Rapport Nr 2016-05

# Kunskapssammanställning Dagvattenrening

*Godecke Blecken*
*(huvudförfattare)*

Svenskt Vatten Utveckling

## Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Rörnät & Klimat
Avlopp & Miljö
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

| | |
|---|---|
| Anna Linusson, Ordförande | Svenskt Vatten |
| Daniel Hellström, Utvecklingsledare | Svenskt Vatten |
| Per Ericsson | Norrvatten |
| Tove Göthner | Sveriges Kommuner och Landsting |
| Tage Hägerman | Smedjebacken |
| Stefan Johansson | Skellefteå kommun |
| Kristina Laurell | Formas |
| Annika Malm | Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad |
| Lisa Osterman | Örebro kommun |
| Kenneth M. Persson | Sydvatten AB |
| Carl-Olof Zetterman | SYVAB |

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
*Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.*

Svenskt Vatten
**Utveckling**

# Bibliografiska uppgifter för nr 2016-05

| | |
|---|---|
| **Rapportens titel:** | Kunskapssammanställning dagvattenrening |
| **Title of the report:** | Literature review Stormwater control measures for quality treatment |
| **Författare:** | Godecke-Tobias Blecken, Luleå Tekniska Universitet (huvudförfattare) |
| **Rapportnummer:** | 2016-05 |
| **Antal sidor:** | 104 |
| **Sammandrag:** | Denna kunskapssammanställning sammanfattar det aktuella kunskapsläget om dammar och andra sedimenteringsanläggningar, våtmarker, filtertekniker, diken, infiltrationssystem och gröna tak. Anläggningarnas funktion, reningseffekt, skötselbehov och förslag på dimensioneringskriterier behandlas. |
| **Abstract:** | This literature review summarises the state-of-the-art knowledge about ponds and other sedimentation facilities, wetlands, filter technologies, infiltration systems and green roofs. It includes descriptions of the function, treatment efficiency, maintenance needs and design recommendations. |
| **Sökord:** | Dagvattenrening, dammar, skärmbassänger, sedimentationsmagasin, våtmarker, flytande våtmarker, biofilter, rain garden, brunnsfilter, reaktiva filter, membranfilter, svackdiken, infiltrationsanläggningar, gröna tak, fällning, lamellsedimentering |
| **Keywords:** | Stormwater quality treatment, ponds, constructed wetlands, floating treatment wetlands, bioretention, rain garden, catch basin inserts, reactive filters, membrane filters, swale, infiltration, green roofs |
| **Målgrupper:** | VA-huvudmän, tillsynsmyndigheter, konsulter, politiker, forskare, mm. |
| **Omslagsbild:** | Våtmark, damm och biofilter – exempel för dagvattenreningsanläggningar (foton: Ahmed Al-Rubaei, Laura Merriman, Godecke Blecken, Bertil Eriksson) |
| **Rapport:** | Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se |
| **Utgivningsår:** | 2016 |
| **Utgivare:** | Svenskt Vatten AB |
| | © Svenskt Vatten AB |
| **Om projektet** | |
| **Projektnummer:** | 13-106 |
| **Projektets namn:** | Kunskapssammanställning - dagvattenrening |
| **Projektets finansiering:** | Svenskt Vatten Utveckling |

Layout: Bertil Örtenstrand, Ordförrådet AB.

# Förord

Intresset för dagvattenbehandling ökar. I denna rapport har författarna därför sammanställt det aktuella kunskapsläget för olika tekniker avsedda för dagvattenrening.

Godecke Blecken vid Luleå tekniska universitet/Dag&Nät har varit ansvarig för arbetet och har skrivit merparten av rapporten. Att sammanställa denna rapport hade dock inte varit möjligt utan hjälp av medförfattarna Ahmed Al-Rubaei, Laila C Søberg, Heléne Österlund, Inga Herrmann, Jenny Widetun, Olof Rydlinge, Vladimiar Givovich och William F Hunt. Engelsk text har översatts och kommenterats av Stefan Marklund och Jonathan Mattsson. Daniel Hellström, Malin Engström, Maria Viklander och Annelie Hedström har läst och kommenterat rapporten.

Författarna hoppas att rapporten med den samlade kunskapen blir en lättillgänglig informationskälla för kommuner, konsulter, fastighetsägare, myndigheter och andra intresserade att referera till och nyttja i olika beslut- och projektskeden.

*Godecke Blecken*

# Innehåll

**Förord** ..... **3**

**Sammanfattning** ..... **6**

**Summary** ..... **7**

**1 Introduktion** ..... **8**
1.1 Bakgrund och syfte ..... 8
1.2 Metod ..... 9
1.3 Medverkande ..... 10
1.4 Referenser ..... 11

**2 Jämförbarhet av data från olika studier** ..... **12**
2.1 Referenser ..... 13

**3 Sammanfattande översikt över anläggningstyper för dagvattenrening** ..... **14**
3.1 Referenser ..... 17

**4 Dagvattendammar och andra sedimenteringsanläggningar** ..... **18**
4.1 Dagvattendammar ..... 18
4.2 Andra sedimenteringsanläggningar ..... 29
4.3 Referenser ..... 31

**5 Våtmarker** ..... **36**
5.1 Artificiella våtmarker ..... 36
5.2 Flytande Våtmarker ..... 42
5.3 Referenser ..... 46

**6 Dagvattenbiofilter och andra filtertekniker** ..... **50**
6.1 Introduktion ..... 50
6.2 Dagvattenbiofilter/rain garden/växtbäddar ..... 50
6.3 Brunnsfilter ..... 62
6.4 Reaktiva filtermaterial ..... 64
6.5 Membranfilter ..... 65
6.6 Referenser ..... 66

**7 Svackdiken ..... 75**
7.1 Introduktion ..... 75
7.2 Reningseffekt och -processer ..... 76
7.3 Kontroll, drift och underhåll ..... 77
7.4 Funktion under svenska klimatförhållanden ..... 77
7.5 Förslag på dimensioneringsprinciper ..... 78
7.6 Referenser ..... 79

**8 Infiltrationssystem ..... 81**
8.1 Introduktion ..... 81
8.2 Reningseffekt och -processer ..... 82
8.3 Funktion under svenska klimatförhållanden ..... 83
8.4 Kontroll, drift och underhåll ..... 84
8.5 Förslag på dimensioneringsprinciper ..... 86
8.6 Referenser ..... 87

**9 Gröna tak ..... 91**
9.1 Introduktion ..... 91
9.2 Vattenkvalitet ..... 92
9.3 Funktion under svenska klimatförhållanden ..... 94
9.4 Kontroll, drift och underhåll ..... 94
9.5 Referenser ..... 95

**10 Avancerade reningstekniker för reducering av den lösta fasen ..... 98**
10.1 Introduktion ..... 98
10.2 Kemisk fällning ..... 98
10.3 Lamellsedimentering ..... 99
10.4 Referenser ..... 99

# Sammanfattning

En brukarvänlig rapport som belyser föroreningsproblematiken i dagvatten är nu färdig. Rapporten är en sammanställning av svensk och internationell kunskap om dagvattenrening. Huvudförfattare är Godecke Blecken, Luleå tekniska universitet.

Föroreningar i dagvatten uppmärksammas allt mer som källa till betydande miljöproblem. Förhöjda halter av tungmetaller, polyaromatiska kolväten (PAH), salter, näringsämnen och mikroorganismer innebär en risk för de recipienter som tar emot dagvatten från städerna. Föroreningarna kan påverka naturliga ekosystem, men det finns också risk att råvattentäkter för vattenverken förorenas. Dagvattenbehandling blir allt viktigare för att och möta de krav som ställs i bland annat ramdirektivet för vatten och badvattendirektivet.

Olika tekniker för dagvattenbehandling har utvecklats. Vissa är främst inriktade på rening av dagvattnet, medan andra i första hand används för att fördröja dagvattenflödet. Även anläggningar av den senare typen har tagits med i rapporten eftersom de kan påverka kvaliteten på dagvattnet som släpps ut eller ge viss rening som bieffekt. Vissa av teknikerna är vanliga i Sverige; andra är ännu inte i bruk.

Anläggningar för rening av dagvatten måste fungera med korta uppehållstider och ojämna flöden, och ibland med krav att leverera ekosystemtjänster och sociala värden. Reningstekniker som beskrivs i rapporten är dagvattendammar och andra sedimenteringsanläggningar, artificiella och flytande våtmarker, filtertekniker som biofilter, brunnsfilter, membranfilter och reaktiva filtermaterial, svackdiken och översilningsytor, infiltrationsanläggningar, gröna tak, samt avancerade metoder för att ta bort lösta ämnen. Rapporten sammanfattar och diskuterar teknikernas reningseffekter, metodernas för- och nackdelar samt funktionen i svenska klimatförhållanden. Den ger förslag på dimensioneringsprinciper och behandlar kontroll, drift och underhållsbehov.

Lämpliga reningsanläggningar måste väljas, kombineras och placeras strategiskt. Eftersom införandet av reningsanläggningar för dagvatten bedöms öka de närmaste åren är det viktigt att kommuner och konsulter har lättillgänglig och samlad tillgång till den aktuella kunskapen inom området. Annars ökar risken att det byggs anläggningar som fungerar sämre, att deras långtidsfunktion inte är tillräcklig och att man väljer fel anläggningstyp. I och med det skulle stora investeringar förhindras ge optimalt resultat.

# Summary

Due to environmental problems caused by untreated stormwater discharges gains stormwater quality gains increasing interest. This report summarises the state-of-the-art knowledge about stormwater control measures for quality treatment. The report is based on a comprehensive literature review covering mainly international scientific publications in peer-reviewed journals. Also further selected references were included.

The treatment technologies which are described in this report are sedimentation ponds and basins, gully pots, constructed wetlands, floating treatment wetlands, filter technologies (bioretention/rain gardens, catch basin inserts, membrane filters and reactive filter materials), swales and buffer strips, infiltration facilities, green roofs and advanced technologies for treatment of dissolved contaminants.

The treatment efficiency (and its variation), their advantages and disadvantages as well as their functioning in Swedish climate conditions is summarized and discussed. Further, operation and maintenance needs are described. Brief suggestions for design and dimensioning of the facilities are provided.

# 1 Introduktion

## *1.1 Bakgrund och syfte*

Under senare decennier har föroreningar i dagvatten alltmer uppmärksammats som källa till betydande miljöproblem. Förhöjda halter av tungmetaller, polyaromatiska kolväten (PAH), salter/klorider, näringsämnen och andra föroreningar innebär en risk för recipienterna. På senare år har också innehåll av mikroorganismer väckt större intresse, då vi numera vet att råvattnets/recipientens mikrobiella status är nyckel till god hälsa och god ytvattenkvalité. En SVU-rapport som belyser föroreningsproblematiken i dagvattnet är under färdigställande.

För att minska dagvattnets recipientpåverkan och möta de krav som bland annat ställs i Ramdirektivet för vatten och Badvattendirektivet (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG; Rådets direktiv 2006/7/EEG) bedöms dagvattenbehandling öka i betydelse. Dagvattenrening behöver sålunda få ökat fokus. Olika tekniker för dagvattenbehandling har utvecklats. Vissa av dessa tekniker syftar främst på rening av dagvattnet medan andra implementeras framför allt för fördröjning. Även anläggningar vars syfte inte huvudsakligen är rening har tagits med i denna kunskapssammanställning eftersom även dessa kan påverka kvalitén av dagvattnet som släpps ut (t ex gröna tak) eller kan ge en viss rening som bieffekt (t ex permeabla ytor).

Vissa av de befintliga teknikerna är vanliga i Sverige, andra är ännu inte i bruk. Under de senaste åren har relativt omfattande forskning genomförts för att vidareutveckla tekniker för dagvattenrening samtidigt som praktiska erfarenheter har erhållits i vissa kommuner som tidigt implementerat system för dagvattenhantering.

Delvis används samma eller liknande tekniker för dagvattenrening som för avloppsrening (våtmarker, filter, mm.). Däremot ställs andra/extra krav på dagvattenreningsanläggningar eftersom de relevanta föroreningarna är andra (sediment och därmed bundna föroreningar i stället för biologiskt nedbrytbara organiska föroreningar och patogener), korta uppehållstider i dagvattenreningsanläggningar, ojämna flödesförhållanden (delvis långa torra perioder mellan regn), samt eventuella krav att leverera ekosystemtjänster och/eller sociala värden.

Eftersom implementeringen av dagvattenreningsanläggningar bedöms öka de närmaste åren är det viktigt att säkerställa att kommuner och konsulter som arbetar med dagvattenreningen har lättillgänglig och samlad tillgång till den aktuella kunskapen i området. Annars ökar risken att sämre fungerande anläggningar byggs, att anläggningarnas långtidsfunktion är otillräcklig, att fel anläggningstyp väljs mm. Sammantaget skulle stora investeringar förhindras ge optimala resultat.

Syftet med detta projekt är alltså att sammanställa kunskap om dagvattenanläggningar från forskningsstudier i en brukarvänlig SVU-rapport. Denna rapport bygger huvudsakligen på en omfattande litteraturstudie vars fokus låg på tillförlitliga och referee-granskade vetenskapliga artiklar som

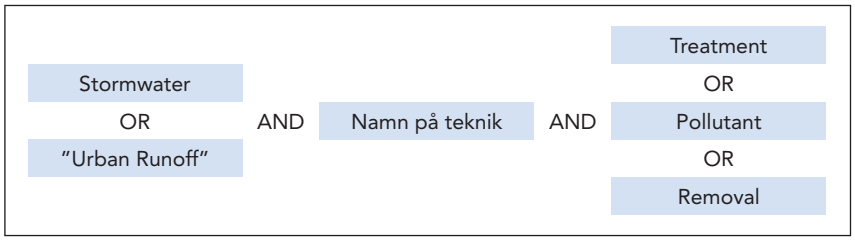
publicerats i högt rankade vetenskapliga tidskrifter. Majoriteten av dessa artiklar är inte fritt tillgängliga för allmänheten. Målet var att sammanfatta denna stora mängd information så att en överblick över kunskapsläget ges.

Att skaffa sig denna överblick är mycket svårt för någon som inte har fri tillgång till vetenskapliga artiklar och/eller databaser. Abonnemang eller artiklar i de flesta vetenskapliga tidskrifterna är dyra; att en enda artikel kostar omkring 300 SEK är inte ovanligt. Alla tidskrifter som ingår i denna litteraturstudie håller en hög kvalité och artiklarna bedöms som trovärdiga.

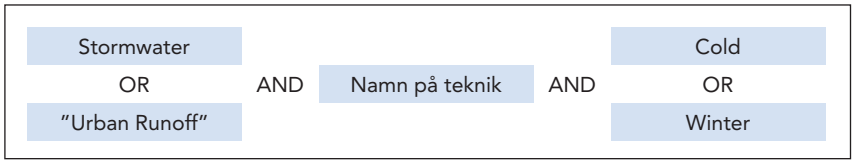
## 1.2 Metod

### 1.2.1 Introduktion

Litteraturstudien gjordes framför allt med hjälp av databasen scopus.com som är en databas över vetenskapliga artiklar som omfattar alla relevanta internationella tidskrifter i området. Litteraturstudien omfattar tre huvudområden: (i) reningsförmåga och reningsprocesser, (ii) funktionen av tekniken under vintern/i kallt klimat och (iii) (vetenskapliga) studier genomförda i Sverige/Skandinavien. För att hitta relevanta artiklar i dessa tre områden har sökningen genomförts enligt scheman som visas i Figur 1.1. och 1.2. Artiklarna/studierna som på detta sätt söktes fram i databasen har sedan sorterats enligt relevans och efter en första bedömning utvärderats och ett urval har inkluderats i denna rapport. I databasen scopus.com kan man välja geografiska områden varifrån artiklarna kommer. För att ta med svenska artiklar i litteraturstudien har detta gjorts.




*Figur 1.1 Schema för litteratursökningen om en tekniks reningsförmåga*




*Figur 1.2 Schema för litteratursökningen om en tekniks funktion i ett kallt klimat*

På grund av den stora mängden artiklar som publicerats om dagvattenrening kan ingen heltäckande studie genomföras. En sökning i scopus.com på ”stormwater” OR ”urban runoff” AND ”treatment” OR ”quality” OR ”removal” resulterar i ca 2 200 tidskriftsartiklar och 1 400 konferensartiklar. Om man begränsar denna sökning till dagvattendammar har man fortfarande över 800 tidskriftsartiklar och 500 konferensartiklar. Därför har

självklart inte alla artiklar kunnat granskas. Att många artiklar inte citeras i rapporten är därför ingen bedömning av deras kvalitét.

Eftersom SVU-rapporter enkelt och kostnadsfritt kan laddas ned från databasen kan den intresserade själv skaffa sig tillgång till denna information. Några av dessa rapporter har ändå tagits med i denna rapport.

### 1.2.2 Dimensioneringskriterier

Rapporten innehåller också förslag och kommentarer på dimensionering och utformning av de olika anläggningstyperna. Rapporten är dock inte tänkt att kunna ersätta omfattande dimensioneringsmanualer utan ska bara ses som ett komplement till dessa. Detaljerade beskrivningar finns i många fritt tillgängliga (internationella) dimensioneringsriktlinjer.

Författarna rekommenderar den nyutkomma rapporten *The SUDS manual* som ger en omfattande överblick över konceptet *Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS)* samt detaljerade beskrivningar inklusive dimensioneringsriktlinjer för de flesta förekommande dagvattenbehandlingsanläggningar (CIRIA, 2015). Denna manual kan laddas ned kostnadsfritt på http://www.ciria.org/Memberships/The_SuDs_Manual_C753_Chapters.aspx.

Dessutom rekommenderas den australiensiska dimensioneringsmanualen *Water Sensitive Urban Design – Technical Design Guidelines for South East Queensland* som ger en detaljerad handledning för dimensionering och utformning av bland annat svackdiken, dammar, våtmarker, och infiltrationsanläggningar (MBWCP, 2006). I denna manual finns även rekommendationer för dimensionering av biofilter/rain gardens som dock ersattes med den uppdaterade och mera detaljerade manualen Bioretention Technical Design Guidelines (Water by Design, 2014).

VA-Forsk rapporten *Utformning och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar* innehåller dimensioneringsrekommendationer för dammar, våtmarker, översilningsytor och svackdiken (Larm, 2000).

## *1.3 Medverkande*

Ansvarig för att sammanställa och skriva merparten av rapporten var Godecke Blecken. Dock har ett flertal andra författare bidragit till olika delar av rapporten:

- Ahmed Al-Rubaei (LTU/Dag&Nät): infiltrationsanläggningar
- Vladimir Givovich (WSP): växtval i biofilter och våtmarker, underhåll av flytande våtmarker
- Inga Herrmann (LTU/Dag&Nät): reaktiva filtermaterial, membranfilter
- William F. Hunt (North Carolina State University, USA): underhåll av dagvattenanläggningar (framför allt svackdiken, våtmarker och biofilter)
- Laila Søberg (LTU/Dag&Nät): funktion av biofilter generellt samt specifikt i kalla klimat, metallhalter i sediment från dagvattendammar
- Jenny Widetun och Olof Rydlinge (Examen Civilingenjör Naturresursteknik, LTU, 2014): litteraturstudien om gröna tak

- Heléne Österlund (LTU/Dag&Nät): kemisk fällning, reaktiva filter, membranfilter, lamellsedimentering
- Daniel Hellström (SVU), Malin Engström (Växjö kommun), Maria Viklander och Annelie Hedström (LTU/Dag&Nät) har kommenterat rapporten.
- Annelie Hedström, Stefan Marklund och Jonathan Mattsson (alla LTU/Dag&Nät) har korrekturläst (delar av) rapporten och översatt engelska texter till svenska.

Upphovsman till foton och illustrationer är Godecke Blecken om inte annat anges i figurtexten.

## *1.4 Referenser*

CIRIA (2015). The SuDS Manual. Report C753. CIRIA, London, UK. Kan laddas ned på http://www.ciria.org/Memberships/The_SuDs_Manual_C753_Chapters.aspx

Larm, T (2000). Utformning och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar. VA-Forsk rapport 2000-10. VAV AB, Stockholm. Kan laddas ned på http://vattenbokhandeln.manager.nu/

MBWCP (2006) Water Sensitive Urban Design - Technical Design Guidelines for South East Queensland. . Report by Moreton Bay Waterways and Catchment Partnership and Brisbane City Council. Kan laddas ned på http://waterbydesign.com.au/techguide/

Water by Design (2014). Bioretention Technical Design Guidelines. Version1.1. Healthy Waterways Ltd, Brisbane, Queensland, Australia. Kan laddas ned på http://waterbydesign.com.au/techguide/

# 2 Jämförbarhet av data från olika studier

I rapporten redovisas i de flesta fall inte föroreningskoncentrationerna i in- och utgående vatten i en reningsanläggning utan i stället anges oftast en reningsgrad i %. Det måste dock beaktas att reningsgraden styrs bland annat av föroreningskoncentrationen i ingående vattnet. Om det ingående dagvattnet innehåller låga föroreningskoncentrationer kan reningsgraden vara låg trots en väl fungerande reningsanläggning. Har man däremot mycket höga koncentrationer i dagvattnet kan även en hög reningsgrad vara otillräcklig. Eftersom dagvattenföroreningar kan variera extremt mycket både mellan olika regn och under samma regn (se t ex. Galfi 2014) kan reninsgraden även variera trots en konstant koncentration i utgående vatten. Ändå har det i denna rapport valts att ange reningsgraden för att underlätta jämförelsen mellan olika tekniker och/eller studier samt för att höja läsbarheten.

Ett annat problem som måste tas hänsyn till när dagvattenreningsanläggningar utvärderas och som försvårar jämförelsen mellan olika studier är att det är mycket svårt att få tillförlitlig och allmängiltig data. Som nämnts ovan kan dagvattenföroreningar variera mycket och det behövs omfattande provtagningar för att få en representativ bild. Dessutom varierar de yttre förhållandena som en anläggning utsätts för, till exempel:

- olika regnförhållanden (intensitet, varaktighet)
- årstidsvariationer,
- olika torrperioder innan ett regn.

Förutom de yttre förhållandena skiljer sig även anläggningar av samma typ, till exempel

- förhållande anläggningens area/avrinningsområdets area,
- dimensionering och/eller utformning (t ex filtermaterial i biofilter, form av dammar),
- ålder på anläggningar,
- underhåll.

Även detta gör att variationen i reningsgrad mellan olika regn och olika anläggningar av samma typ varierar.

