0,04-0,2)	(>0,2)
Cu	µg/l	<9	9-45	>45
Zn	µg/l	<60	60-300	>300
Ni	µg/l	<45	45-225	>225
Cr	µg/l	<15	15-75	>75
Olja	mg/l	<0,5	0,5-1,0	>1,0
PAH	µg/l	<1	1,0-2,0	>2

Tabell 4 Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp enligt Dagvattennätverket i Stockholm län (Trafikverket, 2013)

Ämne	Enhet	Låga halter	Måttliga halter	Höga halter
P	mg/l	<0,1	0,1-0,2	>0,2
N	mg/l	<1,25	1,25 - 5,0	>5
Pb	µg/l	<3	3 - 15	>15
Cu	µg/l	<9	9- 45	>45
Zn	µg/l	<60	60 - 300	>300
Cd	µg/l	<0,3	0,3 - 1,5	>1,5
Cr	µg/l	<15	15 - 75	>75
Ni	µg/l	<45	45 - 225	>225
SS	mg/l	<50	50 - 175	>175
Olja	mg/l	<0,5	0,5-1,0	>1,0

I Sverige används StormTac som är en dagvatten- och recipientmodell för att beräkna bland annat föroreningsspredning och recipientpåverkan. Kontinuerligt uppdaterade schablonhalter för olika typer av markanvändning och årliga avrinningskoefficienter finns att hämta på StormTacs hemsida (Larm & Pirard, 2010). Schablonvärdena för suspenderade substanser (SS), näringsämnen och metaller anses vara mest tillförlitliga. Beräknad generell reningseffekt för olika föroreningar och schablonhalter för förorenande ämnen har tagits fram i StormTacs databas (tabell 5). I Larm och Pirards rapport ”Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten” (2010) kartlades information inför en revidering av Stockholm stads dagvattenstrategi.

Tabell 5 Urval av schablonhalter för dagvatten och basflöde från gröna tak samt vanliga takytor ur StormTacs databas (StormTac, 2014)

Ämne	Enhet	Dagvatten takyta	Dagvatten grönt tak	Basflöde grönt tak	Basflöde takyta
P	µg/l	170	340	21	21
N	µg/l	900	2700	1050	875
Pb	µg/l	2,0	0,8	0,5	0,5
Cu	µg/l	15	30	5	5
Zn	µg/l	150	35	10	10
Cd	µg/l	0,80	0,07	0,03	0,03
Cr	µg/l	4,0	3,0	0,5	0,5
Ni	µg/l	4,5	3,00	1,00	1,00
Hg	µg/l	0,0040	0,006	0,002	0,002
SS	µg/l	27000	19000	1200	1200
As	µg/l	3,0	3,0	4,2	4,2
Cl	µg/l	0	0	0	0
Fe	µg/l	50	50	0	0
NH ₄ -N	µg/l	800	800	0	0
COD	µg/l	19000	19000	0	0
BOD	µg/l	2500	2500	0	0
TOC	µg/l	4000	4000	0	
DOC	µg/l	3000	3000	0	
Mg	µg/l		7000		
Ca	µg/l		78000		
K	µg/l		7000		
Cond	mS/m	0	9,7		

Ursprungskällor för föroreningar härstammar från trafik, tak och byggnadsmaterial, markläckage och deposition från atmosfären, och har varierande omfattning för olika föroreningsparametrar (tabell 6 och 7). Deposition från atmosfären med regn och stoftnedfall är stor för N och Zn, och i allmänhet kommer de flesta förorenande ämnena från trafikutsläpp. Utsläpp av kväveoxider till luften har minskat med ca 50 % i Sverige sedan 1990 och sedan två år tillbaka är nivåerna under EU:s takdirektiv (Miljömål, 2014b). Trafik motsvarar ca 40 % av kväveoxid utsläppen i Sverige men med åtgärder för vägtransporter och avgaskrav har dessa kunnat minskas. Malmqvist *m.fl.* (1994) visar att exempelvis markanvändning, trafikmängder och närhet till industrier påverkar dagvattensammansättningen. Vid bedömning av dagvattenkvalitet kan ursprung och halter av föroreningar bedömas enligt tabell 7. Cu och Zn förorenar dagvatten till stor del genom korrosion och erosion, bland annat av takmaterial.

Tabell 6 Ursprung till vanligt förekommande föroreningar i dagvatten (Stockholm Vatten AB *m.fl.*, 2001)

	Trafik	Tak/ Byggnadsmaterial	Odling, markläckage	Långväga atmosfäriskt nedfall
Pb	x			
Cd	x	x		x
Cu	x	x		
Cr	x			x
Ni	x			
Zn	x	x		
PAH	x			
P	x		x	
N	x		x	x
Olja	x			
SS	x			

Tabell 7 Betydelse av föroreningar för dagvattenkvalitet enligt skala dominerande-liten (Malmqvist *m.fl.*, 1994)

Källa	COD	N	P	Pb	Zn	Cu
Trafik	dominant	någon	liten	dominant	någon	någon
Korrosion, erosion	någon	liten	någon	liten	stor	dominant
Regn, stoftnedfall	någon	stor	någon	någon	stor	någon
Lokala aktiviteter	liten	någon	stor	liten	liten	liten

Vattenkvaliteten för det transporterade vattnet beror av vilka förorenande ämnen, exempelvis tungmetaller, som ansamlas på de impermeabla ytorna som finns i våra stadskärnor. Göbel *m.fl.* (2007) utförde utifrån tillgänglig litteratur en omfattande analys av distributionen och halter av förorenande ämnen i avrinningsvatten från olika urbana ytor. De olika ytorna som analyserades var delvis impermeabla ytor (vilket inkluderade urbana grönytor), impermeabla takytor och impermeabla vägar. Källor till föroreningar som studerades var torrdeposition, våtdeposition, regnvatten, takytor, vägar och parkeringsytor och organiskt material. Enligt Göbel *m.fl.* (2007) innehåller regn betydande koncentrationer av sulfater, klor, ammonium, nitrater och fosfater. Typiskt för ett regn som genererar avrinning är att transport av föroreningar inte är konstant, utan högre halter förekommer ibland inledningsvis. Andelen lösta joner, som mäts utifrån elektrisk konduktivitet, och pH har även högre värden i början av nederbördstillfället. Tungmetaller tillförs nederbörden i form av dammpartiklar med ursprung från olika industrier och från trafik. Vid låga pH-värden förekommer de delvis i löst form. Studien visade att olika takmaterial påverkar distribution och koncentration av tungmetaller. Utöver de extensiva gröna taken undersöktes tak som bestod av eller hade detaljer av koppar, zink och aluminium. Alla tak som undersöktes visade att torrdeposition gav ökade pH-värden i avrinningsvattnet.

Andelen atmosfärisk deposition och tendenser till vittring varierar med takets lutning, placering och vilket material det utgörs av, vilket i sin tur avgör kvaliteten på avrinningsvattnet (Göbel *m.fl.*, 2007). Fördelning och koncentration av de vanligaste jonerna i avrinningsvattnet från taktytor har liknande egenskaper som för regnvatten. Regnvatten med lågt pH ger ökad korrosion av de material som taktytor och takrännor består av. Olika material utsöndrar olika tungmetaller och takens textur påverkar avrinningsmönster och vittring.

Dagvatten som bildas vid avrinning från taktytor har vanligen lågt partikelinnehåll och är färglöst (Malmqvist *m.fl.*, 1994). Innehåll av metaller beror av takytans material och korrosiva egenskaper från luft och regn. Om taket är beläget i närheten av städer, industrier eller hav är denna faktor större. Trafikintensitet och takens höjd över marken avgör innehåll av syreförbrukande ämnen och bly. Spillning från fåglar kan bidra till ökat bakterieinnehåll i avrinningsvattnet. Dagvatten har vanligtvis ett nära neutralt pH-värde, mellan 6,0 och 7,2, trots att nederbörd ofta har lågt pH. Buffertkapaciteten är låg vilket gör att dagvattens pH kan komma att ändras medan det transporteras i ledningar och över markområden.

För att kommuner ska kunna beräkna föroreningsmängder som transporteras med dagvatten har Malmqvist *m.fl.* (1994) för VA-FORSK framtagit en rapport med schablonvärden för föroreningshalter (tabell 8 och 9).

Tabell 8 Föroreningshalter för dagvatten från taktytor (Malmqvist *m.fl.*, 1994)

	Avrinning från taktytor	Avrinning i stadsmiljö (>50 p/ha)
Tot-N (mg/l)	-	1,0-3
Tot-P (mg/l)	-	0,2-0,6
SS (mg/l)	5-50	-
Pb (µg/l)	5-50	30-120
Zn (µg/l)	50-1000	110-450
Cu (µg/l)	10-1000	20-180

Föroreningshalter i dagvatten varierar kraftigt beroende på mängden nederbörd och när under avrinningen provtagningen görs (Malmqvist *m.fl.*, 1994; Göbel *m.fl.*, 2007; Larm & Pirard, 2010). Halterna är högre i början av påbörjad avrinning och för regn med hög intensitet. Under sommaren kan föroreningshalten för den avrinning som är mest förorenad uppnå ca tre gånger så stora halter jämfört med en genomsnittlig avrinning (Malmqvist *m.fl.*, 1994). Den så kallade "first flush"-effekten, vilket innebär att föroreningshalterna är högre i början av avrinningen, visar att det är viktigast att behandla det dagvatten som genereras först under ett nederbördstillfälle.

Tabell 9 Sammansättning för dagvatten i Danmark (Malmqvist *m.fl.*, 1994)

	SS	COD	Tot-N	Tot-P	Pb	Zn
Koncentration (mg/l)	30-140	40-80	2	0,5	0,05-0,15	0,3-0,5

Den sammanfattande studien av Göbel *m.fl.* (2007) omfattade ytvavrinning från grönområden, olika taktyper samt vägar och trafikerade områden. Studien omfattade fem gröna tak, både extensiva och intensiva, där slutsatser angående de koncentrationer av näringsämnen och tungmetaller som studerades. Distribution och koncentration av förorenande ämnen varierade beroende på takmaterial och vilken trafikbelastning som förekommer i området (Göbel *m.fl.*, 2007). Faktumet att olika material påverkar pH för avrinningsvattnet medförde att tungmetaller förekom i olika utsträckning (tabell 10). Studien visade att gröna tak totalt sett hade lägst andel tungmetaller i avrinningsvattnet, bortsett från Zn. De metaller som förekom i störst koncentration var Zn och Cu. Koncentrationen av tungmetaller är generellt sett högre i trafikerade områden jämfört med avrinningsvatten från taktyper. De taktyper där högre koncentrationer av Zn och Cu uppmättes var av just dessa material eller från tak med stuprännor i zink. Koncentrationer av näringsämnen var högre i avrinningsvatten från taktyper jämfört med regnvatten. NO₃-halten ökar dock med en minskad NH₄-koncentration.

Tabell 10 Uppmätta föroreningshalter i internationella och nationella studier av avrinning från gröna tak

	Seidl <i>m.fl.</i> , (2013)	Vijayaraghavan & Joshi (2014)	Berndtsson <i>m.fl.</i> (2009)	Göbel <i>m.fl.</i> (2007)	Teemusk & Mander (2007)
SS	6-12 mg/l				
Tot-N			2,31 mg/l		1,2-2,1
NH ₄ -N			0,08 mg/l	1,3 mg/l	0,12-0,33
NO ₃ -N	1,1-5 mg/l		0,07 mg/l	0,59 mg/l	0,42-0,8
Tot-P			0,31 mg/l		0,026-0,09 mg/l
PO ₄	3,8-6 mg/l		0,27 mg/l		0,006-0,066
Cu	10-11 µg/l	0,004-0,009 mg/l	0,088 mg/l	58 µg/l	
Zn	17 µg/l	0,04-0,12 mg/l		468 µg/l	
pH		8,0-8,2		7,5	
EC		895-997 mg/l			
Na		106-159 mg/l			
K		35,1-40,2 mg/l		7 mg/l	
Ca		6,5-7,2 mg/l		78 mg/l	
Mg		3,0-3,3 mg/l		7 mg/l	
Al		0,03-5,09 mg/l			
Fe		0,2-3,0 mg/l			
Cr				3 µg/l	
Ni		0,007-0,012 mg/l		3 µg/l	
Pb				6 µg/l	
Cd				0,1 µg/l	

3.5 FÖRORENINGSPARAMETRAR

Vid mätning av föroreningshalter i vatten talar man bland annat som om suspenderade substanser, syreförbrukande material, närsalter och tungmetaller. Nedan följer en genomgång av hur olika parametrar påverkar dagvattenkvalitet och hur förorenande ämnen kan ackumuleras i miljön.

3.5.1 TSS och turbiditet

Suspenderade substanser (SS) är ett mått på suspenderade föroreningar och uttrycks i mg/l (Lidström, 2012). SS utgörs av de partiklar som inte passerar genom ett 2-micron-filter (Morgan *m.fl.*, 2011). Den totala andelen suspenderade substanser (TSS) består av bland annat lerpartiklar, silt, finfördelat- och organiskt material i löst form, som påverkar vattnets klarhet. Vid högre koncentrationer TSS påverkas ljusinstrålningen i vatten, vilket försvårar fotosyntesprocessen för vattenväxter, som i sin tur påverkar halterna löst syre och de växtberoende organismerna. TSS är dessutom relevant för att mäta föroreningshalter då farliga substanser så som tungmetaller kan adsorbera och transporteras i den akvatiska miljön (Lidström, 2012). Utformning av ytor och områden samt regnintensitet avgör halten av suspenderat material i dagvatten (Malmqvist *m.fl.*, 1994). Schablonvärden för SS i dagvatten framtagna av Malmqvist *m.fl.* (1994) ligger inom intervallet 50-400 mg/l, där de lägre värdena motsvarar bostadsområden och de högre är avsedda för högtrafikerade områden.

Turbiditet är ett mått på vattnets klarhet, och relateras till hur ljusspridning påverkas av lösta partiklar i vatten (Morgan *m.fl.*, 2011). Hög turbiditet kan orsaka minskad biologisk mångfald i akvatiska miljöer. De potentiella miljöproblem orsakade av TSS och ökad turbiditet, samt de diskussioner som förs angående riktlinjer för dagvatten gör det viktigt att undersöka huruvida gröna tak bidrar till dagvattenutsläpp med höjda halter lösta partiklar och turbiditet.

I studien utförd av Morgan *m.fl.* (2011) undersöktes halter TSS och turbiditet i avrinningsvatten för gröna tak med olika vegetationsmattor och marksubstrat. Slutsatserna som erhöles var att det är huvudsakligen marksubstratet som påverkar TSS och turbiditet i avrinningsvattnet. Studien jämförde marksubstrat innehållande lava, två olika typer av leca (light expanded clay aggregate) ("haydite", "arkalyte") samt "bottom ash" vilket är kolrester från produktion av leca. Högre halter av TSS erhöles vid användandet av lava och "haydite".

3.5.2 Metallföroreningar

Metaller är oorganiska föroreningar, som i egenskap av grundämnen inte kan brytas ned till enklare och ofarliga föroreningar (Lidström, 2012). Exempel på giftiga metaller är kadmium, kvicksilver, bly och koppar, som redan vid låga halter påverkar recipienten negativt och kan ansamlas i levande organismer. Tillförsel av metall i dagvatten kan ske från takytor av metall och från trafikytor.

3.5.3 Fosfor och kväve

Näringsämnena fosfor och kväve förekommer både i organisk- och oorganisk form (Lidström, 2012). Oorganisk fosfor består polyfosfat och ortofosfat (PO_4^{3-}), där polyfosfat är en lång kedja ortofosfat. Totalfosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) anger det totala fosforinnehållet i vatten. För att analysera totalfosfor omvandlas den organiskt bundna fosfor och polyfosfat till ortofosfat, vilket är den mer stabila formen.

Kväve förekommer i organiskt bunden form eller som oorganiskt kväve i formerna ammonium, ammoniak, nitrit och nitrat (Lidström, 2012). Nitrit och nitrat bildas vid den biologiska processen nitrifikation, där bakterier omvandlar ammonium i en aerob miljö. Under nitrifikationen omvandlas alltså NH_4^+ -joner som har bildats vid nettomineralisering av organiskt kväve till nitrat, med hjälp av bakterier som använder kolkällan som finns i markluften i form av CO_2 (Eriksson *m.fl.*, 2005). Nitrifikationsprocessen är pH-styrd och avtar med sjunkande pH.

3.5.4 Transport av lösta ämnen i marksubstratet

Vatten som kondenserar och bildar moln är kemiskt rent, men när regnet faller genom atmosfären löser det upp bland annat koldioxid och syre tillsammans med industriella gaser så som svavel- och kväveoxider (Messing, 2010). Vid kustnära områden tas även salt upp i regnvattnet. Regn och bevattningsvatten som når marken innehåller följaktligen lösta ämnen som kommer att transporteras genom markprofilen. När vatten infiltrerar markytan och perkolerar genom profilen löses bland annat näringsämnen från gödningsmedel och elektrolytiska salter upp. Dessa lösta ämnen transporteras genom markprofilen, adsorberas till markpartiklar, tas upp av växter, eller faller ut när koncentrationen av lösta ämnen är större än lösligheten. Detta sker exempelvis vid markytan under evaporation.

Transport av lösta ämnen sker antingen genom konvektion, diffusion eller hydrodynamisk dispersion (Messing, 2010). Vid konvektiv strömning transporteras ämnen med vattnet, till skillnad från diffusion där de lösta ämnena rör sig i vattenmassan till följd av koncentrationsgradienter. Den hydrodynamiska dispersionen orsakas av variation i strömningshastigheter i markens vattenförande porer. En icke-jämviktstransport kan uppstå om vatten med tillhörande lösta ämnen transporteras genom makroporer. Adsorptionskapaciteten är ofta inte lika stor, vilket gör att reaktiva ämnen kan transporteras bort utan nedbrytning av markens mikroorganismer. Makroportransport kan följaktligen ha stor inverkan på läckage av exempelvis näringsämnen och bekämpningsmedel från jordbruksmark. Fysikaliska och kemiska processer i marken beror exempelvis av jordens sammansättning, aciditet, temperatur samt oxidations- och reduktionspotential.

3.6 JORD

Sammansättningen och näringstransport i marksubstratet är avgörande för hur vatten transporteras och hur näringsupptag för växter ser ut på gröna tak. Nedan följer en genomgång för hur kemiska processer i jorden beror av dess sammansättning samt hur växters näringsupptag fungerar.

3.6.1 Organiskt material

Den största källan till organiskt material i jordar är växtmaterial (Rowell, 1994). Vid nedbrytning av organiskt material av djur och mikroorganismer bildas humus. Andelen organiskt material i en jord beror av flertalet faktorer (Handreck & Black, 1989). Den avgörande faktorn är hur stor den årliga tillförseln av organiskt material är och vilken nedbrytningshastighet som råder (Rowell, 1994). Lera stabiliserar innehållet av organiskt material både ur ett kemiskt perspektiv och ur ett fysikaliskt. Det organiska materialet stängs inne mellan lerpartiklar och gör det otillgängligt för bakteriell nedbrytning. De starka adsorptionskrafter som uppstår på lerytor hindrar bakterier från att bryta ner det organiska materialet.

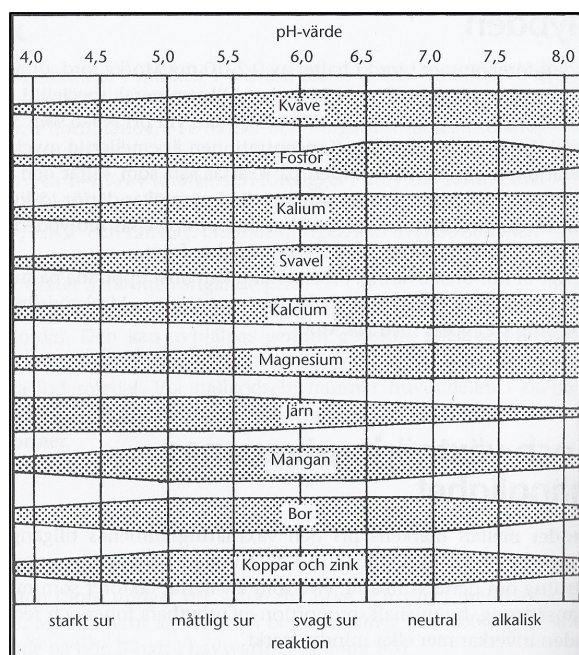
Om jordlagret är fuktigt under en längre tid kommer den totala nedbrytningen av organiskt material att öka (Handreck & Black, 1989). Bevattning av markytor kan följaktligen minska andelen organiskt material, om fuktökningen inte stimulerar till vidare växtetablering och nedbrytning av växtrester. Underhåll i form av rensning minskar även andelen organiskt material. Vid tillsats av gödningsmedel ökar tillväxten, som i sin tur ger en större andel organiskt material i jorden. Tillsatsen av lera i en sandig jord ökar upptaget av organiskt material i marksubstratet, vilket även ett sänkt pH-värde gör.

