



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 19 004

Examensarbete 30 hp
Januari 2019

Regnvatteninsamling för toalettspolning

Effektivitet, lämplig magasinstorlek och
rekommenderade vattenreningsmetoder
i Celsiushusets system

Åsa Söderqvist

REFERAT

Regnvatteninsamling för toalettspolning - effektivitet, lämplig magasinstorlek och rekommenderade vattenreningsmetoder i Celsiushusets system

Åsa Söderqvist

Att samla in regnvatten för att använda till olika syften har under de senaste åren blivit allt vanligare i flera länder. Denna metod är fördelaktig ur flera miljömässiga och samhällsekonomiska aspekter då den bidrar till minskad dricksvattenförbrukning och förbättrad dagvattenhantering. I Sverige är tekniken relativt obeprövad men flera stora byggnader där det ska implementeras är nu under byggnation. En av dessa är Celsiushuset i Uppsala där regnvatten ska samlas in på taket för att användas till toalettspolning. I dagsläget finns bristfällig kunskap om sådana system inom sektorn för samhällsbyggnad. Syftet med examensarbetet var dels att undersöka effektiviteten (andelen av toalettspolningen som sker med regnvatten) hos Celsiushusets system och utifrån det föreslå en lämplig magasinstorlek, och dels att rekommendera vattenreningsmetoder för att inte mikrobiell tillväxt eller algutveckling ska uppstå eller att regnvattnet ska bli missfärgat eller orsaka luktproblematik.

Effektiviteten undersöktes, tillsammans med relaterade parametrar såsom nederbörd, avrinning och insamlad nederbördsmängd, genom att utföra dagliga simuleringar för tre olika femårsperioder. Tidsperioderna motsvarade en nederbördsfattig period, en genomsnittsperiod och en nederbördsrik period mellan åren 1961–2017 och simuleringarna utgick från dygnsvärden för nederbörd och temperatur. Även förenklade kostnadsberäkningar utfördes för att undersöka kostnadens variation med varierande magasinstorlek. Reningsmetoderna rekommenderades utifrån en litteraturstudie samt beräkningar av takavrinningens föroreningsbelastning som utfördes med StormTac.

För den planerade magasinstorleken på 50 m³ är systemets effektivitet störst under sommaren och hösten (60–100 % ett genomsnittsår) och lägst under årets första månader (30–40 % ett genomsnittsår). Den sammantagna effektiviteten för den planerade storleken är för den nederbördsfattiga perioden 40 %, för genomsnittsperioden 51 % och för den nederbördsrika perioden 56 %. En magasinstorlek på mellan 50 m³ och 75 m³ är lämplig för att uppnå relativt hög genomsnittlig effektivitet och årlig insamlad nederbördsmängd, utan att medföra alltför höga kostnader. Magasinet bör inte vara mindre än 50 m³ och en volym närmare 75 m³ vore fördelaktigt för den insamlade nederbördsmängden. Reningsmetoderna som rekommenderas för systemet är takbrunnar med kupolsil, avskiljning av det första flödet, sedimentering i sandfångsbrunnar och i magasinet samt ett snabbt sandfilter och UV-behandling.

Nyckelord: Regnvatten, nederbörd, regnvatteninsamling, dagvatten, dimensionering av lagringsenhet för regnvatten, vattenkvalitet på takavrinning, vattenrening.

Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten och landskapslära, Uppsala universitet, Villavägen 16, SE-75236 Uppsala, Sverige. ISSN 1401-5765.

ABSTRACT

Rainwater harvesting for toilet flushing - efficiency, appropriate storage tank size and recommended water treatment in the Celsiushuset system

Åsa Söderqvist

In recent years, there has been an increased usage of rainwater harvesting globally. The technology reduces drinking water consumption and improves stormwater management. In Sweden, the implementation of rainwater harvesting is still at an early stage but several systems are now under construction. One of them is in Celsiushuset in Uppsala where rainwater will be used for toilet flushing. One aim of the project was to calculate the efficiency (the ratio between the volume of used rainwater and the water demand for toilet flushing) of the system. Based on the efficiency and economic calculations, an appropriate storage tank size was to be identified. An additional aim was to recommend water treatment methods that would prevent color or odour in water in the toilets and also prevent microbe and algae growth.

The efficiency, along with other parameters, was examined with simulations for three periods between 1961–2017 with different precipitation amounts. Also, a simplified calculation of the systems' costs depending on tank size was carried out. The recommendation of treatment methods was made based on a literature review combined with a calculation of the roof runoff quality, which was performed in StormTac.

For a tank size of 50 m³, the highest efficiency of the system is obtained during summer and autumn and varies between 60 % and 100 %. The mean efficiency for the different periods has a higher value with increased precipitation amount and the efficiency is 40 %, 51 % and 56 %, respectively. An appropriate size of the rainwater storage tank would be between 50 m³ and 75 m³. The recommended treatment methods include strainers on the roof, a first flush diverter, sedimentation, a rapid sand filter and UV treatment.

Key words: Rainwater, precipitation, rainwater harvesting, stormwater, sizing of rainwater storage device, roof runoff water quality, water treatment.

*Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Science,
Uppsala university, Villavägen 16, SE-75236 Uppsala, Sweden. ISSN 1401-5765.*

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och avslutar fem års studier på Civilingenjörsprogrammet på Uppsala universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet. Arbetet har utförts under höstterminen 2018 inom projektet Celsiushuset åt Structor Uppsala AB, där Ingela Filipsson och Elin Renstål varit handledare. Ämnesgranskare har varit Roger Herbert och examinerator Fritjof Fagerlund, båda vid Institutionen för geovetenskaper vid Uppsala universitet.

Jag vill rikta ett stort tack till mina handledare Ingela och Elin och min ämnesgranskare Roger som alla har gett stöd och hjälp under arbetets gång. Tack också till de personer inom projektet Celsiushuset som tillhandahållit information om systemet för regnvatteninsamling, framförallt Per Jergeby (Structor Uppsala AB), Omar Ayedi (Helenius) och Marit Wiksell (Helenius). Bertil Lustig som är VA-chef på Uppsala Vatten och Avfall har varit hjälpsam gällande de ekonomiska aspekterna för dricksvatten och visat stort intresse för arbetet. Jag vill också tacka min sambo Jimmy för allt stöd under arbetets gång och värdefull hjälp med bland annat MATLAB-beräkningarna. Tack till BSI Standards Limited (BSI) för tillstånd att reproducera figur A2 från standarden EN 16941-1:2018. Slutligen vill jag rikta ett stort tack till personer som delat med sig av information om andra system för regnvatteninsamling, framförallt Markus Engman, Simon Bergström, Pellervo Matilainen och Martin Kjærsgaard.

Åsa Söderqvist
Uppsala, 2019

Copyright © Åsa Söderqvist, Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten- och landskapslära, Uppsala universitet
UPTEC W 19 004, ISSN 1401-5765
Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet,
Uppsala, 2019

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

I de allra flesta byggnader i Sverige spolas toaletterna med dricksvatten, vilket är vatten av hög kvalitet som gått igenom flera reningsprocesser och transporterats långa sträckor från reningsverk. Varje dygn förbrukas 140 liter dricksvatten per person i Sverige, varav 30 liter används till toalettspolning. Eftersom detta vatten egentligen inte behöver vara av dricksvattenkvalitet skulle regnvatten istället kunna användas. Det skulle minska dricksvattenförbrukningen, vilket kan bli viktigt i framtiden då det troligen kommer bli vanligare med vattenbrist och förorenade dricksvattentäkter. Att samla in regnvatten vore också bra för att minska risken för översvämningar i samband med mycket eller intensiv nederbörd i bebyggda områden.

I kontorsbyggnaden Celsiushuset som i dagsläget håller på att byggas i Uppsala ska ett system för regnvatteninsamling användas för att spola toaletterna med regnvatten. I sådana system samlas regnvatten och smält snö in på taket för att sedan transporteras till ett magasin där det lagras innan det pumpas upp till toaletterna. Om den insamlade mängden regnvatten inte är tillräcklig för toalettspolningen så används dricksvatten. Även om regnvatten är relativt rent så kan ämnen som gynnar mikrobiell tillväxt och alg tillväxt tillföras systemet via det uppsamlade avrinningsvattnet från taket. För att undvika att vattnet i toalettstolarna blir missfärgat och luktar illa till följd av mikroorganismer och alger bör det renas innan användning. Celsiushusets system är ett av de första systemen i en stor byggnad i Sverige och därför finns idag bristande kunskap om hur mycket av toalettspolningen som kan ske med regnvatten, hur stort magasinet bör vara och även vilka reningsmetoder som bör användas. Dessa saker har därför undersökts inom ramen för detta examensarbete.

Den genomsnittliga andelen av spolvattnet som utgörs av regnvatten, den så kallade effektiviteten, är för en nederbördsfattig period 40 %, en genomsnittlig period 51 % och en nederbördsrik period 56 %. Detta gäller för den magasinstorlek som redan har planerats för systemet, vilken är 50 m³. Effektiviteten är generellt högst under sommaren och hösten då den under en genomsnittsperiod varierar mellan 60 % och 100 % och minst under början av året då den är mellan 30 % och 40 %.

För att så mycket som möjligt av toalettspolningen ska ske med regnvatten så är det bra med ett stort magasin, men eftersom ett större magasin också kostar mer att anlägga bör det inte vara alltför stort. En magasinstorlek på mellan 50 m³ och 75 m³ är lämplig för att uppnå relativt hög genomsnittlig effektivitet och årlig insamlad nederbördsmängd, utan att medföra alltför stora kostnadsökningar i jämförelse med den planerade storleken 50 m³. Volymen kan med fördel vara närmare 75 m³ eftersom det ger en större mängd insamlat regnvatten. Storlekar mindre än 50 m³ rekommenderas inte.

Den rening som bör användas i Celsiushusets system för regnvatteninsamling består av sex olika metoder som anläggs i serie. Genom att samla in vattnet på taket med brunnar försedda med kupolsilar kan exempelvis löv, växtrester och andra större föremål avskiljas redan där. Därefter bör en anordning finnas för att avskilja det så kallade första flödet, vilket är den första mängden nederbörd som avrinner från en yta. Efter långa perioder av torka innehåller det första flödet ofta mycket föroreningar eftersom ämnen

ansamlats på takytorna. När vattnet sedan når magasinet bör små partiklar kunna sedimentera till magasinets botten. De sista reningsstegen består av ett snabbt sandfilter och en UV-behandling som cirkulerar vattnet i tanken och renar det ytterligare från små partiklar och även från mikroorganismer.

Effektiviteten beräknades utifrån daglig nederbörd och temperatur under fem år. Detta utfördes för tre olika femårsperioder mellan åren 1961 och 2017 där en period hade liten nederbördsmängd, en hade genomsnittlig nederbördsmängd och en hade stor nederbördsmängd. Andra viktiga parametrar kunde även beräknas, såsom nederbördsvolym, avrinningsvolym och insamlad nederbördsmängd. För att få en uppfattning om hur systemets kostnader varierar beroende på magasinets storlek utfördes även förenklade kostnadsberäkningar utifrån anläggningskostnader och besparingar av dricksvattenkostnader till följd av minskad dricksvattenförbrukning. De föreslagna reningsmetoderna utgår från en litteraturstudie av bland annat rekommendationer, vattenkvalitet beroende av takmaterial, möjliga reningsmetoder och reningsmetoder i liknande system. För att få en uppfattning om vattenkvaliteten utfördes även en enkel beräkning av föroreningar i avrinningen från Celsiushusets tak i modellen StormTac.

Examensarbetets resultat kommer förhoppningsvis vara användbart vid planeringen och driften av Celsiushusets system för regnvatteninsamling. Framförallt kommer detta arbete kunna vara till hjälp för framtida liknande byggnationer och förhoppningsvis, genom ökad kunskap på området, även bidra till ökad implementering av systemen. Trots att tekniken i dagsläget är kostsam så kommer den troligen bli en del av framtida samhällsplanering i takt med ökande brist på rent vatten och ökande nederbördsmängder.

DEFINITIONER

System för regnvatteninsamling	System för insamling av regnvatten från ytor i syfte att använda vattnet. Består av komponenter för insamling, rening, lagring och distribution (European committee for standardization, 2018).
Effektivitet hos system för regnvatteninsamling	Förhållande mellan mängden nederbörd som förbrukas och den totala vattenförbrukningen för det planerade användningsområdet (Santos & Taveira-Pinto, 2013).
Icke-drickbart vatten	Vatten som gjorts tillgängligt att användas för andra syften än dryck, matlagning och personlig hygien (European committee for standardization, 2018).
Takavrinning	Dagvatten från takytor. Dagvatten är regn- och smältvatten som avrinner på en yta (Uppsala Vatten och Avfall, 2016).
Tank	Huvudsaklig lagringsenhet för regnvatten i system för regnvatteninsamling.
Dagvattenmagasin	Är normalt synonymt med <i>tank</i> men i rapporten används <i>dagvattenmagasin</i> (ibland förkortat <i>magasin</i>) för ytterligare en lagringsenhet som i vissa system finns innan tanken, vilket gäller för Celsiushuset.

KEMISKA BETECKNINGAR

Kemisk beteckning	Ämne	Kemisk beteckning	Ämne
P	Fosfor	TOC	Totalt organiskt kol
Tot-P	Totalfosfor	DOC	Löst organiskt kol
PO ₄ -P	Fosfatfosfor	SS/TSS	Suspenderat material
N	Kväve	Pb	Bly
Tot-N	Totalkväve	Cu	Koppar
NO ₃ -N	Nitratkväve	Zn	Zink
NH ₄ -N	Ammoniumkväve	Cd	Kadmium
BOD	Biokemisk syreförbrukning	Cr	Krom
COD	Kemisk syreförbrukning	Ni	Nickel
		Hg	Kviksilver
		Cl	Klor

INNEHÅLL

Referat	I
Abstract	II
Förord	III
Populärvetenskaplig sammanfattning	IV
Definitioner	VI
1 Inledning	1
1.1 Syfte	2
1.2 Frågeställningar	2
2 Teori	3
2.1 Förändrad dricksvattenförsörjning och nederbörd	3
2.2 System för regnvatteninsamling	3
2.2.1 Användning av systemen globalt	3
2.2.2 Principiell utformning	4
2.2.3 Bestämmelser och rekommendationer	4
2.2.4 Befintliga system i Norden	7
2.2.5 Planerade system i Sverige	7
2.2.6 Dimensionering av magasin för regnvatteninsamling	8
2.3 Vattenkvalitet i system för regnvatteninsamling	10
2.3.1 Nederbörds-kvalitet	10
2.3.2 Generell påverkan från takyta	11
2.3.3 Påverkan från takmaterial	12
2.3.4 Påverkan från transport och lagring	13
2.3.5 Beräkning av föroreningsbelastning från tak i StormTac	13
2.4 Reningsmetoder i system för regnvatteninsamling	14
2.4.1 Mekanisk rening	15
2.4.2 Avskiljning av det första flödet	15
2.4.3 Koagulering och flockning	16
2.4.4 Sedimentering	16
2.4.5 Flotation	17
2.4.6 Filtrering	17
2.4.7 Desinfektion	18
3 Fallstudie Celsiushuset	20
3.1 LEED-certifiering	20
3.2 Utformning av tak	20
3.3 Utformning av system för regnvatteninsamling	22
4 Metod	25
4.1 Beräkningar för dimensionering av magasinet	25
4.1.1 Data för nederbörd och temperatur	25
4.1.2 Val av perioder för simuleringar	25
4.1.3 Undersökning av osäkerheter i nederbördsdata	26
4.1.4 Simuleringar	26
4.1.5 Åskådliggörande av effektivitet och dess relaterade parametrar	30

4.1.6	Kostnadsberäkningar	30
4.2	Beräkning av föroreningsbelastning från takavrinning	32
4.3	Val av rekommenderad rening	32
5	Resultat	34
5.1	Systemets effektivitet	34
5.2	Optimering av magasinstorlek	38
5.3	Takavrinningens vattenkvalitet	43
6	Diskussion	46
6.1	Systemets effektivitet	46
6.2	Lämplig magasinstorlek	47
6.3	Rekommenderad rening	48
6.4	Osäkerheter vid simuleringar	51
6.5	Vidare undersökningar	52
7	Slutsatser	53
	Referenser	54
	Appendix A - Nederbördsdata och tidsserier	60
	Appendix B - Osäkerheter i nederbördsdata	64
	Appendix C - Takavrinningens vattenkvalitet	66

1 INLEDNING

System för regnvatteninsamling har funnits i flera tusen år men sedan den industriella revolutionen har sådana småskaliga system till stor del ersatts av centraliserade system för rening och distribution av vatten. Under senare år, i takt med minskad tillgång till rent vatten i flera delar av världen, har regnvatteninsamling återigen börjat användas i större utsträckning (Abbasi & Abbasi, 2011; Texas Water Development Board, 2005). I Sverige är vattentillgången generellt sett god och kostnaderna för dricksvattenberedning är låga, vilket gör att regnvatteninsamling är relativt obeprövat. De senaste åren har dock varit ovanligt torra med vattenbrist i flera delar av landet (Svenskt Vatten, 2018b). Det förväntas fortsätta till följd av klimatförändringar, vilka även kommer öka risken för förorenade dricksvattentäkter (Svenskt Vatten, 2016a). Detta kommer troligtvis öka efterfrågan på alternativa vattenkällor och regnvatteninsamling kan därmed komma att användas i större utsträckning även i Sverige.

Dricksvattenförbrukningen i Sverige är i genomsnitt 140 liter per person och dygn, varav 30 liter används till toalettspolning (Svenskt Vatten, 2018a). Toaletter som istället spolas med regnvatten kan därmed medföra relativt stora dricksvattenbesparingar. Utöver toalettspolning kan regnvatten ha flera andra användningsområden i byggnader. När vattnet nyttjas till exempelvis toalettspolning, bevattning, kylsystem, sprinklersystem, klädtvätt och biltvätt behöver det inte uppnå dricksvattenkvalitet. Insamlat regnvatten kan även användas till dryck, matlagning och personlig hygien men det kräver mer omfattande reningsprocesser (Haq, 2017).

Utöver att system för regnvatteninsamling minskar dricksvattenförbrukningen så kan de ha en viktig roll inom dagvattenhantering genom att bidra till minskad avrinning i urbana områden (Rostad & Montalto, 2012). Dagvattenhanterings betydelse inom samhällsplanering kommer troligen öka i och med större nederbördsmängder i vissa delar av landet (Livsmedelsverket, 2017).

I Uppsala byggs nu Celsiushuset som är en av de första stora byggnaderna i Sverige där regnvatten, och smält snö under vintern, kommer användas till toalettspolning. En av anledningarna till installationen är en målsättning om att certifiera byggnaden i systemet *Leadership in Energy and Environmental Design*, LEED (Öhrling, 2018). Eftersom tekniken för regnvatteninsamling är relativt obeprövad i Sverige finns i dagsläget bristande kunskap om dels dimensionering av systemet och dels vilken rening som krävs för att undvika bland annat algtillväxt, mikrobiell tillväxt, lukt och missfärgning i vattnet.

1.1 SYFTE

Syftet med detta examensarbete var att föreslå en lämplig magasinstorlek och vattenreningsprocess för systemet för regnvatteninsamling till toalettpolning i Celsiushuset. Genomgående i rapporten innefattar insamling och användning av regnvatten även insamling och användning av smält snö under perioder då nederbörden är i form av snö.

Det skulle undersökas i hur stor utsträckning regnvatten kommer användas i Celsiushusets system för regnvatteninsamling och i hur stor utsträckning toaletterna istället behöver spolas med dricksvatten, genom att beräkna systemets effektivitet (andelen av spolvattnet som utgörs av regnvatten) utifrån nederbördsdata för Uppsala. Även effektivitetens variation mellan månader under året skulle beräknas, vilket skulle utföras för perioder med genomsnittlig nederbördsmängd samt med mindre respektive mer nederbörd än genomsnittet. Den föreslagna storleken på dagvattenmagasinet skulle medföra en så hög effektivitet som möjligt inom ramen för ekonomisk genomförbarhet. Trots att regnvattnet inte behöver uppnå dricksvattenkvalitet krävs en del rening för att det exempelvis inte ska bli missfärgat eller orsaka luktproblematik. Därför skulle lämpliga reningstekniker för systemet föreslås. Eftersom regnvatteninsamling till toalettpolning är relativt obeprövat i Sverige kan detta arbete om Celsiushuset förhoppningsvis vara vägledande för framtida byggnationer.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

Projektet utgick ifrån följande frågeställningar:

- Hur förväntas systemets effektivitet variera under ett år och skilja sig mellan perioder med olika nederbördsmängd?
- Vilken magasinstorlek skulle möjliggöra att toalettpolningen i så hög grad som möjligt sker med regnvatten, utan att systemet innebär orimliga kostnader?
- Vilken typ av rening är lämplig för att undvika alg- och mikrobiell tillväxt i systemets komponenter samt lukt och missfärgning av vatten i toalettstolarna?

2 TEORI

Nedanstående teoriavsnitt inleds med en kort del om hur klimatförändringar kan påverka dricksvattentillgång och nederbörd i Sverige och Uppsala, vilket kan vara en anledning till implementering av system för regnvatteninsamling. Därefter följer bakgrundsinformation om sådana system, gällande dess utformning, bestämmelser och rekommendationer och befintliga samt planerade system. Detta för att ge en grundläggande förståelse för systemen och dess användning. Även dimensioneringsmetodik för magasinet behandlas för att ge en bakgrund till de beräkningar som utfördes i projektet. Slutligen beskrivs vattenkvalitet hos insamlat regnvatten samt reningsmetoder som kan användas för att förbättra kvaliteten, vilket behövdes för att möjliggöra rekommendationer för rening i Celsiushuset.

2.1 FÖRÄNDRAD DRICKSVATTENFÖRSÖRJNING OCH NEDERBÖRD

Dricksvattnet i centrala Uppsala kommer från grundvatten i Uppsalaåsen, vilken fylls på med ytvatten från Fyrisån för att bibehålla vattennivån (Uppsala Vatten och Avfall, 2017a). Klimatförändringar förväntas leda till stora utmaningar för tillgången till säkert dricksvatten i Sverige. Med förväntade högre vattentemperaturer, torrare somrar, fler översvämningar och stigande havsvattennivåer följer en ökad risk för föroreningar i vattentäkter (Livsmedelsverket, 2017).

Parallellt med förändringar i råvattenkvalitet förväntas förhöjda nederbördsmängder i Sverige, till följd av ökad avdunstning och snabbare cirkulation (Uppsala kommun, 2014; Sjökvist et al., 2015). Årsmedelnederbörden i Uppsala län har ökat marginellt under de senaste två decennierna. Enligt SMHI:s modelleringar förväntas en större ökning i länet till slutet av seklet, på 20–30 % beroende på klimatscenario. Den största ökningen beräknas ske under vinter och vår (med upp till 40 %) och nederbörd i form av regn istället för snö kommer bli allt vanligare. Kraftiga skyfall förväntas även ske oftare i Uppsala län, med en ökning på 25 % för den maximala dygnsnederbörden och på upp till 30 % för 1-timmesnederbörden (Sjökvist et al., 2015). Liknande trender har beräknats för de flesta delarna av landet, även om lokala avvikelser finns (SMHI, u.å.a).

2.2 SYSTEM FÖR REGNVATTENINSAMLING

2.2.1 Användning av systemen globalt

Insamling av regnvatten är en av de äldsta teknikerna för att tillgodose människor med rent vatten. Men efter att till stor del ha ersatts av centraliserade system för dricksvattendistribution så har moderniserade system för regnvatteninsamling under de senaste åren återigen ökat i flera länder. Detta beror främst på teknisk utveckling i kombination med vattenbrist som uppstått på grund av förändringar i miljön, klimatet och samhället (Abbasi & Abbasi, 2011; Campisano et al., 2017)

Australien är ett av länderna med flest installerade system i hushållen och i ungefär hälften av fallen används det insamlade vattnet för inomhusbruk. Även i Asien har regnvatteninsamling en viktig roll och främst i Japan har installationerna på både stor och liten skala ökat till följd av statligt finansiellt stöd. I Nordamerika varierar implementeringsgraden mellan olika områden men i exempelvis Texas är tekniken välbeprövad till följd av vattenbrist och statliga bidrag. I Sydamerika och Centralamerika

är tekniken ännu inte utbredd och i afrikanska länder har den hittills använts främst på liten skala i rurala områden (Campisano et al., 2017). Implementeringen av systemen i Europa är varierande men i flera västeuropeiska länder är det en relativt utbredd teknik för att minska dricksvattenkonsumtionen. Tyskland är ledande på området, där nästan en tredjedel av nybyggnationerna förses med system för regnvatteninsamling för bland annat toalettpolning. Till följd av främst ökande dricksvattenkostnader har systemen blivit allt mer populära även i andra länder, som exempelvis Österrike, Schweiz, Storbritannien och Danmark (Campisano et al., 2017; Haq, 2017).

Trots att tekniken är relativt utbredd globalt och att det därmed finns många exempel på tidigare projekt så krävs utförlig planering innan implementering av varje nytt system, eftersom dess utformning är platsspecifik. Viktiga faktorer för systemets uppbyggnad är exempelvis byggnadens utformning, användningsområde och insamlingsyta samt nederböds mängd, regnvattnets användningsområde och volymen vattenförbrukning (Novak et al., 2014).

2.2.2 Principiell utformning

Systemets princip innebär att regnvatten samlas in från taket och sedan transporteras i rör, eventuellt via ett magasin, till en tank varifrån det slutligen distribueras till toaletter. För att uppnå önskad vattenkvalitet används ofta flertalet reningsmetoder längs med vattnets flöde genom systemet. Även andra insamlingsytor än tak kan användas men det kräver vanligtvis en mer omfattande reningsprocess. Tanken där vattnet lagras innan distribution till toaletterna kan vara placerad antingen över eller under markytan och antingen inomhus eller utomhus (Novak et al., 2014).

2.2.3 Bestämmelser och rekommendationer

Den europeiska standarden *EN 16941-1:2018 Lokala bruksvattensystem (ej dricksvatten) - Del 1: System för användning av regnvatten* innehåller krav och rekommendationer för regnvatteninsamling vid användning av icke-drickbart vatten. Enligt denna gäller bland annat följande (European committee for standardization, 2018):

- Generellt: Systemet ska utformas, installeras, märkas, drivas och underhållas på ett sätt som säkerställer systemets säkerhet och att driften kan utföras på ett enkelt sätt. Bräddning ska möjliggöras och övervakningssystem ska informera om regnvattentillgång och reparations- eller underhållsbehov.
- Insamling: Föroreningar från insamlingsytan och från andra källor, via exempelvis torrdeposition (vilket är nedfall av gas- eller partikelformiga ämnen på jordytan direkt från atmosfären (Nationalencyklopedin, u.å.c)), ska tas i beaktande baserat på vattnets användningsområde.
- Transport: Regnvatten ska kunna flöda från insamlingsytan till lagringen genom gravitation eller med hävert. Rörsystemet bör inte innehålla öppningar där kontaminering kan ske. Åtkomst för inspektion, underhåll och rengöring ska planeras och installeras.
- Rening: Grova partiklar bör avskiljas innan lagring och små partiklar bör avskiljas med sedimentering och flotation. Beroende på vattnets användningsområde kan

filtrering ske efter lagringen. Ytterligare rening i form av desinfektion, luktborttagning och avfärgning kan behövas om den avsedda användningen kräver högre vattenkvalitet. Reningssystemet ska vara vattentätt, hållfast och tillgängligt för underhållsarbete.