Slutligen finns även problem som ofta uppträder under provtagningen. Jones et al (2004) sammanfattade i en konferensartikel varför det är svårt att samla tillförlitliga och representativa resultat:

- ingen standard för provtagning av dagvattenanläggningar,
- (för) få prover och/eller analyser på grund av höga kostnader,
- mät- och provtagningsutrustning är benägen att krångla,
- svårigheter att få representativa flödesproportionella prov över ett regn,
- praktiska svårigheter (t ex. fågelspillning som blockerar en regnmätare, musbo i en brunn där indikatorbakterier mäts, stulna batterier),
- osäkerheter och praktiska svårigheter i laboratoriet vid analys av prov.

Alla dessa osäkerheter betyder inte att all data är otillförlitlig men visar på svårigheterna att få representativ data. Detta är en av anledningarna till de

delvis stora skillnaderna i reningsfunktion (som illustreras till exempel i figur 5.2).

## 2.1 Referenser

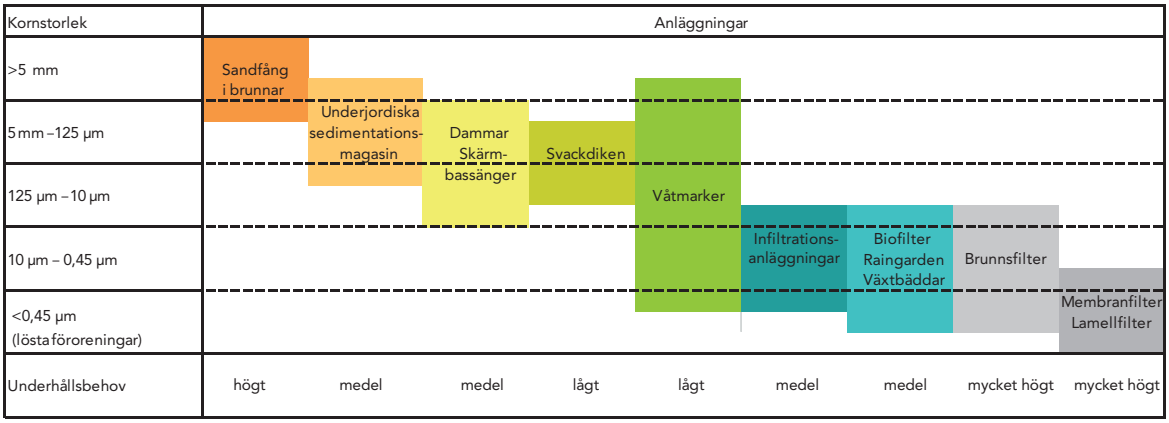
Galfi, H. (2014). Suspended solids and indicator bacteria in stormwater runoff – sources of bias in field measurements. Licentiate thesis, Luleå University of Technology.

Jones, J.E., Langan, T., Fassman, E.A., Urbonas, B., Strecker, E., Quigley, M. (2004). Why is it so difficult to acquire reliable BMP performance data? In: Proceedings of the World Water and Environmental Congress 2004, June 27-July 1, 2004, Salt Lake City, UT, USA. American Society of Civil Engineers (ASCE), Reston, VA, USA.

# 3 Sammanfattande översikt över anläggningstyper för dagvattenrening

Vid val av reningsteknik är det viktigt att välja rätt teknik i förhållande till recipientens status och förväntade föroreningar, deras halter i dagvattnet och deras förhållande mellan partikulär och lös fas. Även de platsspecifika förutsättningarna måste beaktas (tillgänglig yta, jordförhållandena, mm.). Dessutom måste det tas hänsyn till om teknikens syfte är rening eller om exempelvist även översvämningsskydd ska tillhandahållas. Därutöver måste underhållsbehovet beaktas.

För att kunna rena dagvattnet på ett effektivt sätt krävs alltså en integrerad implementering av olika reningsanläggningar även i större urbana avrinningsområden, ett så kallad *integrated treatment train*. För en framgångrik implementering måste alltså lämpliga reningsanläggningar väljas, kombineras och placeras strategiskt. Vissa anläggningar (exempelvis dammar och våtmarker) tillhandahåller även fördröjning av intensiva regn och därmed översvämningsskydd. Andra reningsanläggningar (exempelvis biofilter/rain garden, brunnsfilter) måste kompletteras med ytterligare fördröjningsanläggningar eftersom intensiva regn bräddas. Figur 3.1 illustrerar vilka föroreningstyper som kan renas av några vanligt förekommande anläggningar. Denna figur är dock bara en mycket förenklad vägledning. Som framgår av denna rapport kan reningsfunktionen och effekten varierar mycket även för samma anläggningstyp.




*Figur 3.1* *Ungefärligt schema över anläggningstyper och föroreningar som kan renas.*

I detta kapitel ges en kort överblick över de olika reningsanläggningarna som behandlas i denna rapport.

### Dammar

Dammar är vanligt förekommande behandlingstekniker för dagvatten. Sedimentation är den primära behandlingsprocessen och därför är dammar i huvudsak kapabla att tillhandahålla tillräcklig rening av TSS och där-

till bundna föroreningspartiklar. För dammar som anlagts och drivs enligt gällande kriterier och anvisningar kan en reningseffekt på över 70 % på partikulära föroreningar förväntas. Däremot är avskiljningen av exempelvis kväve och lösta metaller generellt sätt lägre. Vid utformning av dammar är det viktigt att beakta den hydrauliska effektiviteten och/eller förhållandet mellan dammens area och arean för hela avrinningsområdet. Utöver regelbunden inspektion måste ackumulerat sediment bortforslas rutinmässigt från dammen med intervall av ett antal år. Dessa sediment kan innehålla betydande mängder metaller som i sin tur kan vara biotillgängliga och därför måste de hanteras med försiktighet. *Underjordiska sedimentationsmagasin* samt *skärmbassänger* kan erbjuda liknande funktionalitet som dammar. *Dagvattenbrunnar* infångar dock endast grövre sediment.

### Våtmarker

I kontrast till dagvattendammar, vars huvudsakliga reningsmekanism är sedimentation, inkorporerar våtmarker också en rad andra biogeokemiska processer. Dessa processer förbättrar speciellt behandlingen av lösta föroreningar och näringsämnen. Väl anlagda och underhållna våtmarker är alltså ofta en mera effektiv reningsanläggning än en damm. I likhet med alla andra behandlingstekniker för dagvatten varierar resultaten mellan de olika studierna som företagits. Detta förklaras genom det stora antalet faktorer som påverkar processerna i en våtmark. Under vintern i regioner med kallare klimat kan behandlingseffektiviteten sjunka eftersom flera av processerna är temperaturberoende. Emellertid bidrar våtmarker ändå generellt till bättre kvalitet på utgående vatten än dammar också när tekniken används i kallt klimat. I likhet med alla system för kontroll och behandling av dagvatten behöver även våtmarker underhåll. Dock är det viktigt att beakta den utveckling av vegetation som sker i den initiala fasen hos våtmarker när underhåll planeras så att denna naturliga process inte störs.

### Flytande våtmarker

Flytande våtmarker är ganska ny teknik. De få studier som gjorts hittills indikerar att en damms reningsfunktion kan förbättras med flytande våtmarker. En god placering av växtstommarna verkar vara viktigt för att uppnå en hög reningsgrad. Det saknas dock resultat om deras funktion i svenska klimatförhållanden samt resultat kring deras långtidsfunktion.

### Biofilter

Biofilter är en väl fungerande teknik för dagvattenrening som kan implementeras i olika klimat, olika dimensioner och för olika reningskrav. Reningseffekten av totalhalter av Cd, Cu, Pb, Zn och andra metaller, fosfor, suspenderat material och diverse mikroföroreningar är generellt hög och överskrider ofta 70 %. Däremot kan reningen av lösta metaller variera mer men brukar vara högre än för många andra reningsanläggningar. För att uppnå en effektiv kväverening behövs ofta en vattenmättad zon i filtermaterialet. Biofilter som primärt är avsedda för rening av dagvatten dimensioneras utifrån reningskraven. Biofilter tillhandahåller således ingen fördröj-

ning av intensiva regn utan avrinningen från dessa bräddas. Filtermaterial är ofta väldränerade sand/jordblandningar med en låg andel lera och organiskt material. Växtvalet anpassas till dessa förhållanden. Förbehandling med avseende på sedimentavskiljning behövs för att minimera risken för igensättning. Vinterförhållanden kan påverka reningen till viss del men överlag fungerar biofilter även i kallare klimat. I dessa kan ett grövre filtermaterial väljas för att upprätthålla infiltrationen under vintern.

### Brunnsfilter

Sammanfattningsvist kan konstateras att brunnsfilter kan vara en fungerande teknik för att minska föroreningsutsläpp från dagvatten. Däremot varierar reningen avsevärt mellan olika tekniker och några kommersiella lösningar fungerar inte tillfredsställande. Brunnsfilter kräver mycket kontroll och underhåll även jämfört med andra reningstekniker.

### Reaktiva filtermaterial

Det finns ett stort antal reaktiva filtermaterial som även kan användas i dagvattensammanhang. Val och användning av dessa beror dock mycket på de platsspecifika förutsättningarna, (renings)kraven och teknikvalet. Långtidfunktionen/underhållsbehovet måste beaktas genom att ta hänsyn till mättnad och/eller nedbrytning av filtermaterialet.

### Membranfiltrering

Membranfiltrering skulle kunna vara en möjlighet att rena mycket förorenat dagvatten och/eller om återanvändning av vattnet önskas. Membranfilter, inklusive hålfiberfilter, är dock en sparsamt utforskad teknik i dagvattensammanhang, trots dess utbredda användning vid avloppsrening, dricksvattenframställning och annan industriverksamhet.

### Svackdiken

Svackdiken (ofta kombinerad med gräsbevuxna översilningsytor) är nog den enklaste och mest grundläggande typen av dagvattenanläggningar som kan minska avrinningen/max flöden på grund av de relativt låga flödeshastigheterna, delvist infiltrera dagvattnet (beroende på jordarten), avleda vattnet vid höga flöden samt bidra med sedimentation. Endast svackdiken är i regel inte ett komplett reningssystem för att uppnå god vattenkvalitet. Dock kan t ex. sedimentation i svackdiken fungera som förbehandling för andra reningssteg. Litteraturstudien resulterade inte i några studier som rapporterar om större problem angående den tekniska funktionen av svackdiken i regioner med kalla vintrar. En av fördelarna med diken och svackdiken i kalla klimat är att de kan ses som potentiella områden för snölagring. Svackdiken har en bra kapacitet att leda smältvatten under snösmältningsperioden.

### Infiltrationsanläggningar

Förutom fördröjning kan infiltrationsanläggningar ofta rena dagvattnet effektivt. Reningsförmågan beror till stor del på materialet, kvalitén på det

inkommande vatten och anläggningens driftålder. Reningen av lösta föroreningar är ofta sämre. Även urlakning av föroreningar har visats. Framför allt i äldre anläggningar kan betydande mängder av föroreningar ackumuleras. På grund av detta finns risken att infiltrationsanläggningar förorenar grundvattnet och/eller jorden. Inga speciella problem angående reningseffekten under vinterhalvåret har visats. Vägsalt passerar dock anläggningen. Detta samt en minimering av sandningen måste beaktas i det svenska klimatet. Igensättning är ett regelbundet förekommande problem. Sedimentmängden i inflödet ska därför minimeras och lämpliga underhållsåtgärdar måste genomföras regelbundet.

#### Gröna tak

Gröna tak ger en effektiv minskning av avrinningen vid normal nederbörd. Resultaten som publicerats om vattenkvalitén i avrinning från gröna tak visar ofta på höga koncentrationer av näringsämnen. Resultaten rörande metallhalterna varierar mycket. På grund av vattenretentionsförmågan och den därmed minskade avrinningsvolymen kan dock trots höga koncentrationer den totala mängden utsläppta föroreningar vara låg. Vid val av substrat måste framför allt beaktas att detta inte innehåller/släpper ut förhöjda halter av framför allt näringsämnen för att förebygga utsläppsrisken. Vidare ska gödsling minimeras för att förebygga utsläpp av näringsämnen. Vid växtval ska hänsyn tas till näringsbehov samt till det lokala klimatet.

#### Kemisk fällning och lamellsedimentering

Kemisk fällning och lamellsedimentering skulle kunna nyttjas även för att rena dagvatten t ex om andra reningstekniker inte tillhandahåller tillräcklig hög reningsgrad. Däremot finns dock bara några få studier utförda vilket omöjliggör att dra generella slutsatser i dagsläget.

## *3.1 Referenser*

Wong, T.H.F. (2000) Improving Urban Stormwater Quality – From Theory to Implementation. Water – Journal of the Australian Water Association 27(6), 28-31.

# 4 Dagvattendammar och andra sedimenteringsanläggningar

## *4.1 Dagvattendammar*

### 4.1.1 Introduktion

Dammar och våtmarker är vanligt förekommande ”end-of-the-pipe”-anläggningar för behandling av stora volymer dagvatten. Rätt dimensionerade, konstruerade och underhållna kan de ha en god reningsgrad. Dagvattendammar har sedan 1960-talet implementerats som en dagvattenreningsteknik i USA (Clar m fl., 2004) och deras antal har sedan dess ökat avsevärt (Marsalek & Marsalek 1997, Färm 2002, Starzec m fl. 2005, Karlsson m fl. 2010a). Idag är dagvattendammar bland de vanligaste dagvattenanläggningarna i Sverige och hela världen. I Sverige finns antagligen flera hundra dammar (Figur 4.1).

*Figur 4.1 Dagvattendammar i olika miljöer (foto övre raden, höger: Ahmed Al-Rubaei/Laura Merriman)*

Genom att magasinera i regel hela avrinningsvolymen för att sedan under kontrollerade former avleda vattnet under en längre tid (ibland upp till flera dygn) möjliggörs rening av dagvattnet genom olika processer där sedimentering av suspenderat sediment (Figur 4.2), och därmed avskiljning av partikelbundna föroreningar, är den viktigaste (Marsalek & Marsalek 1997, Persson 2000).

Dammar är ofta tillgängliga för allmänheten och kan därmed utformas så att rekreationsvärden tillhandahålls (Figur 4.1). Vidare kan dammar även leverera ekosystemtjänster (habitat, upptag av koldioxid mm. (Søberg m fl. 2016, Stephansen m fl. 2014, Moore & Hunt 2012)). Dock måste man ta hänsyn till att en damm ursprungligen är en anläggning avsedd för rening

av dagvatten. Det kan således uppstå en intressekonflikt mellan huvudsyftet och andra funktioner.

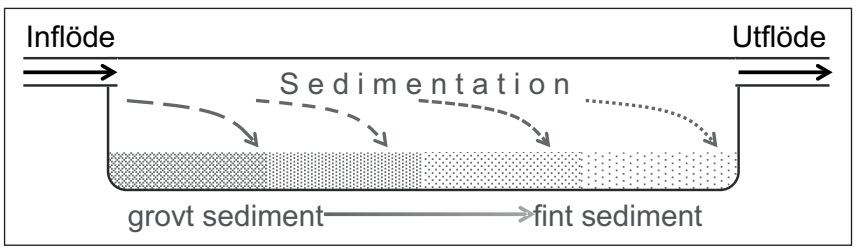
Dimensioneringen och utformningen av dagvattendammar har utvecklats genom forskning och praktiska erfarenheter under de senaste 30-40 åren. De viktigaste elementen för utformningen av en damm är olika hydrauliska strukturer (in- och utlopp, bräddstrukturer; Figur 4.3) och volymen (reglervolym och lagringsvolym för sediment). Dessutom måste den hydrauliska effektiviteten beaktas. Ofta har dammar en mindre försedimentationsdamm där grövre sediment fångas vilket minskar belastningen på själva dammen och därmed underhållsbehovet (se nedan; Figur 5.4). En försedimentationsdamm som utgör ca 10 % av den totala dammarean har rekommenderats (Johnson 2007). I denna avlagras framför allt grövre kornfraktioner vilka utgör en stor del av sedimentvolymen. Dessa innehåller dock färre metaller eftersom metallerna är mera bundna till de finare partiklar som sedimenterar senare i dammen (McNett & Hunt 2011). För att kunna säkerställa långtidsfunktionen måste dammen vara tillgänglig både för tillsynspersonal och för fordon som utför tömning av sediment (MBWCP 2006). Sedimenttömning måste ske med några års mellanrum (Figur 4.5).

Höga flöden Intensiva regn kan (beroende på förväntade maxflöden och dammens utformning/ytbelastning) medföra erosion och resuspension av redan ackumulerat sediment. Om denna risk finns bör höga flöden förbiledas våtmarken exempelvis genom kanaler eller diken.

Litteratursökningen om reningseffekt och processer i dagvattendammar resulterade i mer än 800 vetenskapliga artiklar. Därför kan ingen heltäckande redovisning av dessa studier ges utan i det följande sammanfattas ett urval av studier.

### 4.1.2 Reningseffekt och -processer

Dagvattendammar är primärt utformade för att tillhandahålla effektiv rening av suspenderat material, och därigenom partikulära föroreningar i dagvattnet, genom sedimentation. Exempelvis rekommenderar en australiensisk manual (MBWCP 2006) att sediment större än 125 µm bör avskiljas med behandlingstekniken men anger vidare att andra tekniker kan vara lämpligare när det gäller mindre partiklar och/eller lösta föroreningar. Emellertid kan många dammar även avskilja avsevärda mängder finsediment (t ex. Al-Rubaei m fl. 2015a). I teorin kommer grövre sediment avsättas närmast inflödet och finare material längre bort då sedimentationshastigheten beror av partikeldiametern (Figur 4.2). Den teoretiska sedimentationseffektiviteten kan enkelt beräknas med empiriska ekvationer (se kapitel 4.1.6; Figur




*Figur 4.2. Principskiss för sedimentation av olika kornfraktioner i en damm.*

4.2). Givet att finare material uppvisar relativt högre metalkoncentrationer (Sansalone & Buchberger 1997, Liebens 2002) brukar sediment i närheten av inflödet tendera att innehålla lägre metallkoncentrationer (Karlsson m fl. 2010b).

Föroreningsparametrar som man oftast väljer att fokusera på i dammar är tungmetaller, totalfosfor, organiska spårämnen och partikulära kolväten. Tidiga laboratoriestudier utförda för att uppskatta avskiljningseffektivitet genom sedimentation indikerade intervall mellan 0–90 % för TSS, 30–85 % för totalmetaller och runt 50 % för totalfosfor när sedimentationstiden låg mellan 24 till 40 timmar (Randall m fl. 1982). Emellertid har fältstudier påvisat att sedimentation i praktiken är en komplex process som påverkas av ett flertal processer (exempelvis genom påverkan från turbulens vid höga flöden eller vågrörelser; Marsalek m fl. 2005).

Ett vanligt sätt att beskriva en damms avskiljningskapacitet är att använda procent av sedimenterat material. Dock har Marsalek m fl. (2005) argumenterat för att detta synsätt är bristfälligt eftersom det inte beaktar partikelstorleken hos det sedimenterade- såväl som det utsläppta materialet. Även en damm med en avsevärd avskiljning uppemot 70 % kan vara otillräcklig som den enda behandlingstekniken om de utsläppta 30 % innehåller fint material med höga halter partikelbundna föroreningar (Greb & Bannerman 1997). Eftersom de större och tyngre partiklarna uppfångas mer effektivt i en damm än de mindre partiklarna, blir den relativa proportionen lerpartiklar förhöjda i TSS i utflödet (72 % lerpartiklar) i en damm jämfört med inflödet (36 % lerpartiklar) (Greb & Bannerman 1997). Detta är relevant för dammens reningsfunktion eftersom de finare partiklarna (som till stor del kan passera genom dammen) vanligtvis uppvisar en relativt högre föroreningsbelastning än det grövre sediment som fångas upp i dammen (Sansalone & Buchberger 1997, Liebens 2002).

En lateral spridning av flödet över dammens tvärsnittsarea rekommenderas för att uppnå en effektiv sedimentation (Marsalek m fl. 2005, German m fl. 2005). ”Flödesgenvägar” och så kallade dödzoner minskar dammars kapacitet att rena vattnet (trots att dess retentionskapacitet fortfarande är hög (Persson 2000). Därför måste utformningen av dammar sikta till att säkerställa en hög hydraulisk effektivitet (se nedan, Figur 4.8). Givet de komplexa praktiska situationerna som man dock kan ställas inför har Persson och Wittgren (2003) uppmärksammat andra faktorer som också kan påverka funktionen hos dammar, bland annat:

- Profil (exempelvis platt eller vinklad botten)
- Vallar eller öar
- Djup
- Förhållandet längd – bredd
- Förhållandet dammarea – area för (hårdgjort) avrinningsområde
- Utformning (slingrande, kurvor, cirkulär, triangulär eller rektangulär form)
- Utformning och placering inlopp och utlopp
- Vegetation (exempelvis karaktär på växtlighet, densitet, lokalisering).

Ett stort antal studier har utvärderat dagvattendammars avskiljningseffektivitet. I likhet med andra tekniker för behandling av dagvatten varierar

avskiljningseffektiviteten mellan olika studier beroende på inflöde (flödesmönster, föroreningskoncentrationer), dammens utformning och dimensionering (se ovan) och de lokala förhållandena (temperatur, förevarande torrperioder, vind, årstid m.m.).

*Figur 4.3* *Inlopp och utlopp av en dagvattendamm (foto vänster: Ahmed Al-Rubaei/Laura Merriman)*

Marsalek m fl. (2005) har granskat ett antal sådana studier och uppskattar långtidsreningeeffekter till i medel 65 – 85 % för TSS och 70 – 90 % för tungmetaller. Utformningen av de undersökta dammarna varierade och denna studie har inte undersökt i detalj vilka faktorer påverkar dammens reningsfunktion.

Emellertid har varierande avskiljningseffektivitet rapporterats. Exempelvis har så låg avskiljningseffektivitet som 42 % för TSS, 34 % för Cu, 28 % för Pb och 45 % för Zn rapporterats från en damm i Kanada (Van Buren m fl. 1997) medan en annan, nyligen utförd, studie som utvärderade avskiljningseffektivitteen för en damm i Växjö kunde påvisa en avskiljning av 79 % för Cu, 87 % för Pb och 73 % för Zn (Al-Rubaei m fl. submitted b). Färm (2002) rapporterade medelvärden för avskiljningseffektivitet om 51 % för Cu, endast 26 % för Pb och 84 % för Zn för en damm i Vallby i Västerås. Andersson m fl. (2012) rapporterade medelvärden för reningseffektivitet om 53 % (min: -25 %, max: 83 %) för suspenderat material, 37 % (min: 12 %, max: 54 %) för Cu, 52 % (min: 2 %, max: 76 %) för Pb och 52 % (min: 28 %, max: 70 %) för Zn. Även andra studier framhåller den höga variabiliten som präglar reningsfunktionen i dammar och därigenom behovet av noggrann planering avseende utformning, konstruktion, inspektion samt underhåll (Comings m fl. 2000).