FLL:s riktlinjer rekommenderar ett lågt innehåll av organiskt material i marksubstrat för gröna tak (FLL, 2008). För extensiva tak och semi-intensiva tak bör andelen organiskt material motsvara 65 g/l respektive 40 g/l eller mindre. För intensiva tak gäller riktlinjen 90 g/l eller mindre.

3.6.2 pH

pH för ett marksubstrat visar vilken vätejonkapacitet som finns i marklösningen, vilket är något som varierar under vegetationssäsongen (Eriksson *m.fl.*, 2005). När växterna etableras ökar katjonupptaget, produktion av koldioxid och kolsyra vilket gör att pH sjunker. Även nitrifikationsprocessen ger ett sänkt pH. Växtetablering tenderar att sänka pH, eftersom organiska syror och vätejoner utsöndras från rötter (Handreck & Black, 1989). Denna sänkning balanseras med tiden och stabiliseras när växtligheten är väletablerad, och när nedbrytning av organiskt material är densamma som den producerade mängden. Mineralisering och vittring som sker under vintermånaderna återställer normalt pH-nivån genom en neutralisering av vätejonerna (Eriksson *m.fl.*, 2005).

I marksubstratet binder de positivt laddade vätejonerna till stor del till de negativt laddade ler- och humuspartiklarna i jorden (Eriksson *m.fl.*, 2005). Kväve- och svavelutsläpp i atmosfären ger surt nedfall med nederbörden, vilket bidrar till att sänka pH i jorden. Tillgänglighet av näringsämnen och skadliga ämnen så som tungmetaller påverkas av vilket pH som råder (figur 3).



Figur 3 Samband mellan tillgänglig växnäring och pH, där bandbredd visar tillgänglighet (Eriksson *m.fl.*, 2005, med tillstånd).

FLL:s riktlinjer för gröna tak anger att pH för marksubstratet bör ligga mellan 6,0–8,5 (FLL, 2008). Vid en eventuell sänkning av pH efter installation rekommenderas tillsats av kalk eller dolomit för att växtligheten inte ska påverkas negativt.

3.6.3 Porstorlek och fördelning

För att växter ska trivas och etableras krävs ett balanserat förhållande mellan vatten- och luftfyllda porer i marksubstratet (Handreck & Black, 1989; Poë *m.fl.*, 2011). I en markyta som just dränerats finns vatten tillgängligt i de minsta porerna och på partikelytor, medan de stora porerna är luftfyllda (Handreck & Black, 1989). Ett medium med stor porstorleksfördelning kan således hålla vatten och luft i ungefär lika stora mängder. För gröna tak, där en fördröjning av vatten önskas, bör antalet stora porer begränsas för att hindra snabb transport av vatten genom marksubstratet. Rottillväxten i ett medium med främst små porer kan försvåras. För en naturlig och porös jord är fördelningen exempelvis 45 % fasta partiklar och 55 % porvolym. Till skillnad från porvolymen så anger bulkdensitet massan av fast material i en torr jord. En jordtyp med stor andel luftfyllda porer har således en låg bulkdensitet. Bulkdensiteten för mineraljordar varierar exempelvis mellan 1,0–1,9 mg/ml, och mellan 0,05–0,2 g/ml för organiskt material. En jord med lite organiskt material har alltså en högre bulkdensitet. Sammansättningen i marksubstratet väljs för att undvika kompaktering och riskerna för minskad infiltration och ökad avrinning (FLL, 2008).

Variation i porstorlek påverkar jordens olika funktioner (Rowell, 1994). Makroporer är de porer som är större än 50 µm och ser till att jorden dräneras vid vattenmättat tillstånd samt luftar vid fältkapacitet. De större porerna möjliggör rötterna att genomtränga jordmånen. Mikroporer utgörs av samtliga porer mindre än 50 µm och lagrar vatten som till viss del är växttillgängligt. De så kallade lagringsporerna av storlek 0,2–50 µm lagrar vatten som växterna kan ta upp. Porer mindre än 0,2 µm avgör jordens mekaniska sammansättning och lagrar vatten som är otillgängligt för växter.

Marks substratets innehåll påverkar bland annat textur, struktur och täthet, vilket är avgörande egenskaper för hur rörelse och magasinering av vatten fungerar (Messing, 2010). Lösta ämnen, gaser, värmefördelning och växternas rotutveckling avgörs även av dessa förhållanden. Lerhalten har stor betydelse för jordens fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper. Ler har en stor specifik yta vilket ökar förmågan att avge lösta näringsämnen (Eriksson *m.fl.*, 2005; Rowell, 1994). Ler binder dessutom ihop sand, mo och mjäla, som har mindre specifik yta och liten fysikalisk och kemisk aktivitet (Messing, 2010). Sand har en låg vattenhållande förmåga, och mo och mjäla är känsliga för erosion av vatten.

Katjon- och anjonutbyte sker främst på ytorna av finare material eller de kolloida fraktionerna för organiskt och inorganiskt material (lera och humusämnen) (Brady & Weil, 1999). Partiklar i jorden är ofta elektriskt laddade och binder positivt laddade joner (katjoner) och negativt laddade joner (anjoner) till dess ytor, den sammanlagda partikelytan i marks substratet avgör således hur pass stor potential till jonbindning som finns. Denna mekanism är betydande för att hantera rörelse av vissa organiska kemikalier från marks substrat med avrinningsvatten till recipienten. Kemikalier som attraheras av positiva eller negativa laddningar kommer till en viss del att bindas, för att sedan släppa och följa med avrinningen till omgivningen.

Vid de kolloida partiklarna i marks substratet kan joner och essentiella mineraler så som kalcium, kalium och svavel binda och skyddas från urlakning vid regn eller bevattning (Brady & Weil, 1999). Näringen kan då istället tas upp av växternas rötter. Kolloider är små och har stor specifik yta där jonbyte kan ske. Organiskt och oorganiskt material utgörs till stor del av kolloider, vilket är mycket små partiklar av storleken $<0,2 \mu\text{m}$ (Eriksson *m.fl.*, 2005). Laddningen för kolloider attraherar joner av motsatt laddning till dess ytor (Brady & Weil, 1999). Kolloida partiklar utgörs av miceller, runda aggregat med ett hydrofilt yttre, som som attraherar tusentals positivt laddade joner, katjoner, så som H^+ , Al^{3+} , Ca^{2+} och Mg^{2+} . Utöver de adsorberade katjonerna binder ett stort antal vattenmolekyler till de kolloida partiklarna i jorden. Vattenmolekylerna påverkar till en hög grad de fysikaliska och kemiska egenskaperna av jorden. Anjoner så som NO_3^- , Cl^- och SO_4^{2-} kan även adsorbera till kolloida ytor genom positiva laddningar. Adsorptionen av anjoner är inte lika omfattande som för katjoner, men är en viktig mekanism för att binda negativa laddningar.

Temperaturen påverkar omfattningen av de kemiska reaktioner som sker i jorden, så som nedbrytning av organiskt material och vittring (Eriksson *m.fl.*, 2005). Nedbrytningstakten av organiskt material är viktig att ta i beaktning, då det kan orsaka näringsläckage till omgivningen. Nedbrytningstakten påverkas av främst av temperatur och fukthinnehåll i jorden.

3.7 NÄRINGSUPPTAG HOS VÄXTER

För att växter ska kunna växa och reproduceras krävs flera tillgängliga näringsämnen i marks substratet (DalCorso *m.fl.*, 2014). Alla växter behöver minst 16 olika näringsämnen, som indelas i makro- och mikronäringsämnen och tas upp från växternas rötter (Brady & Weil, 1999; Handreck & Black, 1989). Till makronäringsämnena räknas N, P, S, Cl, Ca, Mg, K och Na, medan mikronäringsämnena utgörs av Fe, Mn, Cu, Zn, Co, B och Mo (Eriksson *m.fl.*, 2005). Makronäringsämnena behövs i relativt stora mängder medan mikronäringsämnena, eller spårämnena som de även kallas, endast behövs i mindre mängder (DalCorso *m.fl.*, 2014;

Eriksson *m.fl.*, 2005; Brady & Weil, 1999). Utöver dessa finns även näringsämnen kol, väte och syre, som är essentiella grundämnen som växterna får från koldioxid i luften samt från vatten och syre i marksubstratet. Toxiska effekter på växter kan uppstå om dessa ämnen förekommer i alltför höga halter eller om balansen med andra näringsämnen i marksubstratet rubbas.

Vid näringsbrist av kväve, fosfor, kalium, magnesium och molybden syns symptomen först och främst på de äldre bladen (Handreck & Black, 1989). Kvävebrist orsakar exempelvis färgändring i växterna, där de flesta växter får en blekgrön färg som sedan övergår i gult. För vissa växter fås istället en rödaktig eller lila färg. Tillväxten hämmas, bladen förblir små och stjälkarna korta. Det sistnämnda gäller även vid fosforbrist, där växterna blir späda och saknar glans. Bladen blir då istället blågröna eller lila innan de gulnar. Brist på kalcium, svavel, järn, koppar, zink och bor visas istället i de yngre bladen genom bleka färger, hämmad tillväxt eller ändrade former.

3.7.1 Kväve

Vid en låg kvot mellan organiskt kol och organiskt kväve, det vill säga en låg C/N-kvot, sker en nettomineralisering av organiskt kväve där oorganiskt kväve som växterna kan tillgodogöra sig bildas (Eriksson *m.fl.*, 2005). Växter kan även ta upp lågmolekylära organiska kväveföreningar så som aminosyror om det förekommer en mykorrhizabildning. Mykorrhiza är symbiosen mellan en värdväxt och en svampart, där svampen organiska och oorganiska former av kväve och andra näringsämnen (Eriksson *m.fl.*, 2005; Brady & Weil, 1999).

Kväve tas upp både i nitrat- och ammoniumform, där exempelvis *Sedum* föredrar ammonium (Handreck & Black, 1989). Det behövs för att möjliggöra rotutveckling och tillväxt av nya blad och blommor, och utgör en viktig del av aminosyror, enzymer, klorofyll och gener i växterna. Kvävebrist kan uppstå vid näringsläckage från marksubstratet, när kväve omvandlas till kvävgas vid vattenmättade tillstånd, vid nedbrytning av organiskt material med hög C/N-kvot, vid låga humushalter eller om för lite gödningsmedel tillsätts. Inte mer än 35 % av N ska vara i ammoniumform för gödningsmedel.

3.7.2 Fosfor

Växter behöver fosfor i fotosyntesprocessen och för att bilda protein och nya celler (Handreck & Black, 1989). Rotutveckling och bildandet av nya skott är starkt beroende av tillgängligt fosfor i marksubstratet och växrötternas egen utsöndring av rotexudat. Fosforbrist kan uppstå trots rimliga mängder Tot-P i jorden eftersom fosfor inte alltid är lättillgänglig för växtupptag. Växttillgänglighet och löslighet av fosfor beror av bland annat pH (Eriksson *m.fl.*, 2005). Vid låga pH bildas svårslösliga föreningar av fosfat tillsammans med järn och aluminium. Löslighetsmaximum för fosfor uppstår inom pH-intervallet 5,5-8,0, där lösligt kalciumfosfat kan bildas. Växter tar upp kalciumbundet fosfat i störst utsträckning eftersom aluminium och järnbunden fosfor är mer svårtillgänglig. Brist på organiskt material är en annan påverkande faktor, eftersom de negativt laddade humussyrorna i marken kan förtränga fosfatjoner från kolloidytorna.

3.7.3 Kalium

En jord bestående av mycket sand kan ha låga halter av kalium (Handreck & Black, 1989). Växter behöver kalium för att transportera vatten mellan celler, för att balansera de negativt laddade anjonerna samt för att essentiella kemiska reaktioner i växten ska kunna ske. Om det förekommer näringsläckage eller om för lite gödningsmedel tillsätts i kombination med bortförandet av växter innan nedbrytning, kan en kaliumbrist uppstå.

3.7.4 Kalcium

Kalciumbrist kan uppstå i jordar som antingen har väldigt lågt eller högt pH, samt vid tillsats av höga halter av kalium eller ammoniumsalter (Handreck & Black, 1989). Kalcium behövs i princip för alla biologiska processer som till exempel för att bygga upp cellväggar, för att celldelning ska fungera samt är en del av den genetiska kodningen och de salter som finns inuti cellerna.

3.7.5 Magnesium

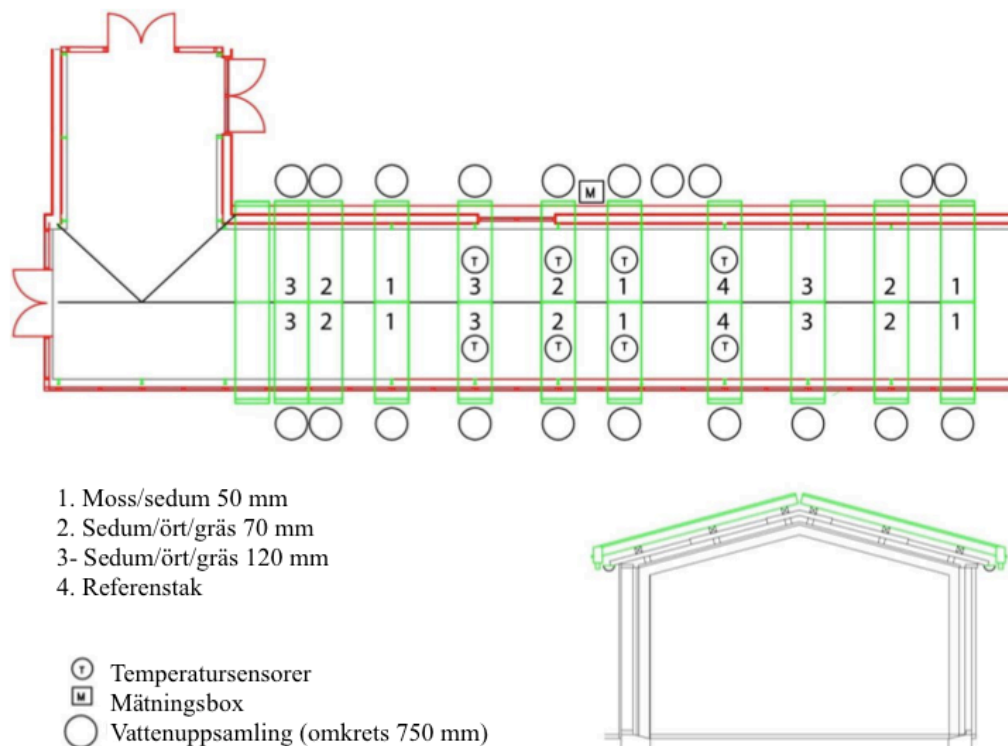
För att fotosyntesen ska fungera krävs det tillgängligt magnesium, som utgör centrala atomerna i klorofyllmolekyler (Handreck & Black, 1989). Om exempelvis för höga koncentrationer av gödningsmedel innehållande kalium tillsätts, om pH är för lågt eller om rotutvecklingen i marksubstratet är begränsat, kan brist på magnesium uppstå.

4. PLATSBESKRIVNING OCH TAKDESIGN

Veg Tech AB:s gröna tak anlades i oktober 2010 på AgroTech A/S:s fastigheter i Taastrup, Danmark, med växtmattor odlade i Vislanda, Sverige, av Veg Tech. Taastrup är beläget på landsbygden ca 22 km väster om Köpenhamn. Taken anlades i forskningssyfte för att undersöka vattenretention för gröna tak samt hur olika växter trivs i danskt klimat. Anläggningen fungerar som demonstrationsytor för olika systemmodeller utvecklade av Veg Tech och består av 18 separata behållare varav hälften är placerade i nordlig riktning och hälften i sydlig riktning (figur 4 och 5). Två referenstak utan växtbegränsning, ett i nordlig riktning och ett i sydlig riktning, monterades för att kunna jämföra avrinningsvatten från det gröna taket med avrinning från vanligt aluminiumtak. Separat insamling av vatten installerades i mars 2011 vid varje enhet för att möjliggöra vattenanalyser (Skov Pedersen *m.fl.*, 2012). Installationen utgörs av en slang som är kopplad från takets nederkant till en sluten plastbehållare av volymen 200 l (Byghjemme, 2014). Vattenstånd i tanken mäts sedan med en P131 tryckgivare av märket Nöding Messtechnik (Skov Pedersen *m.fl.*, 2012).



Figur 4 Takbehållare i sydlig riktning med behållare för uppsamling av avrinningsvatten. Referenstak beläget till vänster i bild och de tre modellerna av gröna tak till höger i bild (Foto: Jenny Andersson, 2014).



Figur 5 Veg Tech AB:s extensiva gröna tak vid Agrotech A/S anläggningar i Taastrup, Danmark (Skov Pedersen *m.fl.*, 2013, med tillstånd).

De extensiva taken fick näringstillförsel den 20:e maj 2014, vilket var den första skötselåtgärden på takytorna sedan de anlades år 2010. Taken är i övrigt helt underhållsfria och klarar sig med naturlig vattentillförsel i form av nederbörd (Jørgensen, 2014, pers. medd.).

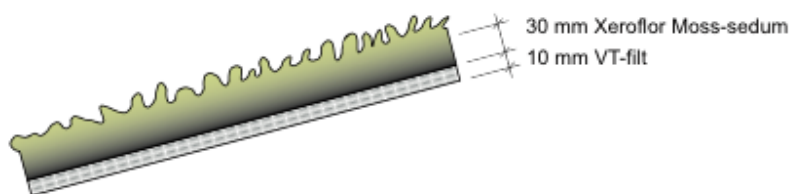
4.1 SYSTEM, MATERIAL OCH LAGERUPPBYGGNAD

Tre systemmodeller utvecklade av Veg Tech AB finns representerade vid AgroTech A/S:s anläggning med två behållare vardera i syd- och norrläge. De tre använda systemen är XMS 2-27°, XSÖG 5-14° samt en ny hybridbyggnad, XSÖG-Grodan, som är en kombination av de båda modellerna. Längd och bredd för samtliga behållare är 240 cm x 81 cm, medan bygghöjden är 40 mm, 110 mm respektive 70 mm (figur 6). Växtsubstratet består av antingen Sedum-ört-gräsmatta eller Sedum-mossmatta.

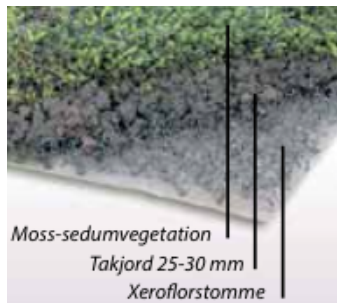


Figur 6 Takbehållare i norrläge av modellerna; XMS 2-27°, XSÖG 5-14° och XSÖG-Grodan (från vänster till höger) (Foto: Jenny Andersson, 2014).

XMS 2-27° är ett system med bygghöjden 40 mm, varav 30 mm utgörs av XeroFlor Moss-sedum och 10 mm av en VT-filt (figur 7). VT-filten används som underlag för lutande tak och har både en vattenhållande och dränerande förmåga. Denna modell rekommenderas för takytor med lutning mellan 2 och 27°. Vattenmättad vikt för takytan motsvarar 50 kg/m². Veg Techs Moss-sedummatta utgörs av torktåliga mossor samt örter tillhörande släktena *Sedum* (fetknoppar) och *Phediumus* (fetblad). XeroFlorstommen utgörs av en fiberduk med små hål och ett slingnät av nylon för att möjliggöra luftgenomsläpp (figur 8) (Veg Tech AB, 2013).

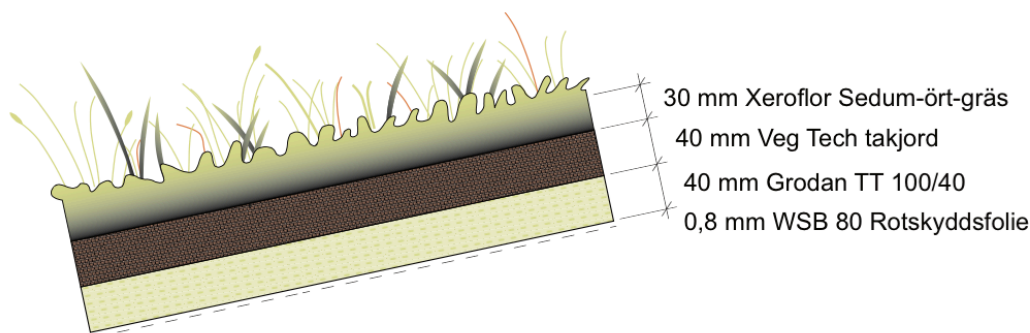


Figur 7 Systemuppbyggnad XMS 2-27° (Veg Tech AB, 2013, med tillstånd).