- **Lagring:** Minst en lagringsenhet ska finnas, placerad antingen över eller under markytan. Den ska vara vattentät och skyddad från frost, extrema temperaturer och solljus. Dess material bör vara rostfritt och tåla UV-ljus. Åtkomst för regelbunden inspektion och underhåll ska möjliggöras, vilken ska kunna täckas för att undvika kontaminering.
- **Dricksvattentillförsel:** Ett reservsystem för kontinuerlig dricksvattentillförsel ska finnas, vilket ska fungera automatiskt vid låg vattennivå i tanken. Tillförseln ska minimeras till den volym som krävs för omedelbar användning och den kan ske antingen till distributionsrören, via en mellanliggande tank eller till lagringsenheten. Det ska finnas en skyddsmekanism för att undvika att icke-drickbart vatten hamnar i dricksvattensystemet och även ett larmsystem bör installeras för att undvika dricksvattenläckage.
- **Distribution:** För system där distributionen inte sker med gravitation ska pumpar installeras. De ska vara skyddade från frost, inte orsaka buller och ha en så låg energiförbrukning som möjligt.

Enligt Boverkets byggregler omfattas vatten i system för regnvatteninsamling av *övrigt vatten* (Elfving, 2018), vilket är sådant vatten som ”inte uppfyller kraven för tappvatten men som kan användas till [...] toalettspolning [...] där kraven på vattnets kvalitet är beroende av ändamålet men där vattnet inte nödvändigtvis behöver vara tappvatten” (Boverket, 2018, s. 101). Med tappvatten menas kallt eller uppvärmt vatten av dricksvattenkvalitet. Installationer för övrigt vatten får inte kopplas samman med tappvatteninstallationer och alla dess komponenter ska märkas för att inte förväxla de olika systemen (Boverket, 2018). Installationerna ska också utföras på ett sådant sätt att risken för tillväxt av mikroorganismer, som exempelvis Legionellabakterier, minimeras (Boverket, 2018; Elfving, 2018).

Branschorganisationen Säker Vatten anser att de mest väsentliga riskerna vid installation av systemet är relaterade till Legionellabakterier och förgiftning. Risken för *Legionella* är dock mer aktuell vid användning av regnvatten i duschar. För att undvika förgiftning ska smutsigt vatten förhindras att komma in i tappvattenledningar med hjälp av backventiler, luftgap eller återsugningsskydd (Ingelstrand, 2018). I en branschtolkning av standarden SS-EN 1717 (för skydd mot förorening av dricksvatten inom fastigheter (Swedish Standards Institute, u.å.)) föreslås för kontorsbyggnader ett återströmningsskydd i form av exempelvis luftgap i toaletter (Säker Vatten, 2016).

Uppsala Vatten och Avfall är ansvarig för Uppsalas kommunala dricksvatten- och avloppsvattnenät. Enligt Khalili (2018) anser de att toalettspolning med regnvatten kan bidra till förbättringar i form av dricksvattenbesparing och fördröjning av dagvatten. De framhäver dock vikten av att regnvatten inte får nå dricksvattensystemet och att inga

ämnen (som metaller och kemikalier) som kan skada miljön eller orsaka problem i avloppsreningsverket får tillföras med toalettpolningen. Enligt Lustig (2018) kommer ingen tillsyn att utföras på systemet såvida inte problem med dricksvattenförsörjningen uppstår.

Det finns ännu inget svenskt tillägg till standarden EN 16941-1:2018 och därmed inga riktvärden för ämnen i regnvatten som används till toalettpolning (Elfving, 2018). Storbritannien har däremot ett nationellt tillägg, vars riktvärden redovisas i tabell 1 tillsammans med europeiska riktvärden. De europeiska gäller dock för återanvändning av avloppsvatten och i syfte att använda vattnet för ett flertal olika användningsområden i både bostäder och på allmänna ytor, som exempelvis toalettpolning, bevattning, luftkonditionering, biltvätt och i fontäner (Salgot et al., 2007). Trots att de inte gäller för regnvatten så kan de användas i jämförande syfte då en liknande vattenkvalitet eftersträvas i de fall det ska användas till toalettpolning.

Tabell 1. *Brittiska riktvärden för regnvatten som används till toalettpolning och europeiska riktvärden för återanvändning av avloppsvatten. Källor anges i fotnoter under tabellen.*

Parameter	Brittiskt riktvärde ¹	Europeiskt riktvärde ²
pH	5,0–9,5	6,0–9,5
Tot-P	-	2 000–5 000 µg/l
NH ₄ -N	-	2 000–20 000 µg/l
Pb	-	100 µg/l
Cu	-	200–1 000 µg/l
Zn	-	500–2 000 µg/l
Cd	-	5 µg/l
Cr	-	10–100 µg/l
Ni	-	200 µg/l
Hg	-	1–2 µg/l
TSS	Fritt från lösta partiklar och visuellt klart	10 000–20 000 µg/l
Cl (vid klorering)	<2 000 µg/l	200–1000 µg/l
COD	-	100 000 µg/l
BOD	-	10 000–20 000 µg/l
Turbiditet	<10 NTU <1 NTU innan UV-behandling	-
Totala bakterier	-	<1 000–<10 000 CFU/ml
Totala koliforma bakterier	1 000 CFU/100 ml	-
E-coli	250 CFU/100 ml	-
Färg	Ingen oönskad	-
Löst syre i lagrat regnvatten	>10 % mättat eller >1 mg/l O ₂	>0,5 mg/l O ₂

¹ British Standards Institution (2018) ² Salgot et al. (2007)

Det brittiska tillägget till EN 16941-1:2018 anger att regelbunden provtagning vanligtvis inte är nödvändig för att säkerställa att vattnet är lämpligt för användning, men

observationer av vattenkvaliteten bör utföras vid underhåll. Vid upptäckta felaktigheter eller smitta till följd av vattenanvändning ska provtagning utföras. Dess resultat ska jämföras med de brittiska riktvärdena redovisade i tabell 1 (British Standards Institution, 2018).

2.2.4 Befintliga system i Norden

I andra nordiska länder finns några kontorsbyggnader där regnvatten används till toalettspolning. I tabell 2 redovisas information om system som finns i Skanskas kontorsbyggnad i Helsingfors och Humlehuset i Köpenhamn.

Tabell 2. Information om system för regnvatteninsamling till toalettspolning i befintliga kontorsbyggnader. Källor anges i fotnoter under tabellen. I de fall information inte varit tillgänglig anges "-".

	Skanskas kontor, Helsingfors ¹	Humlehuset, Köpenhamn ²
I bruk sedan	År 2012	År 2017
Takmaterial	Plåt	Ungefär hälften grönt tak och hälften papp
Takarea	2 200 m ²	Cirka 100 m ²
Insamlad nederbörd/år	1 100 m ³	-
Spolvattenförbrukning	1 600 m ³	-
Genomsnittlig effektivitet	Cirka 70 %	Cirka 70 %
Tankens storlek	70 m ³	-
Reningsmetoder	Grovfilter Sedimentering Sandfilter UV-behandling	Cyklonfilter Sedimentering
Eventuell problematik med vattenkvalitet	Ingen, vattnet i toaletterna är lika klart som dricksvatten	Ingen, endast problem med filter i början

¹ Matilainen (2018) ² Kjærsgaard (2018)

I systemet i Skanskas kontorsbyggnad sker ständig cirkulation av vattnet genom sandfiltrering och UV-behandling (Matilainen, 2018). Till skillnad från det systemet så har systemet i Humlehuset inget desinfektionssteg i reningen. Trots detta har ingen problematik gällande vattenkvaliteten hittills noterats. Humlehusets huvudsakliga reningskomponenter är ett filter och sedimentering, vilket bland annat sker i en brunn med sandfång. Risken för tillväxt i dess tank eller rör anses vara relativt låg då vattnets uppehållstid är kort (Kjærsgaard, 2018).

2.2.5 Planerade system i Sverige

I Sverige finns ännu inga befintliga system i stor skala men i flera nybyggnationer planeras för användning av regnvatten till toalettspolning. I tabell 3 redovisas information om två av de kontorsbyggnader som i dagsläget är under projektering, Citypassagen i Örebro och Sergelhuset i Stockholm.

Tabell 3. Information om system för regnvatteninsamling till toalettspolning i planerade kontorsbyggnader. Källor anges i fotnoter under tabellen. I de fall information inte varit tillgänglig anges ”-”.

	Citypassagen, Örebro	Sergelhuset, Stockholm
Beräknas vara i bruk	Våren 2019 ¹	År 2019 ³
Takmaterial	Takduk ¹	Flera olika, bland annat hårdgjorda ytor, sedum och terrasser ³
Takarea	2 270 m ² ²	5 900 m ² ³
Insamlad nederbörd/år	1 400 m ³ ²	-
Spolvattenförbrukning	2 350 m ³ /år (10 m ³ /dag, 235 dagar/år) ²	-
Genomsnittlig effektivitet	60 %	-
Magasinet storlek	200 m ³ ¹	-
Reningsmetoder	Sedimentering och flotation ¹ Två mekaniska filter ¹ Två UV-behandlingar ¹	Sandfång ³ Snabbt sandfilter ³ UV-behandling ³

¹ Engman (2018) ² Winnfors Wannberg (2018) ³ Bergström (2019)

Magasinet i Citypassagens system ska vara avdelat så att de första 20 m³ fungerar som en slamavskiljare där grövre partiklar sedimenterar innan vattnet går vidare till resterande del på 180 m³. Därmed erhålls ett mer stilla vattenflöde i resterande del av magasinet där ytterligare sedimentering tillsammans med flotation ska ske. Vattnet kommer sedan ledas in i tanken från ett djup på ungefär 0,5 meter, där det bör vara så fritt som möjligt från partiklar. Innan tanken ska två mekaniska filter med minskande maskvidd och en UV-behandling finnas (Winnfors Wannberg, 2018; Engman, 2018). Slutligen kommer ytterligare en UV-behandling användas efter tanken. Det kommer dessutom vara möjligt att addera fler reningssteg om vattenkvaliteten inte visar sig vara tillräcklig (Engman, 2018).

Reningen i Sergelhusets system ska bestå av ett sandfång, ett snabbt sandfilter och en UV-behandling. Det kommer vara möjligt att addera även klorering om det anses nödvändigt för att öka vattenkvaliteten (Bergström, 2019). På samma sätt som i Skanskas kontor i Helsingfors så ska konstant cirkulation av vattnet försöka uppnås i både Citypassagen och i Sergelhuset (Engman, 2018; Bergström, 2019).

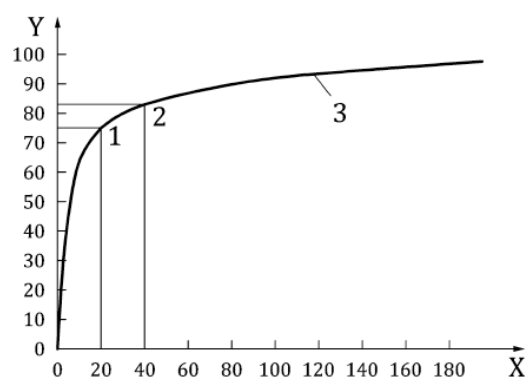
2.2.6 Dimensionering av magasin för regnvatteninsamling

System för regnvatteninsamling i stora byggnader har ofta höga anläggningskostnader och lång återbetalningstid. Magasinet är komponenten med klart högst inverkan på anläggningskostnaden, vilket gör att optimering av dess storlek är viktig (Matos et al., 2013). Dimensionering av volymen hos lagringsenheter för regnvatten bör utgå från systemets önskade effektivitet (andelen av spolvattnet som utgörs av regnvatten) (Santos & Taveira-Pinto, 2013). För dimensioneringen krävs information om nederbördsdata, typ av insamlingsyta och dess area, samt hydraulisk effektivitet hos exempelvis systemets filter. Filters hydrauliska effektivitet är kvoten mellan utgående och ingående vatten och om detta inte är specificerat av tillverkaren kan värdet 0,9 användas (European committee for standardization, 2018).

Enligt europeisk och tysk standard bör ett så kallat *detaljerat tillvägagångssätt* användas vid dimensionering av magasin för regnvatteninsamling (European committee for standardization, 2018; Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., 2002). Beräkningarna ska baseras på daglig data över nederbördsmängd och vattenbehov. Det detaljerade tillvägagångssättet rekommenderas vid ett oregelbundet vattenbehov (exempelvis i byggnader som inte är bostadshus), när mängden avrinning varierar (exempelvis vid insamling från grönt tak) och vid stora, komplexa eller kostsamma system för regnvatteninsamling. Alternativet, ett *grundläggande tillvägagångssätt*, utgår från årliga värden av nederbörd och vattenbehov och är en förenklad metod som kan användas när vattenbehovet är konstant över året (European committee for standardization, 2018).

Beräkningar med det detaljerade tillvägagångssättet för insamling av regnvatten till icke-drickbara syften bör enligt den europeiska standarden EN 16941-1:2018 baseras på kontinuerliga tidsserier av nederbördsdata för minst fem år (European committee for standardization, 2018). Den tyska standarden DIN 1989-1:2001-10 rekommenderar en period på mellan fem år och tio år (Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., 2002). De år som används bör helst ligga nära i tiden och ju längre period som simuleras, desto bättre kommer resultaten återspegla verkligheten (European committee for standardization, 2018).

Systemens effektivitet ökar generellt med ökande magasinstorlek, vanligtvis enligt grafen i figur 1 från European committee for standardization (2018), där numrering 3 visar kurvan över effektivitet som funktion av magasinets storlek. Numreringarna 1 och 2 markerar de magasinstorlekar som krävs för att uppnå, i detta exempel, effektiviteter på 75 % respektive 83 %. Att en mindre storleksökning krävs för att öka effektiviteten för små magasin beror på att de fylls upp och töms oftare än stora magasin (University of Warwick, 2001). En graf liknande den i figur 1 kan användas vid projektering av systemet, för att nå en kompromiss mellan effektivitet, tekniska begränsningar och ekonomisk genomförbarhet (kopplat till exempelvis budget och återbetalningstid) (European committee for standardization, 2018).



Figur 1. Effektivitet (Y , i %) för olika storlekar på magasinet (X , i m^3). Figuren är från European committee for standardization (2018) och tillstånd att reproducera utdrag från den brittiska standarden har beviljats av BSI Standards Limited (BSI). Ingen annan användning av denna figur är tillåten.

I en portugisisk studie av Santos & Taveira-Pinto (2013) jämfördes sex olika kriterier för att dimensionera magasin i system för regnvatteninsamling. Denna visade att för det detaljerade tillvägagångssättet gav en effektivitet på 80 % den bästa kvoten mellan ekonomisk besparing och anläggningskostnad. En effektivitet på 100 % ger maximal volym insamlat regnvatten men medför också de högsta anläggningskostnaderna. I studien beräknades de ekonomiska aspekterna baserat på anläggningskostnader och på besparingar till följd av minskad dricksvattenförbrukning. Anläggningskostnaderna innefattade främst kostnader för tanken, rörsystemet, filter och pumpar. Utifrån beräkningarna kunde det fastställas att en ökning i lagringsvolym ger en betydligt större ökning i anläggningskostnad än i besparing.

Enligt flera studier har storskaliga system generellt kortare återbetalningstider än små system på hushållsnivå. För de två system i Portugal som undersöktes av Santos & Taveira-Pinto (2013) hade systemet i en stor kontorsbyggnad med 740 anställda en återbetalningstid på 18–23 år medan systemet i ett bostadshus för fyra personer hade en betydligt längre återbetalningstid, på 208–533 år. I Chilton et al. (2000) beräknades för ett system i en brittisk mataffär, med effektivitet på 57 % och en insamlingsyta ungefär lika stor som Celsiushusets tak, en återbetalningstid på 12 år. Enligt Novak et al. (2014) bör fler faktorer än systemets anläggningskostnad och besparing av dricksvattenkostnader inkluderas i kostnadsberäkningarna. Dessa kan exempelvis vara besparingar för dagvattenhantering, minskad risk för olika sorters miljöproblem och ökad byggbar yta. Hänsyn bör även tas till ökande skatter och kommunala avgifter för dricksvatten.

2.3 VATTENKVALITET I SYSTEM FÖR REGNVATTENINSAMLING

Ämnen som kan ge upphov till mikrobiell tillväxt, algtillväxt, lukt och missfärgning i uppsamlat vatten är exempelvis organiska ämnen, mikroorganismer och näringsämnen (Crittenden et al., 2012; Haq, 2017). Även andra ämnen i takavrinningen påverkar dess kvalitet och bör avskiljas innan vattnet når toaletterna.

2.3.1 Nederbördskvalitet

Takavrinningens kvalitet är delvis beroende av nederbördskvaliteten (Haq, 2017). Nedfall av föroreningar eller andra ämnen med nederbörden, så kallad våtdeposition, beror på att ämnen fångas upp av eller löser sig i moln- och regndroppar (Nationalencyklopedin, u.å.d). Dessa ämnen kan vara i löst form, partikelform eller i form av kolloider (Abbasi & Abbasi, 2011). Nederbördens kemiska sammansättning är beroende av en rad platsspecifika faktorer såsom meteorologiska förutsättningar och antropogena aktiviteter som industrier, jordbruk och fordonsemissioner. Sammansättningen varierar även med nederbördstyp och årstid (DeBusk & Hunt, 2012). Enligt Gwenzi et al. (2015) så innehåller nederbörd i industriländers urbana områden ofta tungmetaller och andra inorganiska joner, till följd av industriutsläpp, trafikemissioner och förbränning av fossila bränslen. I dessa länders rurala områden har nederbörden ofta högre halter pesticider och gödselmedel än i utvecklingsländer. Utvecklingsländers rurala områden har ofta nederbörd med låg mikrobiell kvalitet. Studier har visat att högst koncentration föroreningar i takavrinning generellt uppstår efter nederbördstillfällen med liten nederbörd som följer efter långa torrperioder. Stora

nederbördsmängder leder däremot till utspädning av ämnen (Gwenzi et al., 2015).

Regnvattens pH-värde är vanligtvis omkring 4,5–6,5 och det är därmed något försurat, till följd av absorption av koldioxid, svaveldioxid och kvävedioxid (Haq, 2017). Nederbörd innehåller vanligtvis partiklar, gaser såsom syre och kväve och joner såsom vätejoner, bikarbonat, klorid och sulfat (Crittenden et al., 2012; Abbasi & Abbasi, 2011). Absorberade partiklar bidrar till vattnets turbiditet och kan i vissa fall innehålla mikroorganismer (Abbasi & Abbasi, 2011). Till följd av låga halter magnesium och kalcium är regnvatten generellt mjukare än dricksvatten. Detta innebär ett mindre slitage av rörsystem när regnvatten används istället för dricksvatten (Haq, 2017).

I Sverige sker den huvudsakliga våtdepositionen av svavel- och kväveföreningar i sydväst, till följd av riklig nederbörd och ett relativt kort avstånd till utsläppskällor i Europa (Nationalencyklopedin, u.å.d). Enligt mätningar i de östra delarna av mellersta Sverige så minskade kvävet våtdeposition något under perioden mellan år 1996/1997 och 2015/2016 (från halter på 1–15 kg/ha till 1–11 kg/ha). I mätpunkterna närmast Uppsala uppmättes nedfall av oorganiskt kväve på mindre än 3 kg/ha under 2015/16, vilket är den senaste perioden med sammanställda mätningar (Pihl Karlsson et al., 2017).

2.3.2 Generell påverkan från takyta

Regnvatten blir ofta ytterligare förorenat när det hamnar på en takyta, till följd av torrdeposition, deposition av grövre material och från ämnen i takmaterialet (Texas Water Development Board, 2005). Möjlig påverkan på vattenkvaliteten från Celsiushusets takmaterial presenteras i avsnitt 2.3.3. Faktorer som takets lutning och dess ålder och skick har betydelse för dess påverkan på vattenkvaliteten (Gwenzi et al., 2015). Trots att taktor är renare än exempelvis parkeringsplatser och trottoarer så kan dess avrinning innehålla höga halter av exempelvis näringsämnen och tungmetaller (Campisano et al., 2017).

Torrdeposition sker huvudsakligen i urbana områden och i störst utsträckning i närheten av industrier och jordbruk. Depositionen kan vara i form av både oorganiska och organiska föreningar och kan bidra med exempelvis näringsämnen, mikroorganismer, sediment och tungmetaller till avrinningen (Abbasi & Abbasi, 2011; Campisano et al., 2017).

Även grövre material på taket, som exempelvis växtrester, döda insekter och spillning från fåglar, påverkar vattnets kvalitet genom att bidra med exempelvis mikroorganismer, organiska ämnen och patogener (Haq, 2017; Crittenden et al., 2012). Mikroorganismer och nedbrytning av växtrester kan i sin tur ge upphov till lukt samt missfärgat vatten (Crittenden et al., 2012). Flera studier av takavrinnings mikrobiella kvalitet visar att växt- och djurrester ger hög koncentration av indikatorbakterier och patogener och även kan påverka vattnets färg och ge näring till mikroorganismer (DeBusk & Hunt, 2012; Texas Water Development Board, 2005). En studie av regnvatteninsamling i Kanada visade att det insamlade vattnets mikrobiella kvalitet varierade beroende på säsong och högre halter koliforma bakterier påvisades under sommar och höst (Despins et al., 2009). I en dansk studie av Albrechtsen (2002) undersöktes vattenkvalitet i toaletter spolade

med regnvatten. Det konstaterades att den mikrobiella kvaliteten generellt var densamma som i toaletter spolade med dricksvatten. I nästan hälften av fallen införde dock regnvattnet patogener som inte annars fanns i toaletterna. Men endast ett fåtal tillfällen med illaluktande vatten eller beläggningar i toaletten rapporterades av systemens användare (Albrechtsen, 2002).

Underhållsarbete på taket kan ha betydelse för vattenkvaliteten (Abbasi & Abbasi, 2011). För att erhålla avrinning av hög kvalitet och upprätthålla systemets funktion bör taket och takbrunnarna rensas från exempelvis löv och grövre partiklar med jämna mellanrum. Vid underhåll av exempelvis tekniska komponenter finns risk att olja och fetter hamnar i takavrinningen och därmed ger ökad mängd organiska ämnen. Även eventuella oljeläckage kan leda till organiska ämnen i vattnet, vilket innebär att kontinuerligt och väl utfört driftarbete är avgörande (Haq, 2017).

2.3.3 Påverkan från takmaterial

Nedan beskrivs möjlig inverkan från de takmaterial som kan förväntas påverka vattenkvaliteten i fallet med Celsiushuset: papp, sedum och betong. I tabell C4 i Appendix C redovisas en sammanställning av olika ämnens medelhalter i takavrinning från papptak, sedumtak och betongtak. Dessa är enligt flertalet studier från olika delar av världen där nederbörds kvalitet och torrdeposition varierar och där dessutom de undersökta takens storlek och typ av det aktuella materialet är olika.

Papptak är vanligtvis impregnerat med ett asfaltsmaterial innehållande bitumen. De organiska föroreningarna i bitumen kan leda till organiska ämnen i avrinningen (Mendez et al., 2011), vilket visats i mätningar i Kina och Kanada där högre halter TOC och COD uppmättes i avrinning från papptak än från andra hårdgjorda tak. Även halterna tot-N och zink samt turbiditeten var högre i avrinningen från papptak (Zhang et al., 2014; Despina et al., 2009). I den kinesiska studien uppmättes högst värden på suspenderat material, tot-P, magnesium, koppar och zink under våren medan kalium och natrium hade högst halter under vintern (Zhang et al., 2014). Material som innehåller bitumen kan även bidra till missfärgning av vattnet (European committee for standardization, 2018).

Sedum är en vanligt förekommande växttyp i gröna tak. Sedumtak kan bestå av mossor eller örter och vegetationstypen avgör växtbäddens rekommenderade tjocklek. Taken är generellt torktåliga och kan ha grön vegetation även under vintern (Vinnova, 2017). Det är ännu inte bestämt vilket slags sedumtak som kommer användas på Celsiushuset men det kommer troligen vara en sort med låga underhållskrav, liknande ett vanligt sedumtak av fabrikatet Veg Tech (Alvarez Jurgueson, 2018). Mätningar av avrinningskvaliteten från Veg Tech:s sedumtak har utförts i södra Sverige och i Danmark, vilket innebär att klimatförhållandena bör vara liknande de i Uppsala. Båda studierna visade att sedumtaken var en sänka för $\text{NH}_4\text{-N}$ medan de kunde fungera både som en sänka och som en källa för $\text{NO}_3\text{-N}$ (Andersson, 2015; Berndtsson et al., 2006). Näringsinnehållet i avrinningsvattnet efter gödsling var i den ena studien på liknande nivåer som dess referenstag (Andersson, 2015), men i den andra erhöles ökad koncentration $\text{PO}_4\text{-P}$ och därför avråder författarna från användning av lättlösliga gödselmedel på sedumtak (Berndtsson et al., 2006). I båda fallen uppmättes låga metallhalter (Andersson, 2015;

Berndtsson et al., 2006), förutom för koppar och zink som hade höga halter i den ena studien. Sedumtaken bidrog till förhöjt pH-värde i vattnet, och även ökad konduktivitet och ökat saltinnehåll (Andersson, 2015). För ett av sedumtaken uppmättes höga halter DOC i avrinningsvattnet, vilka var 20 gånger högre än i regnvatten till följd av organiskt material från växtjord och växtrester. Ett överskott av DOC i växtjorden leder ofta till höga halter DOC i avrinningsvattnet (Berndtsson et al., 2009). Högt DOC-halt i avrinningsvattnet kan i sin tur främja tillväxt av mikroorganismer i regnvattensystem och även binda metaller. Andra studier visar att sedumtak kan ge upphov till gulbrun färg på avrinningsvattnet, till följd av oorganiska ämnen och humus (Berghage et al., 2009; European committee for standardization, 2018).

Avrinning från betongtor ger vanligtvis vatten av god kvalitet (Mendez et al., 2011). Det finns dock studier där det uppvisats högre halter suspenderat material och metaller såsom kalium, natrium, kisel och mangan från betong än från andra takmaterial (Zhang et al., 2014; Lee et al., 2012). Flera undersökningar har uppmätt förhöjda pH-värden efter avrinning från betongtak (Zhang et al., 2014; Lee et al., 2012). För att öka betongens hållfasthet kan fibrer blandas in i betongmassan, vilket på lång sikt kan medföra fibrer i avrinningen (European committee for standardization, 2018).

2.3.4 Påverkan från transport och lagring

Olika processer i rörsystemet, magasinet och tanken kan påverka vattenkvaliteten ytterligare och komponenternas material är av stor betydelse. Lagringsenheter i betong leder generellt till ökad alkalinitet och därmed ökat pH-värde. Ett högt pH-värde kan ge minskat slitage på systemets komponenter, mindre urlakning av metaller till vattnet och minskad risk för tillväxt av koliforma bakterier (Crittenden et al., 2012; Despins et al., 2009). Tankar i plastmaterial har visat sig medföra lägre pH-värde än betongtankar. Dock har mätningar visat att plasttankar kan ge lägre halter TOC, lägre turbiditet och mindre missfärgning av vatten i jämförelse med betongtankar (Despins et al., 2009).