Generellt är dammar inte lika effektiva som andra behandlingstekniker att avskilja kväve och därför är dammar inte att rekommendera om detta ämne är prioriterad (Collins m fl. 2010). Kväve är ofta inte partikelbundet och sedimenterar följaktligen inte (Taylor m fl. 2005). Vidare beror en effektiv avskiljning av kväve på kombinationen nitrifikation-denitrifikation där den senare kräver anoxiska förhållanden och kolkälla som kan uppnås med t ex. tät vegetation. Dessa förhållanden saknas i regel i dammar vilket omöjliggör adekvat denitrifikation (Taylor m fl. 2005). Ändå kan relativt höga avskiljningsgrader för kväve åstadkommas; Marsalek m fl. (2005) rapporterade 40-63 % i avskiljningseffektivitet. I linje med detta rapporterade Al-Rubaei et al (submitted a) en relativt hög avskiljning av kväve om 50 % för en 20 år gammal damm i Växjö (Bäckaslöv) vilken används som ett

förbehandlingssteg i ett våtmarkssystem (den senare åstadkommer en än högre avskiljning av kväve, se kapitel 3). Färm (2002) har vidare rapporterat en ännu högre avskiljningseffektivitet om 67 % för en damm i Vallby, Västerås och Andersson m fl. (2012) en medelavskiljningseffektivitet om 27 % (min: 5 %, max: 47 %) för fem dammar i närheten av Stockholm. Trots dessa exempel renar dock de flesta dammar kväve inte effektivt (Collins m fl. 2010).

Givet att fosfor till stor del är partikelbundet, innebär det att avskiljningen av totalfosfor är relativt hög i dammar och varierar mellan 60–75 % (Marsalek m fl. 2005). Färm (2002) observerade en fosforavskiljning om 92 % för en damm i Vallby i närheten av Västerås. Men även här kan avskiljningseffektivitteen variera. Stanley (1996) påvisade avskiljningseffektivitet om 33 % för partikulärt bundet fosfor och 25 % för fosfat-fosfor. Andersson m fl. (2012) rapporterade at medelavskiljningar av fosfor i fem dammar varierade mellan 2 och 76 % (medel: 38 %).

Eftersom dammar (som nämnts ovan) förlitar sig på sedimentation som primär behandlingsmekanism erbjuder de endast till lägre grad avskiljning av lösta föroreningar (Van Buren m fl. 1997). Avskiljning av lösta föroreningar kan uppnås genom biogeokemiska processer (Van Buren m fl. 1997). Under gynnsamma förhållanden (exempelvis där stora grunda områden med vegetation finns) kan relativt hög avskiljningseffektivitet av lösta föroreningar erhållas. I den tidigare nämnda dammen i Växjö, placerad innan ett vårmarkssystem, minskade koncentrationen lösta metaller avsevärt (Cd: 73 %, Cu: 58 %, Pb: 41 % och Zn: 64 %; ännu opublicerat data från LTU). Emellertid är dessa värden betydligt lägre än motsvarande för partikulärt bundna metaller (mellan 85 till 92 %; Al-Rubaei m fl. submitted a). I studier från USA och Sverige (Lilla Järnbrottdammen) var inflödes- och utflödeskoncentrationer för lösta metaller inom samma intervall, d.v.s. ingen rening erhölls (Stanley 1996, Pettersson 1998). Alm m fl. (2010) visade avkilningseffektiviteter om ca 15-30 % för löst Cu, ca -23–37 % för löst Pb och ca 25–38 % för löst Zn. Vattenproverna som analyserats har dock stått i provtagaren under upp till fyra veckor innan analys vilket troligtvis har påverkat resultaten. Slutsatsen kan därför dras att dammar inte är adekvata behandlingstekniker om avskiljning av lösta metaller och/eller kväve är av vikt, även om vissa dammar har kunnat uppnå en relativt hög avskiljning i vissa fall.

Dagvattendammar har också potential att avskilja mikroorganismer eftersom en stor andel av bakterier är bundna till partiklar (Characklis m fl. 2005). Emellertid utförde Davies och Bavor (2000) en jämförelse mellan dammar och konstgjorda våtmarker avseende bakterieavskiljning där dammar hade en lägre förmåga till avskiljning då finare material <2 µm (där bakterier vanligtvis absorberas) inte uppfångas där. Vidare observerade Hathaway et al (2009) hög variation avseende avskiljning av indikatorbakterier i dammar och rekommenderade därför inte dammar som ett första val när rening med avseende på bakterier är av prioritet.

De flesta studier som rör dagvattendammars effektivitet har utvärderat avskiljning av TSS, metaller och näringsämnen. Endast ett fåtal studier berör andra föroreningar. Van Buren et al (1997) utvärderade en dagvattendamm i Kanada och rapporterade medelvärden för avskiljningseffektivitet

om 24 % för fett och oljor och 12 % för fenoler. Roseen et al (2009) utvärdera funktionen av olika dammar i USA och observerade en avskiljningseffektivitet omkring 90 % för totalpetroleum samt kolväten/diesel. I motsats observerade Andersson m fl. (2012) ingen effektiv avskiljning av PAHer i de fem dammarna som ingick i studien. I några dammar var koncentrationen av PAHer vid utloppet lägre än i det inkommande dagvattnet, i andra tvärtom. Alm m fl. (2010) rapporterade höga avskiljningar >70 % för olika prioriterade ämnen.

### 4.1.3 Funktion under svenska klimatförhållanden

Under vintern sker ett skifte i hydrologiska förhållanden eftersom längre perioder utan avrinning följs av snösmältning med stora volymer dagvatten under kortare tid vilket kan leda till lägre avskiljningseffektivitet (German m fl. 2003).

*Figur 4.4*
*Dagvattendamm i Örebro under vintern.*

En saltad väg och/eller kallt inflöde kan passera genom dammen som en sjunkande strömning på grund av densitetskillnader jämfört med dammens vatten. På liknande sätt kan ett hett inflöde i varmare klimat endast passera i vattnets toppskikt (Marsalek m fl. 2005). Vintertid kan detta förlopp generera ett koncentrerat flöde med högre hastighet nära dammens botten som orsakar att tidigare sedimenterat material återgår till suspension. Ett istäcke minskar syresättningen i dammen genom att exempelvis vindpåverkan blir obefintlig (Figur 4.4) vilket kan påverka i vilka faser som metallerna sitter bundna i sedimentet (German m fl. 2003).

Vidare påverkar vägsalt fördelningen mellan partikulära och lösa metaller: om vägsalt förekommer i dagvatten kommer en högre andel av metallerna återfinnas som lösta (Søberg m fl. 2014). Eftersom dammar till övervägande del avskiljer partikulärt bundna metaller kan den övergripande metallavskiljningen därför minska.

Roseen et al (2009) utvärderade hur avskiljningseffektiviteten varierar över årstider för en dagvattendamm i New Hampshire USA. Kväveavskiljningen visade sig vara mindre effektiv under vintern medan ingen signifikant skillnad kunde upptäckas för TSS, kolväten, fosfor, och Zn. Inte heller German et al (2003) observerade någon inverkan från temperaturen på avskiljningseffektiviteten under svenska förhållanden. Kadlec & Reddy (2001) sammanfattar att de fysikaliska reningsprocesserna (inkl. sedimenteringen) inte påverkas signifikant av kalla temperaturer. Därmed påverkas

reningen i dammar mindre av kalla temperaturer än reningen i anläggningar i vilka reningen bygger mer på temperaturberoende biologiska och kemiska processer såsom i våtmarker (Kadlec & Reddy 2001).

### 4.1.4 Koncentrationer av metaller i sediment

Metallkoncentrationerna i dammsediment kan uppvisa omfattande variation beroende på t ex kornstorleksfördelning och/eller avrinningsområdets karaktär. Tabell 4.1 som visar metallkoncentrationer uppmätta i några studier, illustrerar dessa variationer. I vissa fall kan sediment från dammar innehålla ganska höga föroreningskoncentrationer och därmed klassas som farligt avfall.

*Tabell 4.1 Översikt för uppmätta koncentrationer i sediment från dagvattendammar givna i mg/kg torrsubstans.*

| Avrinningsområde | Cd | Cu | Pb | Zn | Referens |
|---|---|---|---|---|---|
| Urbant | 0,5 | 51,3 | 34 | 189 | Färm 2002 |
| Kommersiellt | | 5,9–12,5 | 7,8–19 | 18,3–74,9 | Casey m fl. 2007 |
| Kommersiellt | | 1,8–34,2 | 4–19,2 | 13,8–128,6 | |
| Bostäder | | 4,7–17,5 | 8–12,4 | 6,7–48,9 | |
| Bostäder | | 7,6–12,2 | 7,5–13,3 | 10,4–93 | |
| Motorväg/natur | 0,4–0,6 | 200–250 | 40–60 | 800–1000 | Karlsson m fl. 2010a |
| Bostäder/industri | 0,8–1 | 50–150 | 60–80 | 200–700 | |
| Kommersiellt | 1,2 | 63,2 | 125,2 | 318,8 | Marsalek & Marsalek 1997 |
| Kommersiellt/bostäder | 0,5 | 27,8 | 19,8 | 127,1 | VanLoon m fl. 2000 |
| Bostäder/jordbruk | 0,5 | 22 | 18,9 | 94,8 | |
| Kommersiellt/bostäder | 1,1–1,7 | 403–581 | 133–179 | 579–825 | Karlsson m fl. 2010b |
| Kommersiellt/bostäder | 0,5–1,7 | 138–406 | 47–109 | 427–1069 | |
| Motorväg | 13,6 | 35,8 | 375,2 | 172,4 | Yousef m fl. 1990 |
| 26 Trafikverksdammar | 0–0,5 | 0–42 | 0–20 | 0–140 | Starzec m fl. 2005 |
| Industri | <0,5 | 3137 | 198 | 1051 | Isteniç m fl. 2012 |
| Bostäder | <0,5 | 171 | 10 | 240 | |
| Bostäder | <0,5 | 6 | <2 | 82 | |
| Universitetscampus | 13–39 | 241–503 | 623–1148 | 1542–3029 | Datry m fl. 2003 |
| 25 svenska kommunala dammar | 0,1–2,3 | 3–109 | 3–60 | 14–597 | Al–Rubaei (opublicerad data) |
| 5 svenska kommunala dammar: "NOS–dammar" | Ca 0,5–2 | Ca 40–175 | Ca 20–50 | Ca 100–1200 | Andersson m fl. 2012 |

När metallkontaminationen av sediment i dammar bedöms kan det vara missvisande att endast beakta totalmetallhalten då metaller kan vara bundna till sediment i olika grad och således vara biotillgängliga i varierande omfattning. Sekventiell lakning används för att särskilja mellan fem metallfraktioner som beskriver hur metallerna är bundna till sedimentet och vilken andel av metallerna som är biotillgänglig och vilken som är lakbar under reducerande/oxiderande förhållanden. Lakbara och potentiellt biotillgängliga metaller kan frigöras från sedimenten om de yttre förhållandena förändras.

En nyligen utförd svensk studie (Karlsson m fl., 2016) visade att majoriteten av Cd, Cu, Pb och Zn samt en betydande del av Ni fanns i potentiellt lakbara fraktioner. Detta måste beaktas när underhåll av dammar genomförs (upptagning, torkning, avvattning, bortskaffning av sediment) så att inte metallerna frigörs vid underhåll (Figur 4.5). Liknande resultat har rapporterats från ett antal andra studier (Marsalek m fl. 1997, Camponelli m fl. 2010, Lee m fl. 1997).

*Figur 4.5*
*Sediment från en dagvattendamm som mellanlagras för avvattning.*

### 4.1.5 Kontroll, Drift och underhåll

En undersökning av 25 kommunala dagvattendammar i fem svenska kommuner, 3–33 år gamla, har genomförts av Al-Rubaei m fl. (2015a). I studien ingick kontroll av generell funktion (t ex. tecken på erosion, uppenbarliga konstruktiva problem vid in- och utlopp), ackumulation av sediment och/eller skräp vid in- och utlopp (Figur 4.7), vegetationsutbredning mm. I undersökningen framkom för flertalet dammar att ingen regelbunden inspektion har utförts. 14 dammar var i behov av mindre underhållsåtgärder, framför allt på grund av sediment och skräp vid in- och utlopp. De flesta dammarna var dock generellt i bra skick. Vid den enda dammen som avvek från detta hade utloppsstrukturen gått sönder, vattennivån sjunkit och tecken på sedimentackumulation i recipienten nedströms fanns också. Vid en senare kontroll hade detta fel åtgärdats. Liknande resultat rapporterades av Starzec m fl. (2005). I denna studie saknades skötselplan för hälften av de 26 undersökta dammarna (ägda av Vägverket, numera Trafikverket). En slutsats från den studien var att en sådan brist är en risk för dammarnas långtidsfunktion. Samma slutsats dras av Andersson m fl. (2019) som påpekar vikten av regelbunden funktionskotroll av dammar.

*Figur 4.6* *Utlopp från en damm vid regn- och torrväder (foton: Ahmed Al-Rubaei/Laura Merriman).*

Betydelsen av regelbunden kontroll och underhåll påpekas i flera studier. Erosion av ackumulerat sediment och därmed utsläpp till recipienten kan förekomma om dammens kapacitet överskrids eller om dagvattenflödet genom dammen är strömningsmässigt undermåligt/kortslutet (Persson 2000). I sådana fall är en försämring av recipientens ekosystem nedströms möjlig på grund av sediment- och därmed föroreningsutsläpp.

Konstruktioner för utlopp (som normalt utformas för att fördröja utflödet ett till flera dygn efter ett regntillfälle), inlopp och bräddning är benägna att sätta igen (Figur 4.7) vilket påverkar vattennivån och därmed sedimentavskiljningen (Hunt m fl. 2011). Att kontrollera dessa samt om den projekterade vattennivån är på rätt nivå är därför nödvändigt.

*Figur 4.7* *Utlopp med avlagringar som borde tas bort för att upprätthålla den hydrauliska funktionen (foton: Ahmed Al-Rubaei/Laura Merriman).*

Regelbunden tömning av bottensediment är nödvändig för att upprätthålla dammens funktion (O'Connor & Rossi 2007). Dammen måste utformas och placeras så att tömning underlättas (driftväg för grävmaskin, lastbilar mm). Att detta inte är självklart visar resultaten i ovan nämnda studien (Al-Rubaei m fl. 2015a). Ursprungligen skulle 30 dammar ingå i denna undersökning, men nio av dessa kunde inte nås med fordon på grund av stängsel utan grind/infarts-öppning. Av dessa nio dammar kunde fyra inspekteras med extra arbetsinsats (t ex klättring över staket), fem anläggningar var ej nåbara alls. Sådana förhållanden förhindrar inspektion och underhåll – orsakat av anläggningsdesign. I detta sammanhang bör också arbetsmiljöfrågor beaktas (tillgänglighet, säkerhetsrisker, livboj, mm.). Vidare bör en möjlighet för förbiledning av vattnet skapas så att sedimenttömning kan göras i en torr damm. En tät eller hårdgjord botten underlättar utgrävning av sedimentet med en grävmaskin.

Vid sedimenthantering efter sedimenttömning/urgrävning av en damm måste beaktas att en stor andel av metallerna i sedimentet potentiellt är lakbart (d.v.s. de kan frigöras från partiklarna och följa med lakvattnet; Figur 4.5) och att sedimentet kan vara toxiskt (Marsalek & Marsalek 1997, Karlsson m fl. 2010a). Även i det grövre sedimentet från försedimenteringsdammen kan olika metaller förekomma i halter som överskrider toxiska nivåer (McNett & Hunt 2011). Metallhalterna i detta grövre sediment är dock vanligtvis lägre än i själva dammsedimentet och deponering av grövre sediment på land utgör i de flesta fall ingen miljörisk (McNett & Hunt 2011). VanLoon m fl. (2000) och Heal m fl. (2006) visade att sediment från förbehandlingsdammar var mindre förorenad än i huvuddammarna, sannolikt orsakat av att nästintill allt sediment i förbehandlingsdammarna bestod av grus/sand. Metallhalterna i sediment från förbehandlingsdammen observerades vara på sådan nivå att de uppfyllde ställda krav för markbyggnad och besåning.

Efter tömning mellanlagras sediment från dammen ofta i dess närhet för att torka och avvattnas innan det transporteras vidare till deponering/

slutanvändning (Graham & Lei 2000) (Figur 4.5). Eftersom den interna vattenkemin vad gäller metaller (kemisk fasförändring) påverkas mycket av vattenhalten, och metalltillgängligheten ökar när sediment syresätts (Stephens m fl. 2001), skulle den avvattning och/eller torkning som sker när sedimentet lagras på land kunna öka metallmobiliteten (Camponelli m fl. 2010). Därför kan lakvattnet från sedimentet innehålla höga metallkoncentrationer (Karlsson m fl. 2010a). Ändå leds detta lakvatten oftast tillbaka till dammens inlopp eller direkt till recipient vilket medför risk att dammen (delvis) inte minskar föroreningsutsläpp till recipienten utan bara försenar transporten till recipienten. Sediment från dammar måste alltså behandlas så att metallerna förblir bundna till sedimentet och/eller inte släpps ut med lakvattnet så att risken för utsläpp under/efter underhållsåtgärd reduceras. Att leda ut det orenade lakvattnet till recipienten ska undvikas. Dock saknas det fortfarande kunskap och erfarenheter kring detta och vidare undersökningar av detta är därför nödvändiga.

Checklista för underhåll av dagvattendammar:

- Är alla tekniska konstruktioner i god kondition (sektioner i mark, ledningar, ramper etc.)?
- Är inlopp/utlopp fritt från skräp och i tillfredsställande skick?
- Har åverkan/vandalism skett av eller vid eller i dammen?
- Håller nivåerna på utloppen och den permanenta vattennivån projekterade nivåer?
- Finns tecken på tippning av avfall (byggavfall, oljedunkar, hushållsskräp) eller ansamling av grönavfall?
- Är vegetation i rätt tillstånd (utbredning, variabilitet, önskade eller oänskade arter etc.)?
- Har sättning eller erosion i släntpartier förekommit?
- Indikerar sedimenttjocklek eller nivå ett tömningsbehov (mätning av sediment, töm om >50 % av tillgänglig volym)?

### 4.1.6 Förslag på dimensioneringsprinciper

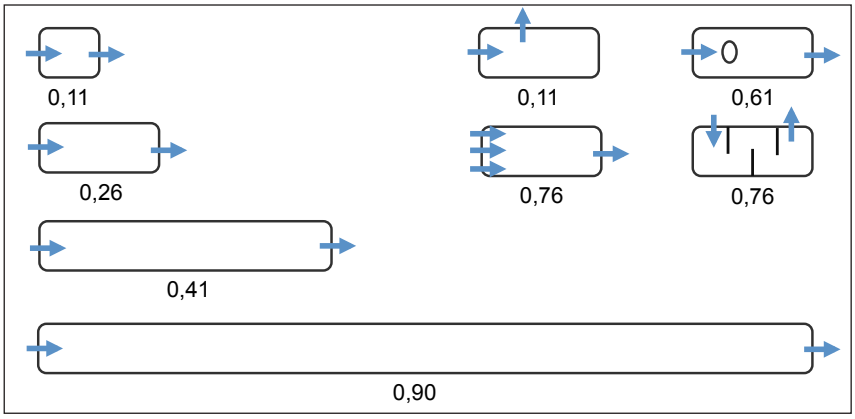
Utformning och dimensionering av dammar inkluderar:

- uppskattning av dammens storlek beroende på de platsspecifika förutsättningarna och det dimensionerande flödet,
- definiering av vattennivåer vid nederbörd,
- uppskattning av deras kapacitet att uppfånga sediment,
- bestämma storlek för den volym sediment som kan lagras (permanent volym, reglervolym),
- dimensionering av inlopp, utlopp och andra hydrauliska strukturer samt
- hur omgivningen ska gestaltas där val av växter innefattas,
- skötsel- och underhållsplan.

Generellt är en area om 1–2 % av det hårdgjorda avrinningsområdet rekommenderat för sedimentationsdammar (Wu m fl. 1996). När dammarean ökas förbättras också reningseffektiviteten upp till en viss gräns. Pettersson m fl. (1999) observerade dock att ackumulering av sediment inte ökade om dammarean översteg 250 $m^2$/ha.

Som redan beskrivits är det viktigt att uppnå en hög hydraulisk effektivitet. Persson m fl. (1999) föreslog ett antal former som kan användas för

att uppskatta hydraulisk effektivitet (Figur 4.8). Baserad på dessa former går det att uppskatta ett λ-värde som beskriver den hydrauliska effektiviteten (dålig hydraulisk effektivitet: $\lambda \leq 0{,}5$; godtagbar hydraulisk effektivitet: $0{,}5 < \lambda < 0{,}7$; god hydraulisk effektivitet: $\lambda > 0{,}7$). En viktig faktor som bestämmer λ-värdet är förhållandet mellan längd och bredd. Vidare kan dammens effektivitet förbättras genom att använda flytande hinder eller spridning av inflöde lateralt. Denna metod som Persson m fl. (1999) föreslår har dock en del begränsningar som man måste vara medveten om. Dessa beror på förenklingar som tillämpas. Metoden tar t ex. ingen hänsyn till varierande djup, påverkan av vind eller vågor, stratifiering av vattnet i dammen (t ex. på grund av temperaturskillnader och/eller salt). Ett högt uppskattad λ-värde *garanterar* således ingen hög sedimentavskiljning men är ett bra och enkelt hjälpmedel att undvika felaktiga utformningar av dammar. En detaljerad diskussion av detta finns i Marsalek m fl. (2005).