Figur 8 Veg Techs moss-sedummatta med fiberdukstomme (Veg Tech AB, 2014b, med tillstånd).

System XSÖG 5-14° har bygghöjden 110 mm och en vattenmättad vikt på 130 kg/m^2 . Denna modell rekommenderas för takytor med lutning 5-14°. Veg Techs Sedum-ört-gräsmatta (30 mm) utgörs av *Sedum/Phedimus*-arter, torktåliga örter och gräs. Gräsarterna som används är de torktåliga arterna fårsvingel, fjällgröe, borsttåtel och berggröe. Några av de örter som används är prästkrage, blålocka, sand- och backnejlika, rölleka, axveronika och gråfibbla (bilaga A) (Veg Tech AB, 2014a). Utöver Sedum-ört-gräsmattan består systemet av ett jordlager på 40 mm och det vattenhållande skiktet Grodan TT av tjockleken 40 mm (figur 9).



Figur 9 Uppbyggnad XSÖG 5-14° (Veg Tech AB, 2013, med tillstånd).

Hybridsystemet XSÖG-Grodan har bygghöjden 70 mm och är en förenklad XSÖG 5-14° med enbart en Grodan TT 100/40 placerad i botten under vegetationsmattan (Pettersson, 2014, pers. medd.). Grodan TT är ett vattenmagasinerande lager av stenudd som binder vatten och lösta näringsämnen kapillärt mellan fibrerna (Veg Tech AB, 2008). Materialet är rotgenomträngligt men sjunker inte ihop eller bryts ned med tiden. Produkten har densiteten 120 kg/m^3 och har våtvikt $38,8 \text{ kg/m}^2$.

4.2 VAL AV VÄXTER/VÄXTMATTOR

Veg Techs prefabricerade växtmattor odlas i Småland och består av moss- och sedumarter anpassade för nordiskt klimat, där den specifika artsammansättningen varierar med yttre faktorer som klimat och vilken mängd nederbörd som råder vid takets placering (Veg Tech AB, 2014a). Takens utseende varierar då arterna skiftar i färg under olika årstider. *Sedum* är ett samlingsnamn för fetknopp och fetbladsarter, och är en familj av växter som trivs i torra och utsatta växtmiljöer. Sedumarter är följaktligen väl lämpade för takytor där tunt marksubstrat används.

Sedum-ört-gräsmattorna innehåller ett urval av 33 olika arter som växer naturligt på torr och mager sand-, grus- och lermark, se bilaga A för fullständig lista av arter. De olika örterna som har valts ut blommar från tidig sommar till sensommar, för att mattorna ska vara estetiskt tilltalande under större delen av året (Veg Tech AB, 2014c). För sedum-mossmattor i Sverige används i stor utsträckning *Sedum album* och *Sedum acre*, som har en bra marktäckande och rotutvecklande förmåga (Berndtsson *m.fl.*, 2006). För att få en vacker och tålig växtmatta kombineras dessa ofta med andra fetbladsväxter. *Sedum acre* är en tålig flerårig ört som blir ca en decimeter hög (Veg Tech AB, 2014c). Örten har gula blommor som växer på glesa kvastar och blommar mellan juni och juli. Den förekommer i vanligtvis i södra och mellersta Sverige, men även på Island och längs Norges sydkust (figur 10). *Sedum album* är den tåligaste av alla sedum-arter och ger de gröna taken en rödbrun karaktär (Veg Tech AB, 2014c).



Figur 10 Vilt växande *Sedum acre* på Gotland (Foto: Pettersson, 2014).

4.3 JORD OCH NÄRINGSTILLFÖRSEL

Jordlagret på AgroTech A/S:s testanläggning består av Veg Techs takjord som tillverkas av företaget och finns tillgänglig på marknaden. Jorden är anpassad för att passa extensiva gröna tak och är ett strukturstabilt odlingssubstrat tillverkat av lavasten, mineraljord, torv och EDR-lera (Pettersson, 2014, pers. medd.). Leran i blandningen bidrar till marksubstratets vattenhållande förmåga och lagring av näringsämnen, och har liksom torv en förmåga att binda lösta joner i markvätskan.

Torvmängden är begränsad enligt internationella riktlinjer för gröna tak, där en låg organisk halt ska uppfyllas för att undvika nedbrytning av marksubstratet. Vegetationsmattorna baseras på mineraljord med låg andel organiskt material som är brännbart (Veg Tech AB, 2014a). Eurofins utförde på uppdrag av Veg Tech AB en analys av den mekaniska jordsammansättningen (bilaga B). Mullhalt uppmättes till 6,8 % och jorden hade en lerhalt på 7 % för partiklar med diameter <0,002 mm.

För att gynna takvegetationen tillsattes gödningsmedel under maj månad 2014, vilket var det första underhållet sedan takbehållarna installerades år 2010. Vid gödningstillfället användes produkten Multigro[®], som är en blandning av Multicote[®] och småkornigt gödningsmedel innehållande både snabbverkande växtnäring (60 %) och långtidsverkande växtnäring (40 %) (Haifa, 2014). Den långtidsverkande andelen levererar näring under tre till fyra månader vilket motsvarar hela växtsäsongen. Rekommenderad näringstillförsel är 40 g/m², varav beräknat näringsinnehåll ses i tabell 11. Den långtidsverkande kvävegödseln innehåller inga spår av bor (B), koppar (Cu), järn (Fe), mangan (Mn), molybden (Mo) eller zink (Zn), men kaliumoxid (K₂O), fosforpentoxid (P₂O₅), sulfat (SO₃) och magnesiumoxid (MgO), som är lösliga i vatten (bilaga C).

Tabell 11 Giva av kväve, fosfor, kalium och magnesium baserat på näringsinnehållet för Multigro[®] (Veg Tech AB, 2014d)

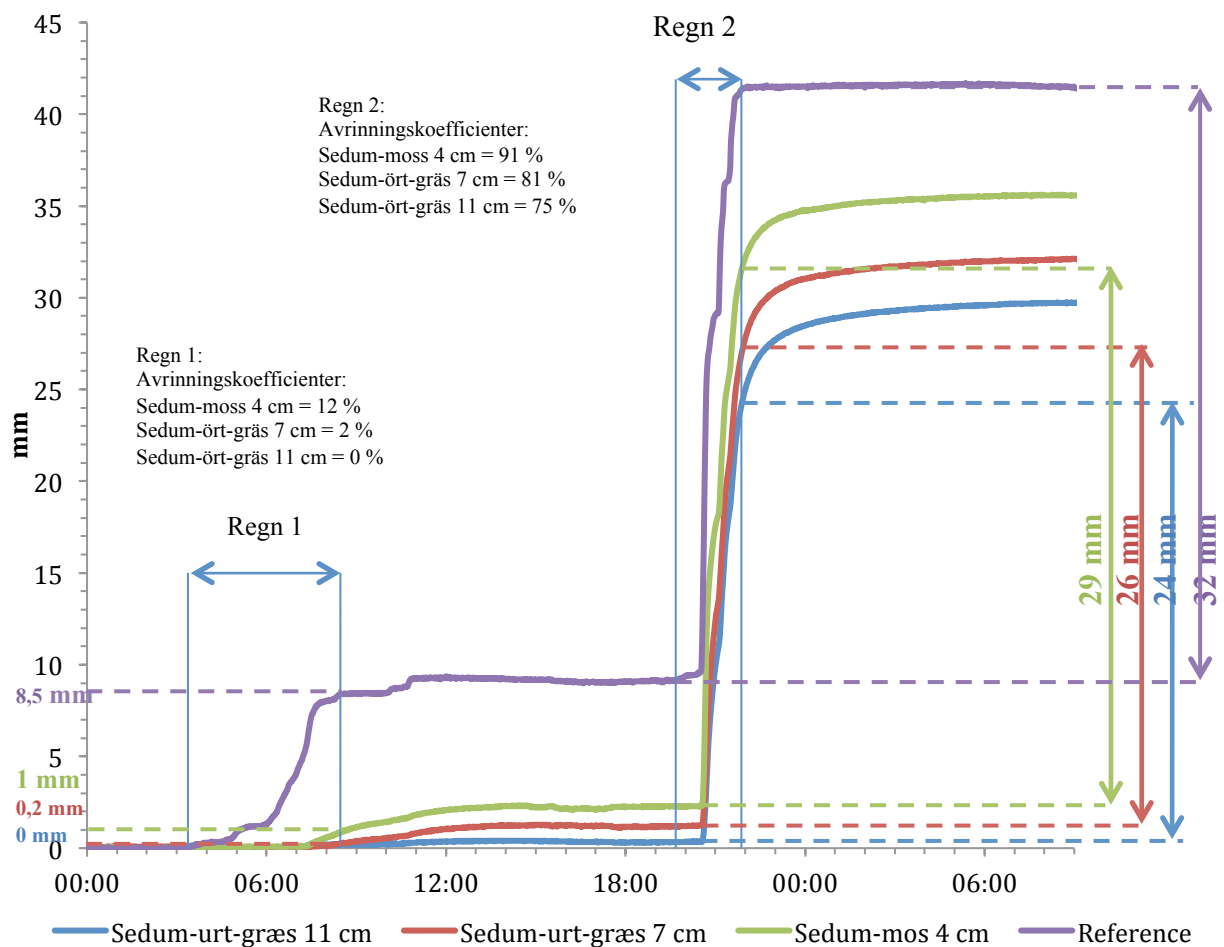
Näringsämnen	Procent	kg/ha
N	16	64
P	3,5	14
K	20	80
Mg	1,8	7,2

För att fastställa huruvida en korrekt näringstillförsel utförs vid framställning av Veg Techs sedummattor utfördes en intern utredning där näringsläckage undersöktes vid olika givor och typer av gödsel (Waltersson, 2009). Tio olika sedumtak analyserades, där en ogödslad sedummatta och en tom takyta jämfördes med åtta sedumtak med tillsats av NPK Promagma (55 g), Multicote mini 4 M (32 g), Multicote 4 M (41 g), Multicote 8 M (41 g), Multicote 12 M (43 g), Osmocote pro 4 M (35 g) respektive Fertiggrün (78 g). Utöver dessa så analyserades även ett tak med en gödslad filt. Studien visade att inkapslad gödsel är fördelaktigt då det ger en jämn tillförsel av näringsämnen under växtsäsongen och orsakar minst näringsläckage med avrinningsvattnet. Inkapslad gödsel som verkar under 4-6 månader ansågs lämpligt för att växterna ska erhålla den näring de behöver under växtperioden. Det långtidsverkande Multicote, med en näringstillförsel under 8-12 månader, gav näring under för lång tid och orsakade onödigt stort fosforläckage under hösten. Användning av NPK Promagma orsakade relativt stort näringsläckage och näringstillförseln gynnade växtligheten främst i början av växtsäsongen. Det organiska gödselmedlet Fertiggrün valdes bort då appliceringen var svår, medan den gödslade filten valdes bort på grund av högre näringsläckage jämfört med inkapslade gödningsmedel.

4.4 AVRINNING FRÅN FÖRSÖKSTAKEN

Volymmätningar av nederbörd och avrinning från försökstaken i Taastrup registrerades vid Agrotech A/S under hela mätperioden. Mellan 1 maj och 25 november (datum för mätperioden) regnade det 566 mm. Enligt volymmätningarna föll 72 mm nederbörd under maj månad. Den för första uppsamlingen av avrinning (innan tillsats av gödsel 2014-05-20) utfördes den 12:e maj (Jørgensen, 2014, pers. medd.). Nederbörd på försökstaken i Taastrup under sommaren (1 juni fram till provtagningen den 17 juli) motsvarade 77 mm, varav 22 mm nederbörd veckan innan provtagning. På grund av de små nederbördsmängderna från maj till juli genererade försökstaken i stort sett ingen avrinning förrän i mitten av juli, när den andra upphämtningen av avrinningsvatten utfördes. Mängden nederbörd i oktober 2014 motsvarade 141 mm, varav 96 mm föll veckan innan upphämtning av vatten för analys, den 20:e oktober.

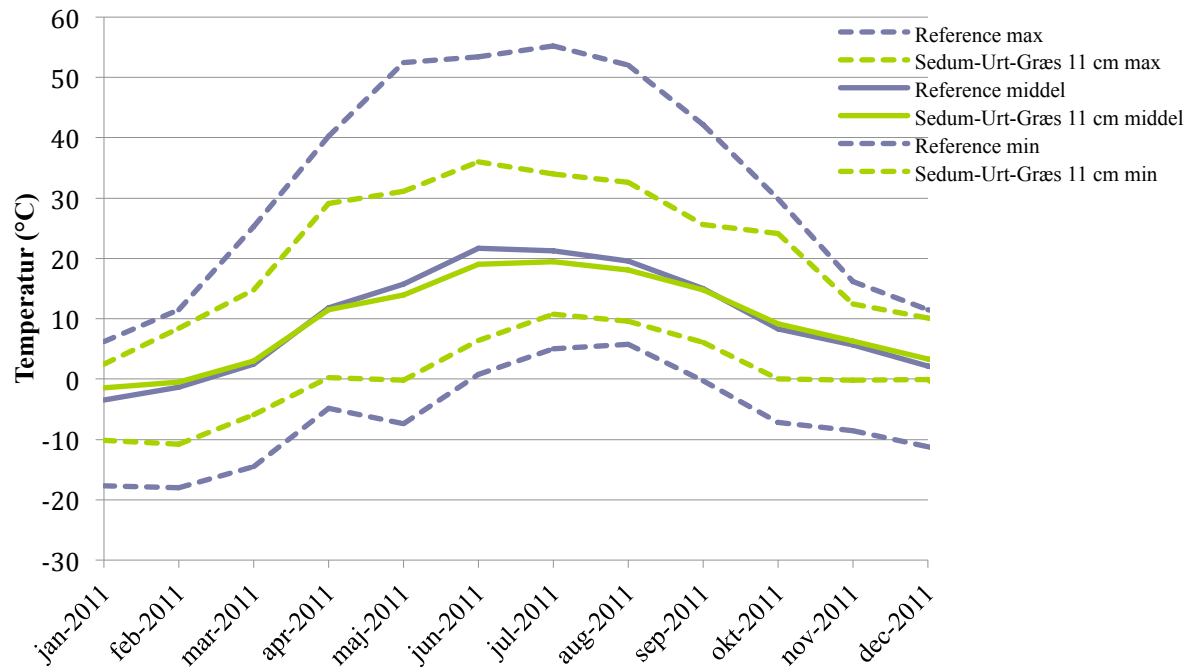
Skov Pedersen *m.fl.* (2012) utförde en analys av vattenretention för demonstrationsanläggningen i Taastrup, Danmark, under tidsperioden mars-november år 2011. Den totala avrinningen för referenstaken uppnådde 464 mm, medan avrinningen från moss-sedum (4 cm) reducerades till 258 mm. Avrinning för taken med sedum-ört-gräs, 7 cm och 11 cm, var 255 mm respektive 219 mm. För denna mätperiod erhöles således en reduktion motsvarande 44 %, 45 % och 53 % för takkonstruktionerna med substratdjup 4 cm, 7 cm respektive 11 cm. Studien visade således att ca 50 % av nederbörden kan tas upp av de extensiva taken, med något ökande kapacitet ju större substratdjup. Takens vattenretention minskar vid kraftiga regn (>20 mm) men en viss retention förekommer alltid. Avrinningskoefficienterna visar den procentuella avrinningen jämfört med avrinning från referenstaket i aluminium (figur 11). Taken med sedum-ört-gräs och bygghöjd 11 cm har exempelvis avrinningskoefficienter på 0 respektive 75 %, vilket visar att det extensiva taket minskar avrinningen med 100 respektive 25 % vid långvariga regn och vid korta och kraftigare regn (figur 11).



Figur 11 Ackumulerad avrinning för de olika taken vid två olika regntillfällen utifrån mätningar 2011-07-02. Vid första mätningen var marksubstraten relativt torra (Skov Pedersen *m.fl.*, 2012, med tillstånd).

4.5 TEMPERATUR UNDER FÖRSÖKSTAKEN

I studien av Skov Pedersen *m.fl.* (2012) undersöktes även temperaturskillnader för de olika takkonstruktionerna under 2011. En tydlig skillnad uppmättes mellan referenstaken och de extensiva taken, där behållarna med det största marksubstratdjupet hade den lägsta temperaturen under mätperioden. Taken belägna i sydlig riktning var ett par grader varmare än de i nordlig riktning under mätperioden, men studien visade dock att månadsmedeltemperaturen för de extensiva taken och referenstaken inte skiljde sig nämnvärt. De extensiva taken har i genomsnitt något högre temperatur under vintern och lägre temperatur under sommarmånaderna jämfört med referenstaken. Skillnaderna mellan max och minimitemperaturer var som störst under sommarmånaderna, mellan 15 och 25 °C temperaturskillnad, och något lägre under vintern, 5-8 °C. Registrerad temperatur för behållare med marksubstratdjup 11 cm och sedum-ört-gräs uppmätte under växtperioden maj-september år 2011 mellan 15-20 °C (figur 12).



Figur 12 Temperaturfördelning (max och minimum) för takbehållare i nordlig riktning (Skov Pedersen *m.fl.*, 2012, med tillstånd).

5. METOD

För att kunna tolka analyssvar och sätta dem i ett större sammanhang utfördes inledningsvis en omfattande litteraturstudie av aktuell forskning gällande gröna tak och dagvattenhantering. Sökfunktioner via Uppsala Universitets Bibliotek användes för att få tillgång till relevanta artiklar och data, bland annat granskade artiklar via Science Direct och Google Scholar. För att få en djupare förståelse gällande växternas etablering på de extensiva taken omfattar litteraturstudien även avsnitt om näringsupptag och jordens egenskaper.

Kvalitet på avrinningsvatten fastställdes utifrån pH och konduktivitetmätningar som utfördes maj-november år 2014 vid Agrotech A/S. En mer utförlig analys utfördes på Eurofins för utvalda datum och takbehållare för att fastställa innehåll av näringsämnen och metaller i avrinningen. En takbehållare av vardera systemmodell valdes ut genom att jämföra pH och konduktivitet (EC) i avrinningen de olika takbehållarna emellan, för att avgöra vilken avrinning som kunde anses ge representativa mätvärden för varje systemmodell. TSS-analys utfördes vid SLU, Uppsala, för avrinning från samtliga systemmodeller. Resultaten från de olika mätningarna jämfördes sedan med Naturvårdsverkets riskklasser för sjöar och vattendrag, riktlinjer för dagvatten i Stockholms län samt med schablonvärden för gröna tak i dagvatten- och recipientmodellen Stormtac för att avgöra vilken kvalitet avrinningen hade under mätperioden. Kvalitet på avrinningen från de extensiva taken jämfördes även med forskning för andra extensiva tak i länder med liknande klimat.

De extensiva taken består av 18 behållare med separat vattenuppsamling, varav nio belägna i norrläge och nio i sydläge. Vid varje insamlingstillfälle under mätperioden maj-november 2014 togs 20 vattenprover; nio vid det gröna takets norrläge respektive sydläge, samt två blanka prover använda som referensvärden för jämförelse med vanliga tak. Referensproverna består av avrinningsvatten från aluminiumtaktytor utan markbeklädnad, vilket är det material som finns under de gröna taken vid Agrotech A/S. Analyser utfördes både före och efter näringstillförsel, det vill säga i början av sommaren respektive under hösten. Mätningen som utfördes i maj användes för att göra en analys av avrinningsvatten från gröna tak utan näringstillförsel eftersom alla 18 behållare fick näringstillförsel efter detta mättillfälle. För att analysera vattenkvaliteten från de olika takkonstruktionerna lagrades avrinningsvatten i 18 separata plastbehållare slutna med plastlock. De ackumulerade vattenmassorna i plastbehållarna tömdes ur manuellt mellan varje regntillfälle. Vattenprover för analys hämtades i 100 ml plastflaskor för samtliga behållare ur en kran belägen vid plastbehållarens botten.