Sedimenteringsprocesser i magasinet och tanken minskar mängden partikulärt bundna föroreningar i vattnet (Despins et al., 2009), men anaerob fermentering av ackumulerat sediment kan ge upphov till illaluktande vatten. Även anaerob nedbrytning av alger kan ge luktproblematik (Haq, 2017). Det är fördelaktigt att vidta åtgärder mot lukt redan vid källan, vilket exempelvis kan innebära kontroll av alg tillväxt (Crittenden et al., 2012). Några faktorer som gynnar alg tillväxt är lösta mineraler, organiska ämnen och exponering för solljus (Haq, 2017). Tillväxt av Legionellabakterier gynnas av varmvatten, rostbeläggning och närvaro av alger och organiska partiklar. För att minska smittorisken bör dess näringstillgång minimeras och rostfria material användas i systemet (Crittenden et al., 2012). Även för rörsystem, reningskomponenter och lagringsenheter är ett kontinuerligt underhållsarbete av stor vikt och bör utföras regelbundet (Haq, 2017).

2.3.5 Beräkning av föroreningsbelastning från tak i StormTac

StormTac är en dagvatten- och recipientmodell som bland annat kan användas för att beräkna föroreningsbelastning från ett område. Den grundläggande metoden i StormTac är vetenskapligt granskad och i princip samma metod används i flertalet andra liknande

modeller. Årlig föroreningsbelastning beräknas utifrån produkten av årliga schablonhalter för dagvatten och årligt flöde. Schablonhalterna för olika markanvändningar baseras på studier av flödesproportionella provtagningar, utifrån vilka en samlad bedömning och viktning har utförts, tillsammans med kalibreringar och jämförelser med data för andra markanvändningar. I de fall där flödesproportionella provtagningar saknas för en markanvändning har olika slags avvägningar gjorts för att ta fram rimliga schablonvärden. Information om hur ett specifikt schablonvärde har beräknats är inte tillgänglig för modellens användare, men däremot kan egna värden läggas in. Det årliga flödet beräknas utifrån årlig nederbörd, area och volymavrinningskoefficient. Volymavrinningskoefficienter skiljer sig från avrinningskoefficienter, då de är empiriskt framtagna utifrån långa flödesmätningar från en viss markanvändning istället för att vara publicerade värden. Volymavrinningskoefficienter används för årliga flöden och föroreningsberäkningar medan avrinningskoefficienter används för beräkning av dimensionerande flöden för transportsystem och fördröjningsanläggningar (StormTac, 2018).

2.4 RENINGSMETODER I SYSTEM FÖR REGNVATTENINSAMLING

Huvudsyftet för rening av regnvatten är att uppnå tillräcklig vattenkvalitet för det aktuella användningsområdet, men det skyddar även systemets komponenter och minskar dess underhållsbehov. Reningen kan bestå av biologiska, kemiska eller fysikaliska processer eller en kombination av dessa (European committee for standardization, 2018). I tabell 4 listas reningsmetoder som har använts i system där regnvatten används till toalettpolning. Nedanför tabellen följer beskrivningar av de olika reningsmetoderna.

Tabell 4. *Reningsmetoder i system där regnvatten har använts till toalettspolning, med tillhörande ämnen som respektive metod avskiljer och reningsmetodens normala placering. Källor anges i fotnoter under tabellen.*

Reningsmetod	Avskiljer	Placering
Mekanisk rening		
Takbrunn med kupolsil ¹	Löv, växtrester, lösa föremål ⁴	Tak ¹
Lövfångare ¹	Löv, växtrester, lösa föremål ⁴	Hängrännor, stuprör ¹
Avskiljning av det första flödet ¹	Små partiklar, sediment, lukt, färg, organiskt material, mikroorganismer, pesticider ^{1,3}	Rör från tak ⁵
Koagulering och flockning ¹⁰	Partiklar ⁷	I tank/magasin
Sedimentering ^{5,10}	Små partiklar ⁵	I tank/magasin/sandfång ^{5,8}
Flotation ¹⁰	Små partiklar, flockar ⁷	I tank/magasin
Filtrering		
Grovfilter ²	Löv, växtrester, fekalier, döda djur, insekter, damm, pollen, partiklar ²	Rör från tak ²
Sandfilter ⁵	Partiklar, turbiditet, organiskt material, mikroorganismer ⁷	Innan eller efter tank ^{3,5,6}
Finmaskiga filter ²	Partiklar, mikroorganismer, organiska ämnen ²	Efter tank ²
Desinfektion		
UV-behandling ¹	Mikroorganismer ¹	I tank ⁵
Klorering ¹	Mikroorganismer ¹	Efter tank ⁹
Ozonering ¹	Mikroorganismer, färg, lukt, TOC ¹	Efter tank ¹

¹ Texas Water Development Board (2005) ² Novak et al. (2014)

³ Campisano et al. (2017) ⁴ DeBusk & Hunt (2012) ⁵ Haq (2017)

⁶ Despina et al. (2009) ⁷ Crittenden et al. (2012) ⁸ Svenskt Vatten (2007)

⁹ Li et al. (2010) ¹⁰ Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. (2002)

2.4.1 Mekanisk rening

Mekanisk rening är ett nödvändigt steg som vanligtvis utgör det första reningssteget. Grundprincipen innebär att vattnet passerar genom ett galler där föremål som är större än gallrets öppningar avskiljs. I de fall där insamlingen sker ovanpå taket används takbrunnar försedda med kupolsilar av galler. När taket istället sluttar ut mot kanterna används vanligtvis lövfångare i hängrännor och stuprör (Haq, 2017). För att undvika att takbrunnar och lövfångare sätts igen eller att mikrobiell tillväxt sker när exempelvis löv ansamlas är det viktigt med regelbunden rengöring (Texas Water Development Board, 2005). Eftersom detta reningssteg leder till minskad flödeskapacitet bör galler eller nät inte ha alltför små öppningar (Haq, 2017).

2.4.2 Avskiljning av det första flödet

Vid torrperioder ackumuleras löv, växtrester, damm, pollen, insekter, fågelspillning och andra små föremål och partiklar på takytan. När det sedan regnar innehåller den första avrinningen stora mängder smuts och föroreningar (Haq, 2017; Texas Water

Development Board, 2005). Genom att avskilja detta så kallade *first flush*, det första flödet, förbättras vattenkvaliteten och flera studier rekommenderar detta som en grundläggande reningskomponent (Campisano et al., 2017; Abbasi & Abbasi, 2011). Metoden syftar främst till att rena vattnet från mindre partikulärt bundna och lösta föroreningar eftersom större föremål avskiljs innan via den mekaniska reningen (Texas Water Development Board, 2005). Att avskilja det första flödet fördröjer uppbyggnaden av partiklar och sediment i tanken, minskar halten suspenderat material, pesticider och organiska ämnen samt förebygger problem med lukt och färg (Campisano et al., 2017; Despina et al., 2009). Dock innebär denna metod en minskning av insamlad vattenvolym. Vanligtvis finns majoriteten av föroreningarna i de första 1-2 mm av avrinningen (Campisano et al., 2017), men den rekommenderade vattenvolymen som bör avskiljas beror av halten luftföroreningar i området och av hur mycket partiklar som därmed hamnar på taket. Den avskilda mängden brukar vanligtvis vara mellan 0,8 mm och 3,5 mm (Despina et al., 2009). Ju större takyta och ju längre torrperioder, desto större volym bör avskiljas (Haq, 2017). En tumregel är att för varje 100 m² av insamlingsyta bör minst cirka 40 liter avskiljas, men det finns även andra rekommendationer om en avskiljning på upp till 185 liter per 100 m² insamlingsyta (Texas Water Development Board, 2005).

Det avskilda vattnet kan avrinna till exempelvis en planterad yta. Komponenter för avskiljning av det första flödet placeras längs med rören från taket och kan fungera antingen manuellt eller automatiskt. Den manuella metoden innebär justering av ventiler så att flödet vid nederbördens början leds till ett annat rör, för att sedan justeras tillbaka efter en viss tid (Haq, 2017). Den mest grundläggande utformningen av ett automatiskt system är ett vertikalt rör som fylls med det första vattenflödet tills vattennivån når ett horisontellt utlopp, där resterande vatten sedan flödar vidare i systemet. Ett liknande system med en flytande boll kan också användas, där bollen efter en viss vattenvolym täcker öppningen till det vertikala röret så att flödet istället fortsätter till det horisontella. Efter varje regntillfälle behöver det vertikala röret tömmas på förorenat vatten. Röret bör ha en öppning i botten där vatten gradvis kan släppas ut, vilket i storskaliga system kan vara nödvändigt vid stora volymer avskilt vatten (Texas Water Development Board, 2005).

2.4.3 Koagulering och flockning

Koagulering och flockning kan användas om regnvatteninsamlingen sker från förorenade områden, såsom trafikerade ytor, eller om det finns höga krav på vattenkvaliteten (Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., 2002). Vid koagulering adderas kemiska koagulanter, som exempelvis aluminiumsalter, järnsalter eller organiska polymerer, till vattnet så att partiklar fälls ut. Genom efterföljande flockning aggregeras utfällningarna till större partiklar i form av så kallade flockar. Koagulering kan ske på mindre än 10 sekunder medan flockning tar mellan 20 och 45 minuter. Flockarna avskiljs slutligen genom sedimentering, flotation eller filtrering (Crittenden et al., 2012).

2.4.4 Sedimentering

Sedimentering baseras på att små partiklar med högre densitet än vatten sjunker till botten. Diskret sedimentering, som är vanligast vid rening av regnvatten (Haq, 2017), innebär att enskilda partiklar sedimenterar fritt utan påverkan från andra (Svenskt Vatten,

2007). När partiklarna flockas och därmed ökar i storlek under sedimenteringen sker flockulent sedimentering och när partikelhalten är tillräckligt hög för att påverka sedimenteringsförloppet sker istället hindrad sedimentering (Svenskt Vatten, 2007). Mängden avskilda partiklar beror av dess sedimenteringshastighet. Hastigheten är i sin tur beroende av partiklars flödes hastighet och densitet, regnvattnets viskositet och densitet samt partiklarnas storlek och form (Svenskt Vatten, 2007; Haq, 2017). Sedimenteringstankar för rening av regnvatten bör vara smala, grunda och långa i rektangulär utformning eftersom det ger ett horisontellt och stabilt flöde (Haq, 2017).

2.4.5 Flotation

Utöver koagulering och flockning så kan även flotation vara aktuellt om regnvatteninsamlingen sker från förorenade områden eller om det finns höga krav på vattenkvaliteten (Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., 2002). Flotation kan användas efter koagulering och flockning och denna process utnyttjar att partiklar med lägre densitet än vatten flyter upp till ytan (Crittenden et al., 2012). För att åstadkomma detta i de fall där partiklarna har hög densitet adderas luft i systemet. Hydrofoba partiklar fäster då vid luftbubblorna och stiger till ytan där ett skum bildas, vilket sedan behöver avskiljas. Ju mindre luftbubblorna är och ju lägre densitet partiklarna har, desto effektivare blir flotationen. Processen fungerar bäst för vatten med måttlig halt partiklar och är bättre än sedimentering om partiklarna är små och har liten densitetsskillnad mot vatten (Svenskt Vatten, 2007).

2.4.6 Filtrering

Filtrering är en teknik för att avlägsna fasta partiklar från en vätska vid passage genom ett poröst medium. Detta minskar vattnets turbiditet och halterna av exempelvis organiska föreningar, mikroorganismer och alger (Crittenden et al., 2012; Despains et al., 2009). Primär behandling, där filtrering ingår, ska enligt standarden EN 16941-1-2018 förhindra att partiklar som är större än 1 mm kommer till tanken (European committee for standardization, 2018). Ett eller flera filtreringssteg innan tanken minskar behovet av sedimentering i tanken och även dess underhållsbehov och efterföljande filtreringsbehov (Texas Water Development Board, 2005). Den vanligaste metoden vid filtrering av regnvatten för icke-drickbara syften är snabb sandfiltrering, vilket är en typ av granulär filtrering (Haq, 2017; Crittenden et al., 2012).

Vid granulär filtrering består det porösa mediet av en tjock bädd med granulärt material såsom sand. Grundprincipen innebär att partiklar fastnar i materialet genom fysisk blockering eller kemisk absorption när vattnet flödar ner genom det, varefter det renade vattnet leds ut i dräneringsrör (Haq, 2017; Texas Water Development Board, 2005). Vid snabb sandfiltrering avskiljs partiklar genom hela filterbäddens djup vilket minskar risken för igensättning. Dock krävs backspolning av filtret ungefär var 1–4 dygn för att avskilja ackumulerat material, vilket utförs genom att rent vatten spolas i motsatt riktning genom filtret och sedan avskiljs innan filtreringen återupptas. Innan snabb sandfiltrering är det fördelaktigt att använda koagulering, för att neutralisera laddningar som annars ger repulsiva krafter mellan sandfiltrets medium och de partiklar som ska avskiljas (Crittenden et al., 2012). Det finns även långsamma sandfilter, vilka främst rekommenderas för regnvatten som ska uppnå dricksvattenkvalitet (Haq, 2017). Flödet

genom dessa är 50-100 gånger långsammare än genom snabba sandfilter. De långsamma kräver ingen koagulering och har mindre underhållsbehov än snabba sandfilter, men kräver betydligt större yta för att rena samma vattenvolym (Crittenden et al., 2012).

Det finns ett flertal ytterligare filtertyper som kan monteras innan tanken, exempelvis på stuprör eller vid tankens inlopp. Även filter som är lämpliga efter tanken finns i många varianter och avlägsnar främst lerpartiklar, organiska partiklar, mikroorganismer och ämnen som kan ha bildats i tanken. Utöver att öka den slutliga vattenkvaliteten syftar denna partikelavskiljning till att förbättra förutsättningar för en eventuell efterföljande UV-behandling. Om desinfektion ska användas rekommenderas minst två filter av minskande porstorlek innan desinfektionssteget (Novak et al., 2014).

2.4.7 Desinfektion

Desinfektion innebär partiell destruktion och inaktivering av mikroorganismer (Crittenden et al., 2012). Det finns ett stort antal desinfektionsmetoder men för regnvatten som ska användas till toalettspolning är UV-behandling den vanligaste fysikaliska metoden och klorering och ozonering de vanligaste kemiska metoderna (Haq, 2017).

Vid UV-behandling sänds UV-ljus genom vattnet och förhindrar kopieringen av mikroorganismernas DNA genom att reagera med proteiner i DNA-molekylerna. Känsligheten för UV-ljus varierar mellan olika sorters mikroorganismer och dosen bör därför regleras utefter vilka typer av organismer som avses avskiljas. Desinfektionens effektivitet beror av dosen och av vattnets turbiditet (Svenskt Vatten, 2009). För att det ska fungera optimalt bör vattnet ha låg turbiditet och UV-ljuset ska kunna nå allt vatten. Metoden är enkel att hantera och den skapar inga biprodukter (Haq, 2017).

Klorering utförs vanligtvis med klor eller aktiva klorföreningar och kan deaktivera de flesta typer av mikroorganismer (Nationalencyklopedin, u.å.a; Haq, 2017). Reningen kan utföras till en relativt låg kostnad och kan fungera med självdoserande system (Texas Water Development Board, 2005). Klorering bör utföras efter att vattnet passerat tanken för att undvika att klor reagerar med organiska ämnen så att biprodukter bildas och sedimenterar (Li et al., 2010). I vissa fall kan ett aktivt kolfilter behöva installeras efter kloreringssteget, för att avskilja biprodukter och behandla lukt som kan uppstå (Texas Water Development Board, 2005).

Ozonering sker genom att ozon injiceras i vatten för att därefter brytas ner till syre och reagera med mikroorganismer och föroreningar (Texas Water Development Board, 2005; Crittenden et al., 2012). Utöver att avskilja mikroorganismer kan metoden reducera färg och lukt samt sänka TOC-halten (Texas Water Development Board, 2005). Inga biprodukter bildas av behandlingen men den kan medföra relativt höga kostnader (Haq, 2017).

Andra exempel på desinfektionsmetoder är nanofiltrering och omvänd osmos som är två typer av membranfiltrering (Texas Water Development Board, 2005). De fungerar genom att vatten pressas genom ett semiseparabelt membran som selektivt släpper igenom

molekyler beroende på deras storlek (Nationalencyklopedin, u.å.b). På så sätt kan lösta partiklar och salter filtreras bort. I dessa processer går en del vatten förlorat, men för regnvatten blir de volymerna små då vattnet är relativt rent (Texas Water Development Board, 2005). Även behandling med jod, kaliumpermanganat, silverniträt och klordioxid samt långsam sandfiltrering och pastörisering fungerar för desinfektion (DeBusk & Hunt, 2012).

3 FALLSTUDIE CELSIUSHUSET

Celsiushuset ska uppföras på fastigheten Kronåsen 1:1 i Sciencepark i Uppsala. Huset är under byggnation sedan år 2018 och planeras stå klart vid årsskiftet 2020/2021. Det ska i huvudsak inrymma Livsmedelsverkets kontorslokaler och laboratorium med ungefär 460 arbetsplatser (Wiksell, 2018; Vasakronan, u.å.). Celsiushuset byggs med hänsyn till flertalet miljöaspekter enligt certifieringssystemet LEED.

3.1 LEED-CERTIFIERING

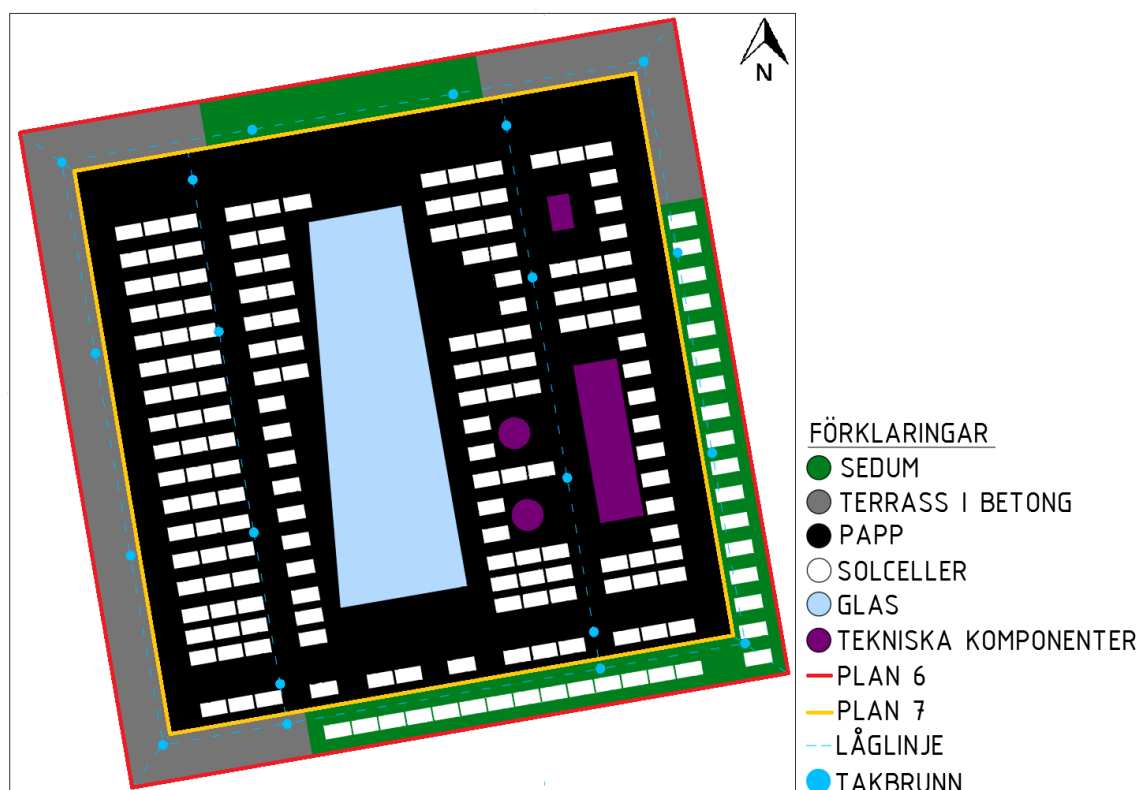
Flera certifieringssystem för hållbart byggande, som exempelvis *Building Research Establishment Environmental Assessment Method*, BREEAM, och LEED, uppmuntrar inkludering av system för regnvatteninsamling vid nybyggnationer (Novak et al., 2014). LEED är ett internationellt system som premierar olika lösningar för hållbart byggande. Systemet är utvecklat av U.S. Green Building Council och följer en amerikansk standard. Byggnader bedöms utifrån faktorer inom vattenanvändning, närmiljö, energianvändning, material och inomhusklimat. Poängfördelningen mellan dessa områden återspeglar dess miljöpåverkan och genom erhållen poäng kan nivåerna certifierad, silver, guld eller platinum uppnås. Efter att en certifiering har uppnåtts krävs återslagrapportering av verklig data för vatten- och energianvändning i fem år (Sweden Green Building Council, u.å.). I Sverige finns 273 certifierade projekt och ytterligare 86 projekt arbetar i dagsläget för att bli certifierade (december 2018) (U.S. Green Building Council, 2018).

Målsättningen är att Celsiushuset ska uppnå den högsta certifieringsnivån, platinum, vilket kräver totalt 80 poäng utav 100 möjliga (Sweden Green Building Council, u.å.). Systemet för regnvatteninsamling förväntas bidra med poäng inom kategorierna *Rainwater Management*, *Indoor Water Use Reduction* och *Innovation* (Öhrling, 2018). För att uppnå kraven för *Rainwater Management* ska avrinning för den 98:e percentilen av regionala och lokala nederbördstillfällen omhändertas på fastigheten, istället för att ledas till avloppsreningsverket. Detta ska uppnås genom regnvatteninsamlingen i kombination med att vatten från området runt huset leds till ett dike för avledning och infiltration (Öhrling, 2018; U.S. Green Building Council, 2014). Hur mycket poäng som kommer erhållas för *Indoor Water Use Reduction* blir beroende av systemets effektivitet. För *Innovation* kan poäng uppnås antingen genom att använda en egen innovation eller genom färdiga innovationer ur en katalog från LEED, där det sistnämnda valts i detta fall (Öhrling, 2018). Under kategorin *Sustainable wastewater management* ingår att använda icke-drickbart vatten från byggnaden, vilket i detta fall är regnvatten (U.S. Green Building Council, u.å.).

3.2 UTFORMNING AV TAK

En skiss av den planerade utformningen av Celsiushusets tak visas i figur 2. Taket kommer vara i två nivåer med ett huvudsakligt takplan på plan 7 och ett tak som omger husets alla sidor på plan 6. Det övre planet blir hårdgjort och ska bestå av takpapp, ett glastak och några tekniska komponenter för bland annat ventilation. Stora delar av takpappen kommer täckas av solceller. Det undre planet kommer ha terrasser i betong och grönt tak av sedum varav en del kombineras med solceller. Hela taket kommer ha en ungefärlig lutning på 1 grad som gör att regnvattnet flödar mot låglinjer, vilka är utmarkerade i figur 2. På plan 7 kommer två låglinjer finnas, med fyra takbrunnar längs

med varje. Plan 6 kommer ha låglinjer en bit ut från husväggen längs med hela taket, med totalt 12 takbrunnar (Alvarez Jurgueson, 2018).



Figur 2. Planerad utformning av Celsiushusets tak, enligt information från Alvarez Jurgueson (2018).

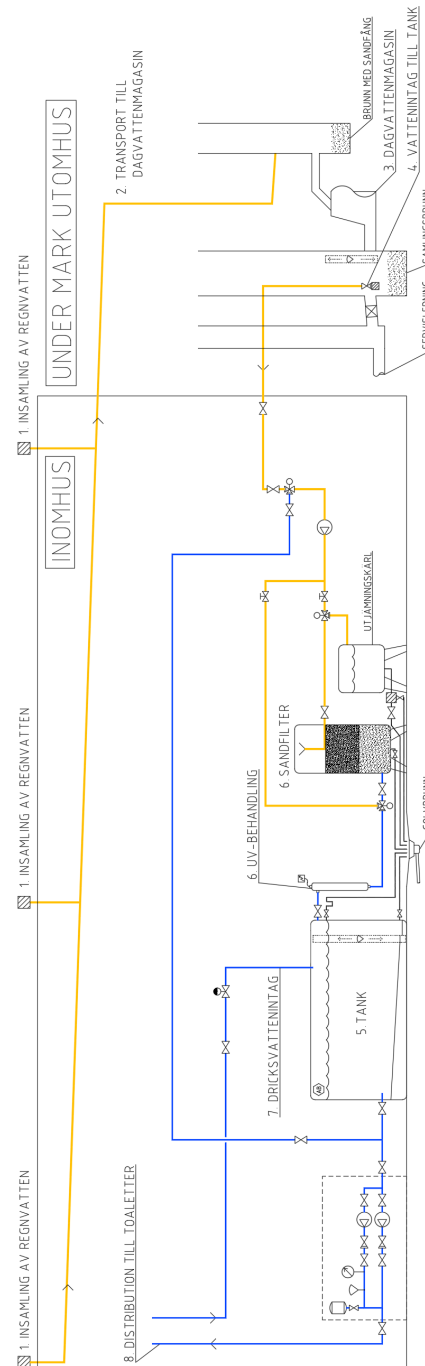
I tabell 5 redovisas ungefärliga areor för de planerade takmaterialen på Celsiushuset, beräknade utefter figur 2. I tabellen finns även en sammanställning av respektive takmaterials förväntade inverkan på avrinningskvaliteten, sammanfattat från avsnitt 2.3.3. Materialen hos glastak, solceller och tekniska komponenter bör inte bidra med nämnvärda mängder föroreningar till avrinningen i jämförelse med de andra materialen och dessa har därför bortsetts från.

Tabell 5. Areor och relativa areor för de planerade takmaterialen på Celsiushuset enligt utformningen i figur 2, samt en sammanställning av respektive takmaterials huvudsakliga påverkan på vattenkvaliteten.

Takmaterial	Area [m ²]	Relativ area [%]	Påverkan på vattenkvalitet
Sedum (delvis med solceller)	310	13	Organiska ämnen, färg, NO ₃ -N, PO ₄ -P
Terrass i betong	320	13	Suspenderat material, metaller
Papp (delvis med solceller)	1 480	62	Organiska ämnen, färg, tot-N, tot-P, turbiditet, metaller
Glas	230	10	-
Tekniska komponenter	50	2	-
Totalt	2 390	100	-

3.3 UTFORMNING AV SYSTEM FÖR REGNVATTENINSAMLING

Ett förenklat flödesschema för Celsiushusets planerade system för regnvatteninsamling visas i figur 3. De huvudsakliga komponenterna och processerna förklaras enligt deras numrering efter figuren, utefter information från Ayedi (2018) och Jergeby (2018) om inget annat anges.