*Figur 4.8* *λ-värden baserade på dammutformning (Persson m fl. 1999)*

λ-värdet kan sedan användas för att uppskatta sedimentationseffektiviteten hos dammen (MBWCP 2006, Fair & Geyer 1954):

$$R = 1 - \left[ 1 + \frac{1}{n} \cdot \frac{v_s}{Q/A} \cdot \frac{(d_e + d_p)}{(d_e + d^*)} \right]^{-n}$$

Där

R Andel av sediment som avskiljs

$v_s$ Sedimentationshastighet för specifikt sediment (uppskattningsvis 0,053 m/s för 500 µm partikeldiameter, 0,026 m/s för 250 µm, 0,011 m/s för 125 µm, och 0,0023 m/s för 62 µm)

Q/A flöde dividerat med dammens ytarea ($m^3/s/m^2$)

n turbulensparameter; $n = 1/(1-\lambda)$

$d_e$ djup reglervolum (över permanent bassäng) (m)

$d_p$ djup för permanent bassäng (m)

$d^*$ djup i permanent bassäng vilket är tillräcklig för att fånga sedimentet (1 m eller dp om dp<1m)

Frekvensen för sedimenttömning kan uppskattas med (MBWCP 2006)

$$V_s = A_{Avrinningsområde} \cdot R \cdot L_{Avrinningsområde} \cdot F$$

Där

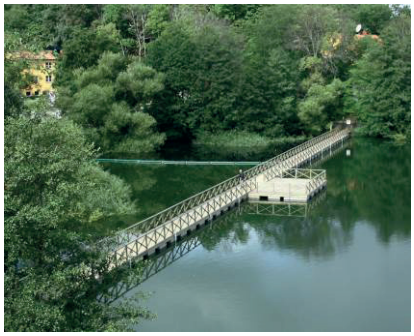
| | |
|---|---|
| Vs | Lagringsvolym för sediment ($m^3$) |
| $A_{Avrinningsområde}$ | Avrinningsområdets area (ha) |
| R | Andel av sediment som avskiljs (se ovan) |
| $L_{Avrinningsområde}$ | Sedimentmängd från avrinningsområde (exempelvis ett schablonvärde av 1,5 $m^3$ sediment/ha år) |
| F | Tömningsfrekvens (år) |

Det finns en rad olika riktlinjer tillgängliga. Därför ska ovanstående metod endast ses som ett förslag för att beräkna hur effektivt sediment uppfångas (hämtad från MBWCP, 2006).

## 4.2 Andra sedimenteringsanläggningar

### 4.2.1 Skärmbassänger

Så kallade skärmbassänger är ett alternativ till konventionella dagvattendammar (och beroende på utformningen även alternativ till våtmarker). Genom att bygga flytväggar utanför ett dagvattenutlopp i en befintlig recipient skapas en bassäng vilken i sin essens är ett fördröjnings- och sedimenteringsmagasin (Figur 4.9). En fördel med skärmbassänger är att de inte kräver extra mark.



*Figur 4.9*
*Skärmbassäng i sjön Trekanten på Liljeholmen, Stockholm (foto: Emil Eriksson)*

Litteratursökningen ledde inte fram till vetenskapliga studier som specifikt undersöker skärmbassängers reningsförmåga. Eftersom den tekniska funktionen dock är lik en damm kan resultaten i litteratursammanställningen ovan överföras till skärmbassänger.

Genom att skapa olika sektioner med hjälp av flytväggarna kan den hydrauliska effektiviteten (Figur 4.8) i skärmbassänger ganska enkelt påverkas. Flytväggarna kan även användas för att öka effektiviteten för undermåligt dimensionerade dammar genom att leda vattnet på ett sätt så att hela dammvolymen utnyttjas.

### 4.2.2 Underjordiska sedimentationsmagasin

När det råder brist på utrymme, exempelvis i tätbebyggda områden, byggs även underjordiska sedimentationsmagasin (Figur 4.10). I dessa bygger reningsfunktionen i princip uteslutande på sedimentation av suspenderat material och partikelbundna föroreningar (Scholes m fl. 2008). I underjordiska magasin använder man sig dock inte av växter och biologiska processer kan bidra till reningen vilka i öppna dammar. Beroende på utformningen och den hydrauliska effektiviteten kan sedimentationen i sådana magasin vara hög (Scholes m fl. 2008).

*Figur 4.10* *Vänster: Underjordiskt sedimentationsmagasin, höger: ackumulerat sediment i ett dagvattensedimentationsmagasin i Stockholm (foto: Inga Herrmann).*

### 4.2.3 Sandfång i dagvattenbrunnar

Dagvattenbrunnar kan användas för att fånga upp sediment från dagvatten innan det inkommer till ledningsnätet. Emellertid avskiljer dagvattenbrunnar grövre sedimentfraktioner än sedimentationsmagasin och dammar (Butler & Karunatratne 1995). Således rapporterades det i en nyligen utförd studie (Karlsson m fl. 2016) lägre uppmätta koncentrationer av metaller i sediment från dagvattenbrunnar jämfört med sedimentationsmagasin. Lösta metaller kan urlakas från sediment i dagvattenbrunnar och på så sätt stiger även deras koncentrationer i utflödet (Morrison m fl. 1988).

Dagvattenbrunnar måste tömmas regelbundet så att deras funktion kan säkerställas. Detta utförs oftast genom tryckspolning för att frigöra de kompakta sedimenten (Figur 4.11). Tvättvattnet fortsätter sedan vanligen ned i ledningssystemet. Givet de höga föroreningskoncentrationerna som detta

*Figur 4.11* *Tömning av sandfång i dagvattenbrunn (foton: Kristin Karlsson).*

vatten kan innehålla har det rekommenderats att denna typ av rengöring av brunnarna bör undvikas (Karlsson & Viklander 2008).

Dagvattenbrunnar kan således erbjuda viss förbehandling av dagvatten men ska inte anses utgöra ett fullbordat behandlingssystem.

## 4.3 Referenser


Alm, H., Banach, A., Larm, T. (2010). Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten. SVU-rapport Nr 2010-06. Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm.

Al-Rubaei, A., Viklander, M. & Blecken, G.T. (2015a) Performance upkeep of 30 Swedish wet ponds for stormwater treatment. Abstract. NORDIWA 2015 –14th Nordic Wastewater Conference 2015, Bergen, Norway.

Al-Rubaei, A., Viklander, M. & Blecken, G.T. (submitted a) Long-term hydraulic and treatment performance of a 19-year old constructed stormwater wetland - finally maturated or in need of maintenance? Submitted to Ecological Engineering.

Al-Rubaei, A., Engström, M., Viklander, M. & Blecken, G.T. (submitted b) Performance of a 19-year old combined pond-wetland system at reducing particulate and dissolved forms of stormwater pollutants? Submitted to Wetlands.

Andersson, J., Owenius, S. & Stråe, D. (2012). NOS-dagvatten – Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner. SVU rapport Nr. 2012-02. Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm.

Butler, D. & Karunatratne, S.H.P.G. (1995) The suspended solids trap efficiency of the roadside gully pot. Water Research 29(2), 719-729.

Camponelli, K.M., Lev, S.M., Snodgrass, J.W., Landa, E.R. & Casey, R.E. (2010) Chemical fractionation of Cu and Zn in stormwater, roadway dust and stormwater pond sediments. Environmental Pollution 158(6), 2143-2149.

Casey, R.E., Simon, J.A., Atueyi, S., Snodgrass, J.W., Karouna-Renier, N. & Sparling, D.W. (2007) Temporal trends of trace metals in sediment and invertebrates from stormwater management ponds. Water, Air, and Soil Pollution 178(1-4), 69-77.

Characklis, G.W., Dilts, M.J., Simmons III, O.D., Likirdopulos, C.A., Krometis, L.-A.H., & Sobsey, M.D. (2005) Microbial partitioning to settleable particles in stormwater. Water Research 39(9), 1773-1782.

Collins, K.A., Lawrence, T.J., Stander, E.K., Jontos, R.J., Kaushale, S.S., Newcomer, T.A., Grimmg, N.B. & Cole Ekbergh, M.L. (2010) Opportunities and challenges for managing nitrogen in urban stormwater: A review and synthesis. Ecological Engineering 36(11), 1507–1519.

Comings, K.J., Booth, D.B., & Horner, R.R. (2000) Storm water pollutant removal by two wet ponds in Bellevue, Washington. Journal of Environmental Engineering - ASCE 126(4), 321-330.

Datry, T., Malard, F., Vitry, L., Hervant, F. & Gibert, J. (2003) Solute dynamics in the bed sediments of a stormwater infiltration basin. Journal of Hydrology 273(1-4), 217-233.

Davies, C.M. & Bavor, H.J. (2000) The fate of stormwater-associated bacteria in constructed wetland and water pollution control pond systems. Journal of Applied Microbiology 89(2), 349-360.

Fair, G.M. & Geyer, J.C. (1954) Water Supply and Waste Disposal, vol. 2, John Wiley and Sons, New York.

Färm, C. (2002) Evaluation of the accumulation of sediment and heavy metals in a storm-water detention pond. Water Science and Technology 45(7), 105-12.

German, J., Jansons, K., Svensson, G., Karlsson, D. & Gustafsson, L.G. (2005) Modelling of different measures for improving removal in a stormwater pond. Water Science and Technology 52(5), 105-12.

German, J., Svensson, G., Gustafsson, L.G. & Vikström, M. (2003) Modelling of temperature effects on removal efficiency and dissolved oxygen concentrations in stormwater ponds. Water Science and Technology 48(9), 145-154.

Graham, E.I. & Lei, J.H. (2000) Stormwater management ponds and wetlands sediment maintenance. Water Quality Research Journal of Canada 35(3), 525-539.

Greb, S.R. & Bannerman, R.T. (1997) Influence of particle size on wet pond effectiveness. Water Environment Research 69(6), 1134-1138.

Hathaway, J.M., Hunt, W.F. & Jadlocki, S. (2009) Indicator Bacteria Removal in Storm-Water Best Management Practices in Charlotte, North Carolina. Journal of Environmental Engineering - ASCE 135(12), 1275-1285.

Heal, K.V., Hepburn, D.A. & Lunn, R.J. (2006) Sediment management in sustainable urban drainage system ponds. Water Science and Technology 53(10), 219-27.

Hunt, W.F., Greenway, M., Moore, T.C., Brown, R.A., Kennedy, S.G., Line, D.E. & Lord, W.G. (2011) Constructed Storm-Water Wetland Installation and Maintenance: Are We Getting It Right? Journal of Irrigation and Drainage Engineering – ASCE 137(8), 469-474.

Isteniç, D., Arias, C.A., Vollertsen, J., Nielsen, A.H., Wium-Andersen, T., Hvitved-Jacobsen, T. & Brix, H. (2012) Improved urban stormwater treatment and pollutant removal pathways in amended wet detention ponds. Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering 47(10), 1466-1477.

Johnson, J. (2007) Evaluation of stormwater wetland and wet pond forebay design & stormwater wetland pollutant removal efficiency. M.S. thesis. North Carolina State University, Raleigh, NC, USA.

Kadlec, R.H. and Reddy, K.R. (2001) Temperature effects in treatment wetlands. Water Environment Research 73(5), 543-557.

Karlsson, K. & Viklander, M. (2008) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in water and sediment from gully pots. Water, Air, and Soil Pollution 188(1-4), 271-282.

Karlsson, K., Blecken, G.T., Öhlander, B. & Viklander, M. (2016). Environmental risk assessment of sediments deposited in stormwater treatment facilities: trace metal fractionation and its implication for sediment management. Journal of Environmental Engineering – ASCE, in press.

Karlsson, K., German, J. & Viklander, M. (2010b) Stormwater pond sediments: Temporal trends in heavy metal concentrations and sediment removal. Soil and Sediment Contamination 19(2), 217-230.

Karlsson, K., Viklander, M., Scholes, L. & Revitt, M. (2010a) Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks. Journal of Hazardous Materials 178(1-3), 612-618.

Lee, P.K., Touray, J.C., Baillif, P. & Ildefonse, J.P. (1997) Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the A-71 motorway in Sologne, France. Science of the Total Environment 201(1), 1-15.

Liebens, J. (2002) Heavy metal contamination of sediments in stormwater management systems: The effect of land use, particle size, and age. Environmental Geology 41(3-4), 341-351.

Marsalek, J. & Marsalek, P.M. (1997) Characteristics of sediments from a stormwater management pond. Water Science and Technology 36(8-9), 117-122.

Marsalek, J., Urbonas, B. & Lawrence, I. (2005) Stormwater Management Ponds. In: Pond Treatment Technology. Ed. Andy Shilton. IWA Publishing, London, UK.

Marsalek, J., Watt, W.E., Anderson, B.C. & Jaskot, C. (1997) Physical and chemical characteristics of sediments from a stormwater management pond. Water Quality Research Journal of Canada 32(1), 89-100.

MBWCP (2006) Water Sensitive Urban Design - Technical Design Guidelines for South East Queensland. . Report by Moreton Bay Waterways and Catchment Partnership and Brisbane City Council.

McNett, J.K. & Hunt, W.F. (2011) An evaluation of the toxicity of accumulated sediments in forebays of stormwater wetlands and wet ponds. Water, Air, and Soil Pollution 218(1-4), 529-538.

Moore, T.L.C. & Hunt, W.F. (2012) Ecosystem service provision by stormwater wetlands and ponds - A means for evaluation? Water Research 46(20), 6811-6823.

Morrison, G.M., Revitt, D.M., Ellis, J.B., Svensson, G. & Balmer, P. (1988) Transport mechanisms and processes for metal species in a gullypot system. Water Research 22(11), 1417-1427.

O'Connor, T.P. & Rossi, J. (2007) Monitoring of a retention pond before and after maintenance. Proceedings of the World Environmental and Water Resources Congress 2006. Omaha, Nebraska, USA.

Persson, J. (2000) The hydraulic performance of ponds of various layouts. Urban Water 2(3), 243-250.

Persson, J. & Wittgren, H.B. (2003) How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. Ecological Engineering 21(4-5), 259-269.

Persson, J., Somes, N.L.G. & Wong, T.H.F. (1999) Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. Water Science and Technology 40 (3) 291-300.

Petterson, T.J.R., German, J. & Svensson, G. (1999) Pollutant removal efficiency in two stormwater ponds in Sweden. Proc. 8th International Conference on Urban Storm Drainage, Sydney, Australia, 30 August-3 September 1999 Vol. 2 (1999), p. 866-873.

Pettersson, T.J.R. (1998) Water quality improvement in a small stormwater detention pond. Water Science and Technology 38(10), 115-122.

Randall, C.W., Ellis, K., Grizzard, T.J. & Knocke, W.R. (1982) Urban Runoff Pollutant Removal by Sedimentation. In: Stormwater Detention Facilities. Ed. W.deGroot. ASCE, New York, NY, USA.

Roseen, R.M., Ballestero, T.P., Houle, J.J., Avellaneda, P., Briggs, J., Fowler, G. & Wildey, R. (2009) Seasonal performance variations for storm-water management systems in cold climate conditions. Journal of Environmental Engineering – ASCE 135(3), 128-137.

Sansalone, J.J. & Buchberger, S.G. (1997) Characterization of solid and metal element distribution in urban highway stormwater. Water Science and Technology 36(8-9), 155-160.

Scholes, L., Revitt, D.M., Ellis, J.B. (2008) A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. Journal of Environmental Management, 88(3), 467-478.

Søberg, L., Vollersten, J., Blecken, G.T., Haaning Nielsen, A. & Viklander, M. (2016) Bioaccumulation of heavy metals in two wet retention ponds. Urban Water in press.

Søberg, L.C., Viklander, M. & Blecken, G.T. (2014) The influence of temperature and salt on metal and sediment removal in stormwater biofilters. Water Science and Technology 69(11), 2295-2304.

Stanley, D.W. (1996) Pollutant removal by a stormwater dry detention pond. Water Environment Research 68(6), 1076-1083.

Starzec, P., Lind, B.B., Lanngren, A., Lindgren, Å. & Svenson, T. (2005) Technical and environmental functioning of detention ponds for the treatment of highway and road runoff. Water, Air, and Soil Pollution 163(1-4), 153-167.

Stephansen, D.A., Nielsen, A.H., Hvitved-Jacobsen, T., Arias, C.A., Brix, H. & Vollertsen, J. (2014) Distribution of metals in fauna, flora and sediments of wet detention ponds and natural shallow lakes. Ecological Engineering 66, 43-51.

Stephens, S.R., Alloway, B.J., Parker, A., Carter, J.E. & Hodson, M.E. (2001) Changes in the leachability of metals from dredged canal sediments during drying and oxidation. Environmental Pollution 114(3), 407-413.

Taylor, G.D., Fletcher, T.D., Wong, T.H.F., Breen, P.F. & Duncan, H.P. (2005) Nitrogen composition in urban runoff--implications for stormwater management. Water Research 39(10), 1982.

Van Buren, M.A., Watt, W.E., Marsalek, J. & (1997) Removal of selected urban stormwater constituents by an on-stream pond. Journal of Environmental Planning and Management 40(1), 5-18.

VanLoon, G., Anderson, B.C., Watt, W.E. & Marsalek, J. (2000) Characterizing stormwater sediments for ecotoxic risk. Water Quality Research Journal of Canada 35(3), 341-364.

Wu, J.S., Holman, R.E., Dorney, J.R. & (1996) Systematic evaluation of pollutant removal by urban wet detention ponds. Journal of Environmental Engineering - ASCE 122(11), 983-988.

Yousef, Y.A., Hvitved-Jacobsen, T., Harper, H.H. & Lin, L.Y. (1990) Heavy metal accumulation and transport through detention ponds receiving highway runoff. Science of the Total Environment, 93, 433-440.

# 5 Våtmarker

## *5.1 Artificiella våtmarker*

### 5.1.1 Introduktion

Konstruerade dagvattenvåtmarker (i följande text bara kallad våtmarker) erbjuder en hybridlösning mellan dammar och sedimenteringsmagasin och så kallad grön infrastruktur (vilken använder vegetation för behandling av dagvattnet). Jämfört med dammar använder sig våtmarker till högre grad av vegetation och zoner med olika djup vilket förbättrar kapaciteten att kvarhålla höga flöden i systemet samt erbjuder en mer mångfacetterad behandling av dagvattnet (Greenway 2004, Marsalek m fl. 2005; Figur 5.1). I kontrast till dammar, som till största delen utnyttjar sedimentation som avskiljningsmekanism, står jordmånen och vegetationen för de centrala reningsmekanismerna, bl.a. filtrering av större sediment samt andra biologiska och kemiska processer (Greenway 2004). Vanligtvis är våtmarker kombinerade med en försedimenteringsdamm som minskar sedimentbelastningen till själva våtmarken (McNett & Hunt 2011; Figur 5.4).

*Figur 5.1 Dagvattenvåtmark i Växjö och dess utlopp under ett regn (foton: Ahmed Al-Rubaei/Laura Merriman)*

### 5.1.2 Reningseffekt och -processer

Tungmetaller avskiljs genom fysiska processer (sedimentation), biologiska processer (upptag av vegetationen och mikroorganismer) och olika kemiska processer (Zhang m fl. 2012). Givet att tungmetaller ofta är partikelbundna och att våtmarker har en större förmåga att kvarhålla finare sediment, till vilka fler metaller är bundna (Sansalone & Buchberger 1997) än dammar är sedimentation en viktig avskiljningsprocess i våtmarker. Det är således av största vikt att kvarhålla finare sediment innehållandes stor metallhalt och därigenom undvika re-suspension av just dessa (Zhang m fl. 2012). Vegetationens metallupptag kan vara betydande. Upptaget beror på typ av metall och vegetation (Zhang m fl. 2012). De flesta växter ackumulerar metaller i rotsektionen, men viss transport sker även till bladen (Weis & Weis 2004).

Carleton m fl. (2001) genomförde en omfattande litteraturstudie samt metaanalys för att belysa faktorer som påverkar kvaliteten av behandlat dagvatten från våtmarker. Studien inkluderade data från 49 våtmarker publicerade i 35 studier. Uppnådd reningseffektivitet i våtmarkerna illustreras i

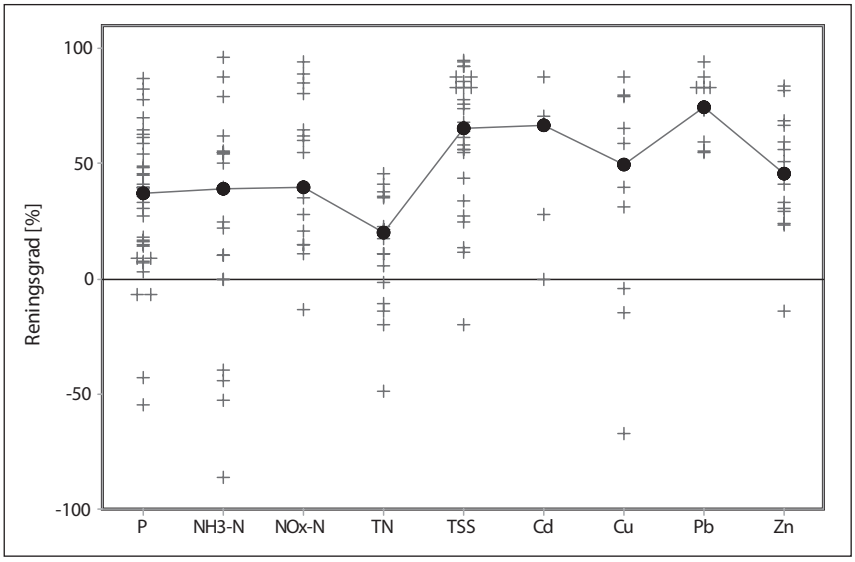
Figur 5.2. Figuren understryker att våtmarkers effektivitet avseende avskiljningen av metaller kan variera mycket. Detta är beroende av ett stort antal faktorer, exempelvis årstid, temperatur, växtlighet, regnintensitet, antal torra dagar innan regn, utformningen av våtmarken. I en studie som jämförde reningseffekten i Bäckaslövs våtmark 1997 och 2012/13 observerades en avskiljning för metaller på >80 % (Semadeni-Davies 2006, Al-Rubaei m fl. 2015), vilket är resultat som ligger i det högre spannet i den tidigare redovisade metaanalysen (Carleton m fl. 2001). I studien utförd av Al-Rubaei m fl. (2015) inkluderades även lösta metaller. Avskiljningseffektiviteten av dessa låg på mellan 55 till 80 %. I det kombinerade damm-våtmarkssystemet som utvärderades i studien dokumenterades det att våtmarkssteget hade en betydande inverkan på reningen av lösta metaller vilket understryker vikten av mer avancerade behandlingstekniker avseende föroreningar i löst form.

Fosforreningen inkluderar flera olika processer (bl a. avlagring i jorden, adsorption, utfällning, upptag genom vegetation och/eller mikroorganismer, mineralisering (Vymazal 2007). I våtmarker kan kväveföroreningar omvandlas på ett antal olika sätt, bland annat genom: ammoniakavgång, nitrifikation/denitrifikation, kvävefixering, upptag genom växter och/eller mikroorganismer, mineralisering, anaerobisk oxidation av ammoniak (ANAMMOX), sorption, fastlåsning och urlakning (Vymazal 2007). Emellertid omvandlar de flesta av dessa processer enbart kväve i dess olika former. Reell avskiljning av kväve sker genom denitrifikation under anoxiska förhållandena, upptag av växter (givet att växterna skördas, se nedan), adsorption av ammonium och fastlåsning av organiskt kväve (Vymazal 2007). När torrperioder råder (basflödesförhållanden) kan denitrifikation i våtmarkerna öka på grund av det relativt låga utbytet av vatten vilket ökar chansen för anaeroba förhållanden. Detta är i motsats till förhållandena som råder under nederbörd då istället chanserna för denitrifikation minskar (Guerra m fl. 2013).