Flödet från taken mättes med trycksensorer i de vattentankar som finns vid taket. Regnmängder och avrinning beräknades utifrån ändring i vattennivåerna, det vill säga inte från själva vattennivån. Data för regn och flöde finns att tillgå från större delar av 2010-2012, men på grund av tekniska problem saknas data för avrinning från försökstaken för 2014. Vattenprover hämtades vid sju olika tillfällen under tidsperioden maj-november 2014 (tabell 12). Målsättningen var att utföra mätningar med ett intervall på ca två veckor, men då lite nederbörd föll under sommaren erhöles något färre mätningar för växtperioden. Mättillfället i maj användes för att analysera avrinningsvatten innan näringstillförsel.

Analys av pH, EC och nitrat (NO_3^-) utfördes direkt vid insamling av Agrotech A/S, medan resterande vatten frystes in för vidare analys av TSS och tungmetaller. Ledtal och pH för vattenproverna mättes med en Senmatic Mesur Volmatic, som kalibrerades mellan provtagningarna. För mätningar av nitrat, fosfat och kalium användes en Merck RQflex plus 10, där reflekterat ljus från olika mätstickor mättes enligt en fotometrisk process. Nitratanalysen utfördes med ett Reflectoquant Nitrate Test (1.16995.0001), med mätintervallet 3-90 mg/l NO_3^- . Analys av fosfat (PO_4^{3-}) utfördes för valda avrinningstillfällen med ett Reflectoquant Phosphate Test (1.16978.0001) med mätintervallet 5-120 mg/l PO_4^{3-} . Provstickor doppades i vattenprovet för att sedan skannas i Merck RQflex plus 10 Reflectoquant (Emdmillipore, 2014).

En GLMM-analys, det vill säga analys med en ”general linear mixed model”, utfördes för att undersöka eventuell variation mellan de olika systemmodellerna och för de olika mättillfällena. Takbehållarnas platsspecifikation ingick som en randomiserad variabel i modellen, se bilaga D för R-kod (Low, 2014, pers. medd.). Statistiska effekter för pH och EC i avrinningen från de olika systemmodellerna undersöktes för de upprepade mätningarna i avrinningen från de olika försökstaken. Systemmodellerna indelades i fyra olika klasser, klass 1-4, vilket motsvarade marksubstratdjupen 0, 40, 70 och 110 mm. Sju mättillfällen inkluderades i GLMM-analysen, vilket var samtliga mättillfällen under mätperioden. Data från försökstaken indelades även i två grupper utifrån dess geografiska riktning, för att se huruvida analysresultaten för de olika systemmodellerna varierade mellan norr- och sydläge.

Analys av TSS utfördes på utvalda vattenprover vid SLU i Uppsala. De frysta vattenproverna transporterades från Danmark till Sverige för TSS-analys. På grund av logistiska problem kunde inte alla provdatum analyseras, utan vattenprover valdes utifrån de som fanns tillgängliga till skillnad från den ursprungliga planen att välja ut de vattenprover som ansågs vara mest grumliga. Kompletterande mätningar av ytterligare tre datum (17/7, 21/8 och 2/9) utfördes i slutet av arbetet på de vattenprover som levererades senare under studien.

Vattenprover för samtliga systemmodeller undersöktes, i största möjliga mån från samma takbehållare för de olika datumen (tabell 12). En filtrering utfördes för varje vattenprov och ett medelvärde för TSS togs fram för de olika taksystemen. Varje filterpapper vägdes med en OHAUS PioneerTM -våg innan det placerades i laborationsuppställningen (figur 13). Den elektriska pumpen sög vattnet genom bägaren och filtret ner till E-kolven. Filtret torkades i en timme vid temperaturen 105 °C för att sedan vägas igen. TSS beräknades sedan enligt ekvation 1.

$$TSS = \frac{\text{Vikt filterpapper} - \text{vikt rent filterpapper}}{\text{Volym filtrerat vatten}} \quad (1)$$

Då de tillgängliga vattenproverna endast omfattade volymen 100 ml (90 ml för vissa vattenprover) utfördes en filtrering av allt vatten per försökstak och de aktuella provdatum. För att möjliggöra en jämförelse mellan de olika takkonstruktionerna filtrerades avrinningsvatten från två takbehållare av de olika systemmodellerna vid de olika provdatum. Tre blanka filterpapper vägdes innan och efter torkning för att fastställa huruvida eventuellt fuktinnehåll i filtren påverkade mätvärdena efter torkning. TSS-resultaten jämfördes sedan med schablonvärden från StormTac samt

med de riktlinjer för dagvatten som presenterades i litteraturstudien, för att avgöra om halterna var normala för gröna tak.

En mer omfattande vattenanalys utfördes av Eurofins på avrinningsvatten från fyra takbehållare i nordlig riktning för tre olika mättillfällen (tabell 13). För dessa vattenprover utfördes en tungmetallanalys (Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Fe, Mn, Mo och Ni) samt en analys av NO₃-N, NH₄-N, Tot-P, K, Na, Cl, S, Ca, Mg och B. Ytterligare mätningar för pH och EC utfördes på de frysta vattenproverna för att jämföra med tidigare mätningar vid Agrotech A/S.

Tabell 12 Vattenanalys för avrinningsvatten från försökstaken år 2014

Vattenanalys	12-maj	17-jul	14-aug	02-sep	17-sep	20-okt	25-nov
Analys av näringsämnen etc. (Agrotech A/S)	x	x	x	x	x	x	x
Analys av tungmetaller etc. (Eurofins)	x	x				x	
TSS-analys (SLU)		x	x	x	x	x	x

Tabell 13 Analys av tungmetaller av Eurofins för utvalda datum och behållare

Takbehållare nordlig riktning	Systemmodell	Substratdjup
N8	XMS 2-27°	40 mm
N2	XSÖG-Grodan	70 mm
N3	XSÖG 5-14°	110 mm
N4	Referenstak	-



Figur 13 Laborationsuppställning för TSS-analys (Foto: Jenny Andersson, 2014).

6. RESULTAT

Nedan följer en redovisning av de analysvar som erhöles för tre nederbördstillfällen för systemen XMS 2-27°, XSÖG-Grodan, XSÖG 5-14° och referenstaket belägna i nordlig riktning. Metallinnehåll i avrinningsvatten och andra vattenparametrar analyserades vid Eurofins laboratorium (tabell 14 - 17). Beräknade medelvärden för de analysvar som erhöles jämfördes sedan med schablonhalter som används i StormTac (baserade på forskning för dagvatten från gröna tak), Naturvårdsverkets och Miljöstyrelsens riktlinjer i Sverige respektive Danmark, samt med framtagna riktlinjer för dagvattenkvalitet för Dagvattennätverket i Stockholms län (tabell 18). B och Mo var under detektionsgränsen för samtliga behållare vid de utvalda datumen som ingick i Eurofins analys. För att visa grafiskt hur koncentrationerna varierande under mätperioden antogs behållarna bidra med koncentrationen som motsvarade detektionsgränsen för respektive förorening när uppmätta koncentrationer var under detektionsgränsen. Graferna visar alltså det högsta tänkbara läckage av metaller som försökstaken genererar (figur 14 - 16).

Tabell 14 Analys av avrinningsvatten från takbehållare N8 av systemmodell XMS 2-27° med marksubstratdjup 40 mm. Resultat markerade med "LOD" innebär att de var under detektionsgränsen för Eurofins mätutrustning (Eurofins, 2014)

Parameter	Enhet	12-maj	17-jul	20-okt
pH		9,3	8,1	7,7
EC	mS/cm	0,15	0,41	0,11
NH ₄ -N	µg/l	500	500	500
NO ₃ -N	µg/l	2000	5000	2000
B	µg/l	<10 (LOD)	<10 (LOD)	<10 (LOD)
Mo	µg/l	<10 (LOD)	<10 (LOD)	<10 (LOD)
Tot-P	µg/l	2000	5000	1000
K	µg/l	6000	17000	10000
Mg	µg/l	2000	4000	1000
Ca	µg/l	23000	69000	14000
Na	µg/l	8000	11000	1000
Mn	µg/l	30	40	<10 (LOD)
Fe	µg/l	40	110	<20 (LOD)
Zn	µg/l	70	120	<70 (LOD)
Cu	µg/l	<20 (LOD)	20	<20 (LOD)
Cl ⁻	µg/l	9000	22000	14000
S-tot	µg/l	3000	52000	1000
Cr	µg/l	1,8	1,6	0,7
Pb	µg/l	1,3	<0,5	<0,5
Cd	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05
Ni	µg/l	1,3	1,7	<1

Tabell 15 Analys av avrinningsvatten från takbehållare N2, systemmodell XSÖG-Grodan med marksubstratdjup 70 mm. Resultat markerade med ”LOD” innebär att de var under detektionsgränsen för Eurofins mätutrustning (Eurofins, 2014)

Parameter	Enhet	12-maj	17-jul	20-okt
pH		8,9	8,8	8,1
EC	mS/cm	0,17	0,49	0,13
NH ₄ -N	µg/l	500	500	400
NO ₃ -N	µg/l	2000	18000	2000
B	µg/l	<10 (LOD)	<10 (LOD)	<10 (LOD)
Mo	µg/l	<10 (LOD)	<10 (LOD)	<10 (LOD)
Tot-P	µg/l	2000	2000	1000
K	µg/l	21000	18000	13000
Mg	µg/l	2000	3000	1000
Ca	µg/l	37000	74000	18000
Na	µg/l	9000	10000	2000
Mn	µg/l	50	20	<10 (LOD)
Fe	µg/l	170	60	20
Zn	µg/l	190	100	<70 (LOD)
Cu	µg/l	30	20	<20 (LOD)
Cl ⁻	µg/l	27000	10000	8000
S-tot	µg/l	4000	32000	1000
Cr	µg/l	0,7	0,5	<0,5
Pb	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5
Cd	µg/l	<0,05	0,066	<0,05
Ni	µg/l	1,8	1,7	<1

Tabell 16 Analys av avrinningsvatten från takbehållare N3, systemmodell XSÖG 5-14° med marksubstratdjup 110 mm. Resultat markerade med ”LOD” innebär att de var under detektionsgränsen för Eurofins mätutrustning (Eurofins, 2014)

Parameter	Enhet	12-maj	17-jul	20-okt
pH		9,2	8,5	8,8
EC	mS/cm	0,14	0,35	0,17
NH ₄ -N	µg/l	400	500	500
NO ₃ -N	µg/l	3000	6000	2000
B	µg/l	<10 (LOD)	<10 (LOD)	<10 (LOD)
Mo	µg/l	<10 (LOD)	<10 (LOD)	<10 (LOD)
Tot-P	µg/l	3000	3000	1000
K	µg/l	6000	15000	11000
Mg	µg/l	2000	4000	1000
Ca	µg/l	24000	54000	26000
Na	µg/l	5000	8000	2000
Mn	µg/l	30	40	20
Fe	µg/l	60	60	40
Zn	µg/l	70	80	<70 (LOD)
Cu	µg/l	40	<20 (LOD)	<20 (LOD)

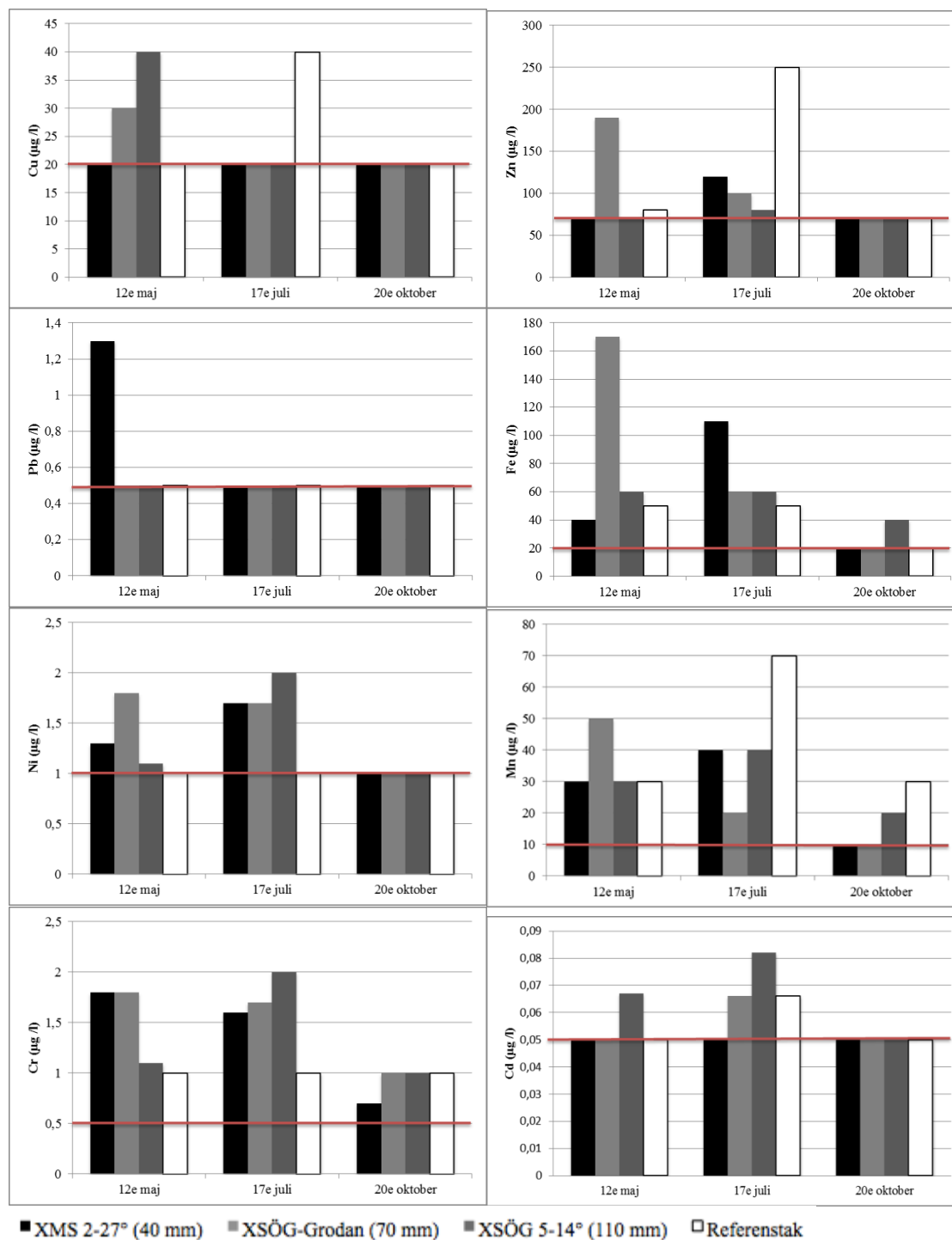
Cl ⁻	µg/l	17000	15000	20000
S-tot	µg/l	2000	28000	1000
Cr	µg/l	<0,5	0,6	<0,5
Pb	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5
Cd	µg/l	0,067	0,082	<0,05
Ni	µg/l	1,1	2	<1

Tabell 17 Analys av avrinningsvatten från referenstak, N4, i aluminium. Resultat markerade med "LOD" innebär att de var under detektionsgränsen för Eurofins mätutrustning (Eurofins, 2014)

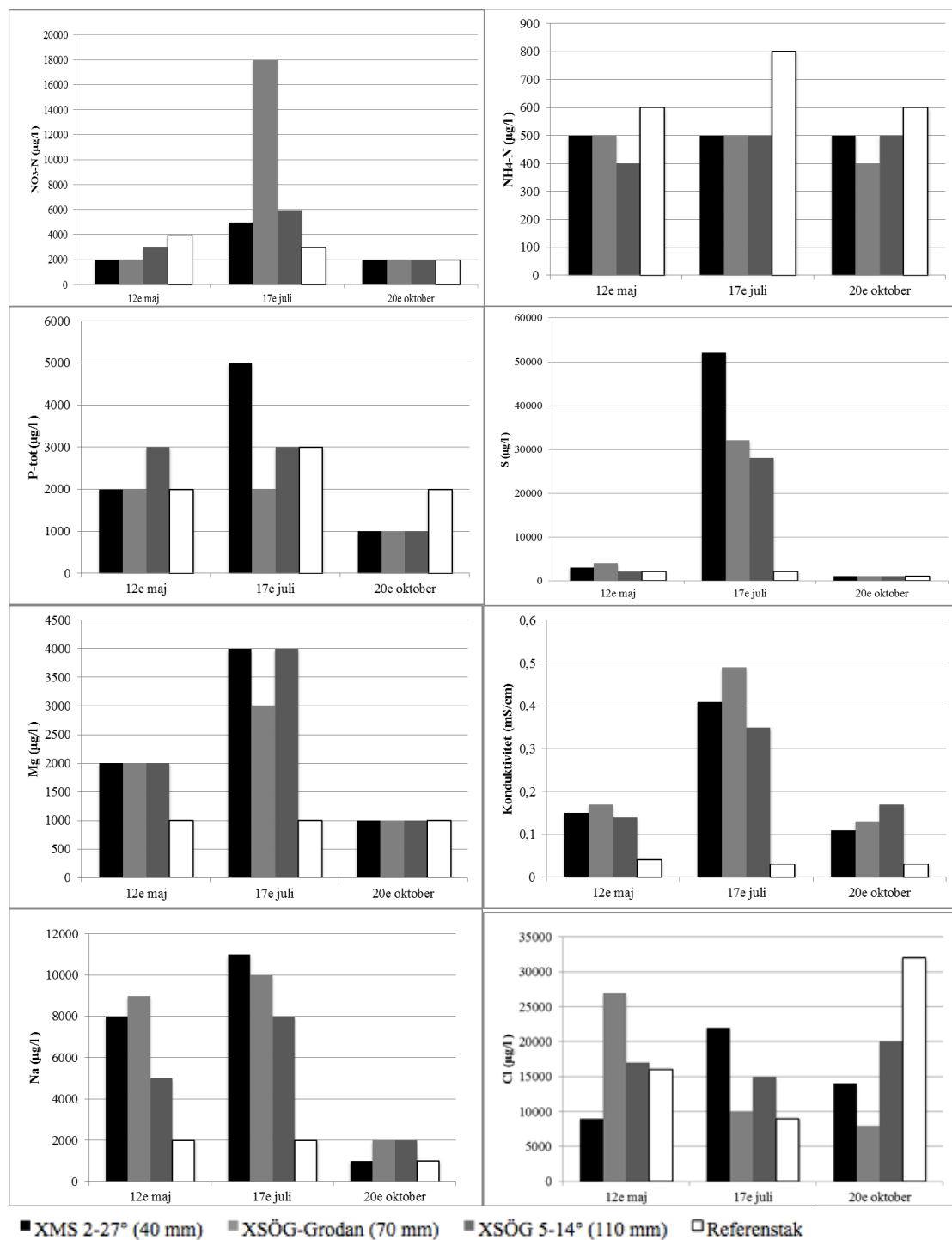
Parameter	Enhet	12-maj	17-jul	20-okt
pH		4,9	4,9	4,8
EC	mS/cm	0,04	0,03	0,03
NH ₄ -N	µg/l	600	800	600
NO ₃ -N	µg/l	4000	3000	2000
B	µg/l	<10 (LOD)	<10 (LOD)	<10 (LOD)
Mo	µg/l	<10 (LOD)	<10 (LOD)	<10 (LOD)
Tot-P	µg/l	2000	3000	2000
K	µg/l	4000	5000	5000
Mg	µg/l	1000	1000	1000
Ca	µg/l	8000	10000	4000
Na	µg/l	2000	2000	1000
Mn	µg/l	30	70	30
Fe	µg/l	50	50	<20 (LOD)
Zn	µg/l	80	250	<70 (LOD)
Cu	µg/l	20	40	<20 (LOD)
Cl ⁻	µg/l	16000	9000	32000
S-tot	µg/l	2000	2000	1000
Cr	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5
Pb	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5
Cd	µg/l	<0,05	0,066	<0,05
Ni	µg/l	<1	<1	<1

Tabell 18 Klassificering av koncentrationer enligt schablonhalter och diverse riktlinjer för dagvattenkvalitet. Koncentrationerna motsvarar beräknade medelvärden för mättningsresultat från Eurofins för de tre olika systemmodellerna