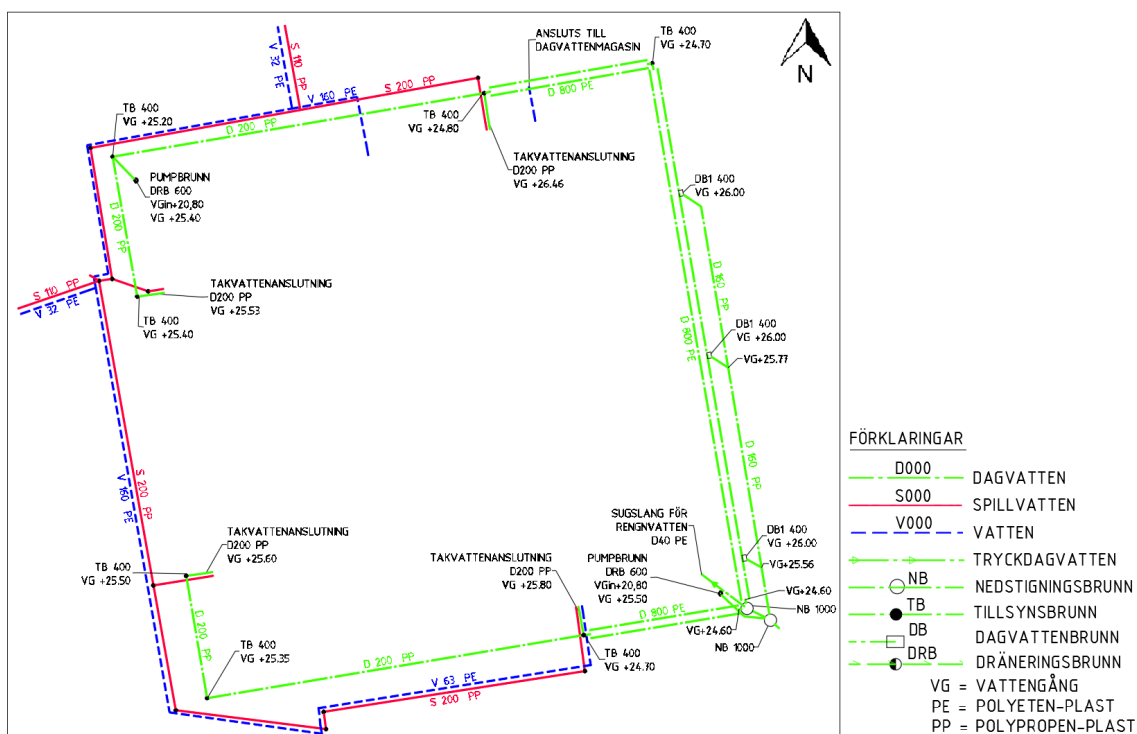
Figur 3. Flödesschema för Celsiushusets planerade system för regnvatteninsamling, förenklat utifrån en ritning av konsultföretaget Helenius. Numrerade komponenter och processer förklaras nedan.

Insamling av regnvatten (1)

Regnvatten kommer samlas in i takbrunnar från samtliga ytor på husets två takplan, vilket beskrivs närmare i avsnitt 3.2. Brunnarna kommer vara försedda med kupolsilar för att avskilja grova föremål såsom löv och växtdelar. Insamling kommer även ske med stuprör från tre tak över entréer till byggnaden, men detta har bortsetts från i detta arbete då dessa takareor i princip är försumbara i jämförelse med taket på plan 6 och 7.

Transport till dagvattenmagasin (2)

Från takbrunnarna kommer vattnet transporteras med självfall ner genom schakt i byggnaden och gå via sandfångsbrunnar till två dagvattenledningar. Figur 4 visar en planritning över de planerade VA-ledningarna runt Celsiushuset, och där *takvattenanslutning* är angivet i ritningen kommer vattnet att föras till dagvattenledningarna. Dessa ledningar, som är markerade med *D 200 PP* i ritningen, kommer vara anslutna till dagvattenmagasinet dit vattnet sedan kommer flöda. Vid större flöden än vad som får plats i dagvattenmagasinet kommer bräddning att ske, där vattnet leds till ett dike där det infiltrerar alternativt leds vidare till Fyrisån.



Figur 4. Planritning över de planerade VA-ledningarna runt Celsiushuset. De gröna ledningarna utgör dagvattenledningar och dagvattenmagasinet. Röda ledningar utgör spillvattensystemet och blå ledningar utgör vattensystemet.

Dagvattenmagasin (3)

Dagvattenmagasinet kommer vara ett rörmagasin placerat under mark enligt figur 4, där det är markerat med $D\ 800\ PE$. Dess placering under marknivån innebär att vattnet kommer lagras i mörker och att temperaturen bör vara låg. Magasinet kommer få en lutning mot dess sydöstra hörn och längs med vattnets transport ska partiklar sedimentera. Spolning av magasinet för att rengöra det från sedimenterat material

kommer utföras med jämna mellanrum. Magasinets planerade storlek är 50 m^3 , vilket baseras på förenklade beräkningar utifrån LEED-krav för *Indoor Water Use Reduction* i kombination med ekonomiska aspekter. Röret markerat med *D 160 PP* som går parallellt med dagvattenmagasinet är till för uppsamling av vatten från marknivån, vilket inte går in i systemet utan bräddas på samma sätt som bräddningen för inflöde till magasinet.

Vattenintag till tank (4)

I dagvattenmagasinets sydöstra hörn kommer en brunn med sandfång att placeras, där ytterligare sedimentering av stora partiklar samt ansamling av slam sker innan vattnet sugas in i tanken. Vattenintaget kommer ske med en sugslang med backventil och filter. Sugslangens inlopp kommer vara ovanför magasinets vattengång och dess placering regleras med en nivågivare för att den inte ska ta in vatten för långt ner där slamansamling sker. Det totala dagliga spolbehovet i byggnaden kommer i genomsnitt vara $6,4 \text{ m}^3$, enligt beräkningar utförda av Helenius VVS-projektörer med ett verktyg utvecklat av LEED. Beräkningarna baseras på antal anställda i byggnaden (460 personer), antal spolningar per dag och person (i genomsnitt tre stycken) och toaletternas spolvolym (4 liter eller 6 liter, i genomsnitt 4,67 liter) (Wiksell, 2018). Detta ger en total årlig spolvattenförbrukning på 1540 m^3 . Efter slutet av varje arbetsdag kommer vatten sugas in i tanken från magasinet, i den mängd som krävs för att fylla upp tankens vattenvolym till 10 m^3 . De dygn då vattenvolymen i magasinet är mindre än vad som krävs så kommer allt vatten sugas in.

Tank (5)

Tanken kommer vara placerad i källaren i det sydöstra hörnet av huset, där temperaturen beräknas vara cirka $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Den kommer vara i svart polypropen-plast (Wiksell, 2018) och ha en volym på 12 m^3 , varav 10 m^3 är tänkt att nyttjas för att lagra vattnet.

Sandfilter och UV-behandling (6)

När tanken fyllts på från magasinet kommer reningen med sandfilter och UV-behandling att påbörjas, en process som pågår under natten. Vattnet kommer då att föras från tanken igenom först sandfiltret och sedan UV-behandlingen. Detta kommer ske upprepade gånger så att vattnet ständigt cirkuleras. Sandfiltret planeras ha maskvidd $0,2 \text{ mm}$ och filterarea $0,2 \text{ m}^2$. Det kommer backspolas automatiskt med jämna mellanrum och det vatten som använts för backspolning kommer föras till en golvbrunn och vidare till spillvattennätet. För att minska flödes hastigheten till brunnen kommer vattnet dessförinnan att gå genom ett utjämningskärl. Om toaletter spolas under tiden reningen sker förses de med dricksvatten.

Dricksvattenintag (7)

En nivågivare kommer mäta vattennivån i tanken efter reningen. När volymen är mindre än det dagliga spolvattenbehovet på $6,4 \text{ m}^3$ kommer en ventil öppnas för att förse tanken med så mycket dricksvatten som behövs för att uppnå en total volym på $6,4 \text{ m}^3$.

Distribution till toaletter (8)

På morgonen kommer vattnet att vara renat och redo att pumpas till toaletterna när de spolas.

4 METOD

4.1 BERÄKNINGAR FÖR DIMENSIONERING AV MAGASINET

Beräkningar för dimensionering av dagvattenmagasinet baserades på ett detaljerat tillvägagångssätt enligt standarden EN 16941-1:2018 och utfördes i MATLAB.

4.1.1 Data för nederbörd och temperatur

För dimensionering av magasinet krävdes historiska värden över nederbörd och temperatur. Temperaturdata behövdes för att avgöra om nederbörden var i form av regn eller snö. Samtliga data som användes i beräkningarna hämtades från SMHI:s *LuftWebb* (SMHI, 2018), vilken tillhandahåller data för nederbördsmängd och temperatur från PTHBV-databasen. Denna databas används främst för hydrologiska modelleringar och dess värden är lagrade i ett rikstäckande rutnät med upplösning 4x4 km. Datan består av medelvärden för varje ruta, vilka baseras på observerade värden från SMHI:s meteorologiska stationer. Interpolationen till rutorna utförs med hänsyn till de närliggande stationernas inbördes korrelation och dess avstånd till rutan (SMHI, u.å.b). Data laddas ner genom att ange koordinater för gridpunkter och i detta fall hämtades data för Celsiushusets placering, med koordinater 1602994 Ö 6637388 N (koordinatsystem RT90).

Att data från denna databas användes istället för observerad data från en meteorologisk station i Uppsala beror på att databasens värden är korrigerade för mätförluster, vilket inte den observerade datan är (SMHI, 2018). Mätförlusterna beror främst på att en del av nederbörden blåser förbi nederbördsmätaren, men också på evaporation och på adhesion på mätarens sidor (Alexandersson, 2003; SMHI, u.å.b). För att korrigera för mätförlusterna använder PTHBV-modellen en metodik enligt Alexandersson (2003), utifrån hur vindutsatt varje mätstation är och huruvida nederbörden faller som snö eller regn, baserat på temperaturen (SMHI, u.å.b). Att korrigera värden för observerad dygnsnederbörd med hjälp av Alexandersson (2003) hade troligen gett mer verklighetstrogn data. Detta var dock inte möjligt eftersom metodiken var bristfälligt förklarad i Alexandersson (2003) och inte heller kontakt med SMHI kunde bringa tillräcklig klarhet i tillvägagångssättet.

4.1.2 Val av perioder för simuleringar

Utifrån rekommendationerna i EN 16941-1:2018 och DIN 1989-1:2001-10 (se avsnitt 2.2.6) utfördes beräkningarna för dimensionering av dagvattenmagasinet för perioder på fem år, vilket ansågs tillräckligt för att ge verklighetstroga resultat. Från perioden 1961–2017 valdes tre olika femårsperioder, som skulle representera perioder med liten nederbördsmängd, genomsnittlig nederbördsmängd respektive stor nederbördsmängd. Valet att använda data mellan år 1961 och 2017 baserades på att denna period innefattar den nu gällande standardnormalperioden 1961–1990 för statistiska parametrar som används för klimatbeskrivningar (SMHI, 2014). Att inkludera resterande år fram till nutid gjordes enligt rådgivning från SMHI, eftersom en längre period bör vara mer representativ (Bengtsson, 2018).

Månadssummor av nederbördsmängd för hela perioden 1961–2017 laddades ned och utifrån dessa beräknades årsnederbördsmängder för samtliga år. Därefter summerades

årsnederbördsmängder för femårsperioder, med den första perioden 1961–1965, den andra 1962–1966 och så vidare så att 53 stycken perioder skapades till och med år 2017. Sedan beräknades ett medelvärde av de totala nederbördsmängderna för femårsperioderna (till 3 007 mm). Därefter hittades femårsperioden vars totala nederbördsmängd var närmast detta medelvärde, vilken blev perioden som i fortsättningen kallas *genomsnittsperiod*. Dessutom hittades femårsperioderna med minst respektive störst nederbördsmängd, vilka benämns *nederbördsfattig period* och *nederbördsrik period*. De tre perioderna och deras totala nederbördsmängder anges i tabell 6. I tabell A1 i Appendix A redovisas totala nederbördsmängder och antal dygn med nederbörd för samtliga år inom dessa perioder.

Tabell 6. *Perioder som användes vid beräkningarna, med tillhörande nederbördsmängder.*

Period	År	Nederbördsmängd [mm]
Nederbördsfattig period	1969–1973	2 425
Genomsnittsperiod	2001–2005	3 005
Nederbördsrik period	2008–2012	3 394

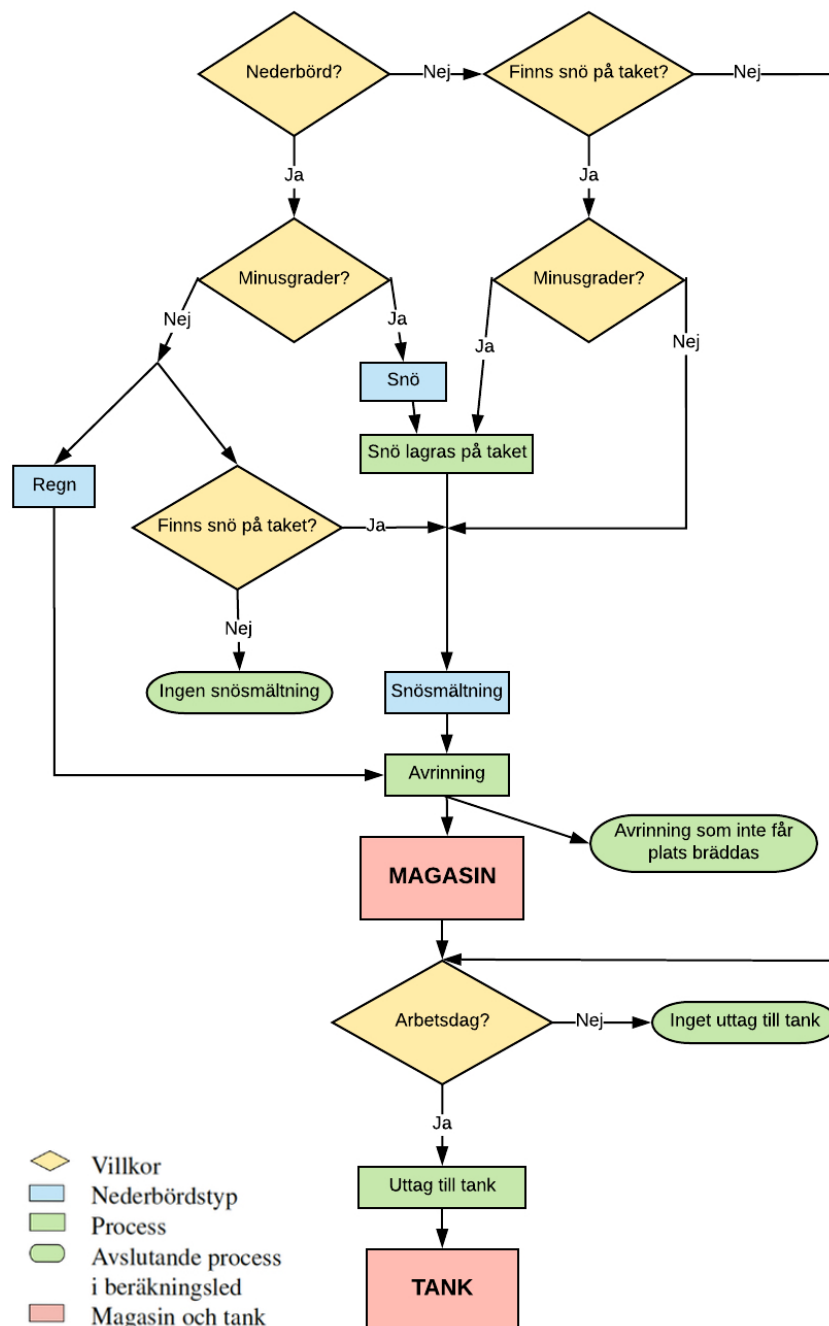
4.1.3 Undersökning av osäkerheter i nederbördsdata

Data från PTHBV-databasen är lämplig att använda för tidsserier för en godtycklig plats och är ofta enklare att använda än observerad data. Dock medför dess interpolation en utjämning som främst får effekt på extremvärden (SMHI, 2018). Enligt Wern (2018) så är PTHBV-data för längre perioder såsom års- och månadsnederbörd rätt korrigerad, men för dygn med mycket nederbörd underskattas nederbördsmängden. Dessutom innebär interpolationen mellan olika mätstationer att det kan finnas nederbördsdata för dagar som inte egentligen har någon nederbörd på den plats som undersöks, så att antal nederbördsdagar blir fler än i verkligheten. För att undersöka interpolationens inverkan på nederbördsdatan undersöktes en del värden från databasen och jämfördes med observerad data, vilket redovisas i tabell B1, tabell B2 och figur B1 i Appendix B. För att möjliggöra jämförelser behövde den observerade datan korrigeras, vilket för årsnederbördsmängder är möjligt utifrån Alexandersson (2003) där en årskorrekktionsfaktor på 1,1 anges för den meteorologiska stationen i Uppsala.

4.1.4 Simuleringar

För att undersöka daglig nederbörd, avrinningsvolym och insamlad nederbördsmängd utfördes simuleringar för varje dygn under de tre perioderna. Dygnsvärden för nederbördsmängd och lufttemperatur för de tre perioderna hämtades från SMHI:s *LuftWebb* (SMHI, 2018). Därefter utfördes beräkningar för varje dygn enligt processen som visas i flödesschemat i figur 5. För genomsnittsperioden utfördes dessa beräkningar för olika magasinstorlekar, vilka ökades successivt med 5 m³ från 0 m³ till och med 250 m³. Magasinstorlekar under 6,4 m³ är i verkligheten inte möjliga för Celsiushuset eftersom magasinet bör vara större än det dagliga spolbehovet. Trots detta inkluderades magasin från 0 m³, eftersom det ansågs intressant att undersöka hur storleksökningar påverkar olika faktorer även för små magasin. För den nederbördsfattiga och den nederbördsrika perioden utfördes beräkningarna endast för den planerade magasinstorleken på 50 m³.

Nedanför figur 5 förklaras de beräkningssteg som flödesschemat åskådliggör. Beräkningarna för varje period påbörjades den 1 januari det första året i perioden. En alternativ metod hade varit att använda hydrologiska år (med start 1 oktober) eller att börja året efter sommarens semesterperiod. Men eftersom de flesta resultat skulle redovisas för ett medelvärde av flera år bör valet av startdatum få relativt liten betydelse. Dessutom var tillvägagångssättet enklast för att kunna åskådliggöra variationer mellan olika perioder under året.



Figur 5. Flödesschema för simuleringarna som utfördes för varje dygn i de tre perioderna.

Det första beräkningssteget för varje dygn utgick från nederbördsdata. Om det förekom nederbörd under dygnet kontrollerades dygnsmedeltemperaturen, för att avgöra om nederbörden var i form av regn eller snö. De dygn då det var minusgrader antogs nederbörden falla som snö och lagras på taket medan det vid plusgrader antogs vara regn och bli till avrinning, tillsammans med eventuell smältning av snö som lagrats tidigare dygn. Enligt Lundin (2018) kommer ingen takskottning att utföras på Celsiushuset, förutom i undantagsfall vid mycket stora snömängder. Till följd av detta antogs att all nederbörd som faller på taket bidrar till avrinning, även vintertid. Även för dygn utan nederbörd kontrollerades om det fanns snö lagrad och vid plusgrader smälte den. Dygn då det varken förekom nederbörd eller snösmältning antogs att ingen avrinning skedde och beräkningar för uttag till tanken påbörjades istället.

Mängden snösmältning beräknades med graddagsmetoden och beskrivs enligt USACE (1998) som

$$M_s = C_m(T_a - T_b) = 3,5 \text{ mm}/(^{\circ}\text{C} \cdot \text{dygn}) \cdot (T_a - 0^{\circ}\text{C}) = 3,5 \text{ mm}/(^{\circ}\text{C} \cdot \text{dygn}) \cdot T_a \quad (1)$$

där M_s är snösmältning (i snövattekvivalenter) i mm/dygn, C_m är graddagsfaktor, T_a är dygnsmedeltemperatur i $^{\circ}\text{C}$ och T_b är tröskeltemperatur för smältning i $^{\circ}\text{C}$. Denna metod används inom hydrologisk modellering för att förenklat beräkna snösmältning utifrån temperaturdata (Rodhe, 2000). Metoden lämpar sig bäst för skogsområden eftersom kortvägig strålning och vindeffekter där har låg inverkan på snösmältningen. För öppna ytor, som i fallet med Celsiushuset, har graddagsfaktorn i ekvationen en större osäkerhet (USACE, 1998). Intervallet för graddagsfaktorn varierar mellan olika litteratur, exempelvis anges 1,8–3,7 mm/ $(^{\circ}\text{C} \cdot \text{dygn})$ (USACE, 1998) och 2–5 mm/ $(^{\circ}\text{C} \cdot \text{dygn})$ (Rodhe et al., 2006). Värdet 3,5 mm/ $(^{\circ}\text{C} \cdot \text{dygn})$ används ofta för öppen mark (Rodhe et al., 2006) och är enligt Eklund (2018) ett lämpligt värde som SMHI ofta använder i sina beräkningar. Baserat på detta användes värdet 3,5 mm/ $(^{\circ}\text{C} \cdot \text{dygn})$ i beräkningarna med ekvation 1. Tröskeltemperaturen för smältning sattes till 0°C enligt USACE (1998).

För att beräkna avrinningsvolymen som regn och snösmältning gav upphov till krävdes en sammanvägd avrinningskoefficient för Celsiushusets tak. Denna beräknades med

$$\begin{aligned} \varphi &= \frac{A_{\text{hårdgjord yta}} \cdot \varphi_{\text{hårdgjord yta}} + A_{\text{grönt tak}} \cdot \varphi_{\text{grönt tak}}}{A_{\text{hårdgjord yta}} + A_{\text{grönt tak}}} \\ &= \frac{2080 \text{ m}^2 \cdot 0,9 + 310 \text{ m}^2 \cdot 0,5}{2080 \text{ m}^2 + 310 \text{ m}^2} \approx 0,85 \end{aligned} \quad (2)$$

enligt metodiken i Svenskt Vattens publikation P110 (Svenskt Vatten, 2016b), där φ är avrinningskoefficient och A är area. Avrinningskoefficienterna i ekvation 2 är årsmedelvärden och till följd av en större evaporation under sommaren än under vintern kommer avrinningskoefficienten för framförallt det gröna taket att variera under året. Detta bortsågs från i beräkningarna när avrinningskoefficienternas årsmedelvärden användes. Areor summerades för samtliga hårdgjorda ytor (papp, glas, terasser av betong och tekniska komponenter) och avrinningskoefficienten 0,9 användes för dessa, enligt Svenskt Vatten (2016b). Avrinningskoefficienten för gröna tak kan variera mellan 0,1 och 0,8 beroende på substratets tjocklek, överbyggnadens tjocklek och uppbyggnad samt

takets lutning (Vinnova, 2017). Eftersom det vid beräkningarna ännu inte hade beslutats vilket slags sedumtak som skulle användas antogs en avrinningskoefficient på 0,5 enligt European committee for standardization (2018) och Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. (2002). Det antogs att nederbörden som faller på solcellerna avrinner till papptaket respektive det gröna taket under dem. Beräkningarna enligt ekvation 2 resulterade i en sammanvägd avrinningskoefficient på 0,85.

Därefter beräknades daglig avrinningsvolym med

$$Avr_{eff,daglig} = Avr_{daglig} \cdot \eta = A \cdot P_{daglig} \cdot \varphi \cdot \eta = 2390 \text{ m}^2 \cdot P_{daglig} \cdot 0,85 \cdot 0,9 \quad (3)$$

utifrån det detaljerade tillvägagångssättet i EN 16941-1:2018 (European committee for standardization, 2018), där $Avr_{eff,daglig}$ är daglig effektiv avrinningsvolym i liter, Avr_{daglig} är daglig avrinningsvolym i liter, A är area, P_{daglig} är daglig nederbörd i mm, φ är avrinningskoefficient och η är hydraulisk effektivitet. Enligt European committee for standardization (2018) och i samråd med Ayedi (2018) användes värdet 0,9 för den hydrauliska effektiviteten, η . Detta värde tar hänsyn till förlorat regnvatten i det snabba sandfiltret, vilket är placerat efter magasinet. Trots att beräkningen i ekvation 3 avser avrinning till magasinet användes även den hydrauliska effektiviteten i ekvationen eftersom det är den slutliga insamlingen av regnvatten som är av intresse. Att inkludera hydraulisk effektivitet i ekvationen innebär att den effektiva avrinningen beräknas. Föresättningsvis i rapporten benämns effektiv avrinning förenklat som avrinning.

Därefter beräknades hur mycket av avrinningsvolymen som gick in i magasinet. Om det fanns plats för hela avrinningen, utifrån magasinets storlek och vattenvolym sedan dagen innan, så gick all avrinning in. De dygn då endast en del av avrinningen fick plats gick resterande del till bräddning och om magasinet var helt fullt bräddades all avrinning. Simuleringarna påbörjades med ett tomt magasin och därefter var volymen när ett nytt år påbörjades densamma som det sista dygnet året innan.

Slutligen beräknades hur mycket vatten som gick in i tanken, vilket berodde av spolbehov och av vattenvolym i magasinet. Tankens volym antogs vara 6,4 m³ vilket motsvarar det dagliga spolbehovet. Att det utöver detta finns plats för ytterligare 5,6 m³ i tanken (då dess volym egentligen är 12 m³) bortsågs från, för att beräkningarna endast skulle avse dimensionering av magasinet. Detta medför att en något större mängd vattenvolym än beräknat kan samlas in i systemet. Spolbehovet antogs vara 6,4 m³ för alla arbetsdagar, vilket var samtliga vardagar som inte inträffade under sommarens semesterperiod. Enligt Forsberg (2018) så är de anställda på Livsmedelsverket dessutom lediga under cirka 11 helgdagar om året, men dessa bortsågs från i beräkningarna. Myndighetens årliga semester är i snitt fyra veckor och vanligtvis förlagd under juni, juli och augusti (Forsberg, 2018). För att förenkla beräkningarna antogs att alla anställda i Celsiushuset har semester samtidigt under fyra veckor. För de datum som inföll på helger eller under veckorna 27–30 gjordes därmed inget uttag till tanken. Om vattenvolymen i magasinet var minst 6,4 m³ beräknades att 6,4 m³ gick in i tanken den dagen. Om volymen i magasinet däremot var mindre gick allt vatten som fanns i magasinet in i tanken.

4.1.5 Åskådliggörande av effektivitet och dess relaterade parametrar

Efter simuleringarna utfördes beräkningar för att åskådliggöra resultaten i flertalet grafer och tabeller. För att visa sambandet mellan daglig nederbörd, daglig avrinning och dagligt inflöde i magasinet samt hur detta påverkar magasinets vattenvolym skapades grafer med tidsserier för varje år i genomsnittsperioden.

För flertalet resultat redovisades medelvärden av beräknade värden för alla fem år inom respektive period, vilket då benämns *nederbördsfattigt år*, *genomsnittsår* respektive *nederbördsrikt år*. Först utfördes beräkningar av total avrinning, totalt inflöde i magasinet, total spolvattenförbrukning och total nederbördsvolym för varje månad under ett nederbördsfattigt år, ett genomsnittsår och ett nederbördsrikt år. Nederbörden omvandlades då från millimeter till volym genom att multiplicera med takets area. För att åskådliggöra effektivitetens variation under ett år för den planerade magasinstorleken beräknades även effektiviteten för varje månad, genom att dividera det totala uttaget till tanken med månadens totala spolvattenbehov.

Därefter utfördes beräkningar för ett genomsnittsår vid varierande magasinstorlek. Årlig insamlad nederbördsmängd beräknades genom att summera inflödet i magasinet under ett år, vilket utfördes för varje magasinstorlek från 0 m³ till 250 m³, med stegvisa ökningar på 5 m³. Även genomsnittlig effektivitet beroende av magasinstorlek beräknades. Detta utfördes genom att, för varje magasinstorlek, dividera totalt uttag till tanken med det totala spolbehovet under året. Andelen avrinning som går in i magasinet årligen beroende av magasinets storlek beräknades också.

4.1.6 Kostnadsberäkningar

För att få en uppfattning av kostnaden för Celsiushusets system för regnvatteninsamling utfördes förenklade beräkningar baserade på anläggningskostnad och besparing till följd av minskad dricksvattenförbrukning. I beräkningarna bortsågs från kostnader som medföljer i konventionella spolvattensystem i byggnader så att endast kostnader som tillkommer i och med regnvatteninsamlingen behandlades. Dock bortsågs från systemets driftskostnader, vilket kan innefatta exempelvis kostnader för energiförbrukning, komponenter som behöver bytas ut med jämna mellanrum (som UV-lampor och sandfiltrets sand), personalkostnader, spolning av magasinet och annan rengöring. Detta medför att den beräknade kostnaden blir en underskattning.