Även avskiljningseffektiviteten av näringsämnen i våtmarker varierar mellan olika studier vilket summeras i Figur 5.2. Generellt tenderar avskiljningen av näringsämnen vara lägre än avskiljningen av metaller. Relativt låg avskiljningseffektivitet (skillnaden mellan in- och utkoncentrationer i %) har rapporterats från till exempel en våtmark i Sydney, Australien: 22 % för NOx-N, 16 % för total-N och 12 % för total-P (Birch m fl. 2004). Däremot observerades en avskiljningseffektivitet om 45 till 50 % för kväve och 79 till 86 % för fosfor från studier utförda 1997 och 2012/13 för våtmarken i Bäckaslöv, Växjö (Al-Rubaei m fl. 2015, Semadeni-Davies 2006). Värdena för fosfor var betydligt högre än resultaten från tidigare studier inkluderade i Figur 5.2 medan värdena för kväve är liknande mot vad som tidigare observerats. En annan studie utvärderade funktionen för en våtmark i Kalmar (Herrmann 2012). I medel observerades här reningsgrader om 50 % för kväve, 38 % for fosfor och 50 % för TSS.

Emellertid kan en utvärdering av avskiljningseffektiviteten enbart baserad på föroreningskoncentrationer i in- och utflödet vara bristfällig på grund av den möjliga volymreduktionen i en våtmark. Exempelvis har Lenhard och Hunt (2011) kunnat påvisa en ökad koncentration av näringsämnen i utflödet från en våtmark i North Carolina, USA (med andra ord en negativ

avskiljning). Dock var mängden näringsämnen i utgående vattnet lägre än i ingående (36 % för total-N och 47 % för total-P) på grund av en effektiv volymreduktion.




*Figur 5.2* *Procentvärden för uppnådd avskiljning i konstruerade dagvattenvåtmarker baserade på in- och utkoncentrationer. Underliggande data kommer från Carleton m fl. (2001).*

*Specifika värden från de inkluderade studierna indikeras med +; median-avskiljning för varje förorening indikeras med •. Negativ avskiljning när koncentrationen i utflödet överstiger den i inflödet. P: totalfosfor; $NH_3$-N: Ammonium-kväve, $NO_x$-N: nitrit/nitrat-kväve; TN: totalkväve; TSS: totalt suspenderat material. Följande fyra datapunkter har exkluderats för att öka figurens läsbarhet: $NO_x$-N: -193 %, TSS: -170 % och -300 %, Pb: -187 %.*

De biologiska processerna associerade med vegetationen i våtmarker behöver tid för att utvecklas innan en optimal funktion av systemet uppnås. Ändå finns det bara ett fåtal studier som har undersökt långtidseffektiviteten av våtmarker och utvecklingen av reningsfunktionen över tid. Merriman och Hunt (2014) jämförde funktionen hos en våtmark i North Carolina, USA, direkt efter att den togs i drift mot situationen efter fyra år i operativt läge och observerade en tydlig förbättring av reningseffekten efter fyra år. Liknande resultat rapporterades av Al-Rubaei m fl. (2015) som utvärderade rening av metaller och näringsämnen i den 19-år gamla Bäckaslöv våtmarken i Växjö och Knox m fl. (2010) som utvärderade metalreningen i en fyra år gammal våtmark för behandling av industriavloppsvatten. I kontrast till dessa resultat noterade Kadlec och Knight (1996) att behandlingen av näringsämnen även kan vara hög under de första operativa åren på grund av en hög tillväxt av vegetation, en ökning som sedan avtar när jämvikt erhållits i systemet.

*Figur 5.3* *Dagvattenvåtmarker i Wilmington, North Carolina, USA och Melbourne, Australien*

Terzakis m fl. (2008) observerade en medelavskiljning av PAHer motsvarande 59 % när de utvärderade en våtmark i Grekland för behandling av vägdagvatten. Schmitt m fl. (2015) och Tromp m fl. (2012) noterade också en signifikant avskiljning av ett antal PAHer i ett kombinerat damm-våtmark system. En stor andel av dessa PAHer avskiljdes dock redan i dammen eftersom de i stor uträckning var partikelbundna.

Vidare har avskiljning av pestisider (bl a. glyfosat) i våtmarker visat sig vara effektiv (Maillard & Imfeld 2014). Avskiljningen varierar dock mellan olika nederbördstillfällen och under olika årstider (bland annat) på grund av temperaturberoende (bio)kemiska processer (Maillard m fl. 2011).

Våtmarker har också potential att avskilja bakterier från dagvatten. Davies och Bavor (2000) och Birch et al (2004) rapporterade avskiljningseffektivitet för ett antal indikatorbakterier (bland annat e-coli, enterokocker och koliforma) vilka observerades överstiga 75 %. Emellertid har variationen visat sig vara hög. För en Australiensisk våtmark rapporterade Birch et al (2004) en avskiljning som varierade mellan 26 och 98 % för fekala-koliforma bakterier under åtta nederbördstillfällen. En viktig faktor som spelar in avseende effektiviteten att avskilja bakterier är kapaciteten att uppfånga finare material (<2 µm) som normalt absorberar bakterier. Givet att våtmarker vanligtvis är mer effektiva än dammar att avskilja sådant material är deras kapacitet att behandla bakterier generellt högre (Davies & Bavor 2000). Ändå kan våtmarker inte anses som en effektiv mikrobiell barriär ur ett smittskyddsperspektiv.

### 5.1.3 Funktion under svenska klimatförhållanden

Generellt gäller för våtmarker det som ovan beskrivits om påverkan av kalla temperaturer/årstidsvariationer på dammars reningsfunktion. Givet att det i våtmarker även förekommer ett flertal biologiska och kemiska behandlingsprocesser, som i sin tur är temperaturberoende, kan låga temperaturer även påverka dessa och därmed också våtmarkers funktion (Kadlec & Reddy 2001). Den biologiska aktiviteten, och de med denna associerade avskiljningsmekanismer (exempelvis växtupptag), är normalt högre vid varmare temperaturer (Weis & Weis 2004; Figur 5.3). Kallare temperaturer under vintern kan speciellt sänka kapaciteten att avskilja kväve eftersom kväveprocesserna är temperaturberoende (Bachand & Horne 1999). Då det optimala intervallet för många biokemiska processer ligger mellan 20 och 35 °C kan en avtagande takt av kvävebehandling därför inträffa under kallare årstider.

Sorption av fosfor och andra fysiska processer som är av betydelse för avskiljning av partikulärt bundna föroreningar påverkas inte signifikant av kallare temperaturer i de temperaturintervall som naturligt förekommer (Kadlec & Reddy 2001). Givet behandlingsmekanismernas komplexitet i våtmarker är det därför svårt att exakt förutsäga hur de säsongsbundna förhållandena kommer att påverka funktionen hos en specifik våtmark.

Heyvaert et al (2006), Al-Rubaei m fl. (2015) och Semadeni-Davies (2006) utvärderade våtmarkers funktion i regioner med kalla vintrar (på hög höjd, 2000 m över havet, i Kalifornien, USA och i Växjö) över en komplett årscykel. Sammanfattningsvis har dessa utvärderingar visat på att våtmarker (trots variationer av reningseffektiviteten under olika årstider)

har en överlag positiv inverkan på kvaliteten hos det utgående vattnet även under perioder med låga temperaturer.

Igenfrysning av våtmarker kan vara ett problem. Det har dock inte hittats studier som undersöker hur detta problem kan hanteras.

### 5.1.4 Kontroll, drift och underhåll

På samma sätt som för dagvattendammar kräver våtmarker regelbunden inspektion och kontroll. Fokus bör ligga på inlopps/utloppsstrukturer. Hunt m fl. (2011) beskrev några våtmarker belägna i Australien och USA med förbisedda/bortglömda och igensatta utloppsanordningar som resulterade i ökat vattendjup. I våtmarken i Australien ansamlades grövre organiskt material och skräp vid utloppsstrukturen då den aldrig kontrollerades och rengjordes. Detta förhållande ledde till en höjning av vattenytan på nära 0,5 m vilket dränkte merparten av vegetationen vilket påverkade reningsprocesserna.

Okontrollerad vegetationsutbredning och tillväxt kan däremot leda till igenväxning av våtmarker som tydligt gynnar myggutbredning. Greenway m fl. (2003) och Hunt m fl. (2006) visade att uppkomst och närvaro av kaveldunsväxter samt olika trädarter (videarter som t ex Salix nigra) båda korrelerade med ökad myggpopulation. Anläggningsansvariga kan förvänta sig kritik och publik oro om våtmarker i drift framkommer vara eller framstår som ”generatorer” för ökad myggförekomst

Att skörda vegetation kan framöver vara en viktig del av våtmarksunderhåll, speciellt i områden där rening av näringsämnen prioriteras. Den lagrade kvävemängden i vegetation har vid undersökningar i North Carolina, USA, visats innehålla motsvarande 25-25 % av årstillrinningen av kväve (Lenhart m fl. 2012). Om fortsatt forskning klarlägger att skörd av denna vegetation effektivt kan reducera mängden kväve och fosfor till recipienten kan vegetationsskörd komma i allmänt bruk. På likartat sätt har ökad reduktion av metaller i våtmarker via hyperackumulerande planttyper gett lovande resultat (Fritioff & Greger 2003, Weiss m fl. 2006). Nedbrytning av biomassa kan emellertid frigöra tidigare bundna föroreningar till vattenfasen (Chimney & Pietro 2006) vilket återigen talar för regelmässig skörd av vegetation. De fördelar vegetationsskörd ger måste dock vägas mot potentiella nackdelar såsom störande inverkan på biologi och kemi (Merriman och Hunt 2014). Slutligt omhändertagande av vegetation (skörd) och underliggande växtbädd/bottenjord är en mångfacetterad fråga. Vidare forskning och utveckling behövs för att kunna dra allmängiltiga slutsatser och komma fram till väl fungerande lösningar för hantering av skördat material. Snabbväxande plantor kan nyttjas som energiråvara. Frågan om kontamination måste här dock noga tas under övervägande. De flesta studier som föreslår skörd av vegetationen har utförts i varmare klimat med en relativ hög vegetationstillväxt; effekten av skörd kan därför vara mindre i Sveriges kallare klimat.

Som beskrivits ovan har Merriman och Hunt (2014) och Al-Rubaei m fl. (2015) undersökt långtidsfunktionen av våtmarker i Sverige respektive Nordamerika med fyra respektive 19 års drifttid. En slutsats från dessa studier är att större underhållsåtgärder kan skada andra mogna biologiska processer i våtmarker (som till exempel beror på välutvecklad vegetation) och

måste därför noga planeras i förväg. Båda studier påpekar dock vikten av regelbunden kontroll (se checklista nedan).

Genom sedimentering ackumuleras dagvattensediment i våtmarker vilket måste tömmas när hela sedimentvolymen utnyttjats. I likhet med sediment i dammar kan avvattning av urgrävt sediment från våtmarken leda till förhållanden som favoriserar frigörande av metaller från sedimenten. Således måste detta uppgrävda material hanteras omsorgsfullt. Här gäller samma som skrivits ovan för dammar (kapitel 2.1.5).

Checklista för underhåll av våtmarker:

- Finns ansamling av sediment vid inloppet eller utloppet?
- Förekommer skräp som måste tas bort?
- Indikerar sedimentackumulering tömningsbehov (volymmätning, töm om >50 % av totalvolym)?
- Är bräddkonstruktioner i gott tekniskt skick och fritt från ansamlat skräp och avfall?
- Förekommer tippning av avfall (byggavfall, oljedunkar etc.)?
- Observeras sättningar eller erosion vid slänten eller i våtmarken?
- Förekommer skadegörelse på delar av anläggningen?
- Behövs återställande av systemet?

### 5.1.5 Förslag på dimensioneringsprinciper

Eftersom konstruerade våtmarker efterliknar naturliga processer kräver utformningen och dimensioneringen ett samspel mellan olika discipliner. Utformning och dimensionering av våtmarker inkluderar

- uppskattning av våtmarkens möjliga storlek beroende på de platsspecifika förutsättningarna,
- beräkning av dimensionerande flöden
- utformning och dimensionering av förbehandlingsdammen
- utformning, dimensionering och gestaltning av själva våtmarken inklusive val av olika djup, vegetation med mera.
- dimensionering av inlopp, utlopp och andra hydrauliska inrättningar samt
- skötsel- och underhållsplan.

För att minska sedimentbelastningen i våtmarken anläggs ofta en förbehandlingsdamm (Figur 5.4). Denna dimensioneras enligt samma principer som en damm.

*Figur 5.4* *Mindre sedimenteringsdammar som förbehandlingssteg för dagvattenvåtmarker i Melbourne, Australien och Raleigh, North Carolina, USA.*

Själva våtmarken är indelad i olika zoner med olika djup (till exempel mellan 0,25 och 0,5 m). Målet är att tillhandahålla varierande förhållanden, växtarter och ekologiska nischer och därmed olika reningsprocesser (MBWCP 2006). Vegetationen måste vara anpassad till både till de platsspecifika förhållandena samt det lokala klimatet. Svenska växtarter rekommenderas. Eftersom våtmarken måste ha en permanent vattenvolym måste ett tätskikt implementeras om den naturligt underliggande marken är genomsläpplig (för att undvika dränering av våtmarken genom infiltration).

En viktig faktor för våtmarkers funktion är förhållandet mellan våtmarksarean och arean på det hårdgjorda avrinningsområdet (relativ våtmarksarea) och därmed flödena och ytbelastningen. Med en ökad relativ våtmarksarea ökar reningsförmågan. En tillfredsställande rening erhålls från ca 2 % relativ våtmarksarea. Blir våtmarken ännu större avtar den positiva effekten (Carleton m fl. 2001, MBWCP 2006).

För att tillhandahålla sedimentering av mycket fina sedimentfraktioner och en effektiv kväverening rekommenderas förhållandevis långa uppehållstider, 48–72 timmar (MBWCP 2006).

På samma sätt som för dammar bör formen av våtmarken och placering av inlopp och utlopp tillhandahålla en jämn fördelning av flödet. Också för våtmarker gäller i princip rekommendationerna av Persson (1999) vilka illustreras i Figur 5.8. λ-värden bör åtminstone överstiga 0,5, helst 0,7. Höga flödeshastigheter och/eller till och med erosiva flöden måste undvikas. Beroende på utformningen av våtmarken och förväntade flöden kan bräddning och förbiledning av flödestopparna vara nödvändig. Det samma gäller för ”dödszoner” som inte bidrar till reningen. Val och placering av vegetationen kan stödja dessa mål. Förhållandet mellan våtmarkens längd och bredd bör inte understiga 5:1 (MBWCP 2006).

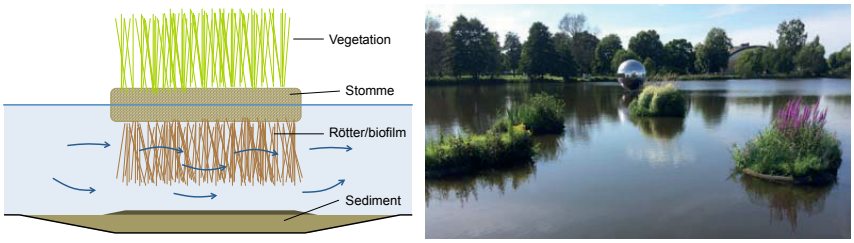
För att undvika erosion och resuspension av redan ackumulerat sediment bör mycket höga flöden vid intensiva regn förbiledas våtmarken genom kanaler eller diken. Strukturer som behövs för detta samt inlopp och utlopp mm dimensioneras enligt hydrauliska ekvationer.

På samma sätt som för alla dagvattenanläggningar måste våtmarker vara tillgängliga för underhållsåtgärder och en skötselplan upprättas.

## *5.2 Flytande Våtmarker*

### 5.2.1 Introduktion

En ny lovande teknik för behandling av dagvatten är flytande våtmarker (Borne m fl. 2013a, Winston m fl. 2013). Sådana är i grunden flytande, konstgjorda öar (Figur 5.5) med en porös plaststomme (Figur 5.6) som implementeras i exempelvist dagvattendammar. I stommen planteras växter vars rötter hänger ner ungefär 75 cm i vattnet och bildar en rotgardin som bidrar till att bromsa upp vattenflödet och påskyndar sedimenteringen (Figur 5.5).




*Figur 5.5* *Principskiss Flytande Våtmarker, exempel i Växjö (foto: Wladimir Givovich)*

### 5.2.2 Reningseffekt och -processer

Att uppgradera dammar med flytande våtmarker kan förbättra deras reningsfunktion. En studies som utfördes av Borne m fl. (2013a) visar att metall- och sedimentavskiljning höjdes signifikant. Förklaringarna som givits till den höjda avskiljningen av metaller är det direkta upptag som växterna står för (Borne m fl. 2013a, Ladislas m fl. 2015, 2013), upptaget som sker genom mikrobiologisk aktivitet (Borne m fl. 2014) och ökad sorption till exempelvis till organiskt material (Borne m fl. 2014) samt utfällningsprocesser till följd av högre humushalt, lägre lösta nivåer av syre och ett neutralt pH-värde (Borne m fl. 2013a). I en studie från Nya Zeeland observerades viss lakning av metaller (speciellt Cu) under våren. Detta förklarades genom nedbrytningen av partikulärt organiskt material. Således transporterades löst organiskt material ut från dammen (Borne m fl. 2014). Eftersom flytande våtmarker dock är en ganska ny teknik kan inga generella slutsatser dras ännu.

*Figur 5.6*
*Stomme av återvunna plastflaskor*

Lynch m fl. (2015) utvärderade i ett laboratorieförsök två flytande våtmarker från olika tillverkare och kunde påvisa skillnader i avskiljning med avseende på näringsämnen. Avskiljningen av fosfor och kväve var 4 och 25 % för det ena systemet (BioHaven®) och 48 och 40 % för det andra (Beemat). En annan studie jämförde kvaliteten hos dagvatten innan och efter det hade passerat flytande våtmarker. Det observerades att avskiljningen av näringsämnen tenderade att förbättras efter installationen av flytande våtmarker dock utan att det kunde fastställas statistiskt (Winston m fl. 2013). I linje med detta kunde Borne m fl. (2013b) påvisa en måttligt förbättrad avskilj-

ning av kväve i dammar med flytande våtmarker när dessa jämfördes med dammar utan flytande vegetation (Totalkväve i dagvattnet: 0,99 mg/L, i vattnet från dammen med flytande våtmarker: 0,70 mg/L och i vattnet från dammen utan våtmarker: 0,82 mg/L). Avskiljningen av fosfor uppvisade en signifikant förbättring i dammar med flytande våtmarker. Medelfosforkoncentrationen uppmätt i utflödet (ca 0,04 mg/L) var signifikant lägre än koncentrationen i den damm som inte var utrustad med flytande våtmark (ca 0,06 mg/L; koncentration i inflödet för bägge dammar: 0,08 mg/L). Avskiljning av fosfor förbättrades primärt genom sorption av löst fosfor, uppfångandet av partikulärt fosfor i rötter och genom sedimentering av suspenderat material (Borne 2014). Resultat från en studie utförd i Florida, USA, visade att avskiljningen av kväve förbättrades signifikant genom växtupptag (Chang m fl. 2013). Skördning av vegetation rekommenderades av Wang m fl. (2014) för att säkerställa en långvarig avskiljning av näringsämnen (och andra föroreningar) samt för att förhindra återföring på grund av nedbrytning av organiskt material. Resultaten av dessa studier kan dock skilja från svenska förhållanden på grund av klimatet.

### 5.2.3 Funktion under svenska klimatförhållanden och över tid

De flesta studier som undersökt flytande våtmarker har utförts i subtropiska regioner (Nya Zeeland eller södra USA). I en studie från Nya Zealand visade Borne m fl. (2013b) att kväveavskiljning var högre under sommaren och hösten jämfört med vintern och våren. Skäl till detta kan vara en ökad mineralisering av kväve och högre denitrifikation under de varmare årstiderna. Under vintern/våren kan dessutom näringsämnen frigöras från dött växtmaterial som bryts ner. Dessa resultat kan dock inte anses vara helt representativa för svenska förhållanden; exempelvis skulle växtupptaget kunna vara lägre på grund av kortare tillväxtperiod här.

Några anläggningar är nu också byggda/projekterade i Sverige. Emellertid har ingen vetenskaplig studie utvärderat funktionen hos en flytande våtmark under svenska förhållanden med ett utpräglat vinterklimat. Vidare har de flesta studier endast utvärderat funktionen hos relativt nyligen anlagda system. Erfarenheter över längre tidsperioder saknas. Problem skulle kunna uppstå på grund av nedbrytning av vegetation, avtagande mikrobiologisk aktivitet, nedbrytning av belastande material (återanvänd plast) m.m.

I Täby har 150 $m^2$ flytande våtmarker anlagts i en 5 000 $m^2$ stor skärmbassäng. I ett examensarbete har fosforreningen i den nyanlagda anläggningen utvärderats (Dunér & Myhrberg 2014). Reningseffekten uppskattades till ungefär 10 % vilket är relativt lågt. En jämförelse med en damm utan flytande våtmarker har inte gjorts. Vegetationen var inte fullt etablerad när systemet utvärderades. Provtagningsmetodiken är oklar; uppenbarligen har vattenproverna inte tagits flödesproportionellt utan bara som stickprov. På grund av detta måste resultaten från detta arbete betraktas med försiktighet och kan inte generaliseras.

### 5.2.4 Förslag på dimensioneringskriterier

Hittills har det inte fastställts några specifika rekommendationer för till exempel täckningsgrad och/eller utspridningen av flytande våtmarker i dammar. Generellt måste följande beaktas:

- Val av stomme (tillverkare, material)
- Täckningsgrad
- Placering av flytande våtmarker i dammen
- Växtval

En större procentuell täckning av vattenytan med flytande våtmarker (dvs. yta våtmarker/vattenyta) verkar förbättra avskiljning av föroreningar (Winston m fl. 2013). Däremot har en ”optimal” täckningsgrad inte definierats i denna studie.

En viktig aspekt är val av vegetation som ska utgöras av inhemska växtarter vilka är anpassade till det rådande klimatet och de (plats)specifika förhållanden som råder i de flytande våtmarkerna (till exempel saltvatten, kalkrikt vatten). Exempel på lämpliga växtarter är Gul svärdlilja, Fackelblomster, Äkta förgätmigej, Kabbeleka, Knapptåg, Vasstarr, Bunkestarr, Säv, Bladvass, Bredkaveldun, Smalkaveldun samt olika halvgräs och tågväxter.