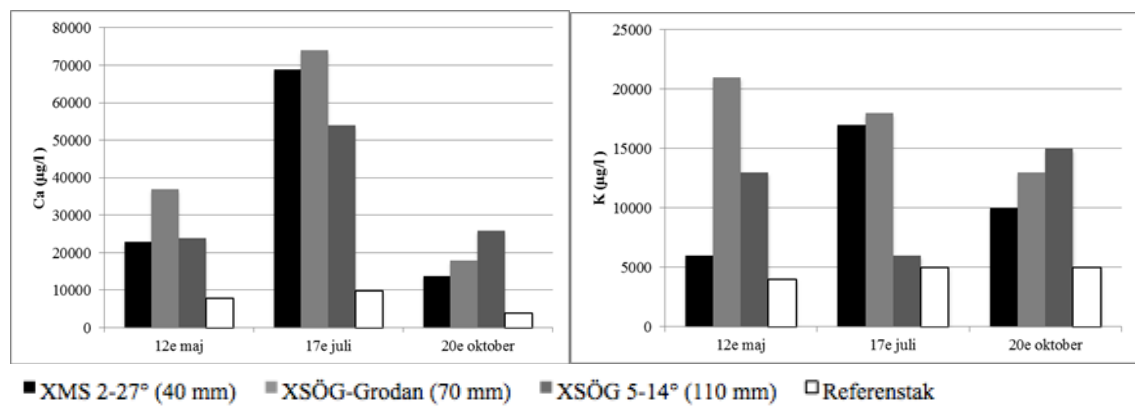
	XMS 2- 27° (40 mm)	XSÖG- Grodan (70 mm)	XSÖG 5-14°(110 mm)	Schablon- värden StormTac (2014)	Naturvårdsverket klassning för sjöar och vattendrag (SEPA, 2000)	Miljö- styrelsen Danmark (Malmqvist (1994)	Riktlinjer för dagvatten (Trafikverket, 2013; Stockholm Vatten AB <i>m.fl.</i> , 2001)
pH	8,4	8,6	8,8				
EC (mS/cm)	0,22	0,26	0,22	0,097			
NH ₄ -N(µg/l)	500	466,67	300,17	800	Extremt hög konc. (>5000 för Tot-N)	2000 (Tot-N)	Höga halter (>5000 för Tot-N)
NO ₃ -N(µg/l)	3000	7333	3667				
Tot-P(µg/l)	2667	1667	2333	340	Extremt hög konc. (>100)	500	Höga halter(>200)
B(µg/l)	10	10	10				
Mo (µg/l)	10	10	10				
K (µg/l)	11000	17333	10667	7000			
Mg (µg/l)	2333	2000	2333	7000			
Ca (µg/l)	35333	43000	34667	78000			
Na (µg/l)	6667	7000	5000				
Mn (µg/l)	26,7	26,67	30				
Fe (µg/l)	56,7	83,33	53,33	50			
Zn (µg/l)	86,7	120	73,33	35	Hög konc. (60-300)	300-500	Måttliga halter (60-300)
Cu (µg/l)	20	23,33	26,67	30	Hög konc. (9-45)		Måttliga halter (9-45)
Cl ⁻ (µg/l)	15000	15000	17333				
S-tot (µg/l)	18667	12333	10333				
Cr (µg/l)	1,4	0,57	0,53	3	Låg konc. (0,3-5)		Låga halter (<15)
Pb (µg/l)	0,77	0,5	0,5	0,8	Låg konc. (0,2-1)	50-150	Låga halter (<3)
Cd (µg/l)	0,05	0,055	0,067	0,07	Låg konc. (0,01-0,1)		Låga halter (<0,3)
Ni (µg/l)	1,33	1,5	1,37	3	Låg konc. (0,7-15)		Låga halter (<45)
SS (mg/l)	68	10,7	20,9	19		30-100	<50 låga; 50-175 måttliga



Figur 14 Koncentration av metaller i avrinningsvatten från försökstaken innan näringstillförsel (maj), under sommaren (juli) samt för hösten (oktober). De röda linjerna motsvarar detektionsgränserna för Eurofins mätutrustning.



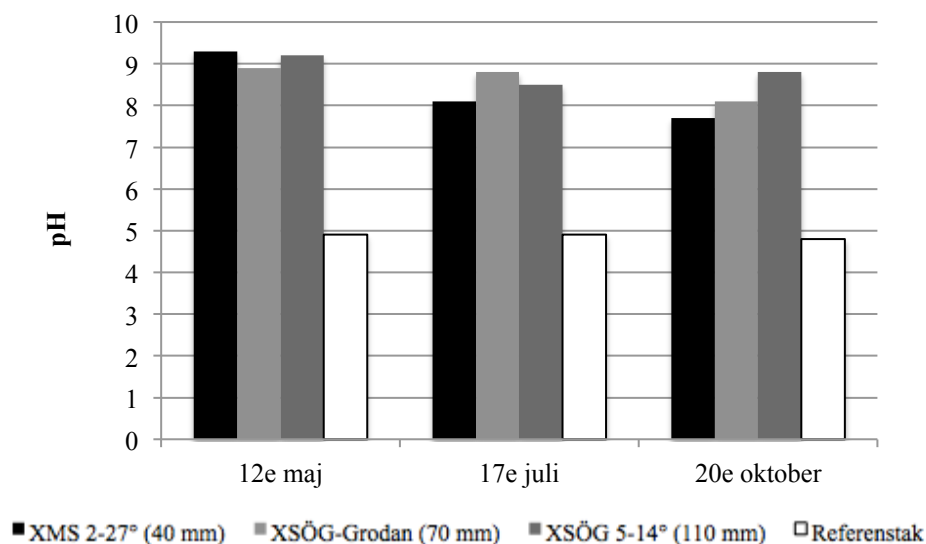
Figur 15 Koncentration av näringsämnen samt konduktivitet och salthalt i avrinning från försökstaken.



Figur 16 Koncentration av K och Ca i avrinning från försökstaken.

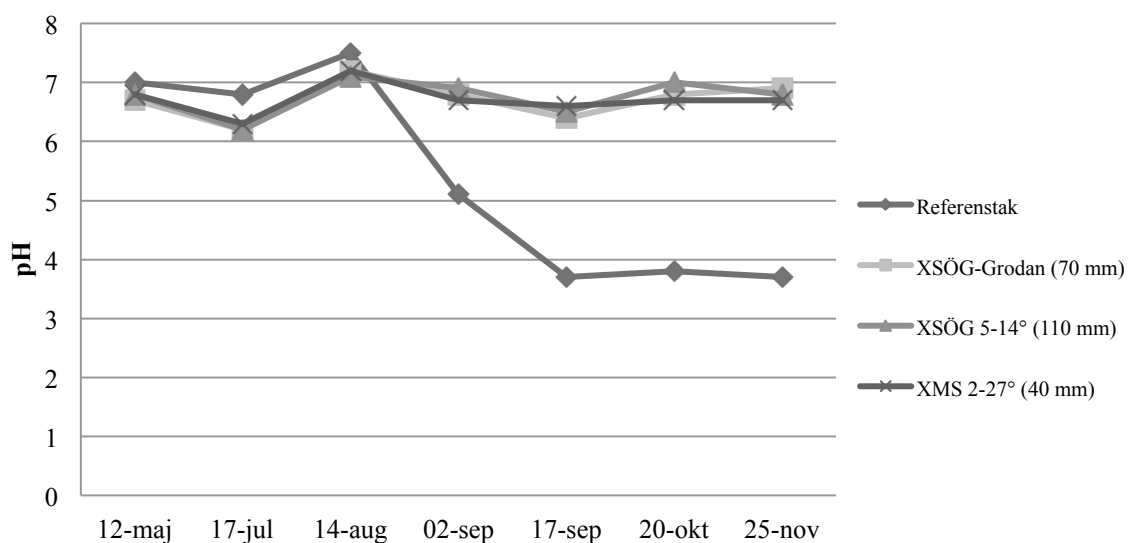
6.1 pH

Enligt analysvar från Eurofins förekom högre pH-värden under mätperioden i avrinningsvatten från de extensiva taken jämfört med det konventionella referenstaket (figur 17). Medelvärden för de extensiva taken var mellan 8,4- 8,8 och pH ökade med större marksubstratdjup. Dessa vattenanalyser utfördes dock lång tid efter insamling på vattenprover som hade förvarats i frys, vilket kan påverka pH-mätningen.



Figur 17 pH för de olika systemmodellerna (Eurofins, 2014).

Övriga mätningar under mätperioden utförda på Agrotech A/S visade att pH för referenstaken och de extensiva taken hade liknande värden under maj och sommarmånaderna (figur 18). pH för referenstaket minskade kraftigt under hösten i avrinningsvattnet från referenstaken. Enligt mätningar på Agtotech A/S ligger pH för avrinningsvattnet ungefär 6 - 7,5 från de extensiva taken under mätperioden.



Figur 18 Medelvärden för pH i avrinningsvatten för samtliga systemmodeller och behållare mätperioden maj-november 2014. Mätningar utförda vid Agrotech A/S.

Den statistiska analysen i R visade att pH ökade med en faktor 0,24 med ökat marksubstratdjup, det vill säga vid mellan klass 0 och klass 1 (0 respektive 40 mm). Skillnader mellan de olika systemmodellerna undersöktes med en GLMM-analys för att se hur de påverkade pH i avrinningen jämfört med referenstaken. Avrinning från referenstaken hade pH 5,5 och en ökning av 1,18, 1,19 respektive 1,24 erhöles för de extensiva taken (figur 19). Detta visade att marksubstratdjupet inte påverkade pH linjärt, men att en liten och gradvis ökning förekom ju större marksubstratdjup. pH ökade även för varje mättillfälle, med ingen signifikant tidseffekt kunde ses. Inga skillnader mellan systemmodellerna i nord och sydlig riktning kunde ses.

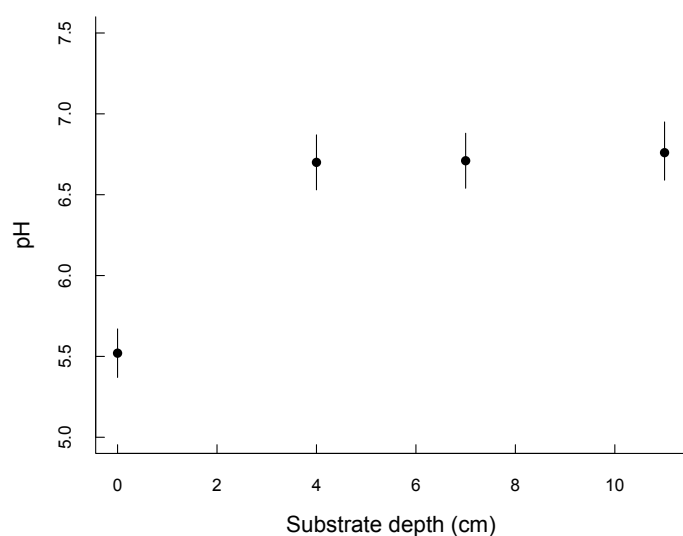


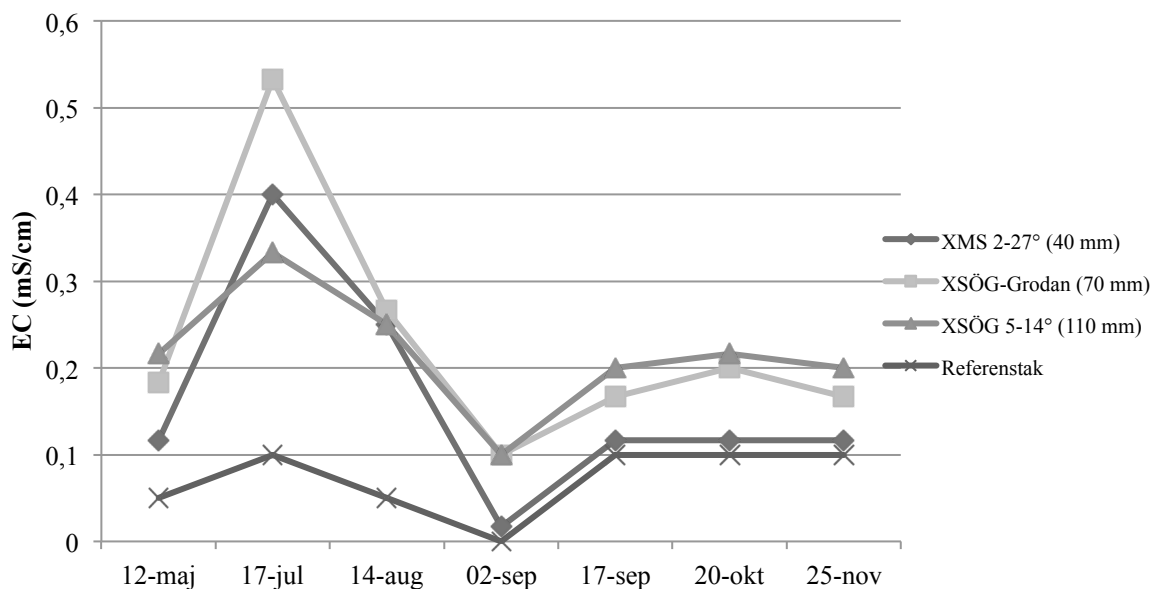
Figure 19 GLMM-analys gällande variation av pH för de olika marksubstratdjupen och de olika takbehållarna under mätperioden maj-nov 2014.

6.2 KONDUKTIVITET OCH SALTHALT

Enligt Eurofins analys var konduktivitet under mätperioden högst för de extensiva taken under juli månad, för att sedan minska igen till hösten. Konduktiviteten för avrinningsvattnet från referenstaket var stabil och uppmätte 0,03-0,04 mS/cm. Mätningar som utfördes direkt vid insamling av vattenproverna vid Agrotech A/S visade att EC var högre för de extensiva taken än för referenstaken, och likt Eurofins analys, högst under juli månad (figur 20). Beräknad standardavvikelse i EC-mätningarna för de olika behållarna av samma systemmodell under de olika datumen var 0-0,12. Lägst standardavvikelse hade mätresultaten i avrinningen från referenstaken (med endast två behållare) och högst standardavvikelse (0,12) uppmättes för systemmodellerna XMS 2-27° och XSÖG-Grodan.

Konduktiviteten var något högre för systemmodellerna med störst marksubstratdjup och sedum/ört/gräsmattor, medan konduktiviteten i avrinningsvattnet från moss/sedummattorna uppvisade liknande värden som för referenstaken under hösten. Det förekom stora variationer av koncentrationen kloridjoner i avrinningen för de olika systemmodellerna. Medelvärden under mätperioden var högst för XSÖG5-14° (110 mm), ca 17000 µg/l, medan de övriga uppmätte 15000 µg/l. Medel för referenstaket var dock högst (19000 µg/l) och det var det försökstak som bidrog med högst koncentration under oktobermätningen. För att jämföra de beräknade medelvärdena

för de fyra försökstak som analyserades vid Eurofins, sammanställdes medelvärden för samma datum som valdes ut till Eurofins analys för mätningarna vid Agrotech A/S (tabell 19).

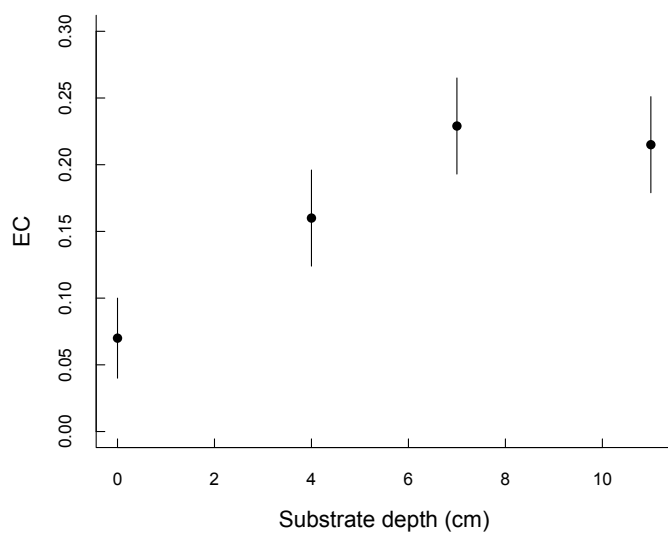


Figur 20 Medelvärden för konduktivitet för samtliga takbehållare och systemmodeller under mätperioden maj-november 2014. Mätningar utförda vid Agrotech A/S.

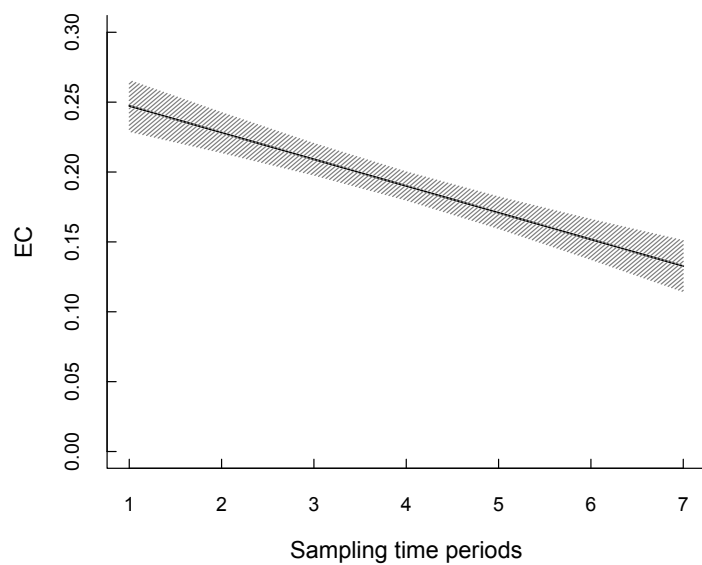
Tabell 19 Beräknade medelvärden för konduktivitet från mätningar utförda vid Agrotech A/S och Eurofins

Medelvärden	Agrotech A/S	Eurofins
	EC (mS/cm)	EC (mS/cm)
XMS 2-27° (40 mm)	0,23	0,22
XSÖG-Grodan (70 mm)	0,33	0,26
XSÖG 5-14° (110 mm)	0,27	0,22
Referenstak	0,1	0,03

Gällande konduktiviteten kunde en signifikant ökning ses för marksubstratdjupet mellan klass 1 och 2, samt 2 och 3, men inte mellan klass 3 och 4 (figur 21). Alltså ökade konduktiviteten inte signifikant mellan systemmodellerna med djupen 70 och 110 mm. En signifikant och stor tidseffekt kunde ses mellan de olika mättillfällena, enligt ett linjärt samband (figur 22).



Figur 21 Variation av EC (mS/cm) beroende av marksubstratdjup och de olika takbehållarna under mätperioden maj-nov 2014.



Figur 22 Linjärt samband för EC (mS/cm) under mätperioden, med en minskad konduktivitet från vår till höst. Det gråmarkerade området motsvarar standardavvikelsen under mätperioden maj-nov 2014.

6.3 NÄRINGSÄMNEN

Uppmätta koncentrationer för $\text{NO}_3\text{-N}$ och $\text{NH}_4\text{-N}$ i avrinningsvattnet för de olika behållarna varierade under mätperioden, med en ökning efter näringstillförseln i maj för att sedan avta efter växtsäsongen. För försökstaket med växtbeklädnaden moss/sedum/ört/gräs och substratdjupet 70 mm (XSÖG-Grodan) uppmättes en högre och avvikande koncentration av $\text{NO}_3\text{-N}$ i juli, för att sedan stabiliseras till likvärdiga halter med de övriga försökstaken och referenstaket.

Koncentrationen av $\text{NH}_4\text{-N}$ varierade inte i någon större utsträckning under mätperioden, men vid samtliga mätningar uppmättes högst koncentration av $\text{NH}_4\text{-N}$ i avrinningsvattnet från referenstaket. Systemen med marksubstratdjup på 70 mm respektive 110 mm visade något lägre koncentrationer vid sista respektive första mättillfället. En minskning (från 500 till 400 $\mu\text{g/l}$) av $\text{NH}_4\text{-N}$ i XSÖG-Grodan (70 mm) uppmättes mellan mätningen i juli och oktober. System XSÖG 5-14° (110 mm) hade istället en ökad koncentration av $\text{NH}_4\text{-N}$ efter tillsatsen av gödsel.

Tot-P varierade för de olika mättillfällena och de olika takbehållarna. System XMS 2-27° (40 mm) visade ett betydligt större fosforläckage än de övriga behållarna vid mätningen som skedde efter näringstillförsel. Avrinning från referenstaket visade likvärdiga koncentrationer med de extensiva taken för de två första mätningarna, för att sedan bidra med mer fosfor i avrinningsvattnet för den sista mätningen i oktober. Tot-P för försökstaken var 1000-3000 $\mu\text{g/l}$ under mätperioden.