Anläggningskostnader för systemet presenteras i tabell 7. Dessa är ungefärliga värden eftersom projektörerna vid tidpunkten för dessa beräkningar ännu inte hade utfört någon detaljerad kostnadskalkyl. Framförallt finns stora osäkerheter för kostnaden för komponenter inomhus och värdet 500 000 kr är uppskattat av VA-projektören Per Jergeby (Jergeby, 2018). För att ta hänsyn till dessa osäkerheter utfördes beräkningarna även för 300 000 kr och 700 000 kr. Kostnader för eventuella lån togs inte hänsyn till.

Tabell 7. *Anläggningskostnader för komponenter hos systemet för regnvatteninsamling, exklusive moms. Källor anges i fotnoter under tabellen.*

Komponent	Anläggningskostnad
Rör, övergångar och markarbete för dagvattenmagasin	700 000 kr ¹
Dagvattenmagasin (beroende av dess storlek)	6 000 kr/m ³ ²
Komponenter inomhus	500 000 kr ²

¹ Lundin (2018) ² Jergeby (2018)

Att systemet medför minskad dricksvattenförbrukning i byggnaden kommer ge ekonomiska besparingar i och med minskad kostnad för dricksvatten. Dessa beror av Uppsalas kommunala VA-taxa, som består av en anläggningsavgift och en bruksavgift. Anläggningsavgiften gäller för anslutning till det kommunala vatten- och avlopps nätet (Uppsala Vatten och Avfall, 2018b) och blir densamma som vid ett konventionellt system. Bruksavgiften blir däremot annorlunda och beräkningar av besparingar gällande dricksvatten baserades därför på denna. Enligt rekommendation från Lustig (2018), VA-chef på Uppsala Vatten och Avfall, användes ett beräkningsverktyg på Uppsala Vattens hemsida för att förenklat beräkna hur mycket pengar som sparas årligen på att spola med regnvatten istället för dricksvatten. Detta verktyg syftar till att användas av fastighetsägare anslutna till det kommunala VA-nätet, för att beräkna deras årskostnad för vatten och avlopp (inklusive moms) (Uppsala Vatten och Avfall, 2018a). I årskostnaden för vatten ingår förutom dricksvatten även omhändertagande av avloppsvatten och dagvatten.

Kostnadsberäkningar utfördes först för olika magasinstorlekar, där tre olika anläggningskostnader beräknades enligt

$$Kostnad_{anläggning} = Kostnad_{inomhus} + 700\,000 + 6000 \cdot Magasinstorlek \quad (4)$$

där $Kostnad_{inomhus}$ varierades mellan 300 000 kr, 500 000 kr och 700 000 kr. Den årliga besparingen beräknades utifrån årlig volym insamlat regnvatten för ett genomsnittså. Dessa volymer för de 51 olika magasinstorlekarna från 0 m³ till 250 m³ fördes in i beräkningsverktyget för att ta fram den motsvarande besparingen av dricksvattenkostnad som sker det första året. Därefter räknades dessa värden om till besparingar utan moms för att göra dem jämförbara med anläggningskostnaderna i tabell 7. Detta utfördes genom en division med 1,25 eftersom momsen på dricksvatten är 25 % enligt Skatteverket (u.å.). Utifrån de tre anläggningskostnaderna beräknades sedan tre totala kostnader för systemet för varje magasinstorlek med

$$Kostnad_{tot} = Kostnad_{anläggning} - Besparing_{dricksvatten} \quad (5)$$

där $Besparing_{dricksvatten}$ är värden från Uppsala Vattens beräkningsverktyg för de olika magasinstorlekarna, vilka motsvarar besparingen under det första året.

Därefter beräknades återbetalning av systemet över tid. Detta utfördes för den planerade magasinstorleken 50 m³ utifrån de tre olika anläggningskostnaderna, samt årlig besparing av dricksvattenkostnad för genomsnittsåret och framtida utveckling av

dricksvattenkostnad. Enligt beräkningar utförda av Svenskt Vatten kommer brukningstaxan öka med 100 % de kommande 20 åren, för att kunna finansiera investeringsbehov för kommunalt vatten och avlopp. Ökningen varierar mellan 60 % och 120 % beroende på beräkningsscenario och kommer troligen ha stor variation mellan olika kommuner (Svenskt Vatten, 2017). I samråd med Lustig (2018) valdes att utgå från en 100 %-ökning i beräkningarna, vilket motsvarar en genomsnittlig ökning av taxan per år med 4 % utöver inflation (Svenskt Vatten, 2017). Enligt målsättningen av inflation på 2 % (Sveriges Riksbank, 2018) beräknades utvecklingen av systemets totala kostnad med framtida kostnadsbesparing av dricksvatten, enligt

$$Kostnad_{tot\ över\ tid} = Kostnad_{tot} - (Besparing_{dricksvatten} \cdot 1,04^{antal\ år} \cdot 1,02^{antal\ år}) \quad (6)$$

för de tre olika totala kostnaderna. Detta utfördes från år 2021 när systemet beräknas vara i bruk, till och med år 2100.

4.2 BERÄKNING AV FÖRORENINGSBELASTNING FRÅN TAKAVRINNING

För att möjliggöra en uppskattning av takavrinningens reningsbehov beräknades dess årliga föroreningsbelastning i StormTac (webbversion v18.3.2). Vid beräkningarna användes de olika takmaterialen som markanvändningar. *Takyta* angavs för glastak, terrasser av betong och tekniska komponenter och *Grönt tak* för sedumtaket. För papptaket användes *Asfalttak* som till skillnad från de andra två inte är en färdig markanvändning i modellen. Dess schablonvärden hämtades från StormTacs databas, och för basflödeshalter angavs samma värden som för *Takyta* (vilka var i princip desamma även för *Grönt tak*). Samtliga schablonhalter som användes i beräkningarna redovisas i Appendix C (tabell C2), tillsammans med volymavrinningskoefficienterna (tabell C1). Modellens förinställda volymavrinningskoefficienter användes för *Grönt tak* och *Takyta* och för papptaket användes samma värde som för *Takyta*. De förinställda värdena brukar endast justeras om den aktuella ytan har en ovanligt hög lutning eller är mer eller mindre genomsläpplig än normalt (StormTac, 2018).

Föroreningsberäkningarna utfördes för de ämnen vars halter är möjliga att beräkna i StormTac och i huvudsak ansågs relevanta för att påverka mikrobiell tillväxt, alg tillväxt, missfärgning och luktproblematik i systemet. Men även ämnen som kan påverka vattenkvaliteten på andra sätt, och som det fanns riktvärden för, inkluderades i beräkningarna. Varje ämne är i modellen klassificerat enligt tre osäkerhetsnivåer baserat på mängden indata och dess variation (StormTac, 2018). Osäkerhetsnivåer för de beräknade ämnena är markerade i tabell C1 i Appendix C. Beräkningarna utgick från en korregerad årsmedelnederbörd för Uppsala för perioden 1961–2017, vilken beräknades utifrån PTHBV-databasens värden till 601 mm.

4.3 VAL AV REKOMMENDERAD RENING

De reningsmetoder som rekommenderades för systemet i Celsiushuset valdes utifrån reningsmetoderna under avsnitt 2.4. Reningsmetoderna skulle fungera rent praktiskt i byggnaden utifrån informationen i avsnitt 3.3. Valet av reningsmetoder baserades på följande:

- Rekommendationer för rening i EN 16941-1:2018, enligt avsnitt 2.2.3.

- Beräknad föroreningsbelastning från Celsiushusets takavrinning och jämförelser mellan dess värden och riktvärden enligt tabell 10.
- Olika faktorerers påverkan på vattenkvaliteten enligt avsnitt 2.3 och sammanställningen i tabell 5.
- Erfarenheter av reningsmetoder och dess resultat på vattenkvalitet från projekt utomlands, samt reningsmetoder i planerade projekt i Sverige, enligt avsnitten 2.2.4 och 2.2.5.

5 RESULTAT

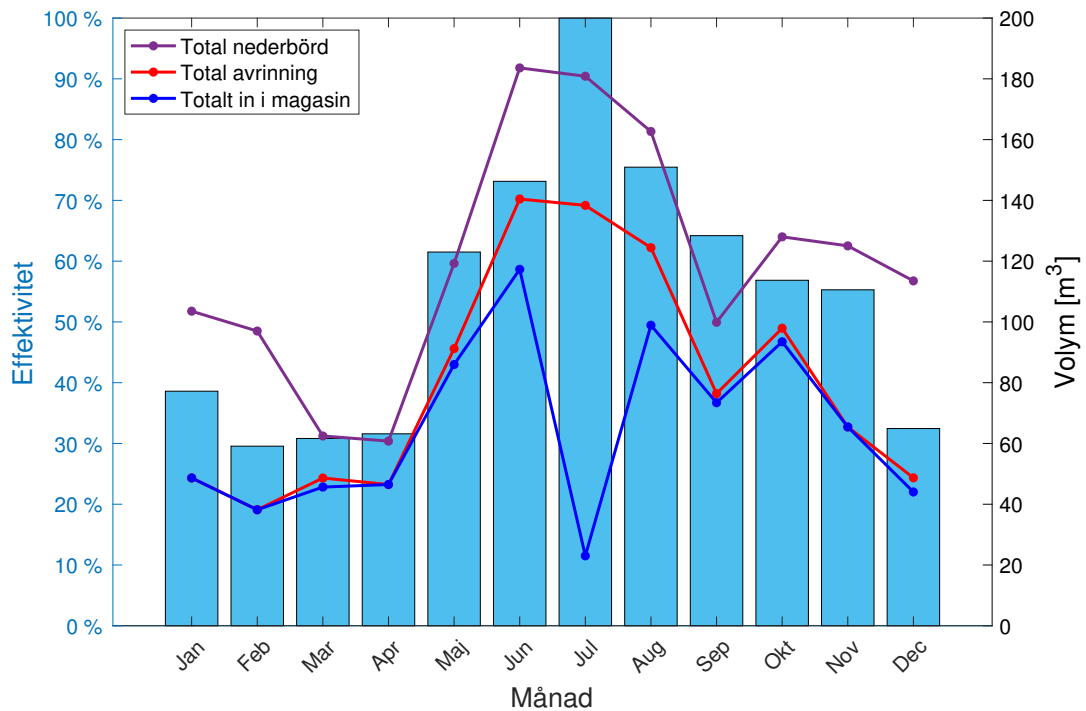
I följande avsnitt redovisas variation av effektiviteten under ett genomsnittsår och mellan den nederbördsfattiga perioden, genomsnittsperioden och den nederbördsrika perioden. Även olika parametrar som har betydelse för effektiviteten redovisas, såsom nederbörd, avrinning och regnvattenvolym som går in i magasinet. Därefter åskådliggörs inverkan av magasinets storlek på regnvatteninsamlingen samt på systemets kostnader. Slutligen presenteras föroreningsbelastning i avrinningsvattnet och de föreslagna reningsmetoderna för systemet i Celsiushuset.

De hydrologiska förloppen som simulerats redovisas i figur A1–A5 i Appendix A och visar tidsserier av dagliga värden för nederbörd, avrinning, inflöde i magasinet och magasinets vattenvolym för genomsnittsperioden. I tabell B1, tabell B2 och figur B1 i Appendix B redovisas jämförelser mellan nederbördsdata från PTHBV-modellen och observerade nederbördsvärden från SMHI:s meteorologiska station i Uppsala.

5.1 SYSTEMETS EFFEKTIVITET

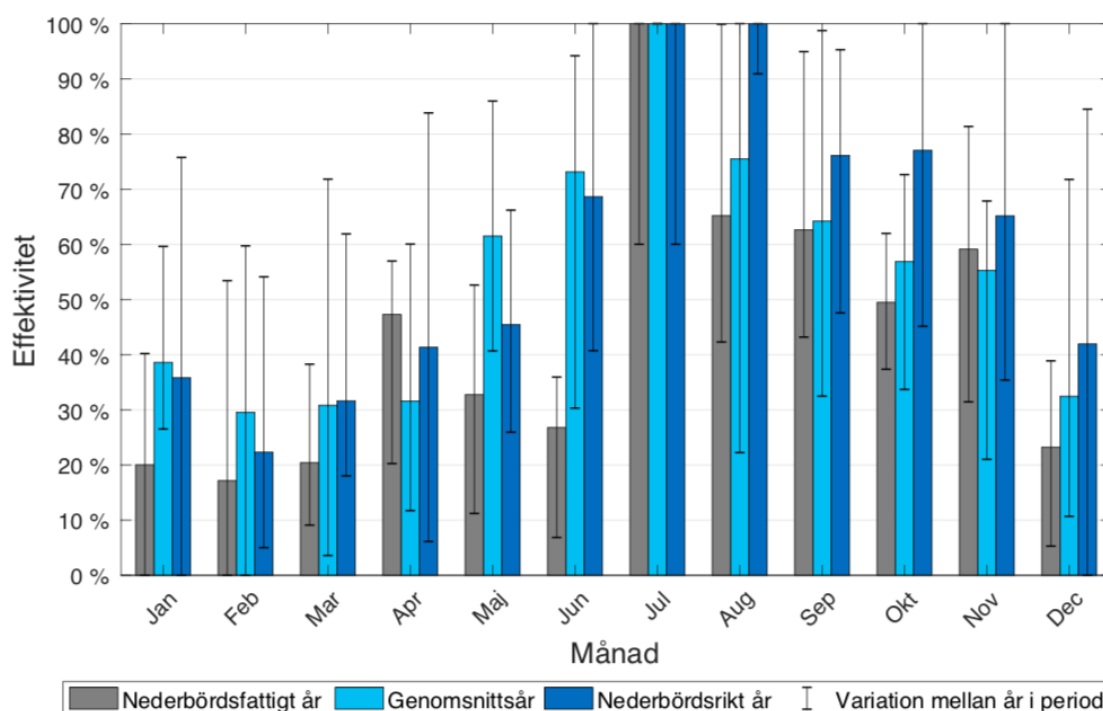
I figur 6 åskådliggörs hur effektiviteten varierar under ett genomsnittsår för en magasinstorlek på 50 m³. Även total nederbördsvolym, total avrinning och total volym in i magasinet varje månad redovisas. Effektiviteten är generellt som högst under sommaren och högre under hösten än våren. Under sommaren och hösten varierar den mellan 60 % och 100 % och under årets första månader är den lägre (30–40 %). Det finns ett relativt tydligt samband mellan nederbörd och effektivitet då även nederbördsvolymen är som högst under sommaren och generellt högre på hösten än våren. Eftersom spolbehovet är betydligt mindre i juli då det endast spolats ett fåtal dagar till följd av semesterperioden (vilken varierar något mellan olika år beroende på när semesterveckorna faller in) sker spolningen den månaden enbart med regnvatten. Att magasinet fylls på under juli gör att även effektiviteten i augusti är hög.

Figur 6 visar att den bräddade volymen är som störst under sommaren, vilket ses på differensen mellan kurvorna för avrinning och total mängd in i magasinet. För juli och augusti är detta kopplat till både stor nederbördsmängd och att magasinet fylls upp när spolningsbehovet är lågt i juli, men för juni beror det på en stor nederbördsmängd. I figur A1–A5 i Appendix A ses att för flera av åren inom genomsnittsperioden är nederbördsmängden och volymen i magasinet relativt stor i juni månad.



Figur 6. Effektivitet varje månad (blå staplar) samt månadsvärden för total nederbördsvolym, total avrinningsvolym och total volym regnvatten in i magasinet för ett genomsnittsår. Samtliga värden är medelvärden för de fem åren i genomsnittsperioden och gäller för en magasinstorlek på 50 m^3 .

På samma sätt som i figur 6 redovisas effektivitet över året i figur 7, men i detta fall även för ett nederbördsfattigt och ett nederbördsrikt år. Varje periods minsta respektive största månadsvärde för effektivitet är markerade med svarta streck i figuren. En liknande trend finns för det nederbördsfattiga och det nederbördsrika året som för det genomsnittliga, att den högsta effektiviteten erhålls på sommaren och hösten. Dock finns stora variationer inom varje period, vilket beror på stor variation i nederbördsmängd mellan olika år. Under det sista halvåret är oftast effektiviteten för det nederbördsrika året högst, det nederbördsfattiga året lägst och genomsnittsårets värde ligger däremellan, vilket är väntat. Dock är så inte fallet under de första sex månaderna, där genomsnittsårets effektivitet ofta överstiger effektiviteten för det nederbördsrika året.



Figur 7. Effektivitet varje månad för ett nederbörsfattigt år, ett genomsnittsår och ett nederbörsrikt år. Samtliga värden är medelvärden för de fem åren i respektive period och gäller för en magasinstorlek på 50 m³. De svarta strecken visar variation inom perioden, där den högsta respektive lägsta effektiviteten för aktuell månad är markerad.

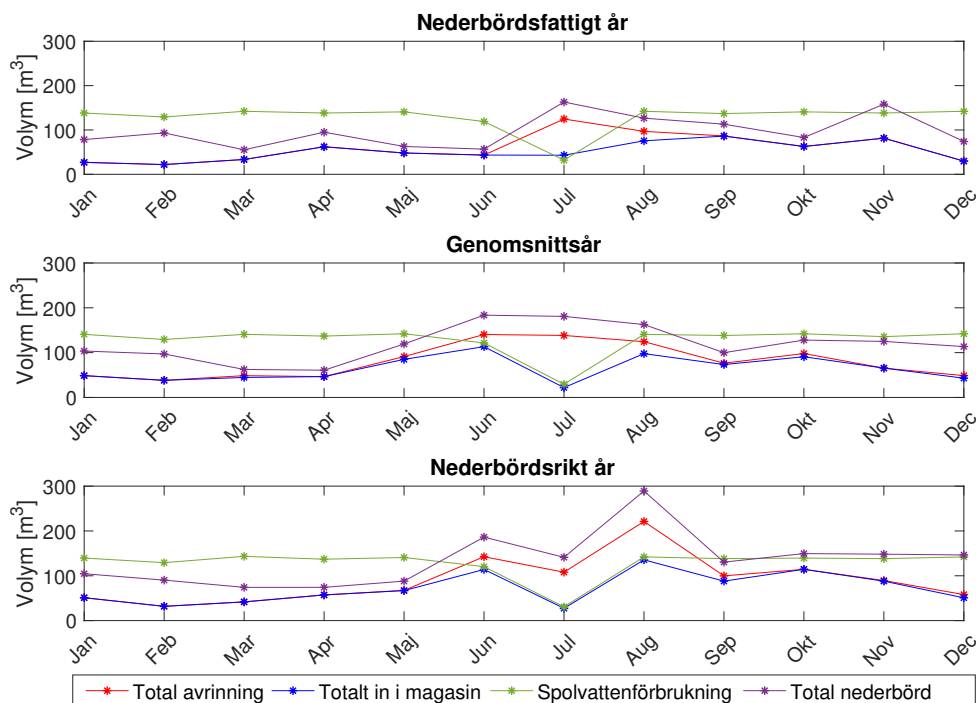
Den sammantagna effektiviteten för den nederbörsfattiga perioden, genomsnittsperioden och den nederbörsrika perioden redovisas i tabell 8, även i detta fall för ett magasin på 50 m³. Den högsta respektive lägsta sammantagna effektiviteten för ett år inom varje period redovisas inom parentes. För genomsnittsperioden och den nederbörsrika perioden överlappar dessa intervall, vilket har ett samband med årlig insamlad nederbörsmängd då skillnaden mellan dessa värden är nästan dubbelt så stor mellan den nederbörsfattiga perioden och genomsnittsperioden som mellan genomsnittsperioden och den nederbörsrika.

Tabell 8. Sammantagen effektivitet (kvoten mellan totalt uttag till tanken och totalt spolbehov) för de olika perioderna samt årlig insamlad nederbörsmängd (totalt inflöde i magasinet), för ett magasin på 50 m³. Värdena avser ett medelvärde för respektive period och inom parentes visas spannet av variation mellan de fem olika åren i perioden.

Period	Effektivitet [%]	Årlig insamlad nederbörsmängd [m ³]
Nederbörsfattig period	40 (39–41)	615 (605–626)
Genomsnittsperiod	51 (46–55)	781 (702–872)
Nederbörsrik period	56 (45–67)	867 (695–1 005)

Figur 8 åskådliggör månadsmedelvärden av total nederbörsvolym, total avrinningsvolym samt total volym regnvatten in i magasinet för de tre perioderna. Även

spolvattenförbrukningen varje månad, vilken är densamma för samtliga år, redovisas för att åskådliggöra skillnaden mellan ingående och utgående volym i magasinet. Skillnaden mellan kurvorna för total avrinning och total volym in i magasinet i figur 8 visar att majoriteten av bräddningen för alla tre perioder sker under sommarperioden, vilket för genomsnittsåret även visades i figur 6. Enligt figur 8 sker bräddning i störst utsträckning under det nederbördsrika året och som minst under det nederbördsfattiga, där ingen bräddning sker i juni. En generell trend i figur 8 är att både nederbördsmängd, avrinning och totalt inflöde i magasinet ofta är högst för det nederbördsrika året och lägst för det nederbördsfattiga, där störst skillnader finns under sommaren och hösten. Spolvattenbehovet varje månad överstiger inflödet till magasinet under våren och hösten men under sommaren ligger kurvorna närmare varandra, vilket gäller i störst utsträckning för ett nederbördsrikt år. Detta får inverkan på effektiviteten, vilken har en liknande trend i figur 7.



Figur 8. Total nederbördsvolym, total avrinningsvolym, total volym regnvatten in i magasinet samt total spolvattenförbrukning varje månad för respektive period. Samtliga värden är medelvärden för de fem åren i varje period och gäller för en magasinstorlek på 50 m^3 .

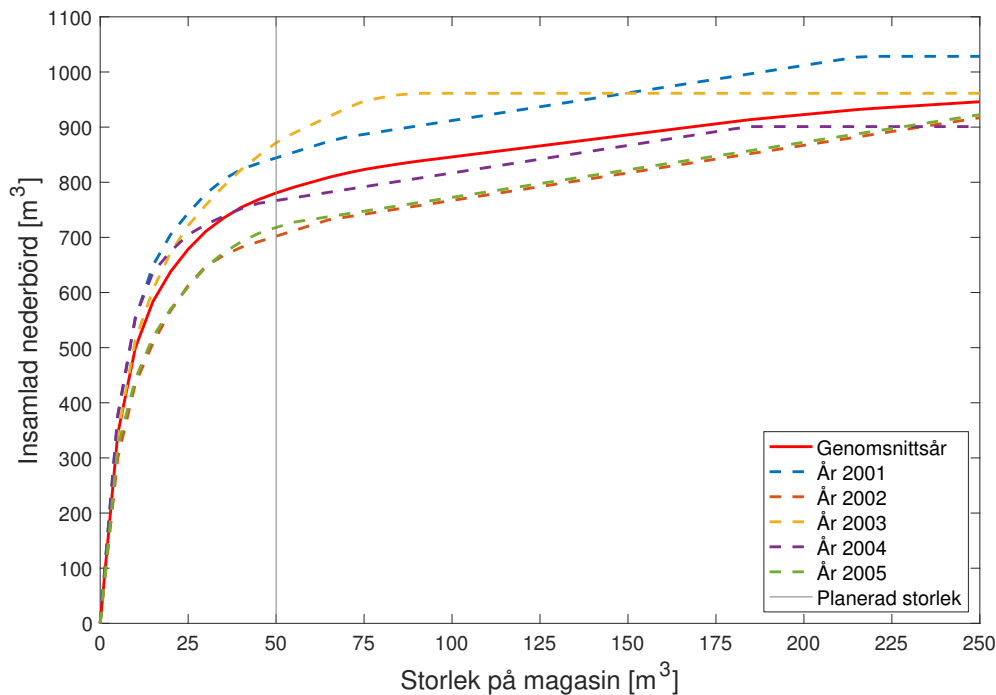
På samma sätt som för genomsnittsåret i figur 6 ses i figur 8 att även för de andra två perioderna är avrinningen i jämförelse med nederbörden lägre vintertid. För samtliga perioder är kvoten mellan månadsvärden för total avrinning och total nederbörd 0,77 ($0,85 \cdot 0,9$) för de månader som inte har något snöfall. Detta värde är förhållandet mellan daglig avrinningsvolym (utifrån beräkningen med ekvation 3) och daglig nederbördsvolym. För månader med snöfall är kvoten lägre ju fler dygn med snö som finns i en månad, vilket visar att snö generellt verkar bidra till en mindre

avrinningsvolym än regn. Det beror på att snön kan lagras på taket under flera månader och smälter först när det blir tillräckligt varmt, vilket i vissa fall sker först efter en månad eller längre tid. Detta ses i figur A1–A5 i Appendix A.

5.2 OPTIMERING AV MAGASINSTORLEK

Figur 9 visar insamlad nederbördsvolym under ett genomsnittsår och under varje år inom genomsnittsperioden, för olika storlekar på magasinet. Volymen insamlad nederbörd ökar med magasinets storlek. Skillnaden är som störst för små magasin och vid större storlekar erhålls inte en lika stor ökning av insamlad nederbörd trots ökning av storleken. Detta beror på att bräddning sker i betydligt högre grad för små magasin. Variationen är relativt stor mellan de olika åren, vilket är kopplat till dess varierande nederbördsmängder (vilka ses i tabell 9) och därmed olika insamlade avrinningsvolym. Kurvorna för år 2001, 2003 och 2004 får lutning 0 vid en viss magasinstorlek, vilket innebär att insamlad nederbördsmängd därefter inte ökar med ökande storlek. Det beror på att avrinningen under hela året då får plats i magasinet och att ingen bräddning sker. För dessa tre år är den totala avrinningen därmed lika stor som den största mängden total insamlad nederbörd, vilket ses vid jämförelse mellan figur 9 och tabell 9. För år 2002 och 2005 skulle ett ännu större magasin än 250 m^3 krävas för att samla in all avrinning.

Enligt figur 9 så samlas cirka 780 m^3 in på ett år för magasinets planerade storlek på 50 m^3 . För magasin mindre än detta minskar den insamlade volymen relativt snabbt med minskande magasinstorlek. För större magasin än 50 m^3 planar genomsnittskurvan ut något, vilket innebär att ett större magasin inte ger särskilt mycket mer insamlad volym i förhållande till den storleksökning som krävs. Kurvan för genomsnittsåret har dock en något större lutning till och med cirka 75 m^3 än efter denna storlek. Ett magasin på 75 m^3 ger en insamlad volym på något över 820 m^3 .



Figur 9. Volym insamlat regnvatten för ett genomsnittsåret och för varje år inom genomsnittsperioden, beroende av magasinets storlek. Samtliga värden är medelvärden för de fem åren i genomsnittsperioden. Den planerade storleken, 50 m³, är markerad med en vertikal linje.