I en studie med laboratorie- och spårämnesförsök visade Khan m fl. (2013) att implementering av flytande våtmarker i en damm hade en positiv effekt på reningseffekten. Försöksupplägget förbättrade också den hydrauliska effektiviteten (d.v.s. spridningen av flödet i dammen) jämfört med när dammen inte utrustades med flytande våtmarker. De konkluderar dock att speciell aktsamhet är nödvändig vad gäller placering och fördelning av våtmarksstommarna i dammen för att säkerställa funktionen och optimera behandlingen. Resultaten indikerade att bättre flödesspridning uppnåddes genom att placera en eller flera flytande våtmarker mittemot inflödet än att placera ett större antal mindre sådana över hela dammen. Inga fältstudier har hittills företagits för att utvärdera dessa aspekter.

### 5.2.5 Kontroll, drift och underhåll

Som tillägg till den kontroll av dammar som beskrivits ovan kräver flytande våtmarker kräver följande regelbundna kontroller:

- Täckningsgrad av stommen (bör vara minst 95 % av ytan för att undvika nedbrytning pga. UV-ljus).
- Växtbestånd (återplantering krävs vid otillräcklig etablering).
- Vattenkontakt (flytande våtmarker ska alltid ha kontakt med vatten).
- Kontroll av fästpunkter två gånger per säsong.

Som nämnts ovan rekommenderas skördning av växterna för att öka effektiviteten av t ex näringsupptag. Klippning av växterna görs minst en gång per år under hösten med en klipphöjd på 10 cm. Den skördade biomassan ska föras bort från anläggningen. Växterna tar upp mycket näring under sommaren, men på hösten och vintern sker näringstransport till rotsystemet samt nedbrytning av grönmassan vilket kan frigöra en del av den upptagna näringen igen.

## 5.3 Referenser


Al-Rubaei, A., Viklander, M. & Blecken, G.T. (2015) Long-term hydraulic and treatment performance of a 19-year old constructed stormwater wetland - finally maturated or in need of maintenance? submitted to Ecological Engineering.

Bachand, P.A.M. & Horne, A.J. (1999) Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. Ecological Engineering 14(1-2), 17-32.

Birch, G.F., Matthai, C., Fazeli, M.S. & Suh, J. (2004) Efficiency of a constructed wetland in removing contaminants from stormwater. Wetlands 24(2), 459-466.

Borne, K.E. (2014) Floating treatment wetland influences on the fate and removal performance of phosphorus in stormwater retention ponds. Ecological Engineering 69, 76-82.

Borne, K.E., Fassman, E.A. & Tanner, C.C. (2013a) Floating treatment wetland retrofit to improve stormwater pond performance for suspended solids, copper and zinc. Ecological Engineering 54, 173-182.

Borne, K.E., Fassman-Beck, E.A. & Tanner, C.C. (2014) Floating Treatment Wetland influences on the fate of metals in road runoff retention ponds. Water Research 48(1), 430-442.

Borne, K.E., Tanner, C.C. & Fassman-Beck, E.A. (2013b) Stormwater nitrogen removal performance of a floating treatment wetland. Water Science and Technology 68(7), 1657-1664.

Carleton, J.N., Grizzard, T.J., Godrej, A.N. & Post, H.E. (2001) Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands. Water Research 35(6), 1552-1562.

Chang, N.B., Xuan, Z., Marimon, Z., Islam, K. & Wanielista, M.P. (2013) Exploring hydrobiogeochemical processes of floating treatment wetlands in a subtropical stormwater wet detention pond. Ecological Engineering 54, 66-76.

Chimney, M.J. & Pietro, K.C. (2006) Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA). Ecological Engineering 27(4), 301-321.

Davies, C.M. & Bavor, H.J. (2000) The fate of stormwater-associated bacteria in constructed wetland and water pollution control pond systems. Journal of Applied Microbiology 89(2), 349-360.

Dunér, V. & Myhrberg, T. (2014) Flytande våtmark för dagvattenhantering i Rönningesjön, Täby kommun - Reningseffekt och framtidsutsikter. Examensarbete i Energi och Miljö. KTH, Stockholm.

Fritioff, Å. & Greger, M. (2003) Aquatic and Terrestrial Plant Species with Potential to Remove Heavy Metals from Stormwater. International Journal of Phytoremediation 5(3), 211-224.

Greenway, M. (2004) Constructed wetlands for water pollution control - Processes, parameters and performance. Developments in Chemical Engineering and Mineral Processing 12(5-6), 491-504.

Greenway, M., Dale, P. & Chapman, H. (2003) An assessment of mosquito breeding and control in four surface flow wetlands in tropical-subtropical Australia. Water Science and Technology 48(5), 249-56.

Guerra, H.B., Park, K., & Kim, Y. (2013) Empirical regression models for estimating nitrogen removal in a stormwater wetland during dry and wet days. Water Science and Technology 68(7), 1641-1649.

Herrmann, J. (2012) Chemical and biological benefits in a stormwater wetland in Kalmar, SE Sweden. Limnologica 42(4), 299-309.

Heyvaert, A.C., Reuter, J.E. & Goldman, C.R. (2006) Subalpine, cold climate, stormwater treatment with a constructed surface flow wetland. Journal of the American Water Resources Association 42(1), 45-54.

Hunt III, W.F., Apperson, C.S., Kennedy, S.G., Harrison, B.A. & Lord, W.G. (2006) Occurrence and relative abundance of mosquitoes in stormwater retention facilities in North Carolina, USA. Water Science and Technology 54(6-7), 315-21.

Hunt, W.F., Greenway, M., Moore, T.C., Brown, R.A., Kennedy, S.G., Line, D.E. & Lord, W.G. (2011) Constructed Storm-Water Wetland Installation and Maintenance: Are We Getting It Right? Journal of Irrigation and Drainage Engineering – ASCE 137(8), 469-474.

Kadlec, R.H. & Knight, R.L. (1996) Treatment wetlands. CRC Press. Boca Raton, FL, USA.

Kadlec, R.H. & Reddy, K.R. (2001) Temperature effects in treatment wetlands. Water Environment Research 73(5), 543-557.

Khan, S., Melville, B.W. & Shamseldin, A. (2013) Design of storm-water retention ponds with floating treatment wetlands. Journal of Environmental Engineering - ASCE 139(11), 1343-1349.

Knox, A.S., Nelson, E.A., Halverson, N.V. & Gladden, j.B. (2010) Long-term performance of a constructed wetland for metal removal. Soil Sediment Contamination: An International Journal 19, 667-685.

Ladislas, S., Gérente, C., Chazarenc, F., Brisson, J. & Andrès, Y. (2015) Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds. Ecological Engineering 80, 85-91.

Ladislas, S., Gérente, C., Chazarenc, F., Brisson, J. & Andrès, Y. (2013) Performances of two macrophytes species in floating treatment wetlands for cadmium, nickel, and zinc removal from urban stormwater runoff. Water, Air, and Soil Pollution 224(2).

Lenhart, H.A. & Hunt III, W.F. (2011) Evaluating four storm-water performance metrics with a north carolina coastal plain storm-water wetland. Journal of Environmental Engineering – ASCE 137(2), 155-162.

Lenhart, H.A., Hunt, W.F. & Burchell, M.R. (2012) Harvestable nitrogen accumulation for five storm water wetland plant species: Trigger for storm water control measure maintenance? Journal of Environmental Engineering – ASCE 138(9), 972-978.

Lynch, J., Fox, L.J., Owen Jr, J.S. & Sample, D.J. (2015) Evaluation of commercial floating treatment wetland technologies for nutrient remediation of stormwater. Ecological Engineering 75, 61-69.

Maillard, E. & Imfeld, G. (2014) Pesticide mass budget in a stormwater wetland. Environmental Science and Technology 48(15), 8603-8611.

Maillard, E., Payraudeau, S., Faivre, E., Grégoire, C., Gangloff, S. & Imfeld, G. (2011) Removal of pesticide mixtures in a stormwater wetland collecting runoff from a vineyard catchment. Science of the Total Environment 409(11), 2317-2324.

Marsalek, J., Urbonas, B. & Lawrence, I. (2005) Stormwater Management Ponds. In: Pond Treatment Technology. Ed. Andy Shilton. IWA Publishing, London, UK.

MBWCP (2006) Water Sensitive Urban Design - Technical Design Guidelines for South East Queensland. . Report by Moreton Bay Waterways and Catchment Partnership and Brisbane City Council.

McNett, J.K. & Hunt, W.F. (2011) An evaluation of the toxicity of accumulated sediments in forebays of stormwater wetlands and wetponds. Water, Air, and Soil Pollution 218(1-4), 529-538.

Merriman, L.S. & Hunt, W.F. (2014) Maintenance versus maturation: Constructed storm-water wetland's fifth-year water quality and hydrologic assessment. Journal of Environmental Engineering – ASCE 140(10).

Persson, J., Somes, N.L.G. & Wong, T.H.F. (1999) Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. Water Science and Technology 40(3), 291—300.

Sansalone, J.J. & Buchberger, S.G. (1997) Characterization of solid and metal element distribution in urban highway stormwater. Water Science and Technology 36(8-9), 155-160.

Schmitt, N., Wanko, A., Laurent, J., Bois, P., Molle, P. & Mosé, R. (2015) Constructed wetlands treating stormwater from separate sewer networks in a residential Strasbourg urban catchment area: Micropollutant removal and fate. Journal of Environmental Chemical Engineering 3(4), 2816-2824.

Semadeni-Davies, A. (2006) Winter performance of an urban stormwater pond in southern Sweden. Hydrological Processes 20, 165-182.

Terzakis, S., Fountoulakis, M.S., Georgaki, I., Albantakis, D., Sabathianakis, I., Karathanasis, A.D., Kalogerakis, N. & Manios, T. (2008) Constructed wetlands treating highway runoff in the central Mediterranean region. Chemosphere 72(2), 141-149.

Tromp, K., Lima, A.T., Barendregt, A. & Verhoeven, J.T.A. (2012) Retention of heavy metals and poly-aromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing. Journal of Hazardous Materials 203-204, 290-298.

Wang, C.Y., Sample, D.J. & Bell, C. (2014) Vegetation effects on floating treatment wetland nutrient removal and harvesting strategies in urban stormwater ponds. Science of the Total Environment 499(1), 384-393.

Weis, J.S. & Weis, P. (2004) Metal uptake, transport and release by wetland plants: Implications for phytoremediation and restoration. Environment International 30(5), 685-700.

Weiss, J., Hondzo, M., Biesboer, D. & Semmens, M. (2006) Laboratory study of heavy metal phytoremediation by three wetland macrophytes. International Journal of Phytoremediation 8(3), 245-259.

Winston, R.J., Hunt, W.F., Kennedy, S.G., Merriman, L.S., Chandler, J. & Brown, D. (2013) Evaluation of floating treatment wetlands as retrofits to existing stormwater retention ponds. Ecological Engineering 54, 254-265.

Vymazal, J. (2007) Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the Total Environment 380(1-3), 48-65.

Zhang, Z., Cui, B. & Fan, X. (2012) Removal mechanisms of heavy metal pollution from urban runoff in wetlands. Frontiers of Earth Science 6(4), 433-444.

# 6 Dagvattenbiofilter och andra filtertekniker

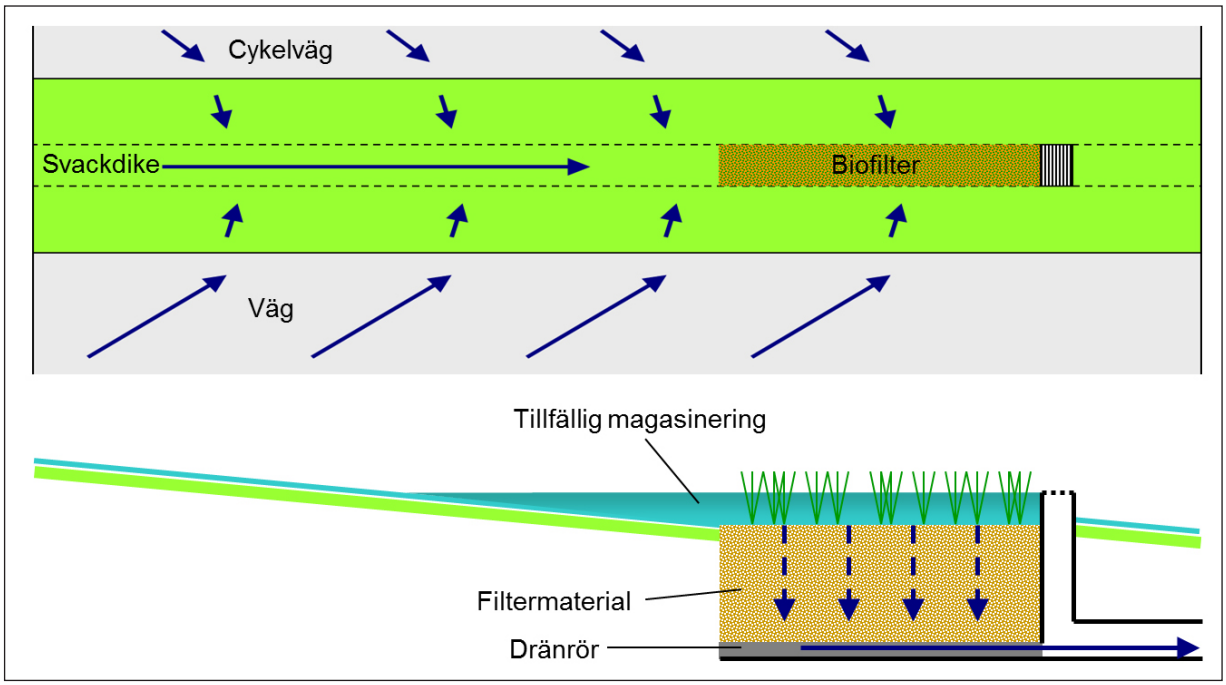
## 6.1 Introduktion

Ett stort antal tekniker är tillgängliga för dagvattenhantering och rening, bland annat (ej bevuxna) sandfilter, växtbevuxna biofilter samt kompakta filter med reaktiva filtermaterial för rening av specifika lösta ämnen/föroreningar. I nedanstående redovisning ligger fokus på biofilter som är en utbredd tillämpad teknologi, t ex i USA, Australien, olika europeiska länder (Hunt m fl. 2012, Le Coustumer m fl. 2012) samt alltmer populär i Sverige. Dessutom beskrivs brunnsfilter och membranfilter för dagvattenrening. Avslutningsvis finns en sammanställning av olika reaktiva filtermaterial.

## 6.2 Dagvattenbiofilter/rain garden/växtbäddar

### 6.2.1 Introduktion

Dagvattenbiofilter (Figur 6.1, Figur 6.2) är ett dagvattenreningssystem som har utvecklats under tidigt 1990-tal (Prince George's County 1993). Typiskt sett är beståndsdelarna ett bevuxet svackdike eller en bassäng/sänka med ett underliggande filterlager (Hsieh & Davis 2005a, Li & Davis 2009, Roy-Poirier m fl. 2010, Blecken 2010, Hunt m fl. 2012). Tillfällig magasinering på filtret (ca 300 mm djup) behövs eftersom dagvattentillflöden ofta överskrider anläggningens infiltrationsförmåga (Melbourne Water 2005).




*Figur 6.1 Biofilter integrerat i ett svackdike*

Huvudsyftet med dagvattenbiofilter (i följande text bara kallad biofilter) är rening av dagvatten. Fördröjning och/eller infiltration av regn motsvarande 1–2 år återkomsttid kan tillhandahållas. Biofilter kan dock i regel inte fördröja intensivare regn utan avrinningen från dessa bräddas.

Biofilter nyttjar en kombination av kemiska, biologiska och fysiska processer i såväl filtermaterial som vegetation och biofilm för att avlägsna/kvarhålla föroreningar i dagvatten (FAWB 2008, Hunt m fl. 2012). Biofiltret består antingen av naturligt jordmineral eller konstgjort medium, typiskt sett med 700–900 mm djup och en area motsvarande 2–6 % av avrinningsområdets hårgjorda yta (Roy-Poirier m fl. 2010, Melbourne Water 2005).

Förbehandling av dagvatten (borttagande av sediment i grovavskiljande fördammar, svackdiken eller översilningsytor) för att undvika igensättning av filterytor samt erosionshinder vid biofiltrets inlopp (till exempel stensatta svackytor) för att förhindra yterosion (Hunt m fl. 2012) är av vikt för biofiltrens funktion. Behandlat/renat dagvatten avleds vanligen i en dränvattenledning till en dagvattenledning samt ibland direkt ut i angränsande mark när det är möjligt utifrån ett geohydrologiskt perspektiv (Melbourne Water 2005, Roy-Poirier m fl. 2010, Hunt m fl. 2012). Dagvattenbiofilter är sällan konstruerade för att filtrera hela flödet vid högflödestillfällen utan då förbileds en stor del av vattnet via bräddöverfall (Melbourne Water 2005). Eftersom biofilter framför allt är reningsanläggningar bidrar inte denna teknik i större utsträckning med fördröjning av de dagvattenflöden som genereras under intensiva regn. Därför krävs annan typ av fördröjning för effektivt översvämningsskydd vid intensiva regn (Hunt m fl. 2012).

*Figur 6.2* *Dagvattenbiofilter i olika miljöer och storlekar i Sverige (Tyresö, med yta för sedimentation), Melbourne, Australien och Raleigh, North Carolina, USA. Foto övre rad till höger: Bertil Eriksson.*

Växterna i dagvattenbiofilter är viktiga för att uppnå en tillräcklig prestanda eftersom dessa bidrar till erosionskontroll (stabilisering av filtermaterialet och minskad vattenhastighet), upprätthållande av infiltrationskapacitet,

mikrobiella reningsprocesser (i rhizosfären och genom nedbrytning av döda växtdelar), direkt växtupptag av näringsämnen och metaller, samt estetiska värden (Read m fl. 2008). Det kan dock uppstå en konflikt mellan estetiska värden och reningsfunktion. Till exempel gynnar en hög halt av organiskt material, vattenhållande filtermaterial och eventuell gödsling många växtarter. Dessa förhållanden är dock inte önskvärda för reningsfunktionen i någon större utsträckning (Fassman m fl. 2013).

Utformningen av dagvattenbiofilter är flexibel och anpassningsbar design, vilket möjliggör installation på platser av olika karaktär, t ex parkeringar, stadscentra, bostadsgator samt andra publika områden (Figur 6.2). När dagvattenbiofilter utformas för att tillföra landskapsmässiga mervärden är det av vikt att göra detta utan att inskränka på den primära uppgiften att behandla dagvatten (FAWB 2008).

### 6.2.2 Reningseffekt och -processer

I dagvattenbiofilter infiltrerar dagvattnet genom en planterad/vegeterad filteryta och perkolerar därefter genom filtermaterialet. Vidperkolationen kvarhålls föroreningar i filtret via mekanisk filtrering, adsorption samt bioupptag. Vegetationen tillhandahåller ett substrat för tillväxt av biofilm i topplagret och underlättar transport av syre till underliggande skikt/filter. På så sätt stödjs filterbäddens mikrobiella aktivitetsnivå och variabilitet samt i slutänden den biologiska transformationen av föroreningar (Read m fl. 2008).

Från år 2000 och framåt har ett antal studier publicerats gällande biofilters förmåga att reducera föroreningar. I det följande beskrivs och diskuteras reningseffektivitet och processer, huvudsakligen med fokus på metall- och närsaltsreduktion vilka ofta är prioriterade föroreningar. Även studier gällande reduktion av PAH, bakterier och andra föroreningar summeras nedan.

Reduktion av totalhalt metaller och TSS i dagvattenbiofilter är ofta så hög som 80–90 % (Lau m fl. 2000, Davis m fl. 2001, Davis m fl. 2003, Hsieh & Davis 2005b, Muthanna m fl. 2007a, Sun & Davis 2007, Read m fl. 2008, Bratieres m fl. 2008, Hatt m fl. 2009a). Mekanisk filtrering av dagvattensediment avlägsnar väsentliga halter av partikulära metaller (samt andra partikelbundna föroreningar); sålunda finns en korrelation mellan reduktion av TSS och partikelbundna metaller (Hatt m fl. 2008).

Rening av lösta metaller i biofilter varierar mer eftersom den påverkas av olika faktorer som påverkar växelverkan mellan filtermaterial och metaller. Den huvudsakliga reningsmekanismen av lösta metaller i filtermaterialet är adsorption (inkluderande komplexbildning mellan organiskt material och metaller samt katjonbyte), ytutfällning samt fixering främst till/på lermineral (Alloway 1995). Viktiga filtermaterialegenskaper som styr dessa processer är bland annat pH, innehåll av organiskt material, andel lermineral samt redoxpotential (Bradl 2004). Parallellt med dessa geokemiska processer kan växtupptag av metaller också vara viktigt; generellt bedöms den dock stå för en lägre del (ca 5–10 %) av totalreningen (Read m fl. 2008, Muthanna m fl. 2007b, Søberg m fl. 2014a).

Reningsprocesserna och förhållanden i biofilter är i varierande grad beroende på omgivningsfaktorer, t ex förhållandet mellan regn och torra

perioder, temperatur, vägsalt i dagvattnet, föroreningskoncentrationer och avrinningsförlopp (Hatt m fl. 2007a, Muthanna m fl. 2007b, Bratieres m fl. 2008, Blecken m fl. 2009a, Denich m fl. 2013), filterdesign (exempelvis vattenmättad zon, olika filtermaterial; Dietz & Clausen 2006, Hatt m fl. 2006, Blecken m fl. 2009b, Davis m fl. 2009, Fassman m fl. 2013) samt nyttjade växttyper (Read m fl. 2008, Davis m fl. 2009). Faktorer som påverkar bioretentionens effektivitet vintertid diskuteras i detalj nedan.

Trots att reduktion av lösta metaller har visats variera mycket mer än den relativt sett stabila reduktionen av totala metaller har flertalet biofilterstudier enbart fokuserat på totalhalter. Reduktion av löst metall har beaktats i färre undersökningar (Lau m fl. 2000, Hatt m fl. 2007b, Muthanna m fl. 2007b, Sun & Davis 2007, Read m fl. 2008, Chapman & Horner 2010, Blecken m fl. 2011, Søberg m fl. 2014b, Lim m fl. 2015). Försök med dagvattenbiofilter under fältförhållanden har visat en god reduktion av löst Zn (70 %) medan däremot (ut)läckage observerades både gällande löst Cu och Pb (Muthanna m fl. 2007b). I kolumnförsök i pilotskala i tre skilda temperaturer var reduktionen lägre för löst Cu och Pb (24–66 %) jämfört med Zn och Cd (99 %), samt att en ökad temperatur minskade reduktionen av löst Cu och Pb (Blecken m fl. 2011). I en annan studie avseende temperatur och saltpåverkan, där dagvattenbiofilter i pilotskala nyttjades, studerades hur metallreduktionen påverkades. Där fann Søberg m fl. (2014b) hög reduktion av löst Zn och Cd (>90 %) medan reningen av löst Cu och Pb visade en hög variabilitet med en sämre rening vid höga salthalter i kombination med varma temperaturer (från mycket högre halter i det utgående än i det ingående vattnet med en ”negativ reningseffekt” på -1345 % till en hög prestanda med en reningseffekt på 71 %).