6.4 KALIUM OCH KALCIUM

De extensiva taken visade ett läckage av K, där uppmätta koncentrationer från de extensiva taken var ca fem gånger större än för referenstaket för det högsta och lägsta koncentrationerna i avrinningen (18000 $\mu\text{g/l}$ jämfört med 4000 $\mu\text{g/l}$). Även koncentrationen av Ca var högre för de extensiva taken jämfört med referenstaket. Vid de två första mätningarna förekom högst koncentration i XSÖG-Grodan (70 mm). För sista mätningen var koncentrationen Ca högst i avrinningsvatten från XSÖG 5-14° (110 mm). Koncentrationen av Ca var stabil för referenstaket, med ett medelvärde på ca 7300 $\mu\text{g/l}$ för mätningarna.

6.5 METALLER

Analysresultaten visade låga halter för de flesta metaller i avrinningsvattnet från de olika systemmodellerna och ofta under detektionsgränsen för Eurofins mätutrustning. Värden för Cu, Zn, Cr, Mn, Fe, Pb, Cd och Ni var för vissa behållare och datum under detektionsgränsen för Eurofins mätningar. För att visa grafiskt hur koncentrationerna varierande under mätperioden antogs behållarna bidra med koncentrationen som motsvarade detektionsgränsen för respektive förorening. Graferna för dessa föroreningar visar följaktligen det högsta tänkbara läckaget av metaller som försökstaken genererar (Figur 14).

Koncentrationerna varierade under mätperioden och för de olika marksubstratdjupen. B och Mo var under detektionsgränsen ($>10 \mu\text{g/l}$) för samtliga provdatum i Eurofins analys. Pb i avrinningsvattnet förekom endast för XMS 2-27° (40 mm) vid första mättillfället, övriga mätvärden var under detektionsgränsen ($<0,05 \mu\text{g/l}$). Koncentrationen av Cd var under detektionsgränsen ($>0,05 \mu\text{g/l}$) för de flesta mättillfällen och i allmänhet låg för avrinningsvattnet. System XSÖG-Grodan (70 mm)

uppmätte samma koncentrationer som för referenstaket och de högsta koncentrationerna uppmättes för de första två mättillfällena i XSÖG 5-14° (110 mm), dock fortfarande precis över detektionsgränsen. Koncentrationen av Ni var under detektionsgränsen (1 µg/l) vid sex tillfällen, och övriga värden för de extensiva taken var endast något högre under mätperioden. Koncentrationen i avrinningsvatten från referenstaket var dock under detektionsgränsen under hela mätperioden.

Koncentrationen av Cu var under detektionsgränsen (20 µg/l) för sex mätvärden (i maj för XMS 2-27°, juli för XSÖG 5-14° och för samtliga systemmodeller vid mätningen i oktober). Halterna var låga men som högst 40 µg/l, vilket erhöles för referenstaket och för systemmodell XSÖG 5-14° (110 mm). Höga halter av Zn erhöles för XMS 2-27° (40 mm) och XSÖG-Grodan (70 mm), men den högsta koncentrationen uppmättes för referenstaket vid mätningen i juli. Koncentrationen av Zn var under detektionsgränsen (70 µg/l) för samtliga behållare under oktober månad.

Innehåll av Cr var högst i systemen med lägst marksubstratdjup (XMS 2-27° och XSÖG-Grodan) men endast något högre än detektionsgränsen (0,5 µg/l). Koncentrationen av Cr var under detektionsgränsen för referenstaket under hela mätperioden, men även för mätningen i oktober för 70 mm och för första och sista provdatumet för systemmodell XSÖG 5-14° (110 mm). Mn och Fe hade endast två mätvärden vardera under detektionsgränsen (10 respektive 20 µg/l) och i övrigt relativt höga värden. Den högsta koncentrationen av Mn hittades i avrinningsvattnet från referenstaket, medan de extensiva taken genomgående hade lägre halter bortsett från mättillfället i maj när XSÖG-Grodan (70 mm) hade högre än referenstaket. Den högsta koncentrationen av Fe, ca 170 µg/l, uppstod i maj för systemmodell XSÖG-Grodan.

6.6 TSS

Mätningar av TSS utfördes på SLU, Ultuna, Uppsala, på frysta vattenprover som transporterats från Danmark (tabell 20). På grund av logistiska problem levererades endast ett fåtal vattenprover inledningsvis, vilket begränsade TSS-analysen till avrinningsvatten under hösten och för ett begränsat antal behållare. Utifrån en visuell bedömning av vattenproverna, innan utförd filtrering, var partikelinnehållet lågt för de flesta vattenproverna. Avrinningsvattnet från XMS 2-27° (40 mm) var vid tre mättillfällen grumligt och det förekom en stor andel organiskt material. Vid analysen utfördes filtrering av två vattenprover för samtliga systemmodeller och provdatum. Beräknade medelvärden presenterades tillsammans med aktuella riktlinjer (tabell 18).

Tabell 20 TSS-halt i avrinningsvatten uttryckta i mg/l

Systemmodell	17-jul	21-aug	02-sep	17-sep	20-okt	25-nov
XMS 2-27° (40 mm)	165,5	27	3	139,5	5	-2,8*
XSÖG- Grodan (70 mm)	12,5	6	3,5	14,5	17	-3,9*
XSÖG 5-14° (110 mm)	42	8	2	24	28,5	0*
Referenstak	0	0	-1,5	-1	-	-4,4

* Ogiltigt resultat på grund av skadat filterpapper under torkningsprocessen.

7. DISKUSSION

7.1 pH

Undersökningar av Göbel *m.fl.* (2007) för avrinning från olika taktyper visade att torrdeposition ökade pH, vilket kan vara fallet även i denna studie. De högre pH-värdena som erhöles i avrinningsvattnet från de extensiva taken jämfört med referenstaken beror möjligen på förekomsten av upplösta substanser som tas upp i marksubstratet (Speak *m.fl.*, 2014). Det ökade pH-värdet visade att sura regn kan neutraliseras och att försurningseffekter på recipienten minskar, vilket är en miljöfördel (Teemusk & Mander, 2007; Berndtsson *m.fl.*, 2009; Vijayaraghavan *m.fl.*, 2012). Övriga mätningar utförda på Agrotech A/S visade att pH i avrinningsvattnet för referenstaken och de extensiva taken hade liknande värden under vår- och sommarmånaderna. pH minskade kraftigt för referenstaken under hösten, medan de extensiva taken hade förmågan att höja pH i avrinningsvattnet som tillförs dagvattennätet. De extensiva taken genererade avrinning med pH 6-7,5 under mätperioden. När pH för marksubstratet ligger inom detta intervall är stor del av N, P, K, S, Ca och Mg växttillgängligt, medan tillgängligheten för Fe, Mn samt Cu och Zn börjar avta med högre pH (Eriksson *m.fl.*, 2005). Detta kan vara en anledning till de förhöjda halterna av Cu och Zn i avrinningsvattnet, eftersom de inte är lika växttillgängliga vid högre pH i marksubstratet.

7.2 KONDUKTIVITET OCH SALTHALT

Mätningarna från Eurofins och Agrotech A/S visade att konduktiviteten i avrinningen från de extensiva taken var högre än för referenstaken, 2-5 gånger högre konduktivitet för de olika marksubstratdjupen. En ökad konduktivitet i avrinningsvattnet jämfört med regnvatten (och avrinningsvattnet från referenstaken) kan förväntas, då innehållet av antalet lösta joner ökar när vattnet perkolerar genom marksubstratet (Speak *m.fl.*, 2014; Vijayaraghavan *m.fl.*, 2012). Samtliga analysvar visade att konduktiviteten var som högst under sommaren efter näringstillförseln då näringsinnehåll i marksubstratet och växtaktivitet är som störst. Lera och torv i Veg Techs jordblandning höjer kapaciteten att binda lösta joner i marksubstratet men den låga halten av organiskt material, som enligt FLL:s riktlinjer krävs i marksubstrat för gröna tak, begränsar förmågan att binda jonerna. Detta kan vara en orsak till den ökade konduktiviteten i avrinningen. Ledningstal i Veg Techs jord är 1,1 vilket motsvarar konduktiviteten 0,11 mS/cm (Utbildningsstyrelsen, 2010).

Enligt litteraturstudien av Göbel *m.fl.* (2007) är medelvärdet för konduktivitet i avrinning från intensiva och extensiva gröna tak 0,071 mS/cm, och 0,14 mS/cm för aluminiumtak. Resultat från Veg Techs försökstak visar att EC, med medelvärdena 0,22, 0,26 och 0,22 mS/cm för XMS 2-27°, XSÖG-Grodan respektive XSÖG 5-14°, var högre än de medelvärden som Göbel *m.fl.* (2007) presenterar för gröna tak. Mätningarna från Agrotech A/S visade att aluminiumtaken genererade avrinning med konduktivitet runt 0,1 mS/cm vilket är liknande det Göbel *m.fl.* (2007) anger. Den högre konduktiviteten tyder på att en stor andel lösta joner transporteras genom marksubstraten med avrinningen. Jämfört med uppmätt konduktivitet i studien av Vijayaraghavan *m.fl.* (2012), som var 0,32-0,39 mS/cm, är konduktiviteten dock liknande. Schablonvärdet i StormTac är 0,097 mS/cm, ett lägre värde jämfört med uppmätt konduktivitet för försökstaken. Konduktiviteten i avrinningen bör minska om exempelvis gödselgivan justeras och näringsläckage minimeras.

7.3 NÄRINGSÄMNE

Uppmätta koncentrationer för $\text{NO}_3\text{-N}$ och $\text{NH}_4\text{-N}$ för de olika behållarna varierade under mätperioden. Den höga och avvikande koncentrationen av $\text{NO}_3\text{-N}$ som uppstod för XSÖG-Grodan (70 mm) under juli månad kan möjligen bero på nitrifikation i marksubstratet. En ökad koncentration av $\text{NO}_3\text{-N}$ vid en minskning av $\text{NH}_4\text{-N}$ tyder på förekomsten av nitrifikation (Berndtsson *m.fl.*, 2009). En minskning av NO_3^- kan istället bero på ökat växtupptag (Speak *m.fl.*, 2014). Vid en jämförelse med referenstaket, som uppmätte 4000, 3000 respektive 2000 $\mu\text{g/l}$ för de tre mättillfällena, genererade de extensiva taken lägre koncentrationer än referenstaket för $\text{NO}_3\text{-N}$ vid det första mättillfället i maj, högre koncentrationer i juli och samma koncentration i oktober. Totalt sett för hela mätperioden minskade dock koncentrationen av $\text{NO}_3\text{-N}$ för systemmodell XSÖG 5-14° och för referenstaket. Göbel *m.fl.* (2007) anger medelkoncentrationen 590 $\mu\text{g/l}$ för gröna tak och 2780 $\mu\text{g/l}$ för aluminiumtak, vilket är lägre än de medelvärden de extensiva taken har i avrinningen under mätperioden.

Koncentrationen av $\text{NH}_4\text{-N}$ för försökstaken varierade inte i någon större utsträckning under mätperioden. Värt att notera är dock att koncentrationen av $\text{NH}_4\text{-N}$ var högst i avrinningsvattnet från referenstaket, vilket indikerar att de extensiva taken kan ses som en sänka för $\text{NH}_4\text{-N}$ (reducerat kväve) om innehållet i avrinningsvatten från referenstaken likställs med regnvatten. Liknande resultat erhöles i studien av Berndtsson *m.fl.* (2006) för extensiva gröna tak i Malmö, där koncentrationen av $\text{NH}_4\text{-N}$ i avrinningsvatten låg ungefär mellan 200-550 $\mu\text{g/l}$. Systemen med marksubstratdjup på 70 mm respektive 110 mm visade något lägre koncentrationer vid sista respektive första mättillfället. En minskning (från 500 till 400 $\mu\text{g/l}$) av $\text{NH}_4\text{-N}$ i XSÖG-Grodan (70 mm) vid sista mätningen, kan bero av nitrifikation. Göbel *m.fl.* (2007) angav att 1300 $\mu\text{g/l}$ är en rimlig medelkoncentration för gröna tak och 3390 $\mu\text{g/l}$ för aluminiumtak. Koncentrationerna för Veg Techs extensiva tak jämfört med det antagandet har ett mindre läckage av $\text{NH}_4\text{-N}$. En anledning till att lägre koncentrationer av $\text{NH}_4\text{-N}$ erhöles i avrinningen från de extensiva taken är att *Sedum* föredrar ammonium framför nitrat (Handreck & Black, 1989). I andra studier om extensiva tak som har använts i denna rapport har lägre koncentrationer uppmätts (Tabell 10); 80 $\mu\text{g/l}$ (Berndtsson *m.fl.*, 2009), 120-330 $\mu\text{g/l}$ (Teemusk & Mander, 2007).

Tot-P varierade för de olika mättillfällena och de olika takbehållarna. System XMS 2-27° (40 mm) visade ett betydligt större fosforläckage än de övriga behållarna vid mätningen som skedde efter näringstillförsel, vilket kan bero på det tunna marksubstratdjupet. Avrinning från referenstaket visade dock likvärdiga koncentrationer med de extensiva taken för de två första mätningarna för att sedan bidra med mer fosfor i avrinningsvattnet vid den sista mätningen i oktober. De extensiva taken kan således ses som en sänka för fosfor om man ser till sistnämnda mätningen, men i allmänhet kan inga större skillnader i fosforbidrag ses från de extensiva taken jämfört med det konventionella taket. I andra studier har exempelvis koncentrationerna 310 $\mu\text{g/l}$ (Berndtsson *m.fl.*, 2009) och 26-90 $\mu\text{g/l}$ (Teemusk & Mander, 2007) uppmätts, vilket är lägre än för Veg Techs extensiva tak. Vid simulerade regn i studien av Berndtsson *m.fl.* (2006) uppmättes ca 1200 $\mu\text{g/l}$ som mest för ett extensivt tak med sedum-mossvegetation. Koncentrationen av Tot-P i avrinningen från Veg Techs försökstak varierade mellan 1000-5000 $\mu\text{g/l}$ under mätperioden.

Fosfor i avrinningsvatten kan ha ursprung från användandet av gödningsmedel, men även från djurspillning av exempelvis fåglar (Berndtsson *m.fl.*, 2009) vilket skulle kunna förklara den högre koncentrationen i avrinningen från referenstaket. Det använda gödningsmedlet, Multigro, innehöll 8 % P_2O_5 som är lösligt med vatten. Givan som användes på försökstaken motsvarar 14 kg P/ha, vilket är högre än dagens genomsnittsgödsling för svensk åkermark (Ulen, 2015, pers. medd.). Läckage av fosfor från de extensiva taken beror troligtvis av näringstillförsel och tillgänglig fosfor i marksubstratet (Berndtsson *m.fl.*, 2009). Fosfatretentionen bör dock öka ju äldre taken blir och med ökad växtetablering (Köhler *m.fl.*, 2002).

Riktlinjer för Tot-P från Miljöstyrelsen i Danmark anger 500 µg/l som gränsvärde för dagvatten och riktvärden för dagvattenutsläpp enligt Dagvattennätverket i Stockholms län anger fosforhalter över 200 µg/l som höga. Enligt dessa kan koncentrationen av fosfor klassas som hög för försökstaken. Om de extensiva takens vattenretention beaktas, kommer dock den totala tillförseln av fosfor med avrinning från de extensiva taken att minskas jämfört med referenstaken, då en viss mängd vatten tas upp av växterna. De olika riktlinjerna för kväve presenteras för Tot-N, vilket inte ingick i Eurofins mätningar. Koncentrationerna av NO_3-N och NH_4-N tillsammans var dock högre än de gränsvärden som rekommenderas för Tot-N, trots uteblivet kväve bundet i organiska föreningar.

För att få en uppfattning om hur näringsläckaget från de extensiva taken såg ut kan koncentrationerna i avrinningen jämföras med koncentrationer i jordbruksvatten från jordbruksmark. I Sveriges Lantbruksuniversitets databas finns information från 23 jordbruksområden i Sverige, typområden, där vattenkvalitet och eventuella punktkällor undersöks. För typområden i Skåne finns data från 1988 och framåt, där koncentrationerna Tot-N och Tot-P var inom intervallen 7,5-11,7 respektive 0,03-0,16 mg/l (SLU, 2015). Jordarterna i området var sand, lättlera och styv lera. För ett typområde i Stockholm, där mellanlera var den dominerande jordarten, uppmättes under mätperioden 1992-2002 koncentrationerna 4,6 och 0,14 mg/l Tot-N respektive Tot-P. I årsredovisningen för miljöövervakningsprogrammet "Typområden på jordbruksmark" utförd av Stjernman Forsberg *m.fl.* (2014) sammanfattades uppgifter om växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden i Sverige. Flödesvägda årsmedelhalter under 2012/2013 i de undersökta typområdena var 0,4-19,4 och 0,03-1,58 mg/l för NO_3-N respektive NH_4-N . Tot-P hade årsmedelhalterna 0,03-0,32 mg/l. Koncentrationerna av NO_3-N respektive NH_4-N i avrinningen från försökstaken är alltså jämförbara med koncentrationer i jordbruksvatten, med medelvärden för NO_3-N som var 3,0-7,3 mg/l och 0,3-0,5 mg/l för NH_4-N . Tot-P i avrinningen från försökstaken motsvarade 1,7-2,7 mg/l, vilket är högre än koncentrationerna från de jordbruksområden som nämndes ovan. Koncentrationerna i dränerande vatten från jordbruk påverkas dock av resuspension av lerpartiklar och av andra processer (Ulen, 2015, pers. medd.).

Näringsläckage från marksubstratet i de extensiva taken kan bero på det låga innehållet av organiskt material, då störst näringsutbyte sker vid ytan av organiskt material och finkorniga partiklar (Brady & Weil, 1999), men för att följa FLL:s riktlinjer (2008) för ett stabilt marksubstrat har denna begränsats i Veg Techs jord. Brist på organiskt material kan orsaka näringsläckage av K, Mg och Ca (Nagase & Dunnett, 2011). Ökat näringsläckage kan även bero på ackumulering av näringsämnen i marksubstratet mellan nederbördstillfällena. Efter det att näringstillförseln utfördes i maj, genererade

de extensiva taken ingen avrinning förrän i juli 2014. Detta kan vara en orsak till de ökade koncentrationerna i avrinningen från de extensiva taken vid detta mättillfälle. Taken anlades år 2010, och slutsatser från de extensiva tak som studerades av Emilsson *m.fl.* (2007) visade att äldre vegetationsmattor kan generera avrinning med lägre näringsinnehåll tack vare ett större näringsupptag av en etablerad vegetation eller tillfällig lagring i marksubstratet. *Sedum* har dock ett lägre näringsbehov än större växter (Berndtsson *m.fl.*, 2009), vilket kan vara orsaken till att all tillförd näring inte tas upp. Växttillgängligheten av löst fosfor är som störst i marksubstratet när pH är inom intervallet 5,5-8 (Eriksson *m.fl.*, 2005). Om de extensiva takens vattenretention tas i beaktning kan dock det totala läckaget av näringsämnen från de extensiva taken inte klassas som allvarliga, eftersom avrinningsvolymerna minskar med upp till 50 % (Skov Pedersen *m.fl.*, 2012).

7.4 KALIUM OCH KALCIUM

Mätningar från Eurofins tyder på att de extensiva taken medför ett ökat läckage av K och Ca jämfört med ett konventionellt tak, då koncentrationen av K var ca fem gånger större än för referenstaket. Koncentrationen av Ca i avrinningsvattnet från de extensiva taken var som mest 7,4 gånger större än för referenstaket, vid mätningen från systemmodell XSÖG-Grodan i juli. Inga riktlinjer har hittats för K och Ca, men de schablonvärden som har tagits fram i StormTac anger halterna 7000 µg/l och 78000 µg/l för K respektive Ca, vilket även är de halter som fastställdes för gröna tak i den jämförande studien av Göbel *m.fl.* (2007). Medelkoncentrationerna för de olika systemmodellerna var ca 11000 - 17000 µg/l för K och ca 35000 - 43000 µg/l för Ca. Koncentrationen av Ca är alltså lägre i avrinningen jämfört med schablonvärdena från StormTac. Källan till K i avrinningen är förmodligen näringstillförseln som utfördes i maj, vilket visar att givan kan ses över och minskas (gödningsmedlet innehöll 24 % K₂O som är lösligt i vatten) De höga halterna av Ca kan bero av marksubstratets sammansättning då det är relativt kalkrikt (Pettersson, 2014, pers. medd.).

7.5 METALLER

Analysresultaten visade låga halter för de flesta metaller i avrinningsvattnet från de olika försökstaken och ofta under detektionsgränsen för Eurofins mätutrustning. Detta tyder på att innehåll av metaller i avrinningsvattnet är lågt och risken att recipienten påverkas nämnvärt är låg.