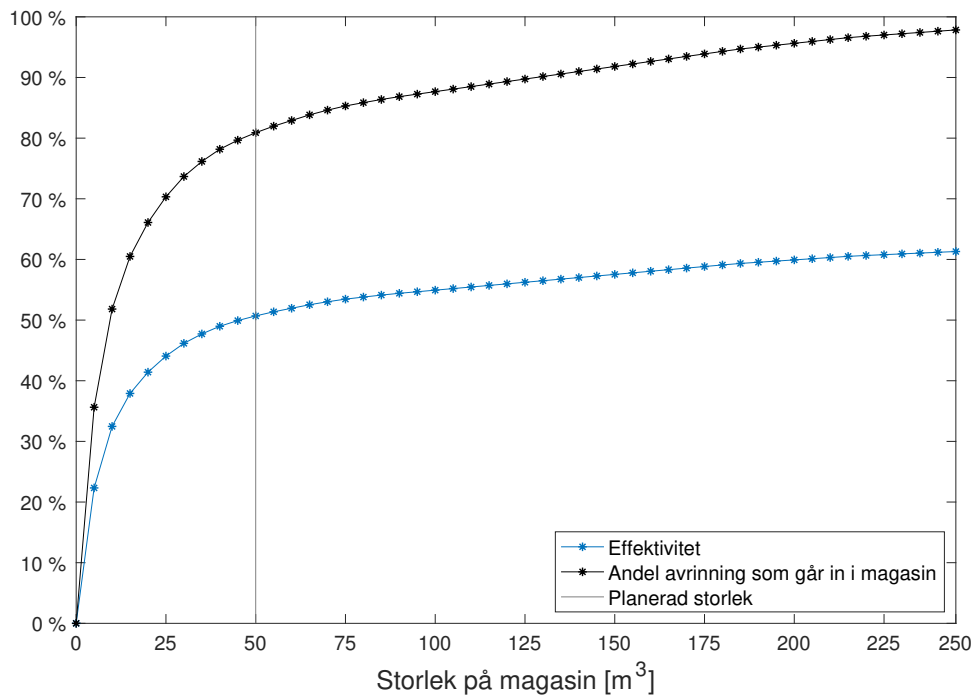
I tabell 9 redovisas total nederbördsvolym, total avrinning och andel dygn då nederbörden faller som snö för varje år i genomsnittsperioden. Generellt har år med störst nederbördsvolym även störst avrinningsvolym och vice versa, men detta stämmer inte för år 2005 som kommer på plats två gällande nederbördsvolym men plats fyra gällande avrinningsvolym. Denna avvikelse bör bero på årets högre andel dygn med snö i jämförelse med de andra åren, vilket ger lägre avrinningsvolym. I figur A5 i Appendix A ses att det finns nederbörd i december år 2005 som inte avrinner utan lagras som snö till året därpå. Även februari har relativt mycket nederbörd som inte avrinner under den månaden.

Tabell 9. *Total nederbördsvolym, total avrinning från taket och andel dygn då nederbörden är i form av snö. Värden anges dels för varje år under genomsnittsperioden och dels för ett medelvärde av samtliga års värden.*

År	Total nederbörd [m ³]	Total avrinning [m ³]	Andel dygn med snö [%]
2001	1 513	1 028	22,3
2002	1 465	976	24,5
2003	1 380	961	23,5
2004	1 351	901	23,0
2005	1 475	958	27,3
Medelvärde för hela perioden	1 437	965	24,1

I figur 10 redovisas effektiviteten under ett genomsnittså för olika magasinstorlekar. Denna baseras på total årlig spolvattenförbrukning och volymen regnvatten som för varje storlek går in i magasinet. Därför får kurvan samma form som kurvan genomsnittlig volym insamlat regnvatten i figur 9. Formen på kurvan för effektivitet i figur 10 liknar även den teoretiska kurvan över effektivitet beroende av magasinstorlek (figur 1 i avsnitt 2.2.6).

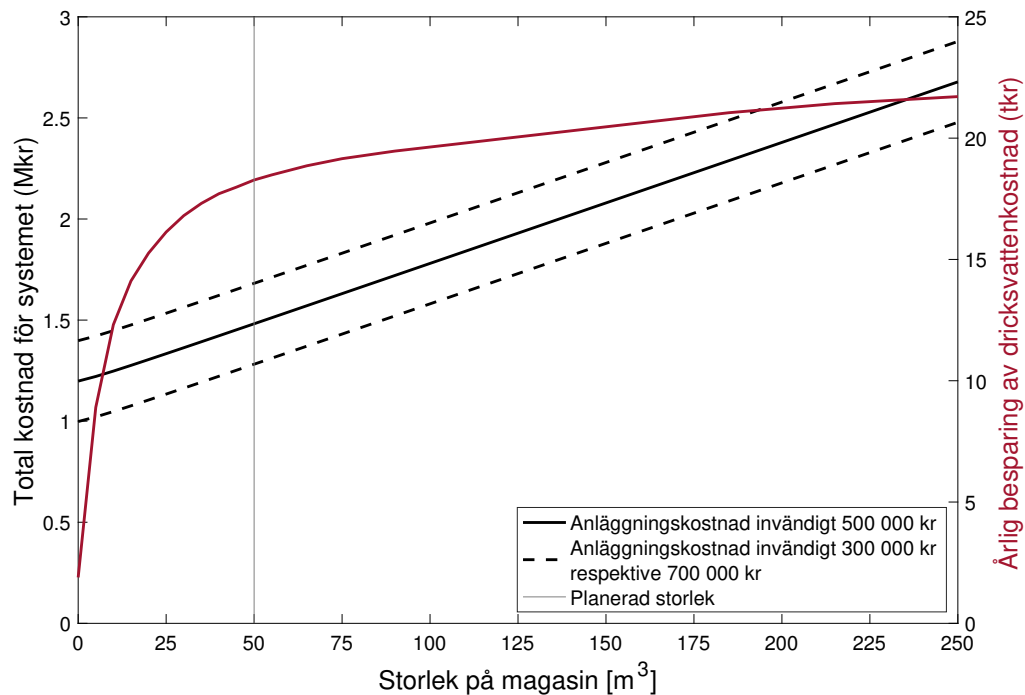
Vid den planerade storleken består spolvattnet av ungefär 50 % regnvatten och effektiviteten ökar till som mest något över 60 % för den största undersökta magasinstorleken på 250 m³. Även andelen avrinning som går in i magasinet under ett genomsnittså visas i figur 10. Denna är baserad på total avrinning respektive inflöde i magasinet och den andel som inte går in för varje magasinstorlek bräddas. Vid den planerade storleken går drygt 80 % av avrinningen in och för större storlekar ökar andelen och når nästan 100 % vid ett magasin på 250 m³. På samma sätt som för figur 9 ökar effektiviteten och andelen avrinning in i magasinet mer för varje ökning av magasinstorlek för små magasin än för stora.



Figur 10. Effektivitet samt andel avrinning som går in i magasinet för ett genomsnittså, beroende av magasinets storlek. Samtliga värden är medelvärden för de fem åren i genomsnittsperioden. Den planerade storleken, 50 m³, är markerad med en vertikal linje.

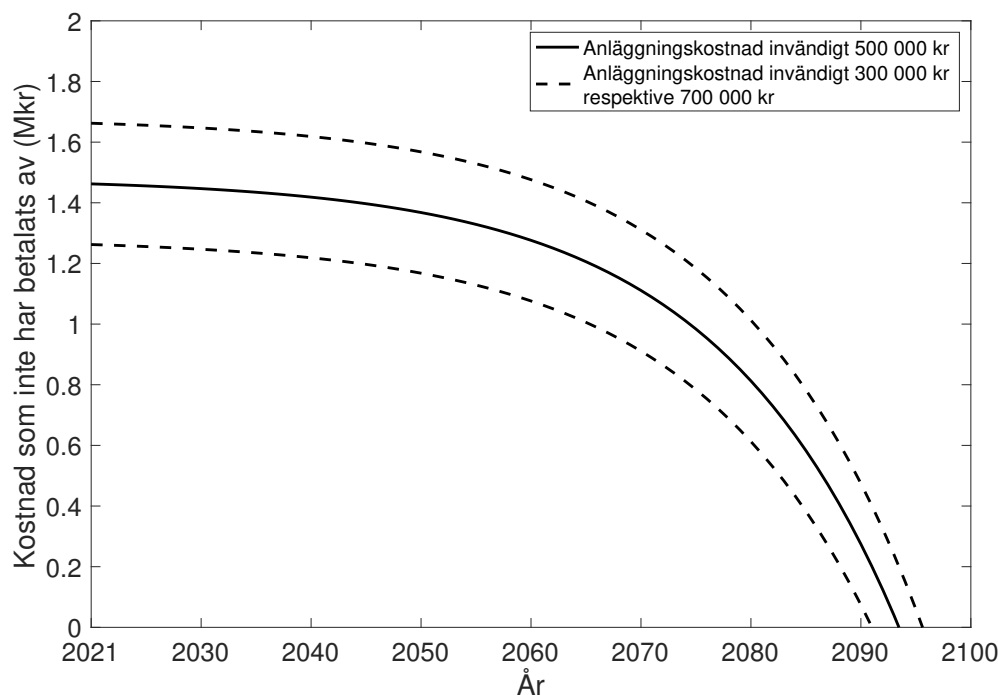
Figur 11 och figur 12 åskådliggör kostnader för systemet, dels beroende på magasinets storlek och dels hur kostnader betalar tillbaka över tid. I figur 11 visas total kostnad för systemet (exklusive moms) för olika magasinstorlekar, vilket baseras på anläggningskostnader och första årets besparing av dricksvattenkostnad för ett genomsnittså. Den totala kostnaden har tre olika kurvor, beroende på tre olika värden för de invändiga komponenternas anläggningskostnad. Besparingen redovisas även separat i figuren, och det är tydligt att den inte får någon nämnvärd inverkan på den totala kostnaden då den är i storleksordningen tusentals kronor medan den totala kostnaden är i miljontals kronor. För den planerade magasinstorleken uppgår den totala kostnaden till cirka 1,48 miljoner kronor (varierar mellan 1,28 och 1,68 miljoner kronor beroende på anläggningskostnad) och besparingen av dricksvattenkostnad är det första året 18 300 kr.

Vid en ökning av magasinets storlek till 75 m³ skulle den totala kostnaden öka med 10 % och besparing det första året med 5 % i jämförelse med den planerade storleken. Samtidigt skulle den insamlade volymen öka med 5 %. Enligt figur 9 och figur 11 gäller att för större magasin än cirka 75 m³ ger en ökad magasinstorlek i princip en linjär ökning av både volymen insamlad regnvatten och kostnader. Detta medför att vid en storleksökning från 50 m³ till 100 m³ skulle den genomsnittliga totalkostnaden öka med 20 %, besparingen det första året med 7 % och insamlad volym med 8 %. För det största magasin som undersökts, 250 m³, ökar totalkostnaden istället med 80 %, det första årets besparing med 19 % och insamlad volym med 21 % i jämförelse med 50 m³.



Figur 11. Total kostnad för systemet och besparing det första året till följd av minskad dricksvattenförbrukning (för ett genomsnittsår), för olika magasinstorlekar. Observera att den totala kostnaden anges i miljoner kronor och den årliga besparingen i tusentals kronor. Den planerade storleken, $50 m^3$, är markerad med en vertikal linje.

I figur 12 redovisas hur kostnader för systemet betalas av över tid, för en magasinstorlek på $50 m^3$. Utifrån figuren kan en återbetalningstid på cirka 75 år uppskattas, vilket baserat på den förenklade beräkningen är då besparingen för dricksvatten betalar tillbaka för anläggningskostnaden. Variationerna i anläggningskostnad får mindre inverkan på den totala kostnaden med tiden.



Figur 12. *Kostnad som inte har betalats av över tid, baserat på besparing av dricksvattenkostnad för ett genomsnittsår och på anläggningskostnader, för en magasinstorlek på 50 m³.*

5.3 TAKAVRINNINGENS VATTENKVALITET

I tabell 10 redovisas beräknad årlig föroreningsbelastning från Celsius husets takavrinning. För resultatet uppdelat på de tre takmaterialen, se tabell C3 i Appendix C. De flesta av schablonhalterna som beräkningarna grundas på har hög osäkerhet, vilket ses i tabell C2 i Appendix C. Till följd av det, och eftersom schablonhalter användes i beräkningarna, bör resultaten endast betraktas som uppskattningar.

Eftersom inga svenska riktvärden finns för regnvatten till toalettspolning anges ett antal andra riktvärden, gränsvärden och uppmätta värden i tabell 10 för att möjliggöra jämförelser med de beräknade värdena. Brittiska riktvärden för regnvatten till toalettspolning som redovisas i tabell 1 finns endast för ett av de värden som kunde beräknas. Därför anges mestadels de europeiska riktvärdena i tabellen, vilka gäller för återanvändning av avloppsvatten och för fler användningsområden än toalettspolning. Riktvärdena för dagvattenutsläpp som redovisas i tabell 1 är enligt Riktvärdesgruppen (2009) och används i StormTac för dagvattenutsläpp till mindre sjöar, vattendrag och havsvikar. Dessa är inte rättsligt bindande utan enbart ett första förslag till vägledande riktvärden (Riktvärdesgruppen, 2009). Dessutom redovisas, i jämförande syfte, gränsvärden för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001) och uppmätta halter för dricksvatten enligt Uppsala Vatten och Avfall (2017b). De uppmätta halterna är medianvärden från provtagning hos användare i Uppsala år 2017.

Tabell 10. Årlig föroreningsbelastning från Celsiushusets takavrinning, samt riktvärden enligt tabell 1, riktvärden för dagvattenutsläpp, gränsvärden för dricksvatten och uppmätta värden för dricksvatten. Källor anges i fotnoter under tabellen.

	Förorenings- belastning Celsiushuset [µg/l]	Riktvärde enligt tabell 1 [µg/l]	Riktvärde dagvatten ³ [µg/l]	Gränsvärde dricksvatten ⁴ [µg/l]	Uppmätt dricksvatten ⁵ [µg/l]
Näringsämnen					
P	80	2 000–5 000 ²	160	-	-
N	3 700	-	2 000	-	-
NH ₄ -N	260	2 000–20 000 ²	-	500	<40
Organiskt material					
TOC	11 000	-	-	-	-
DOC	3 200	-	-	-	-
Metaller					
Pb	0,7	100 ²	8	10	-
Cu	6,1	200–1 000 ²	18	2 000	<20
Zn	26	500–2 000 ²	75	-	-
Cd	0,2	5 ²	0,4	5,0	-
Cr	1,2	10–100 ²	10	50	-
Ni	1,4	200 ²	15	20	-
Hg	0,001	1-2 ²	0,03	1,0	-
Övrigt					
SS	23 000	-	40 000	-	-
Cl	4 000	<2 000 ¹ 200–1 000 ²	-	-	-
COD	66 000	100 000 ²	-	-	<1 000
BOD	1 500	10 000–20 000 ²	-	-	-

¹ Brittiskt riktvärde, enligt European committee for standardization (2018)

² Europeiskt riktvärde, enligt Salgot et al. (2007) ³ Riktvärdesgruppen (2009)

⁴ Livsmedelsverket (2001) ⁵ Uppsala Vatten och Avfall (2017b)

Samtliga beräknade föroreningsbelastningar är lägre än riktvärdena i tabell 1, med undantag av Cl. Dock gäller riktvärdena då klorering används som reningsmetod i systemet, vilket försvårar jämförelsen. Dessutom gäller de beräknade halterna för avrinningsvatten som lämnar taket medan riktvärdena gäller vid användning. Detta indikerar att kvaliteten på vattnet är hög redan innan rening i systemet. Samtliga värden understiger till och med motsvarande gränsvärden för dricksvatten, i de fall där det finns gränsvärden. För COD och NH₄-N är det uppmätta värdet högre än uppmätt medianvärde för dricksvatten. Vid jämförelse med riktvärden för dagvatten så överstigs riktvärdet endast för N medan det för resterande ämnen ligger långt under riktvärdet. Detta kan bero på att takavrinning generellt är relativt ren i jämförelse med totala dagvattenutsläpp där även ytor med exempelvis trafik vanligtvis inkluderas.

De beräknade halterna för Celsiushuset i tabell C3 i Appendix C är generellt i samma storleksordning som, och i flera fall lägre än, halterna från andra studier i tabell C4 i Appendix C. Värdena i dessa tabeller kan till viss del jämföras med varandra. Dock

motsvarar *Takyta* i tabell C3 mer än endast betongtak, vilket halter i tabell C4 avser. Dessutom är värdena i tabell C4 utifrån mätningar på olika typer av det aktuella takmaterialet och dessutom från olika delar av världen, där exempelvis nederbördsförutsättningar och torrdeposition är annorlunda än i Uppsala.

Kväve är ett näringsämne som kan gynna mikrobiell tillväxt och dess beräknade halt överstiger riktvärdet för dagvatten. I tabell 1 saknas riktvärden för flertalet ämnen som är relevanta för eventuell problematik kopplad till tillväxt, lukt eller missfärgning, som exempelvis TOC, DOC och SS. Riktvärdet för TSS är 10 000–20 000 µg/l, vilket i jämförelse med riktvärdet för dagvatten för SS indikerar att SS-halten inte är särskilt hög. Beräknade halter av fler ämnen skulle behövas för att utifrån vattenkvaliteten rekommendera reningsmetoder i systemet. Exempelvis vore halten mikroorganismer en intressant faktor men denna var inte möjlig att beräkna i StormTac. Beräkningarna tyder på att så länge metaller inte tillförs senare i systemet bör inga nämnvärda metallhalter tillföras till avloppsvattnet, vilket är viktigt ur Uppsala Vatten och Avfalls synpunkt (se avsnitt 2.2.3).

6 DISKUSSION

6.1 SYSTEMETS EFFEKTIVITET

Systemet för regnvatteninsamling i Celsiushuset har för samtliga undersökta perioder generellt högst effektivitet under sommar och höst (figur 7). Enligt figur A1– A5 i Appendix A blir magasinet under varje år i genomsnittsperioden helt fullt i juli. Detta bidrar troligen till hög effektivitet även under efterföljande månader. Att effektiviteten är låg i början av året ses i figur 7 där den för åtminstone ett av åren under två av perioderna är 0 % under januari och februari, vilket inte gäller för övriga månader. Detta kan bero på att avrinningen och den insamlade nederbördsmängden då generellt är lägre än senare under året (figur 6 och figur 8). En annan bidragande faktor kan vara att simuleringarna för varje period påbörjades med ett tomt magasin, vilket ger en underskattad volym i magasinet i början av det första året. Detta tillvägagångssätt återspeglar systemets funktion med start från dess implementering (med antagandet att det börjar användas vid årsskiftet), men troligen kommer det därefter finnas vatten i magasinet vid början på varje nytt år. Att effektiviteten är högre i slutet av året än i början beror dels på en stor nederbördsmängd som ger ökad insamling (figur 6 och figur 8).

Att magasinet blir fullt under juli månad beror huvudsakligen på semesterperioden som gör att spolning endast sker under några få dagar. Förenklingen att samtliga anställda är lediga under samma fyra veckor får inverkan på resultaten, som troligen hade visat mer jämn effektivitet under samtliga sommarmånader om semestern hade varit mer utspridd. Det hade troligen kunnat öka den totala effektiviteten, eftersom det skulle minska bräddningen som sker i juli (figur 6 och figur 8). Detta tyder på att system som detta (i områden med liknande nederbördsmönster som Uppsala) lämpar sig bra i byggnader där toalettspolning sker under hela året och som mest under sommar och tidig höst då den största mängden nederbörd kan samlas in. Att perioden med störst nederbördsmängd sammanfaller med perioden med lägst spolvattenförbrukning, som i detta fall, är inte fördelaktigt eftersom det leder till bräddning så att mycket av nederbörden inte nyttjas.

Den sammantagna effektiviteten för den planerade magasinstorleken på 50 m³ är under en nederbördsfattig period 40 % (39–41 %), under en genomsnittsperiod 51 % (46–55 %) och under en nederbördsrik period 56 % (45–67 %) (tabell 8). Dessa resultat korrelerar väl med periodernas nederbördsmängder (tabell 8) och att skillnaden i nederbördsmängd mellan den nederbördsrika perioden och genomsnittsperioden är mindre än mellan den nederbördsfattiga perioden och genomsnittsperioden återspeglas även i de sammantagna effektiviteterna.

Enligt figur 7 är skillnaden i effektivitet relativt stor mellan de olika åren inom en period. Om längre perioder än fem år hade undersökts hade variationen kunnat utvärderas på ett bättre sätt med statistiska metoder, vilket hade kunnat ge ett säkrare resultat. Dock kommer troligen effektiviteten även i verkligheten att variera relativt mycket mellan olika år, till följd av variationer i nederbördsmängd. Det är viktigt att ha i åtanke att effektiviteter i figur 6, figur 7 och tabell 8 gäller för ett magasin på 50 m³, resultatet hade troligen blivit annorlunda för andra storlekar.

6.2 LÄMPLIG MAGASINSTORLEK

För att finna en lämplig storlek på Celsiushusets magasin bör effektivitet, insamlad nederbördsmängd och kostnader tas i beaktande. Att kurvan för effektivitetens ökning med ökande magasinstorlek i figur 10 liknar figur 1 från standarden EN 16941-1:2018 innebär att den kan användas för att nå en kompromiss mellan effektivitet och ekonomisk genomförbarhet. Systemets sammantagna effektivitet ett genomsnittsår är för den planerade storleken 51 % och den är som högst något över 60 % för de undersökta magasinstorlekarna (figur 10). En högre effektivitet vore önskvärd ur ekonomisk aspekt och enligt Santos & Taveira-Pinto (2013) ger en effektivitet på 80 % en lämplig kvot mellan ekonomisk besparing och anläggningskostnad. Dessutom är effektiviteten i de två andra systemen i Norden cirka 70 % (tabell 2). Dock så är årsmedelnederbörden på dessa platser något större än det korregerade värdet för Uppsala på 601 mm, då Köpenhamn har en årsmedelnederbörd på cirka 690 mm (för år 2006–2015) (Danmarks Meteorologiske Institut, u.å.) och Helsingfors på cirka 655 mm (för år 1981–2010) (Finish Meteorological Institute, u.å.). Att Skanskas kontorsbyggnad har en takarea och årlig spolvattenförbrukning liknande Celsiushusets och att årsmedelnederbörden på platsen inte skiljer sig alltför mycket från Uppsalas värde talar för att effektiviteten i Celsiushusets system bör kunna vara högre än beräknat. Den beräknade effektiviteten för Celsiushuset är troligen något underskattad, främst till följd av underskattad lagringsvolym och överskattad bräddning i juli månad. Att bräddningen under sommaren troligen kommer bli mindre och en större vattenvolym därmed kommer samlas in bör ge en ökning av årets sammantagna effektivitet. Ökande nederbördsmängder i Uppsala (Sjökvist et al., 2015) kommer dessutom sannolikt leda till ökad effektivitet för systemet, vilket figur 6 tyder på då månader med stor nederbördsmängd har en effektivitet över 60 %. Effektiviteten i figur 10 gäller för ett genomsnittsår och eftersom den sammantagna effektiviteten varierar mellan de undersökta perioderna (tabell 8) kommer effektiviteten i verkligheten variera mellan olika perioder. Det ansågs rimligt att rekommendera magasinstorleken utifrån en genomsnittlig nederbördsmängd, men beräkningar skulle kunna utföras med annan nederbördsdata vid önskemål om att dimensionera för andra nederbördsmängder.

För den planerade storleken på 50 m³ är den totala insamlade nederbördsmängden 781 m³ ett genomsnittsår (tabell 8), vilket blir volymen dricksvatten som sparas årligen. Detta innebär att regnvatten används till spolning totalt 122 dagar om året och vid i genomsnitt 167 200 toalettspolningar. Baserat på figur 9 och figur 10 medför magasinstorlekar mindre än 50 m³ att både insamlad nederbördsmängd, andel avrinning som går in i magasinet och effektivitet minskar i hög grad med minskande magasinstorlek. Därför rekommenderas inte ett mindre magasin än 50 m³. Däremot skulle det vara fördelaktigt med ett större magasin, framförallt för att minska bräddningen och öka den insamlade vattenvolymen. Även en förväntad ökning av nederbördsmängd i Uppsala är ett incitament att öka magasinstorleken. Insamlad nederbördsmängd under ett genomsnittsår, enligt figur 9, ökar i högre grad vid storleksökningar mellan 50 m³ och 75 m³ än över 75 m³. Detta innebär att en magasinstorlek mellan 50 m³ och 75 m³ kan vara lämplig och en storlek i den övre delen av detta intervall vore fördelaktig så länge det är ekonomiskt möjligt. En storleksökning från 50 m³ till 75 m³ skulle medföra en ungefärlig ökning av den totala kostnaden med

10 % och en ökning av ekonomisk besparing för dricksvatten samt insamlad vattenmängd med 5 %. Ett större magasin än 75 m³ skulle innebära högre effektivitet och ökad regnvatteninsamling. Men ju mer storleken ökar desto mer ökar också de procentuella ökningarna av totala kostnader i jämförelse med procentuella ökning av besparingar och insamlad vatten. För en ökning till exempelvis 100 m³ blir den procentuella ökningen av total kostnad tre gånger så stor som den procentuella ökningen av besparingar och insamlad vattenmängd. Dessutom skulle en fördubblad storlek i jämförelse med den planerade kräva en omfattande ökning av ytan som upptas av magasinet under markytan.

Resultaten av de ekonomiska beräkningarna (figur 11 och figur 12) bör betraktas som uppskattningar, dels eftersom beräkningarna är baserade på kostnader med hög osäkerhet och dels eftersom de bortsåg från flertalet parametrar som påverkar kostnaderna. System för regnvatteninsamling medför främst ekonomiska besparingar gällande dricksvatten och omhändertagande av dagvatten, men i dagsläget finns ingen separat taxa för sådana system som skulle kunna användas vid beräkningarna. Detta medför att beräkningarna som utfördes för ekonomiska besparingar kopplade till dricksvatten får stora osäkerheter. Men den ekonomiska aspekten var inte huvudsaklig fokus i arbetet och resultaten ger ändå en uppfattning om kostnaders och besparingars variation med olika magasinstorlekar (figur 11) och om systemets återbetalningstid (figur 12). En beräknad återbetalningstid på cirka 75 år kan verka lång och är betydligt längre än återbetalningstiderna för systemen i både Santos & Taveira-Pinto (2013) och Chilton et al. (2000). Detta bör främst bero på att för systemet i Santos & Taveira-Pinto (2013) kunde större årliga besparingar erhållas, medan systemet i Chilton et al. (2000) hade betydligt lägre anläggningskostnad än Celsiushusets system. Det är sannolikt att Celsiushusets system för regnvatteninsamling inte kommer vara i bruk under lika lång tid som den beräknade återbetalningstiden. Men om en LEED-certifiering på platinumnivå uppnås för Celsiushuset, tack vare bland annat systemet för regnvatteninsamling, kommer det också medföra betydande ekonomiska fördelar för fastighetsbolaget. Dessutom kommer kostnaderna för systemet troligen betalas av under en kortare period än 75 år, genom hyresintäkter för kontorslokalerna.

Ekonomisk vinst är sällan ett incitament till installation av storskaliga system för regnvatteninsamling. Dessutom kommer systemet i Celsiushuset troligen medföra samhällsekonomiska vinster, vilka bör tas i beaktande vid kostnadsanalyser enligt Liuzzo et al. (2016). Dock skulle fler liknande system behöva implementeras i närområdet för att få märkbar positiv ekonomisk effekt. Om implementeringen av liknande system ökar är det dessutom möjligt att dess anläggningskostnader minskar.

6.3 REKOMMENDERAD RENING

Det är svårt att förutse vilka ämnen som Celsiushusets takavrinning kommer medföra. Resultaten från StormTac-beräkningarna indikerar att avrinningen är av mycket god kvalitet, men resultaten har stora osäkerheter och innefattar inte alla ämnen som kan påverka kvaliteten. Dessutom kan vattenkvaliteten försämrats genom systemet även om det vid avrinningen har god kvalitet. Utifrån de förutsättningar som fanns i detta fall var det svårt att undersöka vattenkvaliteten ytterligare eftersom byggnaden inte var

färdigställd vid projektets genomförande.