Några resultat indikerar att reduktion av lösta metaller är signifikant lägre än motsvarande totalhalt, specifikt har observerats läckage av Cu från biofilter (Hatt m fl. 2007b, Muthanna m fl. 2007a, Chapman & Horner 2010). Generellt har biofilter dock en klar potential att (även) kunna rena lösta metaller (Hsieh & Davis 2005a, Sun & Davis 2007, Søberg m fl. 2014b) jämfört med andra anläggningar (exempelvis dagvattendammar). En effektiv rening av lösta metaller är av speciellt intresse eftersom de lösta metallerna är långt mer biotillgängliga än de partikelbundna (Morrison 1989).

Typiskt sett transporteras metaller inte långt “ner” i filtermaterialet, utan ackumuleras direkt på eller nära filterytan, på grund av både mekanisk filtrering och sorption (till exempel Davis m fl. 2001). Ackumulationen av fina partiklar på ytan eller i dess närhet reducerar dock den hydrauliska konduktiviteten relativt snabbt som kan leda till igensättning (Davis 2005, Le Coustumer m fl. 2007, Li & Davis 2008). Å andra sidan leder ansamlingen av metaller i det översta filterskiktet till att enkel avskapning av ytan avlägsnar både merparten av metallerna samt även återställer infiltrationsförmågan. Detta kan ge förlängd drifttid och framflytta tidpunkten när hela volymen filtermedia måste förnyas (Hatt m fl. 2008, Blecken m fl. 2011).

Rening av näringsämnen i biofilter är långt mer variabel än reduktion av metaller och TSS varför närsaltsreningen i biofilter av standardtyp kan vara problematisk (Dietz 2007). Både en mycket effektiv reduktion av kväve och fosfor samt ett höggradigt (ut)läckage har observerats: exempelvis Davis et

al (2006) rapporterade reduktionsnivåer på 70–80 % totalfosfor i biofilter, medan Li och Davis (2009) observerade omfattande (ut)läckage (inkommande 0,1 respektive utgående 0,35 mg $L^{-1}$ totalfosfor). På likartat sätt kan noteras att reningen av totalkväve är mycket variabel, spridd från att vara effektiv till dess motsats (signifikant utläckage; Kim m fl. 2003, Blecken 2010). Det är dock så att trots att reduktionseffektiviteten för kväve och fosfor varierar på ett likartat sätt, skiljer sig underliggande mekanismer åt.

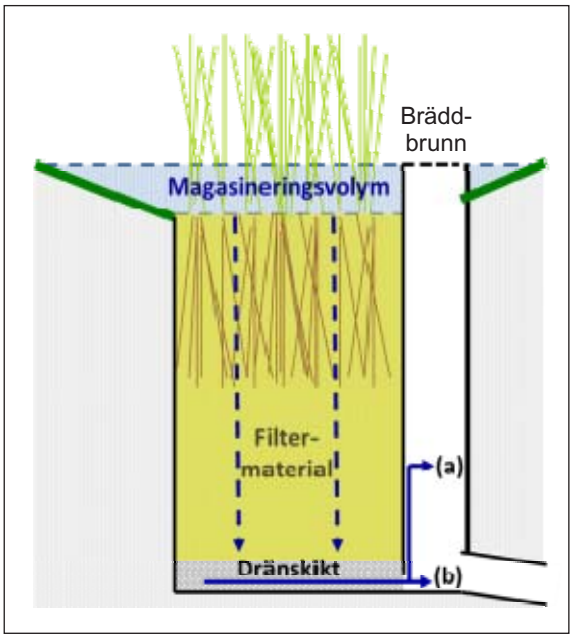
Fosfor förekommer till större del som partikelbundet och reduktion av denna fraktion är ofta effektiv beroende på mekanisk filtrering av partikulärt fosfor (och sålunda även korrelerad till TSS-reduktion). Reduktionen av löst fosfor sker i stor grad genom sorption i filtermaterialet (Hsieh & Davis 2005a, Henderson m fl. 2007, Hsieh m fl. 2007a, Blecken m fl. 2010). I ett antal studier har dock nettoläckage av fosfor observerats, orsakat av läckage av finpartikulärt material med bunden fosfor (Hunt m fl. 2006, Read m fl. 2008, Li & Davis 2009, Hatt m fl. 2009b), speciellt från nyinstallerade filter men har ofta visat sig vara avtagande med tiden på grund av sättning av filtermaterialet och/eller för att den finpartikulära fraktionen tvättas ur (Hsieh m fl. 2007a). För att nå låga halter av fosfor i utgående vatten är det därför viktigt att rätt filtermaterial väljs (Hunt m fl. 2006). Filtermedia med hög fosforhalt och en högre andel finsediment bör undvikas (Dietz 2007, FAWB 2008). I tillägg till den direkta fosforföroreningen som sprids med dagvatten är eroderade sediment en väsentlig diffus källa för fosfor till recipienter (Brady & Weil 2002). Biofilter kan därför även indirekt reducera belastningen av fosfor till recipienter då de (som andra dagvattenanläggningar) kan reducera erosionsförluster i avrinningsområden.

Nettoreduktion av kväve i dagvattenbiofilter beror på i vilka former kväve förekommer i dagvattnet (Taylor m fl. 2005). Effektiv reduktion av ammoniumkväve ($NH_4$-N) och Kjeldahlkväve har visats återkommande (Davis m fl. 2001, Davis m fl. 2006, Henderson m fl. 2007, Hsieh m fl. 2007b, Bratieres m fl. 2008, Blecken m fl. 2010). På så sätt reduceras dem syreförbrukande ämnena. Nitrat/nitritkväve ($NO_x$-N) reduktionen är dock ofta otillräcklig och har identifierats som huvudorsak för det kväveläckage som ofta har observerats från biofilter (Davis m fl. 2001, Kim m fl. 2003, Birch m fl. 2005, Davis m fl. 2006, Hsieh m fl. 2007b, Bratieres m fl. 2008, Hatt m fl. 2009a, Li & Davis 2009, Blecken m fl. 2010). Exempelvis noterade Blecken et al (2010) 3,8 $mgL^{-1}$ $NO_x$-N i biofiltrets utlopp medan $NO_x$-N koncentrationen i det inkommande dagvattnet i medeltal endast låg på 0,4 $mgL^{-1}$. Den delvist otillräckliga kvävereningen är främst ett problem i recipienter där kväve är den begränsande faktorn för primärproduktionen.

Grover m fl. (2013) har undersökt utsläpp av växthusgas från biofilter i ett subtropiskt klimat i Australien. Överlag var biofilter en sänka för metan ($CH_4$) och en obetydlig källa för lustgas ($N_2O$). De uppmätta utsläppskoncentrationer var i samma spann som för andra urbana grönytor. Bara vid mycket hög fuktighet visade resultaten dock höga utsläppskoncentrationer av lustgas och metan. Koldioxidutsläpp ($CO_2$) från biofilter låg under utsläppen från urbana grönytor.

För att förbättra reduktion av kväve har en vattenmättad zon (ofta i kombination med en kolkälla) introducerats i dagvattenbiofilter (Figur 6.3) för

att möjliggöra denitrifikation (genom de (delvist) anoxiska förhållanden) och på så sätt öka totalreduktionen av kväve (Kim m fl. 2003, Dietz & Clausen 2006, Davis m fl. 2009, Zinger m fl. 2013). Denna vattenmättade zon i filtrets botten skapas genom att höja nivå för utloppet. Rekommenderat djup för en vattenmättad zon är 450–600 mm (Zinger m fl. 2007). Diverse kolkällor i denna vattenmättade zon som exempelvis klipp från tidningspapper, halmstrån, sågspån har framgångsrikt testats (Kim m fl. 2003, Peterson m fl. 2015). En tid efter driftstart kan nedbrytning av organiskt material från växter och/eller biofilm producera tillräckliga mängder kol för att möjliggöra denitrifikation även utan tillsatt kolkälla (Zinger m fl. 2013). Förutom för att stödja denitrifikationen är en vattenmättad zon även fördelaktig för både ökad reduktion av tungmetaller (på grund av ökad komplexbildning med organiskt material, Blecken m fl. 2009b) samt även bättre plantöverlevnad under längre torrväder (Blecken m fl. 2009a).




*Figur 6.3 Bifilter med (a) och utan (b) vattenmättad zon.*

Även vegetationen bidrar till ökad rening av näringsämnen genom eget näringsupptag. Växtbevuxna biofilter höjer signifikant reduktionen av både fosfor och kväve (Lucas & Greenway 2008, Read m fl. 2008), dock har noterbara skillnader i effektivitet kopplat till plantsort rapporterats (Read m fl. 2008).

I ett mindre antal studier har även reningen av andra föroreningar i dagvattenbiofilter undersökts. Det måste dock beaktas att dessa föroreningar bara undersökts i relativt få studier så att det är (i motsats till rening av suspenderat material, metaller och näringsämnen) svårare att dra generella slutsatser. Resultaten från dessa studier sammanfattas nedan.

Generellt minskar halter av patogener i dagvatten genom behandling i biofilter. Till exempel Rusciano & Obropta (2007), Zhang m fl. (2010) och Li m fl. (2012) visade en effektiv borttagning av Clostridium perfringens, Escherichia coli och F-RNA kolifager i biofilter. Långa torrperioder minskade dock reningsgraden medan en vattenmättad zon ökar reningen. Fram-

för allt för att möjliggöra att det renade vattnet kan möta diverse krav för återanvändning har sand med en järnytbeläggning, zeolit med en kopperytbeläggning och biokol används i biofilter speciellt utvecklade för rening av patogener (Zhang m fl. 2010, Li m fl. 2014, Mohanty m fl. 2014).

Lefevre m fl. (2012) har visat en reningsgrad för naftalen av 93 % för växtbevuxna biofilter och 78 % för kontrollfilter utan vegetation. Reningsmekanismer var adsorption (56–73 %), mineralisering (12–18 %) och växtupptag. Även Diblasi m fl. (2009) och Zhang m fl. (2014) observerade minskade halter av PAHer (>80 %).

De mycket få studier som undersökt rening av växtskyddsmedel i biofilter indikerar en bra reningspotential av glyfosat (>80 %; Zhang m fl. 2014). Reningen av i Sverige förbjudna triaziner (atrazin, prometryn, simazin) var dock lägre (~35 %; Zhang m fl. 2015).

### 6.2.3 Filtermaterial för biofilter

Under de senaste åren har olika jordblandningar för ”rain gardens” kommit ut på marknaden bland annat Sverige. Dessa har ofta en lägre infiltrationskapacitet för att hålla vattnet under en längre tid för att möjliggöra en rik växtlighet i ”rain gardens”. Sådana anläggningar byggs oftast för att i första hand kombinera en viss dagvattenfördröjning med en blommande växtbädd och inte för att uppnå en hög reningsgrad. Det är alltså viktigt att välja rätt filtermaterial för sitt huvudsyfte. Helt olika krav ställs på filtermaterialet om antingen dagvattenreningen eller växtligheten är i fokus.

Filtermaterialet i dagvattenbiofilter ska uppfylla följande krav för att uppnå en bra reningseffekt:

- Tillräcklig låg infiltrationskapacitet för att säkerställa en tillräcklig lång kontakttid för effektiva reningsprocesser
- Tillräcklig hög infiltrationskapacitet för att minska bräddning
- Kemiska egenskaper som möjliggör reningsprocesser
- Fysikaliska/kemiska egenskaper som möjliggör växtliv

Ofta används ganska enkla jord/sandblandningar med en mindre andel lera som filtermaterial i biofilter. Dessa material kan i regel tillhandahålla en tillräcklig reningsgrad på de flesta föroreningar. Det har även testats olika reaktiva filtermaterial som tillsats i biofilter; dessa beskrivs nedan i kapitel 3.3. Organiskt material (t.ex. kompost) kan tillsättas i det översta filterlagret för att förbättra den vattenhållande förmågan samt för att binda föroreningar. Rekommendationer för organisk tillsats varierar mellan 0 och 30 % (Fassman m fl. 2013). Det måstet dock beaktas att organiskt material bryts ned med tiden vilket senare kan resultera i utsläpp av redan ackumulerade föroreningar.

Rekommenderade infiltrationskapaciteter ligger på omkring 50-300 mm/hr (FAWB 2008, Fassman m fl. 2013). Ännu högre infiltrationskapaciteter har rekommenderats för biofilter i kallt klimat för att underlätta infiltrationen under vintern (Muthanna m fl. 2007b, Blecken m fl. 2011), se nedan. Som för alla dagvattenanläggningar som infiltrera vattnet är igensättning är ett problem i biofilter (se nedan).

### 6.2.4 Funktion under svenska klimatförhållanden

Förhållanden vintertid kan medföra utmaningar för biofilter. Trots denna kunskap har dagvattenbiofilter (som många andra anläggningstyper) utvecklats utan hänsyn till funktionen under vintern (Marsalek m fl. 2003a). Även idag finns det kvarstående kunskapsluckor vad gäller dagvattenbiofilters prestanda under vinterförhållanden (Roy-Poirier m fl. 2010), då studier endast i mindre omfattning har adresserat frågan om biofiltrens vinterprestanda (Muthanna m fl. 2007a, Muthanna m fl. 2007b, Muthanna m fl. 2008, Lefevre m fl. 2009, Roseen m fl. 2009, Blecken m fl. 2010, Blecken m fl. 2011, Khan m fl. 2012, Denich m fl. 2013, Paus m fl. 2014, Søberg m fl. 2014a, Søberg m fl. 2014b, Géhéniau m fl. 2015).

Vattenkvalitén och dess variationer under snösmältning skiljer sig från dagvattnet från nederbörd (Oberts 2003, Westerlund m fl. 2003). Under vinterförhållanden i kalla eller tempererade klimat är föroreningshalterna särskilt höga. Dessutom innebär vägsaltet som nyttjas vintertid att de metaller som förekommer till större del övergår till löst fas (Marsalek m fl. 2003b).

Så här långt har dock endast en studie utvärderat dagvattenbiofilters reningsfunktion för smältvatten (Muthanna m fl. 2007b). Den visade en generellt god förmåga att rena smältvattnet från vägar/vägdiken; en minskning av metallutsläpp på 89–99 % har visats. Studien visade tydligt att dagvattenbiofilter med framgång kan nyttjas för att behandla smältvatten. Arbetet utfördes dock i pilotskala, därför behöver även fältstudier genomföras.

Vägsalt i dagvattnet har en effekt på att rena/kvarhålla metaller i biofilter; framför allt löst Pb och Cu påverkades (Søberg m fl. 2014b). Sannolikt svarade jonbytet med $Na^+$ för (ut)läckaget av löst Pb från filtermaterialet. Detta och att salt orsakar en högre fraktion av organiskt material i lösning mobiliserar även Cu (Bäckström m fl. 2004). Generellt har dock resultaten från Søberg m fl. (2014b) visat att biofilter är en fungerande reningsteknik även i kalla klimat. En annan studie bedömde effekter av vintersaltning mot planthälsa, igensättning av filtermaterialet samt reningsfunktionen (Denich m fl. 2013). I denna studie framkom inte någon ökad mobilitet av totalhalt tungmetaller orsakat av vägsaltning.

Om ett alltför finpartikulärt filtermaterial med låg hydraulisk konduktivitet används, kan kvarstående porvatten vid tidpunkt för tjälnedträngning leda till att det i filtret bildas ett svårgenomträngligt fryst skikt med ingen eller mycket låg infiltrationsförmåga (och därmed ingen reningsförmåga). Genom att använda grövre markmaterial med högre hydraulisk konduktivitet minimeras markvattenhalten. Med detta kan infiltrationskapaciteten och därmed filterfunktionen bibehållas under tjälnedträngning (Granger m fl. 1984, Kane 1980, Moghadas 2016). En risk som finns med grövre markmaterial är sämre reningsförmåga på grund av alltför kort uppehållstid i biofiltret och mindre adsorptionsförmåga i det grövre materialet. Dock har nyttjande av filtermaterial med något grövre konstorleksfördelning (t ex. högre andel sand och lägre andel silt och lera jämfört med vanliga rekommendationer, t ex. FAWB 2008) farmgångsrikt testats i flera försök och studier (Muthanna m fl. 2007b, Blecken m fl. 2011, Søberg m fl. 2014b; Figur 6.5).

Låga temperaturer nedsätter filtrens biologiska aktivitet (Bronick & Lal 2005, Marschner & Bredow 2002), vilket negativt kan påverka biologiska behandlingsprocesser (t ex biofilmupptag, plantupptag) men också resultera i reducerad organisk nedbrytning i filtermaterialet vilket kan leda till lägre lösta halter av organiskt material i utgående vatten. Temperaturen i sig har dock ej visats påverka reduktion av metaller i dagvattenbiofilter, då ingen signifikant skillnad i utgående vattenkvalité fanns mellan låg- respektive högtempererade försök (Blecken m fl. 2011, Paus m fl. 2014). Salt minskar metallupptag i växter (Fritioff m fl. 2004) samtidigt som låga temperaturer generellt reducerar biologisk aktivitet.

Søberg m fl. (2014a) undersökte inverkan av temperatur, salthalt samt en dränkt filterzon på metallupptag hos tre lokaltypiska (norra Sverige) våt/torr-toleranta plantarter: *Juncus conglomeratus, Phalaris arundinacea* och *Carex panacea*. Resultaten visar att dessa tre planttyper inte speciellt påverkas av vare sig temperatur och/eller när/frånvaro av salt och vattenmättad zon vilket indikerar potentialen att använda dessa växtarter för dagvattenbiofilter i kallt klimat. Det senare stöds av Denich m fl. (2013) som visade att vegetation i biofilter kan motstå hög saltexponering. En studie om reduktion av tungmetaller i kallt klimat (Muthanna m fl. 2007a) visade dock att fördröjningen halverades under april jämfört med augusti månad på grund av ett delvist fruset filtermaterial och en minskad mängd biomassa på filtret. Detta beaktat var reduktionen av metaller ändå god under bägge säsongerna, med reningsgrader i medeltal på 90 % för Zn, 82 % för Pb och 72 % för Cu.

I en annan studie om dagvattenbiofilter som utvärderat säsongsbunden reduktionsvariation (Roseen m fl. 2009) observerades bara mindre årstidsvariationer. Muthanna el al. (2008) observerade dock en korrelation mellan hydraulisk kapacitet, temperatur samt föregående antal torrvädersdagar vilket indikerade att minustemperaturer och snösmältning kan begränsa biofilters hydrauliska kapacitet. Däremot visade en studie om kallt klimat och designkriterier för dagvattenbiofilter (Lefevre m fl. 2009) att dagvattenbiofilter bibehöll god hydrologisk funktion i kallt klimat; slutsatsen var att dagvattenbiofilter sannolikt kommer att fungera väl även i kallt klimat samt att en väldränerad jordart är den viktigaste variabeln. Detta har även bekräftats av Blecken m fl. (2011). En ytterligare studie om hydrologin i biofilter i kallt klimat (Khan m fl. 2012) fann att den hydrauliska kapaciteten i biofilter i fält vara hög både under varma och kalla förhållanden. I samma studie utvärderades vattenkvalitetsförändring och rening. Slutsatsen var att kallt klimat liksom filterdjup (450 respektive 800 mm) inte signifikant påverkade dagvattenbiofiltrens effektivitet.

Resultaten från dessa studier indikerar att dagvattenbiofilter är en fungerande teknik för att hantera och rena urbant dagvatten även i områden utsatta för kallt kontinentalt klimat, även om funktionen under vinterhalvåret kan vara mindre effektiv.

### 6.2.5 Kontroll, drift och underhåll

Grundläggande underhåll för dagvattenbiofilter inkluderar: (1) skötsel av vegetation, (2) kontroll och rengöring av in- och utlopps/bräddkonstruktioner, (3) bibehållande av infiltrationskapaciteten samt (4) (mera sällan)

byte av filtermaterial. Välmående och väletablerad vegetation är essentiell för biofilter eftersom vegetationen (som diskuterat ovan) har stor betydelse för reningen samtidigt som den kan stödja upprätthållande av infiltrationskapaciteten samt ge estetiska mervärden (Le Coustumer m fl. 2012, Read m fl. 2008). Speciellt under det första/andra året då vegetationen ska etableras är det viktigt med kontroll och eventuell kompletterande plantering samt rensning av döda växtdelar och ogräs. Där förbehandlingssteg förekommer måste även de rengöras regelbundet.

Brädd-, inlopps- och utloppskonstruktioner bör inspekteras regelbundet med några månaders mellanrum och/eller efter kraftiga skyfall. Skräp som ansamlas kan blockera in- och utlopp och måste avlägsnas. Om utloppsstrukturen är trasig eller befinner sig i fel (för lågt) höjdläge slås magasineringsfunktionen ut, inkommande vatten kommer att snabbt avledas genom systemet varför reningsförmågan i samma mån reduceras drastiskt.

Wardynski & Hunt (2012) granskade underhållsbehovet för 43 biofilter i North Carolina i USA. De fann att mer än hälften av anläggningarna hade bristfälligt underhåll. Mest förekommande problem var nedsatt infiltrationsförmåga (ytigensättning) på grund av erosion uppströms eller i själva anläggningen. Om ett biofilter tappar infiltrationsförmåga på grund av igensättning, kan en rekonstruktion av hela infiltrationssystemet krävas (Asleson m fl. 2009, Brown m fl. 2012).

*Figur 6.4* *Igensatta biofilter på grund av erosion vid slänten (vänster) och detalj (höger).*

Checklista för underhåll

- Ackumulation av sediment eller erosionsskador vid inlopp, bräddkonstruktioner eller andra strukturer?
- Skräp i anläggningen?
- Tippning av avfall (t ex byggavfall)?
- Skadegörelse/vandalism i och runt anläggningen och dess delar?
- Inspektion av dräneringssystem genomförd?
- Ytlig igensättning observerbar?
- Förekommande dämning?
- Infiltrationsmätning nödvändig? Om ja, är infiltrationskapaciteten tillräckligt högt (jämför med dimensioneringen)?
- Komplett återställande av hela systemet behövlig?