En jämförelse med riktlinjer från Naturvårdsverket, Miljöstyrelsen i Danmark och de framtagna riktlinjerna för dagvattenutsläpp i Stockholms län visar att de flesta metaller anses vara av låg koncentration i avrinningsvattnet. De beräknade medelvärdena för Cu och Zn för de extensiva taken under mätperioden kan enligt Naturvårdsverket klassas som höga koncentrationer och enligt Stockholms läns riktlinjer för dagvattenutsläpp, som måttliga. För att jämföra med framtagna schablonvärden för StormTac följer koncentrationen av Cu mätningar från andra studier, medan halten av Zn är högre för försökstaken. Trots höga halter av Zn i avrinningen förekom endast låga halter av Cd, som är en förorening till Zn (Stockholm Vatten AB *m.fl.*, 2001). Halter av tungmetaller i allmänhet är låga i avrinningsvatten från gröna tak, men likt den sammanfattande studien av Göbel *m.fl.* (2007) och Speak *m.fl.* (2014), var koncentrationen av Zn och Cu högst av de undersökta metallerna i avrinningen från försökstaken.

Studien av Blecken *m.fl.* (2014) visade bland annat att koncentrationen av Cu och Zn var lägre i avrinningen från det extensiva taket i Luleå (med sedummattor tillverkade av Veg Tech AB) jämfört med intilliggande referenstak som hade höga halter i avrinningen på grund av förzinkning. Försökstaken i Taastrup har dock inte förbehandlats med Zn utan är täckta med ett rotskydd bestående av ett tunt geomembran av LDPE (Jørgensen, 2014, pers. medd.). Ingen forskning angående källor till de förhöjda Cu-koncentrationer som uppstår i avrinningsvatten från gröna tak har kunnat hittas, bortsett från tillförsel av de material som används vid konstruktion. Veg Techs jord i marksubstratet innehåller lava vilket eventuellt kan bidra den höga koncentrationen Cu i avrinningen. Högst koncentration Cu uppmättes i systemmodell XSÖG 5-14°, som har störst marksubstratdjup.

Stora variationer av Zn i avrinningsvatten finns om andra studier tas i beaktning. Göbel *m.fl.* (2007) anger exempelvis 468 µg/l medan studien av Seidl *m.fl.* (2013) endast uppmätte koncentrationen 17 µg/l. Koncentrationerna för Veg Techs försökstak kan således anses vara relativt låga. Halten av Pb överstiger StormTacs schablonvärde för gröna tak, men jämfört med 15 µg/l (Speak *m.fl.*, 2014) och 10 µg/l (Berndtsson *m.fl.*, 2006) kan halterna anses låga. Marksubstratet för de gröna taken i studien utförd av Speak *m.fl.* (2014) innehöll höga halter av Pb (164 mg/kg) som troligtvis uppstod på grund av flera års trafikutsläpp. Föroreningar från lokalt atmosfärnedfall bör tas i beaktning vid installation av gröna tak, då kvaliteten på avrinningsvatten kan påverkas av den lagring som förekommer i marksubstratet (Speak *m.fl.*, 2014). Trafiken ses som den dominerande föroreningskällan för Pb och kan deponeras på gröna tak genom stoftnedfall och nederbörd (Malmqvist *m.fl.*, 1994). Eftersom Agrotech A/S:s anläggning är belägen på landsbygden där trafikmängden inte är så stor bör blytillförseln vara låg. Förväntade halter av Pb från takytor är enligt Malmqvist *m.fl.* (1994) inom intervallet 5-150 µg/l, vilket är högre än vad de gröna taken tillför. Trafik, nederbörd och atmosfäriskt nedfall kan bidra något till Cu och Zn i dagvatten medan den dominanta källan till förorening beror av korrosion och erosion av det material vattnet transporteras över (Malmqvist *m.fl.*, 1994). Eftersom Cu påverkar recipienten redan vid låga halter (Lidström, 2012) är det dock viktigt att begränsa denna tillförsel. Det använda gödningsmedlet Multigro innehöll inga metaller och bör alltså inte ha bidragit till förekomsten i avrinningen (bilaga C).

Problematiken vid analys av avrinningsvatten från gröna tak är de oförutsägbara meteorologiska förutsättningarna och bristen på tillräckliga mängder vatten för analys. För att få en statistiskt relevant mätserie krävs långa mätperioder och omfattande analyser. För att undersöka hur de förorenande ämnena varierar under ett avrinningstillfälle rekommenderas en kontinuerlig studie där insamling av vattenprover påbörjas när taken börjar generera avrinning, för att sedan pågå med jämna mellanrum tills avrinningen upphör. Detta var inte möjligt i denna studie eftersom regnmängderna ofta var små. Eventuella felkällor vid analysen är att uppsamlingsbehållarna inte tvättades mellan regnepisoderna, vilket kan orsaka att vissa näringsämnen eller tungmetaller kan ha fastnat på behållarnas väggar vid tömning.

7.6 TSS

De vattenprover som analyserades för TSS hade lågt partikelinnehåll och vattnet var relativt färglöst, vilket enligt studier av Malmqvist *m.fl.* (1994) är vanligt för avrinningsvatten från gröna tak. Den något gula färgen tyder på att vattnet innehåller näringsämnen, till skillnad från avrinningen från referenstaken som var helt färglös.

Koncentrationen i avrinningen kan klassas som låg/måttliga, då halter under 50 mg/l anses låga, 50-175 måttliga och över 175 klassas som höga (Trafikverket, 2013). Schablonvärdet för SS i StormTac, 19 mg/l, stämmer relativt bra med de uppmätta halterna. Eftersom TSS-halten var låg minskar risken för transport av förorenande ämnen till den akvatiska miljön genom adsorption av exempelvis tungmetaller (Lidström, 2012).

Enligt Malmqvist *m.fl.* (1994) bör koncentrationen av suspenderat material från takytor vara 5-50 mg/l för dagvatten från takytor, där medelvärden för Veg Techs försökstak hamnar inom detta intervall, bortsett från XMS 2-27° (40 mm) vars medelvärde var strax över, 68 mg/l. I studien av Seidl *m.fl.* (2013) uppmättes SS-halterna 6-12 mg/l för extensiva tak med marksubstratdjupen 60 mm och 160 mm. Avrinningen från taket med större marksubstratdjup hade lägre SS-halt, ett samband som även kan ses för Veg Techs försökstak. Analyssvaren visar att systemmodell XMS 2-27° med marksubstratdjup 40 mm hade högre TSS-halt än de övriga behållarna. TSS och turbiditet påverkas huvudsakligen av vilket marksubstrat som används, där bland annat lava kan bidra till högre TSS-halter, medan innehåll av leca ger mindre bidrag (Morgan *m.fl.*, 2011). Veg Techs jord innehåller bland annat lavasten, vilket alltså kan bidra till partiklar i avrinningen. Den låga torvmängden, som fastställts enligt FLL:s riktlinjer, bidrar till att hålla TSS-halten låg i avrinningen. För att kunna dra vidare slutsatser om variation för de olika systemmodellerna bör flera mätningar utföras.

8. SLUTSATS

De extensiva taken medförde en höjning av pH i avrinningen (som mest från ca 4 till 7) jämfört med referenstaket av aluminium, vilket visar att de extensiva taken har förmågan att höja pH i avrinningen och minska eventuella försurningseffekter. Konduktivitet och saltinnehåll i avrinningsvattnet var högre för de extensiva taken jämfört med referenstaken, vilket beror på de lösta joner som finns i marksubstratet. TSS-halterna var relativt låga och godtagbara jämfört med riktlinjer samt internationella och svenska studier av extensiva tak.

Gällande gröna taks renande funktion för tungmetaller kan inga definitiva slutsatser dras eftersom koncentrationen i avrinningsvattnet varierade mycket under mätperioden och för de olika marksubstratdjupen. Flera av de undersökta metallerna var under detektionsgränsen för de olika systemmodellerna och mättillfällena, och Cr, Pb, Cd och Ni klassades som låga enligt riktlinjer för dagvatten. Halterna av de ovan nämnda metaller (och Cu) var även lägre än de schablonhalter som har tagits fram för StormTac, vilket visar att försökstaken genererar avrinning av bättre kvalitet än vad man funnit i andra studier. Sammanfattningsvis kan således koncentrationen av metaller i avrinningsvatten från de extensiva gröna taken klassas som låga, bortsett från de något höga halterna av Cu och Zn som uppmättes. För metallerna Cu, Mn och Zn var koncentrationen ibland högre i avrinningen från referenstaket, det vill säga när en viss retention av tungmetaller och rening av vatten kan konstateras för de extensiva taken.

Eurofins analys av avrinningsvatten från de extensiva taken visade att det förekom en högre koncentration av $\text{NO}_3\text{-N}$ under sommaren för försökstaket med marksubstratdjup 70 mm (XSÖG-Grodan). Koncentrationen av $\text{NO}_3\text{-N}$ i avrinningen från XSÖG-Grodan stabiliserades dock till hösten och motsvarade samma koncentration som innan näringstillförseln utfördes. I övrigt uppmättes liknande halter för de extensiva taken som för referenstaket under mätperioden. Koncentrationen av $\text{NH}_4\text{-N}$ var högst för referenstaket, vilket visar att de extensiva taken inte bidrar med mer reducerat kväve i avrinningsvatten än ett konventionellt tak. För de extensiva taken uppstod högst läckage av $\text{NH}_4\text{-N}$ för försökstaket med lägst marksubstratdjup (XMS 2-27°), som även orsakade högst fosforläckage. Liknande koncentrationer av Tot-P uppmättes för referenstaket och de extensiva taken, bortsett från mätningen under hösten då avrinningsvatten från referenstaket hade högst koncentration.

De extensiva taken kan ses som en källa till föroreningar då det förekom metaller och näringsämnen i avrinningsvattnet, som i vissa fall gör att vattnet kan klassas som förorenat. De kan inte filtrera bort alla oönskade och förorenande ämnen men det gör inte heller konventionella tak. Gröna tak kan, jämfört med konventionella och impermeabla taktyper, generera avrinning av bättre kvalitet vilket tillsammans med de övriga miljöfördelarna gör dem till ett fördelaktigt alternativ. Med minskade avrinningsvolym och fördröjda toppflöden i dagvattensystemet kan det lokala omhändertagandet och reningen av dagvatten underlättas. Underhåll i form av näringstillförsel bör dock begränsas för att inte orsaka något större näringsläckage och belastning på recipienten.

9. REFERENSER

9.1 TRYCKTA KÄLLOR & INTERNETREFERENSER

Arnbjerg-Nielsen, K., Willems, P., Olsson, J., Beecham, S., Pathirana, A., Bülow Gregersen, I., Madsen, H. & Nguyen, V.-T.-V., (2013). Impacts of climate change on rainfall extremes and urban drainage systems: a review, *Water Science & Technology*, vol.68.1

Berndtsson, J.C., (2009). Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review, *Ecological Engineering*, vol 36, pp. 251-360.

Berndtsson, J.C., Bengtsson, L. & Jinno, K., (2009). Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs, *Ecological Engineering*, vol.25, pp. 369-380.

Berndtsson, J.C., Emilsson, T. & Bengtsson, L., (2006). The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality, *Science of the Total Environment*, vol. 355, pp. 48-63.

Blecken, G., Widetun, J. & Rydlinge O., (2014). Sedumtak i norr- fungerar de?, *Svenskt Vatten*, nr 6.

Brady, N. & Weil, R., (1999). The Nature and Properties of soil. 12th edition. New Jersey: Prentice-Hall Inc.

Bygghjemme, (2014). Green>It Regnvandstønde med låg og hane.
http://www.bygghjemme.dk/shop/green%3Eit-regnvandstoende-171852p.html?utm_source=pricerunner&utm_medium=cpc&utm_campaign=pricerunner#.VCQN2yt_vWO[Hämtad: 2014-09-25]

Carter, T. & Keeler A., (2008). Life-cycle cost-benefit analysis of extensive vegetated roof systems, *Journal of Environmental Management*, vol.87, pp. 350-363.

Cook-Patton, S. & Bauerle, T.L., (2012). Potential benefits of plant diversity on vegetated roofs: a literature review, *Journal of Environmental Management*, vol.106, pp. 85-92.

DalCorso, G., Manara, A., Piasentin, S. & Furini, A., (2014). Nutrient metal elements in plants, *Metallomics*, 6, 1770.

Dunnett, N., Nagase, A., Booth, R. & Grime, P., (2008). Influence of vegetation composition on runoff in two simulated green roof experiments, *Urban Ecosystems*, vol. 11, pp. 385-398.

Emdmillipore, (2014). Produktinformation Reflectometer.
http://www.emdmillipore.com/SE/en/product/Reflectometer,MDA_CHEM-116970#anchor_BRO [Hämtad 2014-11-05]

Emilsson, T., (2008). Vegetation development on extensive vegetated green roofs: Influence of substrate composition, establishment method and species mix, *Ecological Engineering*, vol. 33, pp. 265-277.

Emilsson, T., Berndtsson, J.C., Mattson, J.E. & Rolf, K., (2007). Effect of using conventional and controlled release fertiliser on nutrient runoff from various vegetated roof systems, *Ecological Engineering*, vol.29, pp. 260-271.

Emilsson, T. & Rolf, K., (2005). Comparison of establishment methods for extensive green roofs in southern Sweden, *Urban Forestry & Urban Greening*, vol.3, pp.103-111.

Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson, M., (2005). Wiklanders Marklära. Lund: Studentlitteratur. ISBN 978-91-44-02482-0.

Francis, A. & Lorimer, J., (2011). A reconciliation ecology: the potential of living roofs and walls, *Journal of Environmental Management*, vol 92, pp. 1429-1437.

FLL, (2008). Guidelines for the planning, construction and maintenance of green roofing – green roofing guideline, 2008 edition.

Getter, K. & Rowe, D., (2006). The role of extensive green roofs in sustainable development, *HortScience*, vol. 41, pp.1276-1288.

Getter, K.L., Rowe, D.B, Robertson, G.P, Gregg, B.M & Andersen, J.A, (2009). Carbon sequestration potential of extensive green roofs, *Environmental Science and Technology*, vol. 43, pp. 7564-7570.

Graceson, A., Monaghan, J., Hall, M. & Hare, M., (2014). Plant growth responses to different growing media for green roofs, *Ecological Engineering*, vol. 69, pp. 196-200.

Green Roof Guide, (2014). Green roof guidelines UK.
<http://www.greenroofguide.co.uk/pdfs/> [Hämtad 2014-12-09]

Greenroof Maintenance UK-Araucana Ecological, (2012). BREEAM and Greenroofs.
<http://www.greenroofmaintenanceuk.co.uk/breeam-1/> [Hämtad 2014-12-08]

Green Roof Technology, (2014). Green Roofs and LEED Certification.
http://www.greenrooftechology.com/leed/leed_Greenroofs [Hämtad 2014-12-08]

Göbel, P., Dierkes, C. & Coldewey, W.G., (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas, *Journal of Contaminant Hydrology*, vol.91, pp. 26-42.

Haifa, (2014). Multigro- Partly coated fertilisers for bedding plants. [pdf]

Handreck, K. & Black, N., (1989). Growing media- for ornamental plants & turf, New South Wales University Press. ISBN 086840 1777 3.

IPCC, (2012). Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. A special report of working in groups I and II of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, UK & New York, NY, USA, 582 pp.

Jaffal, I., Ouldboukhithine, S-E & Belarbi, R., (2012). A comprehensive study of the impact of green roofs on building energy performance, *Renewable Energy*, vol.43, pp. 157-164.

Karlsson, K., Viklander, M., Scholes, L. & Revitt, M., (2010). Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 178, pp. 612-618.

Köhler, M., Schmidt, M., Grimme, F.W. & Laar, M., (2002). Green roofs in temperate climates and in the hot humid tropics- far beyond the aesthetics, *Environmental Management and Health*, vol. 13, pp. 382-391.

Lantbrukets Brandskyddskommitté, (2009). Byggnadstekniskt brandskydd – LBKs rekommendation 3 [pdf]

Larm, T. & Pirard, J., (2010). Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten, Rapport ra04s2010-05-18. Stockholm Stad, Stockholm Vatten & SWECO. SWECO AB (publ), Stockholm.

Lidström, V., (2012). Vårt Vatten- Grundläggande lärobok i vatten- och avloppsteknik. Utgåva 1. Solna: Åtta.45

Malmqvist, P-A., Svensson, G. & Fjellström, C., (1994). Dagvattnets sammansättning, svenskt vatten- och avloppsverksföreningen, VAV, Rapport nr 1994-11.

Miljömål, (2014a). God bebyggd miljö. <http://www.miljomal.nu/sv/Miljomalen/15-God-bebyggd-miljo/> [Hämtad 2014-09-29]

Miljömål, (2014b). Bara naturlig försurning. <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=91&pl=1> [Hämtad 2015-01-25]

Morgan, S., Alyaseri, I. & Retzlaff, W., (2011). Suspended solids in and turbidity of runoff from green roofs, *International Journal of Phytoremediation*, 13:sup1, pp. 179-193.

Mentens, J., Raes, D. & Hermy, M., (2006). Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century?, *Landscape and Urban Planning*, vol. 77, pp.217-226.

Messing, I., (2010). Markfysikens grunder. Uppsala: Institutionen för mark och miljö, SLU.

Nagase, A. & Dunnett, N., (2011). The relationship between percentage of organic matter in substrate and plant growth in extensive green roofs, *Landscape and Urban Planning*, vol. 103, pp. 230-236.

Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R.R., Doshi, H., Dunnett, N., Gaffin, S., Köhler, M., Liu, K. & Rowe, B., (2007). Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions, and services, *BioScience*, vol. 57, pp. 823-833.

Poë, S., Stovin, P. & Dunsiger, Z., (2011). The impact of green roof configuration on Hydrological performance, *12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil*.

Rowe, B., (2011). Green roofs as a means of pollution abatement, *Environmental Pollution*, vol. 159, pp. 2100-2110.

Rowe, B., Getter K. & Durhman, K., (2012). Effect of green roof media depth on Crassulacean plant succession over seven years, *Landscape and Urban Planning*, vol. 104, pp. 310-319.

Rowell, D., (1994). Soil Science: Methods and applications. 1st edition. Harlow: Longman; New York: Wiley.

Seidl, M., Gromaire, M-C., Saad, M. & De Gouvello, B., (2013). Effect on substrate depth and rain-event history on the pollutant abatement of green roofs, *Environmental Pollution*, vol. 183, pp. 195-203.

SEPA (Swedish Environmental Protection Agency), (2000). Environmental Quality Criteria- Lakes and watercourses, Report 5050. Kalmar: Leanders.

SCB, (2005). Markanvändning/marktäcke 2005 inom tätortsgräns, procent av totalareal.
http://www.scb.se/Statistik/MI/MI0805/2005A01b/MI0805_2005A01b_SM_MI12SM1002.pdf [Hämtad 2014-09-29]

Skov Pederssen, J., Enggård Klausen, N., Jørgensen, L. & Junker, B., (2013). Tillægesrapport- Demonstation for Grønne tage- vadtilbageholdelse og plantevalg, *AgtoTech A/S*.

SLU, (2015). Jordbruksvatten-en databas inom Datavärdskap Jordbruksmark-växtnäring i typområden på jordbruksmark.
http://jordbruksvatten.slu.se/vaxtnaring_resultat.cfm. [Hämtad 2015-01-25]

SMHI, (2014a). Förändring av årsnederbörden i Sverige, scenario RCP8.5.
<http://www.smhi.se/klimatdata/framtidens-klimat/klimatscenarier?area=swe&var=n&sc=rcp85&seas=ar&dnr=99&sp=sv&sx=0&sy=0#area=swe&dnr=99&sc=rcp85&seas=ar&var=n> [Hämtad 2015-01-18]

SMHI, (2014 b). Förändring av årets antal dagar med kraftig nederbörd.
<http://www.smhi.se/klimatdata/framtidens-klimat/klimatscenarier?area=swe&var=ngt10&sc=rcp85&seas=ar&dnr=99&sp=sv&sx=0&sy=90#area=swe&dnr=99&sc=rcp85&seas=ar&var=ngt10> [Hämtad 2015-01-18]

Speak, A.F., Rothwell, J.J., Lindley, S.J. & Smith, C.L., (2014). Metal and nutrient dynamics on an aged intensive green roof, *Environmental Pollution*, vol. 184, pp. 33-43.