Rekommendationer för rening i standarden EN 16941-1:2018 innefattar åtminstone avskiljning av grova partiklar innan lagring, vilket enligt den planerade reningen sker i sandfångsbrunnarna, samt sedimentering och flotation. Rekommendationen om flotation bortsågs från i detta fall, eftersom det troligen skulle kräva även koagulering och flockning och skulle innebära en omfattande reningsprocess som förmodligen inte är nödvändig för att uppnå önskad vattenkvalitet. Eftersom mikroorganismer och växtrester kan ge illaluktade och missfärgat vatten är det viktigt att avskilja dessa. Då dessa ämnen främst kan tillföras via torrdeposition och deposition av grövre material på taket kan de planerade takbrunnarna med kupolsil vara lämpliga som första steg i reningsprocessen. Den planerade sedimenteringen i magasinet och i sandfångsbrunnarna samt reningen i det snabba sandfiltret bör avskilja organiska ämnen, små partiklar och suspenderat material. Det slutliga reningssteget i form av UV-behandling bör säkerställa avskiljning av mikroorganismer som inte har avskilts tidigare i processen. Cirkulationen av vatten som skapas genom reningen med sandfilter och UV-behandling minskar risken för exempelvis anaerob nedbrytning av alger som annars kan ge upphov till illaluktande vatten.

De planerade reningsmetoderna för Celsiushuset är välbeprövade tekniker i andra system och vanligt förekommande inom branschen (tabell 2 och tabell 3). Reningsmetoderna i Skanskas kontorsbyggnad i Helsingfors är i princip desamma som de planerade för Celsiushuset. Att systemet har varit i bruk i sex år och inte haft några nämnvärda problem med vattenkvaliteten indikerar att en sådan rening kan vara tillräcklig, även om det inte garanterar att detsamma gäller för Celsiushusets system. Takmaterialet skiljer mellan byggnaderna, då Skanskas kontor endast har plåttak. Detta kan innebära att föroreningshalterna i avrinningen blir lägre än för Celsiushuset, där exempelvis det gröna taket kan medföra en del växtrester och mikroorganismer. Humlehuset i Köpenhamn har dock liknande takmaterial som Celsiushuset. Där används ingen desinfektion och trots det har ingen problematik upptäckts gällande vattenkvaliteten.

Baserat på ovanstående bör de reningsmetoder som redan planerats för systemet i Celsiushuset vara tillräckliga för att uppnå en tillfredställande vattenkvalitet och de bör avskilja de ämnen som kan bidra till mikrobiell tillväxt, alg tillväxt, lukt och missfärgat vatten. Dock rekommenderas att automatisk avskiljning av det första flödet adderas som en försiktighetsåtgärd för att säkerställa en god vattenkvalitet. Denna metod förebygger flera av de eventuella problem som kan uppstå gällande lukt och missfärgning och minskar även risken för mikrobiell tillväxt till följd av tillförsel av organiskt material. Metoden skulle också minska belastningen på filter och andra efterföljande reningskomponenter. Nackdelen med denna metod är att insamlad nederbörds mängd minskar. Om exempelvis de första 2 mm skulle avskiljas skulle det innebära en minskad insamlad volym på cirka 4,8 m³ under det dygnet. Eventuellt skulle en sådan mekanism kunna installeras för att användas efter långa perioder utan nederbörd, men inte under perioder med täta nederbördsstillfällen då behovet av avskiljning är mindre.

För att reningsmetoderna ska få önskad effekt på vattenkvaliteten krävs regelbundet underhåll av reningskomponenter, rörsystem och lagringsenheter. Dessutom bör taket och takbrunnarna inspekteras med jämna mellanrum och vid behov rensas från löv, växtrester och andra föremål. Systemets installationer bör följa aktuella krav och rekommendationer från EN 16941-1:2018, Boverket, branschorganisationer och Uppsala Vatten och Avfall, vilka omnämns i avsnitt 2.2.3.

Vissa av de tidigare använda reningsmetoderna i tabell 4 rekommenderas inte för Celsiushuset av olika anledningar. Eftersom vattnet ska samlas upp ovanpå taket är det naturligt att avskilja grövre föremål i takbrunnarnas kupolsilar istället för i lövfångare. Koagulering och flockning bör inte vara nödvändigt, så länge det inte upptäcks att sandfiltret är ineffektivt när systemet är i drift. I det fallet kan koagulering läggas till, men detta skulle medföra att kemikalier adderas till vattnet vilket utöver förändringar i vattenkvaliteten också innefattar högre kostnader. Att ett snabbt sandfilter rekommenderas framför ett långsamt beror främst på att dess reningsgrad bör vara tillräcklig för vatten till toalettspolning och att långsamma filter kräver en betydligt större yta. Fler filter skulle kunna adderas till systemet när det tagits i bruk, om det exempelvis uppstår luktproblematik eller missfärgning av vattnet eller om en mer utförlig rening behöver ske innan UV-behandlingen. Det bör då vara möjligt att addera exempelvis grovfilter på rören från taket alternativt finmaskiga filter efter tanken. Den planerade UV-behandlingen bör vara en lämplig desinfektionsmetod eftersom den kräver lite underhåll och inte skapar några biprodukter. Ozonering skulle kunna vara en bra alternativ desinfektionsmetod men rekommenderas inte till följd av dess höga kostnader. Klorering innefattar lägre kostnader men innebär risk för biprodukter och att lukt uppstår i vattnet. De resterande desinfektionsmetoderna ansågs inte vara nödvändiga då de medför högre vattenkvalitet än vad som behövs i detta fall.

Om vattnet uppehåller sig länge i magasinet ökar risken för mikrobiell tillväxt och algutveckling. Upphållstiden är därmed en faktor som bör tas i beaktande vid dimensionering av systemet, vilket tillsammans med ekonomiska begränsningar och den tillgängliga ytan är det som kan begränsa ökningarna av magasinstorleken. Dessvärre har ingen information hittats om rekommendationer för maximal rekommenderad uppehållstid i liknande system. I figur A1–A5 i Appendix A ses att för genomsnittsperioden töms inte magasinet under minst cirka två månader. Detta behöver dock inte betyda att samma vatten är kvar i systemet under den tiden. Däremot medför semesterperioden att insamlat vatten blir stående i magasinet under åtminstone de fyra semesterveckorna. I verkligheten kommer detta inte bli fallet, så troligtvis kommer inte uppehållstiden att orsaka försämrad vattenkvalitet. Dessutom kommer vattnet lagras i mörker och vid en låg temperatur i magasinet, vilket minskar risken för mikrobiell tillväxt och algutveckling. Inte heller i tanken kommer något ljus att nå vattnet men där är temperaturen högre. Dock bör detta inte få någon större inverkan på vattenkvaliteten då vattnets uppehållstid i tanken är kort och då vattnet där dessutom kommer cirkuleras.

Delen av detta projekt som behandlar reningsmetoder i systemet (främst avsnitten 2.3 och 2.4) kan troligen vara användbart för olika aktörer i Celsiushuset-projektet, som exempelvis projektörer, fastighetsägare, hyresgäster och driftpersonal. Även för andra

framtida projekt kan det vara till nytta för att öka kunskapen om faktorer som påverkar vattenkvalitet och systemens möjliga reningsmetoder.

6.4 OSÄKERHETER VID SIMULERINGAR

Att nederbördsdata från PTHBV-modellen användes vid simuleringarna medför att nederbörden inte helt återspeglar den verkliga nederbörden vid Celsiushuset. De totala nederbördsmängderna över längre perioder bör dock stämma relativt väl överens med verkligheten (enligt Wern (2018) och tabell B1 i Appendix B), vilket innebär att resultat för medelvärden av femårsperioder bör skildra verkligheten med hög noggrannhet. Huruvida modellens interpolationer påverkar temperaturdata undersöktes inte. Om värden för dygnsmedeltemperatur avviker från verkligheten kan det få inverkan på beräkningarna av snösmältning. Förenklingen att använda årsmedelvärden av avrinningskoefficienter vid beräkningarna medför troligen att avrinningen överskattas under sommarmånaderna, till följd av en underskattad evaporation. Det motsatta bör ske under vintermånaderna, då en överskattad evaporation bör leda till en underskattad avrinningsvolym.

Resultaten under avsnitten 5.1 och 5.2 hade troligen blivit något annorlunda om andra femårsperioder hade använts. Detta är en naturlig följd av att nederbörd har stor variation mellan olika perioder och även inom ett år. Det medför att det är svårt att med hög noggrannhet förutse hur mycket regnvatten som kan samlas in i system för regnvatteninsamling. Att den nederbördsrika perioden respektive den nederbördsfattiga perioden var femårsperioderna med minst respektive störst total nederbördsmängd mellan åren 1961–2017 innebär att ett stort spann av nederbördsmängder undersöktes. Dock kan stor variation finnas mellan åren inom en period vilket kan påverka periodens medelvärden, som användes i flera fall för att redovisa resultat. Perioder med mindre variation hade kunnat användas genom att exempelvis välja ut år som inte följer efter varandra. Detta hade dock blivit mindre verklighetstroget. Att använda längre perioder hade kunnat ge mer säkra resultat, men några av beräkningarna (för figur 9) testades även för tio år och medelvärden för dessa visade ett liknande resultat som vid beräkningar för fem år.

En förenkling vid beräkningarna är att de utgick från dygnsvärden för nederbörd och temperatur, där främst temperaturens värden får inverkan på resultatens osäkerheter. Exempelvis kan ett dygn med minusgrader som dygnsmedeltemperatur, som följd av att det är minusgrader främst under natten, ha plusgrader under några timmar dagtid. I det fallet sker snösmältning i verkligheten under dagen men inte alls enligt dygnsmedeltemperaturen. Detta kan ge en underskattad avrinning, framförallt under våren när temperaturen varierar mycket mellan plusgrader och minusgrader. En annan felkälla gällande snösmältning finns kopplat till osäkerheterna i graddagsmetoden. Att denna metod enbart baseras på dygnsmedeltemperatur och graddagsfaktorn, vilken förenklats sattes till ett konstant värde, medför relativt stora felkällor som får inverkan på avrinningsvolymerna. Dock får både detta och faktumet att dygnsmedeltemperatur användes endast inverkan på vilket dygn snön smälter. Den totala mängden snösmältning under en vinter bör bli densamma som den totala mängden nederbörd som faller som snö, eftersom nederbördsdatan redan är korrigerad för mätförluster som exempelvis

evaporation. Enligt Rodhe (2000) är mängden snösmältning vanligtvis mindre än 10 mm/dag. Den beräknade snösmältningen stämmer väl överens med detta, då den överstiger 10 mm endast två dygn under genomsnittsperioden och ett dygn under den nederbördsfattiga perioden och den nederbördsrika perioden.

Antagandet att den dagliga spolvattenförbrukningen är konstant påverkar resultaten. Spolvattenförbrukningen hade kunnat beräknas på annat sätt istället för att använda det värde som hade beräknats av projektörerna. Detta värde hade även kunnat varieras för att undersöka dess påverkan på resultaten. Att beräkningarna bortsåg från den resterande volymen på 5,6 m³ i tanken leder till en underskattning av lagringsvolym och därmed en underskattning av insamlad nederbördsvolym och effektivitet.

6.5 VIDARE UNDERSÖKNINGAR

Det finns ett flertal möjligheter att utöka arbetet kring Celsiushusets system för regnvatteninsamling. Gällande dimensionering av magasinet vore det intressant att undersöka hur förväntade framtida förändringar i nederbördsmängd och nederbördstyp skulle kunna påverka insamlingen av regnvatten. Eftersom förväntade ökningar i nederbördsmängd troligen kommer öka efterfrågan på alternativa metoder för dagvattenhantering kan liknande system få ökad popularitet. Liuzzo et al. (2016) rekommenderar att dimensionering av magasin för regnvatteninsamling innefattar analyser av framtida klimatscenarier baserade på regionala klimatmodeller.

Ekonomi är en viktig aspekt för implementering av system för regnvatteninsamling eftersom systemen i dagsläget innebär höga anläggningskostnader som har lång återbetalningstid. Därför behövs mer utförliga kostnadsberäkningar där även driftskostnader inkluderas, tillsammans med mer noggranna beräkningar av dricksvattenbesparing. Sådan information kan vara användbar för att vid nybyggnationer utreda om installation av system för regnvatteninsamling vore möjligt.

En annan aspekt som skulle kunna undersökas vidare är vattenkvaliteten. Om mätningar av vattenkvalitet skulle utföras på exempelvis takavrinningen och i toalettstolarna skulle vattenkvalitetens förändring genom systemet kunna utvärderas. Utifrån detta hade det sedan varit möjligt att utreda i hur stor utsträckning de planerade reningsmetoderna kan förbättra kvaliteten.

7 SLUTSATSER

Effektiviteten hos systemet för regnvatteninsamling i Celsiushuset förväntas ha relativt stora variationer under ett år och även mellan olika år och perioder. För den planerade magasinstorleken 50 m³ är effektiviteten generellt störst under sommaren och hösten (60–100 % för ett genomsnittså) och lägst under årets första månader (30–40 % för genomsnittså). För samma magasinstorlek är effektivitetens medelvärde under en nederbördsfattig period 40 %, under en genomsnittsperiod 51 % och under en nederbördsrik period 56 %. De beräknade effektiviteterna är dock troligen något underskattade.

En magasinstorlek på mellan 50 m³ och 75 m³ är lämplig för att uppnå en relativt hög effektivitet och årlig insamlad nederbördsmängd utan att medföra alltför stora kostnadsökningar i jämförelse med den planerade magasinstorleken. Om det är ekonomiskt genomförbart rekommenderas en magasinstorlek på 75 m³ eller större. En volym på 75 m³ skulle innebära en total kostnad av cirka 1,6 miljoner kronor varav besparingen till följd av minskad dricksvattenförbrukning skulle vara cirka 19 100 kronor det första året. Ett magasin mindre än 50 m³ bör undvikas eftersom det medför omfattande minskningar av effektivitet och insamlad nederbördsmängd i förhållande till minskningen av magasinets volym.

De reningsmetoder som rekommenderas för att undvika alg tillväxt och mikrobiell tillväxt i systemets komponenter samt lukt och missfärgning av vatten i toalettstolarna är följande:

- Takbrunnar med kupolsil (för regnvatteninsamling på taket)
- Avskiljning av det första flödet (genom automatisk avledning)
- Sedimentering (i sandfångsbrunnar och i magasinet)
- Snabbt sandfilter (vid tanken)
- UV-behandling (vid tanken)

REFERENSER

- Abbasi, T. och Abbasi, S. A. (2011). Sources of pollution in rooftop rainwater harvesting systems and their control. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 41 (23): 2097-2167. doi:10.1080/10643389.2010.497438.
- Albrechtsen, H. (2002). Microbiological investigations of rainwater and graywater collected for toilet flushing. *Water Science and Technology* 46 (6-7): 311-316.
- Alexandersson, H. (2003) *Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik*. Rapport/SMHI: Meteorologi nr 111.
- Alvarez Jurgueson, A. (2018) Arkitekt på White. E-mail 19 november.
- Andersson, J. (2015). *Kvalitet på avrinningsvatten från extensiva gröna tak*. Examensarbete, Institutionen för mark och miljö, Avdelningen för Biogeofysik och vattenvård, Sveriges lantbruksuniversitet. UPTEC W 15004. ISSN 1401-5765..
- Ayedi, O. (2018) Kontorschef på Helenius Ingenjörbyrå AB. Telefonsamtal 3 december.
- Bengtsson, H. (2018) SMHI. E-mail 22 oktober.
- Berghage, R. D., Beattie, D., Jarrett, A. R., Thuring, C., Razaei, F. och O'Connor, T. P. (2009) *Green Roofs for Stormwater Runoff Control*. U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/R-09/026.
- Bergström, S. (2019) Konsult på Bengt Dahlgren. Telefonsamtal 8 januari.
- Berndtsson, J., Emilsson, T. och Bengtsson, L. (2006). The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. *Science of The Total Environment* 355 (1-3): 48-63. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.02.035.
- Berndtsson, J. C., Bengtsson, L. och Jinno, K. (2009). Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs. *Ecological Engineering* 35 (3): 369-380. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.09.020.
- Boverket (2018) *Boverkets byggregler – föreskrifter och allmänna råd*. BFS 2011:6 med ändringar till och med BFS 2018:4. Konsoliderad version (fulltext).
- British Standards Institution (2018) *National Annex to BS EN 16941-1:2018*. ISBN 978 0 580 89028 4.
- Campisano, A., Butler, D., Ward, S., Burns, M. J., Friedler, E., DeBusk, K., Fisher-Jeffes, L. N., Ghisi, E., Rahman, A., Furumai, H. och Han, M. (2017). Urban rainwater harvesting systems: research, implementation and future perspectives. *Water Research* 115: 195-209. doi:10.1016/j.watres.2017.02.056.
- Chilton, J. C., Maidment, G., Marriott, D., Francis, A. och Tobias, G. (2000). Case study of a rainwater recovery system in a commercial building with a large roof. *Urban Water* 1 (4): 345-354. doi:10.1016/S1462-0758(00)00032-7.

- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J. och Tchobanoglous, G. (2012) *MWH's Water Treatment: Principles and Design*. 3. uppl. New Jersey: John Wiley & Sons. ISBN 978-0-470-40539-0.
- Danmarks Meteorologiske Institut (u.å.) *Klimatal for de danske kommuner 2018*. https://beta.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Afrapportering/Aarssammendrag/Kommunedata_2018.pdf (Hämtad 2019-01-09).
- DeBusk, K. och Hunt, D. W. F. (2012) *Rainwater Harvesting: A Comprehensive Review of Literature*. Rapport/Water Resources Research Institute of the University of North Carolina: 425.
- Despins, C., Farahbakhsh, K. och Leidl, C. (2009). Assessment of rainwater quality from rainwater harvesting systems in Ontario, Canada. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 58 (2): 117-134. doi:10.2166/aqua.2009.013.
- Eklund, A. (2018) Hydrolog på SMHI. E-mail 9 november.
- Elfving, S. (2018) Utredare på Boverket. E-mail 24 september.
- Engman, M. (2018) Entreprenadchef på Essén rör. Telefonsamtal 4 oktober.
- European committee for standardization (2018) *EN 16941-1:2018 On-site non-potable water systems - Part 1: Systems for the use of rainwater*. ICS 93.025.
- Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. (2002) *Translation of DIN 1989-1:2001-10. Rainwater harvesting systems - Part 1: Planning, installation, operation and maintenance*.
- Finish Meteorological Institute (u.å.) *Temperature and precipitation statistics from 1961 onwards*. <https://en.ilmatieteenlaitos.fi/statistics-from-1961-onwards> (Hämtad 2019-01-09).
- Forsberg, T. (2018) HR-specialist på Livsmedelsverket. E-mail 24 oktober.
- Gwenzi, W., Dunjana, N., Pisa, C., Tauro, T. och Nyamadzawo, G. (2015). Water quality and public health risks associated with roof rainwater harvesting systems for potable supply: Review and perspectives. *Sustainability of Water Quality and Ecology* 6:107-118 doi:10.1016/j.swaqe.2015.01.006.
- Haq, S. A. (2017) *Harvesting Rainwater from Buildings*. Springer International Publishing. ISBN 978-3-319-46362-9.
- Ingelstrand, S. (2018) Utbildningsansvarig på Säker Vatten. E-mail 12 oktober.
- Jergeby, P. (2018) Uppdragsledare för mark och VA på Structor Uppsala AB. Intervju 3 december.
- Khalili, M. (2018) VA-controller på Uppsala Vatten och Avfall AB. E-mail 12 september.
- Kjærsgaard, M. (2018) Driftchef på DEAS. Telefonsamtal 13 november.

- Lee, J. Y., Bak, G. och Han, M. (2012). Quality of roof-harvested rainwater - comparison of different roofing materials. *Environmental Pollution* 162: 422-429. doi:10.1016/j.envpol.2011.12.005.
- Li, Z., Boyle, F. och Reynolds, A. (2010). Rainwater harvesting and greywater treatment systems for domestic application in Ireland. *Desalination* 260 (1-3): 1-8. doi:10.1016/j.desal.2010.05.035.
- Liuzzo, L., Notaro, V. och Freni, G. (2016). A reliability analysis of a rainfall harvesting system in southern Italy. *Water* 2016 (8): 1-21. doi:10.3390/w8010018.
- Livsmedelsverket (2001) *Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten*. ISSN 0346-119X.
- Livsmedelsverket (2017) *Klimatanpassning - dricksvattenförsörjning*. <https://www.livsmedelsverket.se/produktion-handel-kontroll/produktion-av-livsmedel/dricksvatten-produktion/klimatanpassning-dricksvattenforsorjning> (Hämtad 2018-03-01).
- Lundin, R. (2018) Byggstyrning i Mälardalen AB. E-mail 26 november.
- Lustig, B. (2018) VA-chef på Uppsala Vatten och Avfall AB. Telefonsamtal 26 november.
- Matilainen, P. (2018) Skanska Finland. E-mail 31 oktober.
- Matos, C., Santos, C., Pereira, S., Bentes, I. och Imteaz, M. (2013). Rainwater storage tank sizing: case study of a commercial building. *International Journal of Sustainable Built Environment* 2 (2): 109-118. doi:10.1016/j.ijsbe.2014.04.004.
- Mendez, C. B., Klenzendorf, J. B., Afshar, B. R., Simmons, M. T., Barrett, M. E., Kinney, K. A. och Kirisits, M. J. (2011). The effect of roofing material on the quality of harvested rainwater. *Water Research* 45 (5): 2049-2059. doi:10.1016/j.watres.2010.12.015.
- Nationalencyklopedin (u.å.a) *Klorering*. <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/klorering> (Hämtad 2018-10-16).
- Nationalencyklopedin (u.å.b) *Semipermeabel*. <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/semipermeabel> (Hämtad 2018-10-26).
- Nationalencyklopedin (u.å.c) *Torrdeposition*. <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/torrdeposition> (Hämtad 2018-09-19).
- Nationalencyklopedin (u.å.d) *Våtdeposition*. <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/v%C3%A5tdeposition> (Hämtad 2018-09-19).
- Novak, C. A., Van Giesen, E., DeBusk, K. M. och Van Geisen, E. (2014) *Designing Rainwater Harvesting Systems: Integrating Rainwater into Building Systems*. New York: John Wiley & Sons. ISBN 978-1-118-42188-8.
- Pihl Karlsson, G., Akselsson, C., Hellsten, S. och Karlsson, P. E. (2017) Krondroppsnätet i mellersta Sverige - övervakning av luftföroreningar och dess effekter i skogsmiljön. Rapport/IVL Svenska miljöinstitutet: C 239.

- Riktvärdesgruppen (2009) *Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. Regionala dagvattennätverket i Stockholms län*. Regionplane- och trafikkontoret i Stockholms läns landsting.
- Rodhe, A. (2000) *The hydrological cycle and the energy balance*. I The waterscape, The Baltic University programme, Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet. ISBN 91-973579-3-6.
- Rodhe, A., Lindström, G., Rosberg, J. och Pers, C. (2006) *Grundvattenbildning i svenska typjordar - översiktlig beräkning med en vattenbalansmodell*. Rapport/Uppsala universitet: 66.
- Rostad, N. och Montalto, F. (2012). Rainwater harvesting: using urban roof runoff for residential toilet flushing. *Metropolitan Sustainability: Understanding and Improving the Urban Environment*. 350-369. doi:10.1533/9780857096463.3.350.
- Salgot, M., Huertas, E., Hollender, J., Dott, W., Weber, S., Schaefer, A., Khan, S., Bis, B., Aharoni, A., Cikurel, H. och Messalem, R. (2007) *Guideline for quality standards for water reuse in Europe*. Barcelona: Graficas Rey S.L. Publisher. ISBN 978-84-611-4827-1.
- Santos, C. och Taveira-Pinto, F. (2013). Analysis of different criteria to size rainwater storage tanks using detailed methods. *Resources, Conservation and Recycling* 71: 1-6. doi:10.1016/j.resconrec.2012.11.004.
- Sjökvist, E., Asp, M., Berggreen-Clausen, S., Berglöv, G., Björck, E., Johnell, A., Axén Mårtensson, J., Nylén, L., Ohlsson, A. och Persson, H. (2015) *Framtidsklimat i Uppsala län - enligt RCP-scenarier*. Rapport/SMHI: Klimatologi nr 20.
- Skatteverket (u.å.) *Momssats på varor och tjänster*. <https://www.skatteverket.se/foretag-ochorganisationer/moms/saljavarorochtjanster/momssatspavarorochtjanster.4.58d555751259e4d66168000409.html> (Hämtad 2018-12-13).
- SMHI (2014) *Dataserier med normalvärden för perioden 1961-1990*. <https://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/dataserier-med-normalvarden-1.7354> (Hämtad 2018-10-25).
- SMHI (2018) *Klimatdata för miljöövervakning*. <http://luftwebb.smhi.se/> (Hämtad 2018-12-04).
- SMHI (u.å.a) *Klimatscenarier*. <https://www.smhi.se/klimat/framtidens-klimat/klimat-scenarier> (Hämtad 2018-10-04).
- SMHI (u.å.b) *PTHBV produktblad - klimatdatabas för hydrologiska beräkningar*. http://luftwebb.smhi.se/PTHBV_produkblad.pdf (Hämtad 2018-12-04).
- SMHI (u.å.c) *Öppna data*. <https://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/> (Hämtad 2018-10-24).
- StormTac (2018) *Guide StormTac Web*. Opublicerat material, tillgängligt för användare av StormTac Web.

- Svenskt Vatten (2007) *Avloppsteknik 2 Reningsprocessen*. Publikation U2.
- Svenskt Vatten (2009) *Råd och riktlinjer för UV-ljus vid vattenverk*. <http://www.svensktvatten.se/globalassets/dricksvatten/rad-och-riktlinjer/rad-och-riktlinjer-for-uv-ljus-vid-vattenverk-dec-2009.pdf> (Hämtad 2018-09-04).
- Svenskt Vatten (2016a) *Vattenutmaningar*. <http://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/vattenutmaningar/> (Hämtad 2018-09-06).
- Svenskt Vatten (2016b) *Avledning av dag-, drän- och spillvatten*. Publikation P110. ISBN 1651-4947.
- Svenskt Vatten (2017) *Investeringsbehov och framtida kostnader för kommunalt vatten och avlopp*. Rapport/Svenskt Vatten: 1651-6893.
- Svenskt Vatten (2018a) *Dricksvattenfakta*. <http://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/dricksvattenfakta/> (Hämtad 2018-08-30).
- Svenskt Vatten (2018b) *Vattenbrist*. <http://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/vattenutmaningar/vattenbrist/> (Hämtad 2018-10-15).
- Sveriges Riksbank (2018) *Inflationen just nu*. <https://www.riksbank.se/sv/penningpolitik/inflationsmalet/inflationen-just-nu/> (Hämtad 2018-11-26).
- Sweden Green Building Council (u.å.) *Certifiering i LEED*. <https://www.sgbc.se/certifiering-i-leed> (Hämtad 2018-08-30).
- Swedish Standards Institute (u.å.) *Standard SS-EN 1717 Vattenförsörjning - Skydd mot förorening av dricksvatten - Allmänna krav på skyddsdon för att förhindra förorening genom återströmning*. <https://www.sis.se/produkter/miljo-och-halsoskydd-sakerhet/vattenkvalitet/dricksvatten/ssen1717/> (Hämtad 2018-10-13).
- Säker Vatten (2016) *Branschregler Säker Vatteninstallation 2016:1*. <https://www.sakervatten.se/branschregler/branschregler-20161> (Hämtad 2018-10-13).
- Texas Water Development Board (2005) *The Texas Manual on Rainwater Harvesting*. 3. uppl, Austin, Texas.
- Todorov, D., Driscoll, C. T., Todorova, S. och Montesdeoca, M. (2018). Water quality function of an extensive vegetated roof. *Science of The Total Environment* 625: 928-939 doi:10.1016/j.scitotenv.2017.12.085.
- University of Warwick (2001) *Recommendations for designing rainwater harvesting system tanks*, Domestic Roofwater Harvesting Research Programme, Development Technology Unit. Rapport/University of Warwick A4.
- Uppsala kommun (2014) *Miljö- och klimatprogram 2014-2023*. <https://www.uppsala.se/contentassets/5d36faebce83404888c3a4677bad5584/Miljo-och-klimatprogram-2014-2023.pdf> (Hämtad 2018-09-25).
- Uppsala Vatten och Avfall (2016) *Dagvatten*. <https://www.uppsalavatten.se/sv/hushall/vatten-och-avlopp/dagvatten/> (Hämtad 2018-10-15).

- Uppsala Vatten och Avfall (2017a) *Dricksvatten*. <https://www.uppsalavatten.se/sv/hushall/vatten-och-avlopp/dricksvatten/> (Hämtad 2018-09-25).
- Uppsala Vatten och Avfall (2017b) *Dricksvattenkvalitet i Uppsala 2017*. https://www.uppsalavatten.se/Global/Uppsala_vatten/Dokument/Verksamhetsomr%C3%A5de/Dricks_vatten/Uppsala%202017.pdf (Hämtad 2018-10-09).
- Uppsala Vatten och Avfall (2018a) *Beräkna din årskostnad för vatten och avlopp*. <https://www.uppsalavatten.se/sv/mina-sidor/uv/berakning-av-arskostnad/> (Hämtad 2018-12-12).
- Uppsala Vatten och Avfall (2018b) *Taxor för dricksvatten och avloppsvatten*. <https://www.uppsalavatten.se/sv/hushall/betalning-och-avgifter/taxor/dricksvatten-och-avlopp/> (Hämtad 2018-10-09).
- U.S. Green Building Council (2014) *Reference Guide for Building Design and Construction V4*. ISBN 978-1-932444-18-6.
- U.S. Green Building Council (2018) *Country Market Brief*. <http://www.usgbc.org/advocacy/country-market-brief> (Hämtad 2018-12-28).
- U.S. Green Building Council (u.å.) *Innovation: Sustainable Wastewater Management*. <https://www.usgbc.org/node/5475510?return=/credits/new-construction/v4/innovation-catalog> (Hämtad 2018-11-06).
- USACE (1998) *Runoff from Snowmelt*. United States Army Corps of Engineers. Engineering Manual 1110-2-1406, Washington D.C.
- Vasakronan (u.å.) *Celsius - kontor och labb i Science Park*. <https://vasakronan.se/projekt/celsius/> (Hämtad 2018-12-20).
- Vinnova (2017) *Grönatakhåndboken. Växtbädd och vegetation*. <https://gronatakhandboken.se/https://module/las-online/vaxtbadd-och-vegetation/main> (Hämtad 2018-09-06).
- Wern, L. (2018) Klimatolog på SMHI. E-mail 3 december.
- Wiksell, M. (2018) Handläggare energi/miljöcertifiering på Helenius Ingenjörbyrå AB. E-mail 3 december.
- Winnfors Wannberg, E. (2018). Regninsamling ska spara dricksvatten. *Cirkulation* nr 6 år 2018.
- Zhang, Q., Wang, X., Hou, P., Wan, W., Li, R., Ren, Y. och Ouyang, Z. (2014). Quality and seasonal variation of rainwater harvested from concrete, asphalt, ceramic tile and green roofs in Chongqing, China. *Journal of Environmental Management* 132: 178-187. doi:10.1016/j.jenvman.2013.11.009.
- Öhrling, P. (2018) VD på Piacon AB. E-mail 29 augusti.

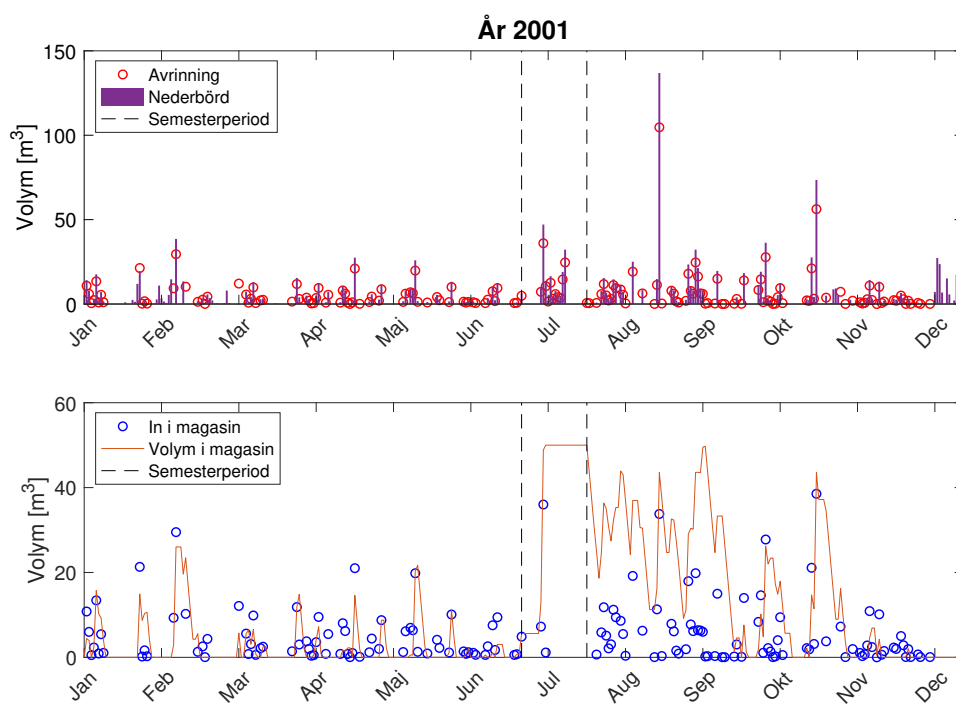
APPENDIX A - NEDERBÖRDSDATA OCH TIDSSERIER

I tabell A1 redovisas årsnederbördsmängder och antal dagar med nederbörd, baserat på data från PTHBV-databasen. Samtliga värden redovisas dels sammantaget för varje period samt uppdelat på varje år i respektive period.

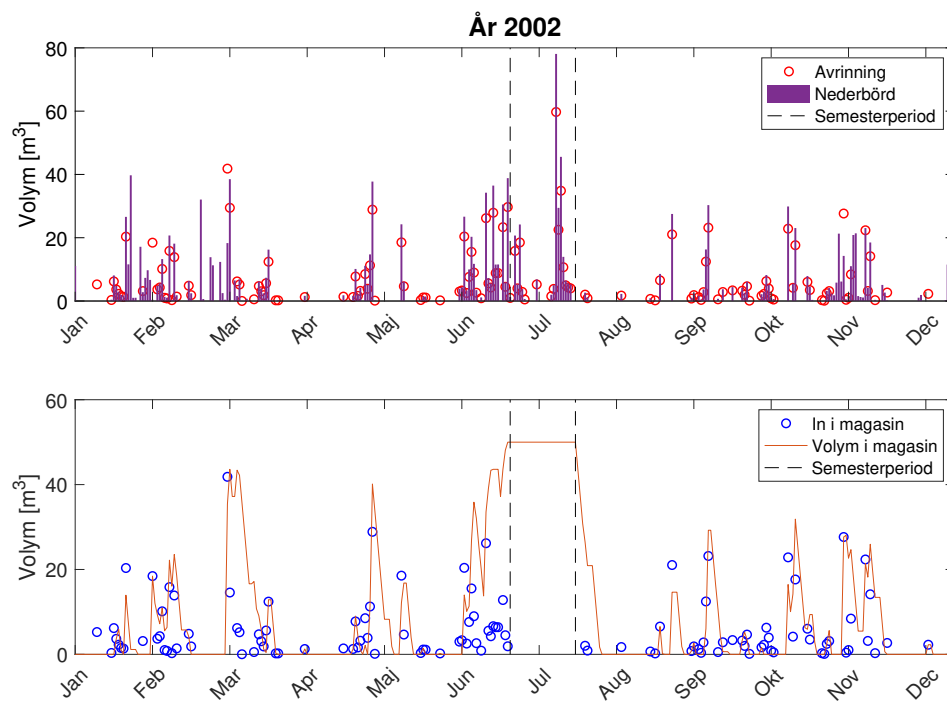
Tabell A1. Årsnederbördsmängder samt antal dagar med nederbörd under respektive år för de tre perioderna.

Period/år	Nederbördsmängd [mm]	Antal dagar med nederbörd
Nederbördsfattig period	2 425	935
1969	484	188
1970	516	199
1971	472	182
1972	411	174
1973	541	192
Genomsnittsperiod	3 005	953
2001	633	206
2002	613	167
2003	577	191
2004	565	195
2005	617	194
Nederbördsrik period	3 394	1 058
2008	720	216
2009	653	209
2010	635	201
2011	577	186
2012	808	246

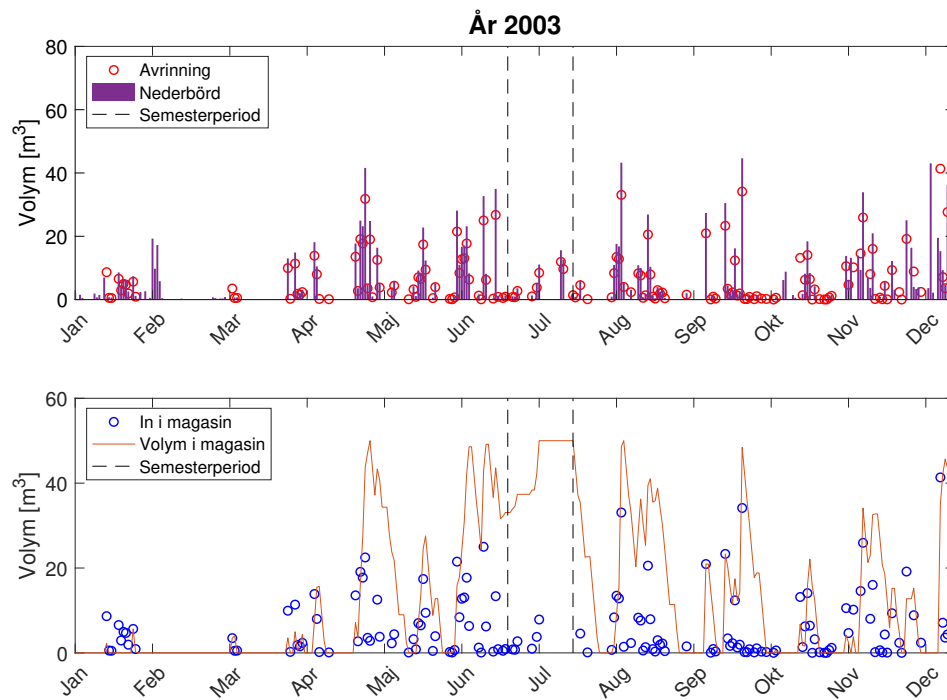
Figur A1, figur A2, figur A3, figur A4 och figur A5 redovisar tidsserier för dygnsvärden av nederbörd, avrinning, inflöde i magasinet och vattenvolym i magasinet, för varje år i genomsnittsperioden. Varje graf visar resultat av simuleringar för ett år där dagligt inflöde och volym i magasinet gäller för en magasinstorlek på 50 m³. Semesterperioden mellan vecka 27 och vecka 30 är markerad i graferna för att åskådliggöra tiden på året där inget uttag ur magasinet sker. För resterande vardagar är uttaget 6,4 m³ medan det under helger inte sker något uttag. Värden för nederbörd, avrinning och inflöde i magasinet som är 0³ visas inte i figurerna.



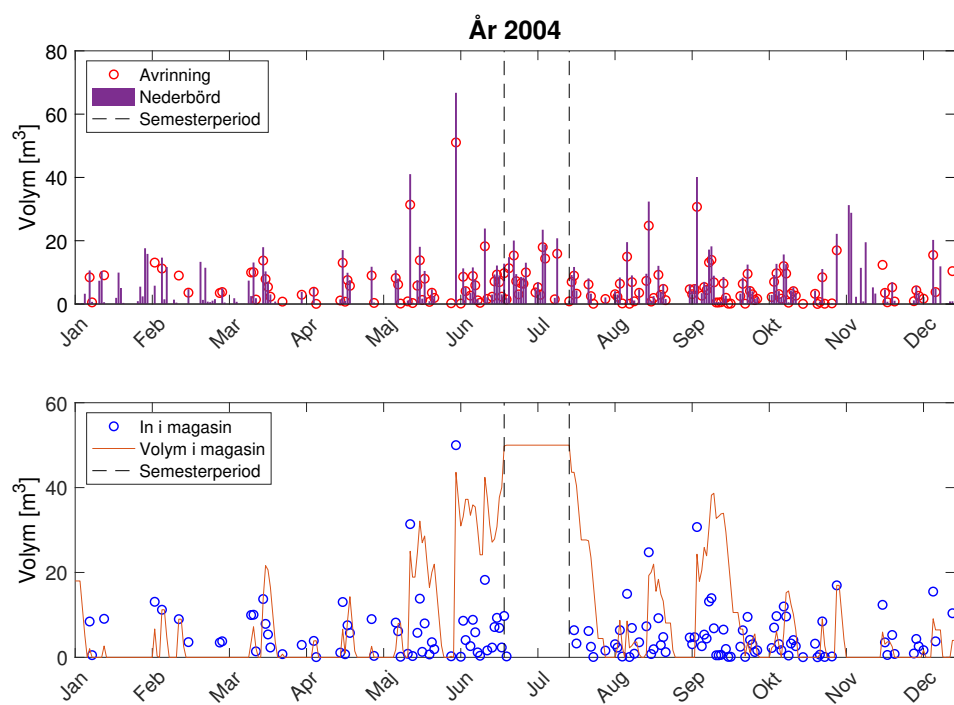
Figur A1. Dygnsvärden år 2001 för nederbörd och avrinning (övre grafen) samt inflöde i magasinet och volym i magasinet (nedre grafen). Observera att skalan på y-axeln i den övre grafen är annorlunda än för resterande tidsserier.



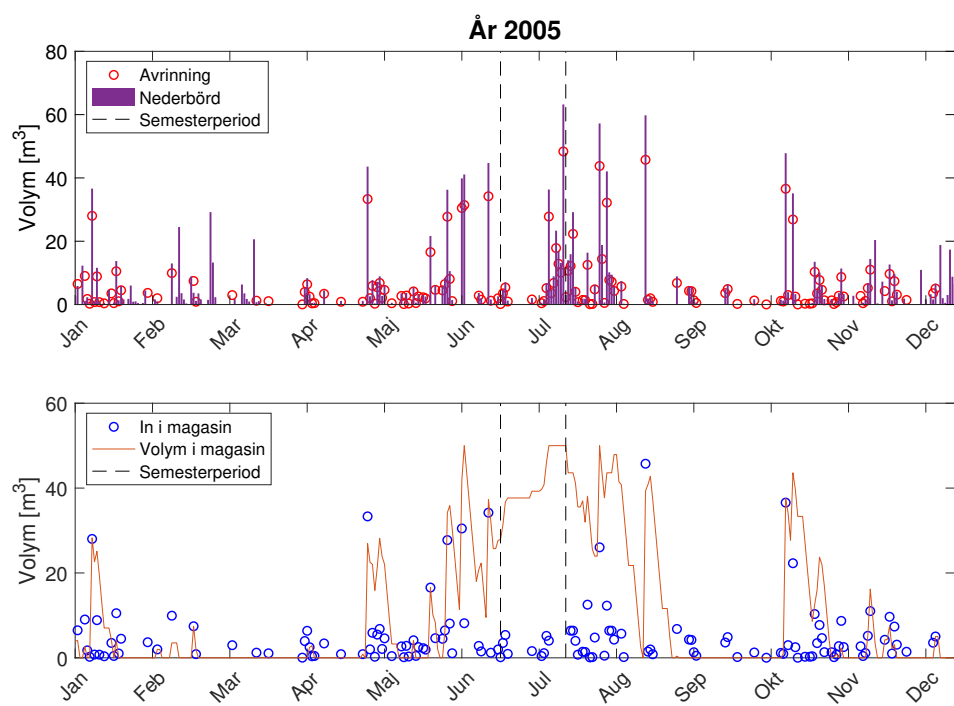
Figur A2. Dygnsvärden år 2002 för nederbörd och avrinning (övre grafen) samt inflöde i magasinet och volym i magasinet (nedre grafen).



Figur A3. Dygnsvärden år 2003 för nederbörd och avrinning (övre grafen) samt inflöde i magasinet och volym i magasinet (nedre grafen).



Figur A4. Dygnsvärden år 2004 för nederbörd och avrinning (övre grafen) samt inflöde i magasinet och volym i magasinet (nedre grafen).



Figur A5. Dygnsvärden år 2005 för nederbörd och avrinning (övre grafen) samt inflöde i magasinet och volym i magasinet (nedre grafen).

APPENDIX B - OSÄKERHETER I NEDERBÖRDSDATA

Tabell B1, tabell B2 och figur B1 åskådliggör jämförelser mellan nederbördsdata från PTHBV-modellen och observerade nederbördsvärden från SMHI:s meteorologiska station i Uppsala (med stationsnummer 97 510) (SMHI, u.å.c). I tabell B1 redovisas även korrigerade värden. Eftersom värden från PTHBV-databasen är korrigerade är jämförelser mellan dessa värden och de korrigerade värdena mest lämpliga är det gäller årsnederbördsmängder. Tabell B1 visar att även om en del värden avviker något så är skillnaderna små mellan årsnederbördsmängder från PTHBV-databasen och de korrigerade årsnederbördsmängderna från observerad data.

Tabell B1. *Total nederbördsmängd utifrån PTHBV-databasen respektive SMHI:s meteorologiska station i Uppsala, där dels observerade och dels korrigerade värden redovisas.*

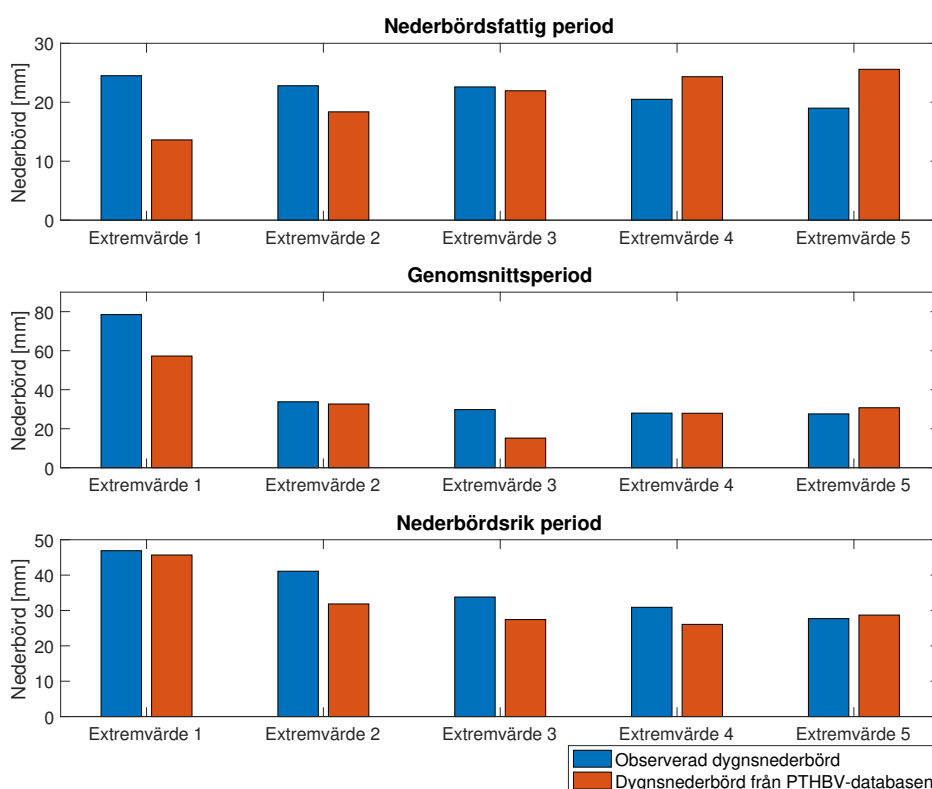
Period/år	Total nederbördsmängd PTHBV-databasen [mm]	Observerad total nederbördsmängd [mm]	Korrigerad total nederbördsmängd [mm]
Nederbördsfattig period	2 425	2 230	2 453
1969	484	466	512
1970	516	462	508
1971	472	423	465
1972	411	380	418
1973	541	500	550
Genomsnitts- period	3 005	2 731	3 004
2001	633	561	617
2002	613	554	609
2003	577	524	577
2004	565	517	569
2005	617	574	632
Nederbördsrik period	3 394	3 153	3 469
2008	720	665	732
2009	653	589	647
2010	635	601	661
2011	577	560	616
2012	808	739	813

I tabell B2 ses att antal dagar med nederbörd från modellen är fler än observerade antal dagar med nederbörd. För genomsnittsperioden och den nederbördsfattiga perioden är skillnaden totalt cirka 160 dagar och för den nederbördsrika perioden cirka 190 dagar.

Tabell B2. Antal dagar med nederbörd under de tre perioderna, utifrån PTHBV-databasen respektive SMHI:s meteorologiska station i Uppsala.

Period	Antal dagar med nederbörd	
	PTHBV-databasen	Observerade
Nederbördsfattig period	935	778
Genomsnittsperiod	953	795
Nederbördsrik period	1 058	872

I figur B1 visas de fem högsta observerade dygnsnederbörds mängderna för varje period, tillsammans med motsvarande värden från PTHBV-databasen för respektive dygn. I de flesta fall är värdet från databasen underskattat i jämförelse med det observerade värdet. Att de observerade värdena i figuren inte är korrigerade för mätförluster medför att underskattningen av databasens värden troligen är ännu större. För den data som undersöktes är värdena från databasen generellt som mest underskattade för den nederbördsrika perioden och som minst underskattade för den nederbördsfattiga perioden.



Figur B1. De fem största observerade dygnsnederbörderna (från mätstation nummer 97 510 i Uppsala) under respektive period, med motsvarande nederbörds mängd för samma dygn enligt värden från PTHBV-databasen.

APPENDIX C - TAKAVRINNINGENS VATTENKVALITET

Tabell C1 redovisar de volymavrinningskoefficienter som användes i föroreningsberäkningarna och tabell C2 visar schablonhalter för de olika taktyperna som beräkningarna utgick från.

Tabell C1. Volymavrinningskoefficienter för de takmaterial som användes i StormTac-beräkningarna. Takyta innefattar glastak, terrasser av betong och tekniska komponenter, grönt tak avser sedumtaket och asfaltstak avser papptaket.

Takmaterial	Volymavrinningskoefficient
Takyta	0,90
Grönt tak	0,31
Asfaltstak	0,90
Totalt	0,82

Tabell C2. Schablonhalter som föroreningsberäkningarna i StormTac utgick ifrån. Takyta innefattar glastak, terrasser av betong och tekniska komponenter, grönt tak avser sedumtaket och asfaltstak avser papptaket. Cellernas färg indikerar säkerheten hos värdet där röd innebär låg säkerhet, gul innebär medelsäkerhet och grön innebär hög säkerhet.

	Schablonhalt [$\mu\text{g/l}$]		
	Takyta	Grönt tak	Asfaltstak
Näringsämnen			
P	90	290	70
N	1 200	3 900	5 000
NH ₄ -N	800	800	0
Organiska ämnen			
TOC	9 000	27 000	12 000
DOC	6 000	36 000	0
Metaller			
Pb	2,6	1,0	0
Cu	7,5	15	5,0
Zn	28	23	27
Cd	0,8	0,070	0
Cr	4,0	3,0	0
Ni	4,5	3,0	0
Hg	0,003	0,007	0
Övrigt			
SS	25 000	19 000	25 000
Cl	5 000	8 300	3 100
COD	38 000	38 000	85 000
BOD	4 900	2 500	0

I tabell C3 redovisas föroreningsbelastning Celsiushusets olika takmaterial. Dessa värden ligger till grund för de sammantagna föroreningsbelastningarna som redovisas i tabell 10 i avsnitt 5.3.

Tabell C3. *Föroreningsbelastning från respektive takmaterial på Celsiushuset. Takyta innefattar glastak, terrasser av betong och tekniska komponenter, grönt tak avser sedumtak och asfalttak avser papptaket.*

	Föroreningsbelastning [$\mu\text{g/l}$]		
	Takyta	Grönt tak	Asfalttak
Näringsämnen			
P	85	218	67
N	1 180	3 170	4 730
NH ₄ -N	767	674	20
Organiska ämnen			
TOC	8 670	21 180	11 470
DOC	5 650	26 700	46
Metaller			
Pb	2,5	0,87	0,033
Cu	7,3	12	5,0
Zn	27	20	26
Cd	0,8	0,059	0,0017
Cr	3,8	2,4	0,033
Ni	4,3	2,5	0,066
Hg	0,003	0,006	0,0001
Övrigt			
SS	23 430	14 500	23 430
Cl	5 000	7 490	3 250
COD	36 280	32 820	80 640
BOD	4 690	2 300	112

I tabell C4 redovisas en sammanställning från litteratur för halter i avrinningsvatten från takmaterialen betong, papp och sedum. Dess mätningar är utförda i olika delar av världen och på olika varianter av det aktuella takmaterialet. Två av studierna behandlar mätningar utförda i Sverige (Berndtsson et al. (2006) och Berndtsson et al. (2009)) och en är från Danmark (Andersson (2015)).

Tabell C4. Sammanställning av olika studiers medelhalter samt pH-värde för ämnen i avrinning från takmaterial liknande de på Celsiushuset. Källor anges i fotnoter under tabellen.

	Föroreningsbelastning [$\mu\text{g/l}$]		
	Betong	Sedum	Papp
Tot-P	170 ²	0–1 460 ^{2,4,6,10}	130 ²
Tot-N	5 000 ²	500–18 300 ^{2,4,6,10}	7 000 ²
NH ₄ -N	-	0–1 100 ^{4,6,8,10}	-
NO ₃ -N	-	0–7 300 ^{4,5,6,10}	-
TOC	10 000–33 000 ^{2,9}	60 300 ²	5 800 ¹
DOC	-	2 000–42 000 ^{3,6,10}	5 000–31 000 ⁸
SS	-	11 000–68 000 ³	-
TSS	43 000–309 000 ^{2,8,9}	2 000–166 000 ^{2,3,5}	50 000 ²
COD	125 000 ²	231 000 ²	120 000 ²
pH	7,2–7,6 ^{2,8,9}	6,1–8,8 ^{2,3,5,6,7}	5,8–7,7 ^{2,7,8,10}

¹ Despins et al. (2009) ² Zhang et al. (2014)

³ Mendez et al. (2011) ⁴ Berndtsson et al. (2006)

⁵ Andersson (2015) ⁶ Berndtsson et al. (2009)

⁷ Berghage et al. (2009) ⁸ DeBusk & Hunt (2012)

⁹ Lee et al. (2012) ¹⁰ Todorov et al. (2018)