Stjernman Forsberg, L., Kyllmar, K., Andersson, S., Johansson, G. & Blomberg, M., (2009). Växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2012/2013 - Årsredovisning för miljöövervakningsprogrammet Typområden på jordbruksmark, Ekohydrologi 139, Institutionen för Mark och miljö, SLU, Uppsala. ISSN 0347-9307.

Stockholm Vatten AB, Stadsbyggnadskontoret, Gatu- och fastighetskontoret, Miljöförvaltningen & VBB VIAK, (2001). Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav- del 2, Dagvattenklassificering. [pdf] [Hämtad 2014-09-10]

StormTac, (2014). Storm water solutions- Updated data base for standard concentrations for stormwater, baseflow and facility reduction efficiencies. Nov 2014.
<http://www.stormtac.com/Downloads.php> [Hämtad 2014-12-08]

Stovin, V., Vesuviano, G. & Kasmin, H., (2012). The hydrological performance of a green roof test bed under UK climatic conditions, *Journal of Hydrology*, vol. 414-415, pp.148-161.

Sveriges Byggindustrier, (2014). Energi & Miljö- Stor utbildningskampanj för energieffektivt byggande. https://www.sverigesbyggindustrier.se/nyheter/stor-utbildningskampanj-for-energieffekt__4953 [Hämtad 2015-01-05]

Trafikverket, (2013). PM avvattnings Väg 267, Rotebroleden.
http://www.trafikverket.se/PageFiles/124826/PM_Dagvattenhantering.pdf [Hämtad 2014-10-20]

Utbildningsstyrelsen, (2010). Ledningstal.
http://www.edu.fi/bestamning_av_ledningstal [Hämtad 2015-01-09]

Veg Tech AB, (2008). Grodan produktblad 080306.xls, Tekniska data & prislista. Fagerås Vislanda.

Veg Tech AB, (2013). Produktblad- Takvegetation, Sedum-ört-grästak [pdf].

Veg Tech AB, (2014a). Vegtech-Vegetationsteknik. [katalog]

Veg Tech AB, (2014b). Produktblad- Sedumtak. [pdf]

Veg Tech AB, (2014c). Kundlista Sedumarter- olika arter och sorter. [pdf]

Veg Tech AB, (2014d). Veg Tech Takgödsel 8-12065. Multigro- till garantigödslingar av tak 2014. [pdf]

Vijayaraghavan, K., Joshi, U.M. & Balasubramanian, R., (2012). A field study to evaluate runoff quality from green roofs, *Water research*, vol 46, pp. 1337-1345.

Vijayaraghavan, K. & Joshi, U.M., (2014). Can green roof act as a sink for contaminants? A methodological study to evaluate runoff quality from green roofs, *Environmental Pollution*, vol.194, pp. 121-129.

Waltersson, L-G., (2009). Näringsläckage från gödslade sedumtak, *VegTech AB*.

9.2 PERSONLIGA MEDDELANDEN

Jørgensen, Lars, (2014). Möte på Agrotech A/S samt mailkontakt för diskussion om gröna tak med Lars Jørgensen, innovationskonsult vid Agrotech A/S.

Low, Matthew, (2014). Mailkontakt gällande statistisk analys i R med Matthew Low, Associate professor, Avd Ekologi , SLU.

Pettersson, Lina, (2014). Mailkontakt med Lina Pettersson, odlingsspecialist på Veg Tech AB, angående bland annat jordinnehåll för försökstaken.

Ulen, Barbro (2015). Mailkontakt med ämnesgranskare Barbro Ulen, professor vid avd för Biogeofysik och vattenvård, SLU.

BILAGOR

BILAGA A: ARTER I VEG TECH AB:s SEDUM-ÖRT-GRÄSMATTA

Latinskt namn	Svenskt namn	Marktyp vid naturlig förekomst	Blomningstid
Achillea millefolium	Rölleka - Salufrö	sand/humusrik mark torr, näringsrik	blommar sen sommar
Anthemis tinctoria	Färgkulla - Salufrö	mineraljord	blommar sen sommar
Campanula rotundifolia	Liten blåklocka - Salufrö	torr ler/sand	blommar sen sommar
Centaurea jacea	Rödklint - Salufrö	torr-frisk mullrik mark	blommar sen sommar
Hypericum maculatum	Fyrkantig johannesört - Salufrö	frisk, mager mark	blommar sen sommar
Hypericum perforatum	Äkta johannesört - Salufrö	torr, sandig mark	blommar sen sommar
Origanum vulgare	Kungsmynta - Prodfrö	torr, kalkhaltig mark	blommar sen sommar
Sedum telephium	Kärleksört - Prodfrö	torr mark	blommar sen sommar
Dianthus deltoides	Backnejlika - Salufrö	kalkfattig sand/lermark	blommar sommar
Galium verum	Gulmåra - Salufrö	mager mark	blommar sommar
Hieracium pilosella	Gråfibbla - Salufrö	sandig mark	blommar sommar
Leucanthemum vulgare	Prästkrage, - Salufrö	frisk mark	blommar sommar
Viola tricolor	Styvmorsviol - Salufrö	torr-frisk mark	blommar sommar
Echium vulgare	Blåeld - Prodfrö	torr, kalkhaltig mark	blommar sommar
Potentilla argentea	Femfingerört - Prodfrö	torr mineraljord	blommar sommar
Silene vulgaris	Smällglim - Prodfrö	frisk, näringsrik mark	blommar sommar
Thymus serpyllum	Backtimjan - Prodfrö	torr, sandig mark	blommar sommar
Veronica officinalis	Ärenpris - Prodfrö	mager mark	blommar sommar
Veronica spicata	Axveronika - Prodfrö	torr, kalkhaltig mark	blommar sommar
Filipendula vulgaris	Brudbröd - Salufrö	torr, mager, kalkrik mark	blommar tidig sommar
Leucanthemum vulgare	Prästkrage, tidig - Salufrö	frisk mark	blommar tidig sommar
Viscaria vulgaris	Tjärblomster - Salufrö	sandig mark	blommar tidig sommar
Plantago lanceolata	Svartkämpar - Salufrö	torr-frisk mark	blommar tidig sommar
Plantago media	Rödkämpar - Salufrö	torr, kalkrik mark	blommar tidig sommar
Saxifraga granulata	Mandelblomma - Salufrö	näringsrik sandmark	blommar tidig sommar
Viola canina	Ängsviol - Prodfrö	torr-frisk mark	blommar tidig sommar
Agrostis capillaris	Rödven - Prodfrö	torr mager mark	gräs
Anthoxanthum odoratum	Vårbrodd - Salufrö	torr mark	gräs
Festuca ovina	Fårsvingel - Prodfrö	mager mark	gräs
Poa alpina	Fjällgröe - Salufrö	kalkgynnad på grusmark	gräs
Corynephorus canescens	Borsttåtel - Prodfrö	mager sandmark	gräs
Koeleria glauca	Tofsäxing - Prodfrö	sandig mark	gräs
Poa compressa	Berggröe - Prodfrö	torr grus/lermark	gräs
Poa glauca	Blågröe - Prodfrö	torr grusmark	gräs

BILAGA B: INNEHÅLL VEG TECHS TAKJORD

Tabell B1 Eurofins analys av Veg Techs takjord

	Enhet	Resultat	Metod/ref
pH		7,4	SS-ISO 10390:2007
Ledningstal		1,1	SLK-MI-07, 1964
Volymvikt	(kg/l)	1	
Beräknad katjonutbyteskapacitet	mekv/199 g	ca 16,9	
Ungefärlig basmättnadsgrad	%	>80	
Karbonatöverskott	% CaCO ₃	3,5	
Fosfor Lättlösligt P-AL	mg/100g luft	2,7	SS028310T1/SS-EN ISO11885:2
Fosfor Lättlösligt P-AL Klass		Klass II	SS028310T1/SS-EN ISO11885:2
Kalium Lättlösligt K-AL	mg/100g luft	4,8	SS028310T1/SS-EN ISO11885:2
Kalium Lättlösligt K-AL Klass		Klass II	SS028310T1/SS-EN ISO11885:2
Magnesium Lättlösligt Mg-AL	mg/100g luft	17	SS028310T1/SS-EN ISO11885:2
Kalcium Lättlösligt Ca-AL	mg/100g luft	1700	SS028310T1/SS-EN ISO11885:2

BILAGA C: NÄRINGSINNEHÅLL MULTICOTE

					
Datasheet					
Productname:		Multigro 16-8-24+3 25/1050			
Formula:		16-8-24+3			
Analysis			%	% coated	
Nitrogen (N) total			16	67	
Nitrate-N (N-NO_3)			6,7		
Ammoniacal-N (N-NH_4)			1,8		
Urea-N (N-NH_2)			7,4		
Methylenurea-N (N-MU)			0,0		
Phosphorus pentoxyde (P_2O_5)					
soluble in water and neutral ammoniacalcitrate			8	0	
soluble in water			7,2		
Potassiumoxyde (K_2O)					
soluble in water			24	50	
Magnesiumoxyde (MgO)					
soluble in water			3,0		
Sulphate (SO_3)					
soluble in water			6,0		
Chloride (Cl)			0,0		
Traceelements					
		ppm	%		
	B	0	0,00		
	Cu	0	0,00		
	Fe	0	0,00		
	Mn	0	0,00		
	Mo	0	0,00		
	Zn	0	0,00		

BILAGA D: R-KOD

```
#analysis water quality from green roofs

#import data

install.packages("nlme")

#file.choose()
#get the data
setwd("/Users/matlow/Dropbox/Matt Work/Students/jenny stats/new
analyses")
data<-read.csv("water_data_new.csv") #set the file pathway
str(data)
data$group<-as.factor(data$group) #set to categorical variable (N vs
S)
data$class.cat<-as.factor(data$class) #create new class variable
categorical
head(data)
names(data)
# [1] "site" "group" "class" "depth" "time" "pH" "EC"

#group variable is N versus S

#class variable has depth data as follows
#none=class 0
#4cm=class 1
#7cm=class 2
#11cm=class 3

library(nlme)

#analyses need to have a random efect structure to account for
multiple samples from same sites - this controls for non-independence
of the sampling
#basically once you have the 'site' variable in the random effect
structure
#this means you can forget about it and just focus on the main
statistical effects

#####
## ANALYSIS pH ##
#####

#run an analysis on the pH data

#first look at the effects of substrate depth only as a linear term
#does pH change as substrate depth increases?

#####
mod1a<-lme(pH~class, random=~1|site, data=data)
summary(mod1a)
```

```

# Fixed effects: pH ~ class
      # Value Std.Error DF   t-value p-value
# (Intercept) 5.927083 0.19813019 120 29.915094 0.0000
# class       0.245685 0.06678967  18  3.678481 0.0017

#this suggests that as you increase class by 1, the pH increases by
0.24
#from a starting pH baseline (at depth = 0, class = 1) of 5.9

#next look at the effects of depth in a little more detail
#here we ask what are the differences between the groups
#rather than asking what are the effects of cm depth
#so we use the 'class' variable in its categorical form

#####
mod1a.cat<-lme(pH~class.cat, random=~1|site, data=data)
summary(mod1a.cat)

# Fixed effects: pH ~ class.cat
      # Value Std.Error DF   t-value p-value
# (Intercept) 5.528571 0.1498803 120 36.88657 0
# class.cat2  1.180952 0.1730669  16  6.82368 0
# class.cat3  1.197619 0.1730669  16  6.91998 0
# class.cat4  1.242857 0.1730669  16  7.18137 0

#this says that the reference group (depth = 0) has a pH of 5.5
#the other numbers are the difference between this reference group and
the next group
#so class = 2, has a pH of 5.5 + 1.18
#class = 3, has a pH of 5.5 + 1.19
#class = 4, has a pH of 5.5 + 1.24
#this suggests that the effect of substrate isn't linear, but in fact
changes little (very slowly) once you get above zero.

#####
## just look at differences between groups
mod1b<-lme(pH~group, random=~1|site, data=data)
summary(mod1b)

# # Fixed effects: pH ~ group
      # Value Std.Error DF   t-value p-value
# (Intercept) 6.641429 0.1221716 120 54.36149 0.0000
# group1      -0.052857 0.1727767  18 -0.30593 0.7632

#no evidence of a between-group difference for pH

#####
#this model looks at whether the depth affects pH and if this effect
differs between the two groups (N versus S)
mod1c<-lme(pH~group+class, random=~1|site, data=data)

```

```
summary(mod1c)

# Fixed effects: pH ~ group + class
#           # Value Std.Error DF   t-value p-value
# (Intercept)  5.953512 0.21373196 120 27.855039  0.0000
# group1      -0.052857 0.13406338  17 -0.394270  0.6983
# class        0.245685 0.06841393  17  3.591148  0.0023

#what these values mean is that for every increase in class number
#(e.g. from 1 to 2), you increase pH by 0.24

#####
## now add time as a factor in the model (sample time 1 versus time 2
#versus time 3 as a continuous variable)

mod1c.t<-lme(pH~group+class+time, random=~1|site, data=data)

summary(mod1c.t)

# # Fixed effects: pH ~ group + class + time
#           # Value Std.Error DF   t-value p-value
# (Intercept)  6.098512 0.23593254 119 25.848541  0.0000
# group1      -0.052857 0.13406338  17 -0.394270  0.6983
# class        0.245685 0.06841393  17  3.591147  0.0023 #significant
# time        -0.036250 0.02497850 119 -1.451248  0.1493

#this also means that not only are you increasing pH for every
#increase in class number (as you saw above), but you decrease pH by
#0.03 at each time sampling point (e.g. from time 1 to time 2 - but
#this time effect is not significant)

#####
# the final thing is to allow the time effect to change non-linearly
# in other words does the time effect initially increase and then
# decrease
# for this we need to add a time squared term to create this quadratic
# effect

mod1c.t2<-lme(pH~group+class+time+I(time^2), random=~1|site,
data=data)
summary(mod1c.t2)

# Fixed effects: pH ~ group + class + time + I(time^2)
#           # Value Std.Error DF   t-value p-value
# (Intercept)  5.872083 0.29218432 118 20.097188  0.0000
# group1      -0.052857 0.13406339  17 -0.394270  0.6983
# class        0.245685 0.06841394  17  3.591147  0.0023
# time         0.114702 0.11768717 118  0.974638  0.3317
# I(time^2)    -0.018869 0.01437778 118 -1.312376  0.1919
```

```

#since the time^2 effect isn't significant either - it says that you
  can't say the time effect is curved either.
#this leaves you with a simple effect of class (depth) only for pH
#with most of this effect being between the zero class and the other
  classes

## can plot this main effect of class if you want
## here plot the different classes against each other from mod1a.cat

# Fixed effects: pH ~ class.cat
              # Value Std.Error   DF   t-value p-value
# (Intercept) 5.528571 0.1498803 120 36.88657      0
# class.cat2  1.180952 0.1730669  16  6.82368      0
# class.cat3  1.197619 0.1730669  16  6.91998      0
# class.cat4  1.242857 0.1730669  16  7.18137      0

##PLOT
x=c(0, 4, 7, 11) #class categories
y=c(5.52, 5.52+1.18, 5.52+1.19, 5.52+1.24)
plot(x,y, ylim=c(5,7.5), bty="l", xlab="Substrate depth (cm)",
  ylab="pH", pch=16, cex=1.2, cex.lab=1.3, tck=0.02)
#add standard errors
lines(x=c(0,0), y=c(5.52-0.15, 5.52+0.15))
lines(x=c(4,4), y=c(5.52+1.18-0.17, 5.52+1.18+0.17))
lines(x=c(7,7), y=c(5.52+1.19-0.17, 5.52+1.19+0.17))
lines(x=c(11,11), y=c(5.52+1.24-0.17, 5.52+1.24+0.19))

#####

## ANALYSIS EC ##
#run an analysis on the EC data

mod2a<-lme(EC~group+class, random=~1|site, data=data)

summary(mod2a)

# # Fixed effects: EC ~ group + class
              # Value Std.Error   DF   t-value p-value
# (Intercept) 0.07434524 0.03232038 120  2.300259  0.0232
# group1      -0.00285714 0.02027296  17 -0.140934  0.8896
# class       0.04181548 0.01034550  17  4.041899  0.0008 highly
  significant

#here as you increase your class variable, you also increase your EC

## let's look at the class variable as a categorical variable (not
  continuous linear)

mod2a.cat<-lme(EC~group+class.cat, random=~1|site, data=data)

```

```
summary(mod2a.cat)
# Fixed effects: EC ~ group + class.cat
# Value Std.Error DF t-value p-value
# (Intercept) 0.07285714 0.03303815 120 2.205243 0.0293
# group1 -0.00285714 0.01992275 15 -0.143411 0.8879
# class.cat2 0.09047619 0.03637380 15 2.487400 0.0251
# class.cat3 0.15952381 0.03637380 15 4.385678 0.0005
# class.cat4 0.14523810 0.03637380 15 3.992931 0.0012

#this suggests the difference is between class 1-2, class 2-3, but not
class3-4
```

```
mod2b<-lme(EC~group+class+time, random=~1|site, data=data)
```

```
summary(mod2b)
# Fixed effects: EC ~ group + class + time
# Value Std.Error DF t-value p-value
# (Intercept) 0.15077381 0.03625169 119 4.159083 0.0001
# group1 -0.00285714 0.01926302 17 -0.148323 0.8838
# class 0.04181548 0.00983012 17 4.253811 0.0005
# time -0.01910714 0.00481576 119 -3.967631 0.0001
```

```
#strong time effect
```

```
#let's look and see if time effect is linear or curved
```

```
mod2c<-lme(EC~group+class+time+I(time^2), random=~1|site, data=data)
summary(mod2c)
```

```
## Fixed effects: EC ~ group + class + time + I(time^2)
# Value Std.Error DF t-value p-value
# (Intercept) 0.17148810 0.04938043 118 3.472794 0.0007
# group1 -0.00285714 0.01930682 17 -0.147986 0.8841
# class 0.04181548 0.00985247 17 4.244162 0.0005
# time -0.03291667 0.02281012 118 -1.443073 0.1516
# I(time^2) 0.00172619 0.00278670 118 0.619439 0.5368
```

```
#nope - so we can model the time effect as a simple linear term
(mod.2b)
```

```
##PLOTING
```

```
## look at some plots
```

```
#from theclass.cat model
```

```
# Value Std.Error DF t-value p-value
# (Intercept) 0.07285714 0.03303815 120 2.205243 0.0293
# group1 -0.00285714 0.01992275 15 -0.143411 0.8879
# class.cat2 0.09047619 0.03637380 15 2.487400 0.0251
# class.cat3 0.15952381 0.03637380 15 4.385678 0.0005
# class.cat4 0.14523810 0.03637380 15 3.992931 0.0012
```

```

##PLOT EC1
x=c(0, 4, 7, 11) #class categories
y=c(0.07, 0.07+0.09, 0.07+0.159, 0.07+0.145)
plot(x,y, ylim=c(0,0.3), bty="l", xlab="Substrate depth (cm)",
     ylab="EC", pch=16, cex=1.2, cex.lab=1.3, tck=0.02)
#add standard errors
lines(x=c(0,0), y=c(0.07-0.03, 0.07+0.03))
lines(x=c(4,4), y=c(0.07+0.09-0.036, 0.07+0.09+0.036))
lines(x=c(7,7), y=c(0.07+0.159-0.036, 0.07+0.159+0.036))
lines(x=c(11,11), y=c(0.07+0.145-0.036, 0.07+0.145+0.036))

##PLOT EC2
#need to get model prediction for time effects from periods 1-7
mod.time<-lm(EC~time, data=data)

summary(mod.time)

# # Coefficients:
#             # Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
# (Intercept)  0.266429    0.022760  11.706  < 2e-16 ***
# time        -0.019107    0.005089  -3.754  0.000255 ***

pred.data<-data.frame(time=1:7)
pred.out<-predict(object=mod.time, newdata=pred.data, se.fit=T)

# $fit
#   # 1          2          3          4          5          6
# 7
# 0.2473214 0.2282143 0.2091071 0.1900000 0.1708929 0.1517857
# 0.1326786

# $se.fit
#   # 1          2          3          4          5          6
# 7
# 0.01834939 0.01439445 0.01137981 0.01017841 0.01137981 0.01439445
# 0.01834939

##here is plot 2
x=1:7
y=pred.out$fit
y.se=pred.out$se.fit

plot(x=x, y=y, bty="l", typ="l", lwd=1.5, tck=0.02, ylim=c(0,0.3),
     ylab="EC", xlab="Sampling time periods", cex.lab=1.2)
#add standard errors
polygon(x=c(x,rev(x)), y=c(y+y.se, rev(y-y.se)), border=F, density=30,
       angle=45, col="grey50")

```