### 6.2.6 Förslag på dimensioneringsprinciper

Generellt inkluderar dimensioneringen, utformningen och gestaltningen av biofilter följande steg:

- Biofilterarea, -djup mm. beroende på de platsspecifika förutsättningarna
- Beräkning av dimensionerande flöden
- Val av prioriterade föroreningar
- Dimensionering förbehandlingsdamm
- Val av filtermaterial
- Beräkning av infiltrationskapaciteten
- Dimensionering av hydrauliska strukturer (inlopp, bräddbrunn, dränrör mm.)
- Erosionsskydd (t ex grova stenar vid inloppet, flödeshastighet i filtret vid dimensionerande regn)
- Val av växtarter
- skötselplan

Ofta dimensioneras ett biofilter så att bara regn med en återkomsttid på 0,5–2 år kan infiltreras. Därmed kan upp till 90–95 % av den totala avrinningsvolymen renas. Mera intensiva flöden under kraftiga skyfall bräddas till ledningsnätet. Om fördröjning av höga flöden krävs måste dagvattensystemet kompletteras med ett fördröjningssteg nedströms. Detta betyder att biofilter och/eller rain gardens inte kan tillämpas för att avsevärt minska översvämningsrisken vid intensiva regn och/eller klimatanpassa städerna.

Arean av ett typiskt dagvattenbiofilter är mellan 1 och 5 % av den hårdgjorda ytan i avrinningsområdet vilket oftast medger en effektiv rening. Exakt ytbehov styrs ofta av lokala förutsättningar (t ex tillgänglig markyta). En tillfällig magasinering (100–300 mm uppdämningshöjd) möjliggör tillfällig lagring av större regn då $q_{dagvattentillflöde} > q_{infiltration}$. En bräddpunkt möjliggör säker förbiledning av vatten under intensiva regnoväder.

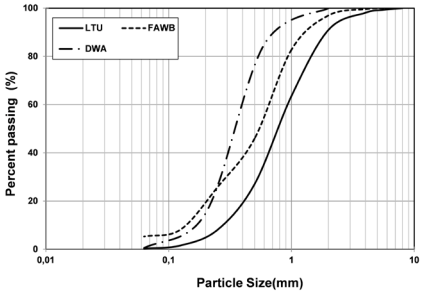
**Försedimenteringssteg**

Dagvatten som ska passera ett dagvattenbiofilter kan genomgå ett förbehandlingssteg, ofta i form av en mindre sedimenteringsdamm eller ett sandfång (Figur 4.2, vänster). Denna enhet dimensioneras på likartat sätt som sedimenteringsbassänger. Alternativt kan vattnet ledas över en översilningsyta och/eller ett svackdike till biofiltret för att fånga sedimentet. Givet sedimentationsavsnittets mindre storlek jämfört med en damm har biofiltrens sedimentationsavsnitt mindre effektiv avskiljningsgrad med avseende på partiklar/sediment.

**Filtermaterial**

De filtermaterial som används i biofilter är vanligen sandiga jordarter eller ren sand. Filtermaterialet har en vertikal tjocklek på 500–800 mm och ligger på ett 30–100 mm övergångslager samt därunder ett rent dränlager med inbäddade dräneringsledningar (100–150 mm diameter). Om markförhållandena tillåter kan vattnet även infiltreras till den omgivande marken i stället för att avledas genom dränledningar. Ett relativt grovt filtermedium bör väljas i kallare regioner för att möjliggöra infiltration under tjälsäsong, dock utan att riskera behandlingsförmåga (grövre kornstuktur medför kortare kontakttid) och planttillväxt (väldränerat material torkar ut snabbare

mellan nederbördtillfällen; Figur 6.5). Ett biofilter kan förses med en vattenmättad zon för att stödja kväverening samt även generera fukt till vegetation under torrväder.




*Figur 6.5* *Filtermaterial i försök i Luleå och USA samt rekommenderade kornstorleksfördelningar för tre olika biofiltermaterial: LTU grövre material anpassad till kallt klimat (Blecken, 2010), FAWB enligt FAWB (2009) och DWA enligt DWA (2005) (diagram: Shahab Moghadas).*

Flöde $q_{infiltration}$ genom filtermedia bestäms via

$$q_{max,\,inf} = k_{sat} \cdot A_{filter} \cdot [(h_{max} + d)/d]$$

Där

| | |
|---|---|
| d | djup filtermedia (m) |
| $h_{max}$ | fritt ytvatten på media (m) |
| $A_{filter}$ | filterarea ($m^2$) |
| $k_{sat}$ | mättad hydraulisk konduktivitet för filtermedia (m/s). Typvärden för ksat är 100–300 mm/h. |

Genom att jämföra $q_{infiltration}$ med dagvattenflödet $q_{dagvatten}$ kan frekvens och omfattning av bräddning förbi filter uppskattas. Dräneringssystemets kapacitet måste överstiga $q_{infiltration}$ för att förhindra uppdämning i biofiltret. Dräneringssystem, bräddanordning, inloppsfunktion med mera utformas med förekommande hydrauliska ekvationer och beprövad teknisk utformning.

Vattenhastigheterna tvärs över filterytan under maximalnederbörd måste beräknas för att förhindra erosion av filterytan och vegetation. Exempelvis Mannings ekvation kan härvidlag nyttjas.

**Växtval**

Vegetation bidrar positivt till biofiltrens estetik (ofta anlagda i tätbebyggda urbana områden), förhindrar igensättning (rötter öppnar upp porstrukturen i mark) och stödjer reningsfunktionen. Val av växtarter baseras på ett flertal parametrar; exempelvis estetik, tolerans gentemot torka/översvämning, salttolerans etc.

Typiska växter (Figur 6.6) som klarar både att stå i vattenmättade och torrare miljöer hittar man exempelvis i en fuktängsbiotop. Där är marken ofta översvämmad om våren, den avvattnas långsamt för att under sommaren stå periodvis helt torr. Det svåra med biofilter är att dessa ofta är mer väldränerade än fuktängarna, så de torrare perioderna blir längre än i natu-

rens fuktbiotoper. Längre torrperioder ställer högre krav på växterna samt utformningen av växtbädden. En annan skillnad för biofilters växtlighet och fuktängens växtlighet i översvämningsområden (som ibland står helt under vatten och periodvis är torrlagda) är närheten till grundvatten. Ofta är det så att marken i torrtid förmår försörja fuktängen med fukt medan biofilter (utan vattenmättad zon) är väldränerade och snabbt torkar ut.

Exempel på växtarter som kan vara lämpliga i biofilter är Juncus conglomeratus (Knapptåg, återfinns i Sverige både i våta, fuktiga samt torra områden), Juncus effusus (Veketåg), Juncus compressus (Stubbtåg vilken är vanlig på våt-fuktig mark och klarar torra perioder bra). Även andra växter med Svensk ursprung fungerar, till exempel Caltha palustris (Kabbleka), Eupatorium cannabium (Hampflockel), Filipendula ulmaria (Älgört), Geum rivale (Humleblomster), Iris Pseudocarpus (Gul svärdslilja), Lysimachia vulgaris (Videört), Lythrum salicaria (Fackelblomster) Mentah aquatica (Vattenmynta), Glyceria maxima (Jättegröe, den är dock invasiv). Alternativt klarar även följande arter stora variationer i vattentillgången: Carex rostrata (Flaskstarr), Carec versicaria (Blåstarr), Carex panicea (Hirsstarr), Carex nigra (Hundstarr), Carex elata (Bunkestarr), Phalaris arundinaceae (Rörflen), Iris spuria (Dansk Iris) och Stachys palustris (Knölsyska).

Även havsstrandväxter kan vara ett alternativ eftersom dessa kan användas i trafikmiljö på grund av deras salttålighet. Exempel är Ammophila arenaria (sandrör), Carex arenaria (sandstarr), Calluna vulgaris (ljung), Thymus (timjan), Tripolium vulgare (strandaster), Leymus arenarius (strandråg). Det har observerats att dessa fungerar mycket bra, under förutsättningen att biofiltret är väl dränerat.

*Figur 6.6* *Utformning av bräddbrunn i biofilter med olika vegetation: Starr (vänster) och strandråg (mitten), gräs (höger).*

**Biofilter i kombination med svackdiken**

Biofilter kan infogas i svackdiken (Figur 6.1). I så fall måste enhetens utformning anpassas. Sedimentfångande steg är måhända ej behövliga eftersom svackdiket i sig garanterar förbehandling. En bräddpunkt kan lokaliseras vid svackdikets nedströmsända istället för en bräddpunkt per filtercell.

## *6.3 Brunnsfilter*

En tillämpning där reaktiva filtermaterial (se kapitel 6.4) används för dagvattenrening är filterhållare (oftast kasetter eller säckar) som installeras

direkt i dagvattenbrunnar. Det finns ett stort antal olika tekniska lösningar i olika utföranden och filtermaterial. Däremot finns det bara ett fåtal oberoende vetenskapliga studier som undersöker dessa brunnsfilter.

### 6.3.1 Reningseffekt och -processer

Morgan m fl. (2005), Hipp m fl. (2006) och i mindre omfattning Kostarelos m fl. (2011) har undersökt reningseffektiviteten för 18 olika kommersiella brunnsfilter. Reningseffekten varierade mycket mellan de olika systemen: Morgan m fl. (2005) fann en reningseffekt for suspenderat material mellan 10 och 55 %. Reningseffekten var inte signifikant för PAHer (dvs. ingen signifikant skillnad mellan koncentrationer i in och utgående vatten på grund av delvist högre halter i utgående vatten och en maximal reningseffekt av 20 % i ett filter). I denna studie undersöktes inga metaller. Hipp m fl. (2006) observerade att rening av E coli varierade mellan 0 och 46 % och att reningseffekten för Cd och Pb var mellan 10 och >90 %. Reningseffekten för Cu i tre av 10 filter var under 7,5 % och i endast ett filter upp till 55 %. En anledning till den delvis låga reningseffekten är enligt författarna den korta kontakttiden mellan vattnet och filtermaterialet. Vid litteratursökningen hittades även andra studier som dock oftast getts ut/finansierats av tillverkarna och därför inte bedöms vara objektiva. Kostarelos m fl. (2011) fann en effektiv rening av suspenderat material. Dock kvantifierades inte reningseffekten utan studien fokuserade på underhållsaspekter (se nedan).

Alm m fl. (2015) har i en studie i Nacka utvärderat reningseffekten av totalt 40 brunnsfilter vars filtermaterial var en blandning av furubark och träflis. De konstaterar att filtren inte hade ”någon påverkan” på de flesta föroreningar. En positiv reningseffekt fann de dock för kväve, ftalaten DEHP, nonylfenol och oktylfenol samt en negativ reningseffekt (urlakning) av totalhalten Cu samt löst Zn och Cr. Nya filter verkade släppa olika föroreningar. Driftkostnaden var hög jämfört med andra reningstekniker. Studien bygger dock på en jämförelse med olika nederbörd (under ett år med filter och ett år utan filter); tyvärr har ingen direkt jämförelse mellan dagvattnet före och efter filtret under samma regn gjorts vilket gör det svårt att dra vidare slutsatser. Studien jämförde inte in- och utgående föroreningshalter under samma regntillfällen utan koncentrationer under två på varandra följande år (första året med och andra året utan filter). Detta gör det svårt/omöjligt att verkligen kvantifiera reningseffekten eftersom dagvattenkvalitén kan skilja extremt mycket åt mellan olika regntillfällen och år. Dessutom stod dagvattenproverna i provtagaren i två veckor innan analysen genomfördes vilket gör analysresultaten otillförlitliga.

Hipp m fl. (2006) konstaterade att installationen av brunnsfilter är ”lockande för kommuner som enkelt vill minimera föroreningshalter” för att möta miljökrav. Dock är det orealistiskt att installera sådana filter i alla brunnar. Dessutom försvårar det stora utbudet av olika sådana filter valet av dessa. På grund av detta understryker både Hipp m fl. (2006) och Kostarelos m fl. (2011) vikten att använda sofistikerade avrinnings- och kvalitétsmodeller och ett noggrant val av filterteknik för att bestämma i vilka brunnar filter ska installeras. I en vidare studie har samma forskargrupp

jämfört kostnaderna för installation av dessa brunnar med och utan sådana modeller. I en kommun i Kalifornien, USA (40 km$^2$, 110 000 invånare), uppskattades kostnaderna för installation av brunnsfilter för att uppnå delstatens utsläppskrav. Med en noggrann modellering som beslutsunderlag låg kostnaderna på 1,7 miljoner US$ och kraven uppfylldes. Med en slumpmässig fördelning av brunnsfilter hade kostnaden legat på mer än 4 miljoner US$ för att kunna uppfölja miljökraven.

### 6.3.2 Kontroll, drift och underhåll samt funktion under svenska klimatförhållanden

Brunnsfilter kräver regelbundet underhåll eftersom filtermaterialet blir mättat och måste bytas ut. Andra problem kan vara igensättning med löv och/eller sediment. På grund av denna risk för igensättning rekommenderar Kostarelos m fl. (2011) kontroll av brunnsfilter med en 2-veckorsintervall under hösten och vintern och samtidigt gatusopning med samma intervall. IDEQ (2005) rekommenderar regelbunden kontroll minst en gång per månad. Ett intervall på 1–3 gånger per år för filterbyte rekommenderas (Kostarelos m fl. 2011). Dock beror detta mycket på de platsspecifika förutsättningarna. Detta underhållsbehov är mycket högt jämfört med andra reningsanläggningar. Dessutom försvårar det stora antalet brunnsfilter i ett avrinningsområde samt deras läge nära biltrafiken underhållet.

Det kan konstateras att brunnsfilter kan vara en fungerande teknik för att minska föroreningsutsläpp från dagvatten. Det stora höga underhållsbehovet gör dock att dessa filter ofta inte kan användas över större avrinningsområden utan snarare vid specifika utsläpp som måste renas.

## *6.4 Reaktiva filtermaterial*

### 6.4.1 Introduktion

Diverse olika reaktiva filter används exempelvis vid rening av dricksvatten, avloppsvatten (framför allt vid småskalig rening), och lakvatten från exempelvis deponier. Medan avloppsreningen främst syftar till att minska fosforhalten (Herrmann m fl. 2014) så är man i lakvatten ofta intresserad av att fånga upp metaller och organiska föreningar (Kängsepp m fl. 2010). Principen för reaktiva filter är i vissa avseenden synonym med den för kemisk fällning. Kalkrika material innehållande exempelvis kalcit, bränd kalk och dolomit har visat sig effektiva i att reducera fosfor (Herrmann m fl. 2014), medan aluminium och järn fungerar väl för metaller (Genc-Fuhrman m fl. 2007). Det finns en mängd filtermaterial med relativt väldokumenterad funktion att tillgå för ett brett spektrum och stort antal föroreningar som bör kunna appliceras även på dagvattenrening. På grund av det stora antalet publikationer om reaktiva filtermaterial kan dock bara en kortare sammanfattning ges som inte kan betraktas vara fullständig.

### 6.4.2 Reningseffekt och -processer

Ett flertal studier har publicerats i vilka olika filtermaterial har undersökts, bl.a. zeoliter, träspån, torv (Färm 2003), masugnsslagg (Hallberg & Renman

2008), chitosan, skaldjursskal, torv, sågspån och sockerrörblast (Vijayaraghavan m fl. 2010), kalksten (Cederqvist m fl. 2010), musselskal, zeoliter och olivin (Wium-Andersen m fl. 2012) samt ostronskal (Isenic m fl. 2012).

Flera försök finns redan gjorda på dagvatten både i labb- och fullskala i Sverige såväl som utomlands. Filtrens huvudfunktion är i dessa studier att fungera som en sorts slutpolering och reducera de mer mobila och biologiskt lättillgängliga fraktionerna (Vollersten m fl. 2009, Cederqvist m fl. 2010, Istanic m fl. 2011, Jensen m fl. 2011, Isenic m fl. 2012). Vid en pilotanläggning i Danmark har man kombinerat dammar med efterföljande sandfilter och sorptionsfilter innehållande olivin och fossila ostronskal och sett att halterna av metaller samt närsalter sjunkit för varje behandlingssteg (Isenic m fl. 2012, Vollersten m fl. 2009). I Sverige finns försök gjorda med zeolit, kalciumsilikat (opoka) och furubarksflis där furubarksflis var det material som bedömdes ha bäst förutsättningar för kommersiell användning, inräknat adsorptionseffektivitet av koppar och zink, tillgång på material samt förväntat underhåll och pris (Färm 2003). Förutom att olika sorbenter är olika effektiva på att minska olika föroreningar kan de även negativt påverka vattenkvaliteten med avseende på till exempel pH samt tillförsel av metaller som ursprungligen finns i sorbenten men som lakas ur med tiden (Genc-Fuhrman m fl. 2007, Wium-Andersen m fl. 2012). Adsorptionseffektiviteten påverkas givetvis också av faktorer så som kontakttid och måste således dimensioneras och optimeras mot förväntade flöden (Färm 2003, Jensen m fl. 2011).

I ett flertal studier har många av dessa filtermaterial även undersökts som tillsats i dagvattenbiofilter. Framför allt när man måste uppnå speciellt höga reningskrav, exempelvis rena ett starkt förorenat dagvatten och/eller speciella (mikro)föroreningar (till exempel dioxiner, kvicksilver, PAHer, växtskyddsmedel) används dessa tillsatser (Fassman m fl. 2013).

## 6.5 Membranfilter

### 6.5.1 Introduktion

Membranfilter, inklusive hålfiberfilter, är en sparsamt utforskad teknik i dagvattensammanhang, trots dess utbredda användning vid avloppsrening, dricksvattenframställning och annan industriverksamhet (Leiknes 2009). Till skillnad från reaktiva filter avskiljer tekniken främst föroreningar med avseende på storlek, och inte sorption/reaktion med filtermaterialet. Filtren finns i olika utföranden och kan beroende på porstorlek och ”cut-off” kategoriseras som mikrofilter, ultra-filter eller nanofilter, här nämnda i minskande ordning (Baker 2008). Mikrofiltrens porstorlekar ligger i spannet 0,1–10 µm och kan reducera förekomsten av makromolekyler medan ultrafiltren anses ligga i storleksordningen 1–100 nm, och avskiljer även mindre molekyler. Nanofiltren släpper i princip inte igenom annat än joner upp till 1 nm. Medan reaktiva filter kan fungera passivt kräver membranfilter luftning eller regelbunden ytspolning för att inte sätta igen.

### 6.5.2 Erfarenheter av membranfilter för dagvattenrening

Membranfiltrering skulle kunna vara en möjlighet att rena mycket förorenat dagvatten och/eller om återanvändning av vattnet önskas. Redan med mikrofiltrering finns kapacitet att rena bort mikroorganismer och bakterier (Leiknes 2009). Det finns enstaka försök gjorda att rena dagvatten med mikrofilterteknik (Johir m fl. 2009). Resultaten från denna studie visar att nivån för flertalet analyserade parametrar kunde sänkas avsevärt trots filtrets relativt stora porstorlek på 0,3 µm. Föregående processteg inkluderade filtrering genom en bädd av antracit och sand samt fällning med $FeCl_3$. Tack vare mikrofiltret reducerades halterna av till exempel totalt organiskt kol, suspenderat material, koliforma bakterier och fosfat ytterligare och den totala reningen uppgick till på 60 %, 99 %, 99, 99 % respektive 50 %. Kus m fl. (2012) testade membranfiltrering av dagvatten i kombination med ett aktivt kolfilter. Själva membranfiltreringen var mycket effektiv för metallavskiljningen medan ytterligare filtrering med aktivt kol behövdes för att även reducera halter av organiska föroreningar.

## *6.6 Referenser*


Alloway, B.J. (1995) Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional, London, UK.

Alm, H., Banach, A. & Rennerfelt, J. (2015) Utvärdering av filter i dagvattenbrunnar – en fältstudie i Nacka kommun. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport Nr 2015-12.

Asleson, B.C., Nestingen, R.S., Gulliver, J.S., Hozalski, R.M. & Nieber, J.L. (2009) Performance assessment of rain gardens. Journal of the American Water Resources Association 45(4), 1019-1031.

Baker, R.W. (2008) Membrane technology and applications. Whiley, Padstow, UK.

Birch, G.F., Fazeli, M.S. & Matthai, C. (2005) Efficiency of an inflitration basin in removing contaminats from urban stormwater. Environmental Monitoring Assessment 101, 23-38.

Blecken, G.T. (2010) Biofiltration technologies for stormwater quality treatment. Doktorsavhandling, Luleå Tekniska Universitet, Luleå, Sverige.

Blecken, G.T., Marsalek, J. & Viklander, M. (2011) Laboratory study on stormwater biofiltration in cold temperatures: metal removal and tates. Water, Air and Soil Pollution 219(1-4), 303-317.

Blecken, G.T., Zinger, Y., Deletic, A., Fletcher, T.D. & Viklander, M. (2009a) Influence of intermittent wetting and drying conditions on heavy metal removal by stormwater biofilters. Water Research 43(18), 4590-4598.

Blecken, G.T., Zinger, Y., Deletic, A., Fletcher, T.D. & Viklander, M. (2009b) Impact of a submerged zone and a carbon source on heavy metal removal in stormwater biofilters. Ecological Engineering 35(5), 769-778.

Blecken, G.T., Zinger, Y., Deletic, A., Fletcher, T.D., Hedström, A. & Viklander, M. (2010) Laboratory study on stormwater biofiltration: nutrient and sediment removal in cold temperatures. Journal of Hydrology 394(3-4), 507-514.

Bradl, H.B. (2004) Adsorption of heavy metal ions on soil and soil constituents. Journal of Colloid Interface Sciences 277, 1-18.

Brady, N.C. & Weil, R.R. (2002) The Nature and Properties of Soils, 13th ed. Pearson Education, Upper Saddle River, NJ, USA.

Bratieres, K., Fletcher, T.D., Deletic, A. & Zinger, Y. (2008) Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters; a large-scale design optimisation study. Water Research 42(14), 3930-3940.

Bronick, C.J. & Lal, R. (2005) Soil structure and management: A review. Geoderma 124(1-2), 3-22.

Brown, R.A., Line, D.E. & Hunt, W.F. (2012) LID treatment train: Pervious concrete with subsurface storage in series with bioretention and care with seasonal high water tables. Journal of Environmental Engineering - ASCE 138(6), 689-697.

Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkeson, L. & Lind, B. (2004) Mobilisation of Heavy Metals by Deicing Salts in a Roadside Environment. Water Research 38, 720-732.

Cederqvist, K., Holm, P.E. & Jensen, M.B. (2010) Full-scale removal of arsenate and chromate from water using a limestone and ochreous sludge mixture as a low-cost sorbent material. Water Environment Research 82, 401-408.

Chapman, C. & Horner, R.R. (2010) Performance Assessment of a Street-Drainage Bioretention System. Water Environment Research 82(2), 109-119.

Davis, A.P. (2005) Green Engineering Principles Promote Low Impact Development. Environmental Science and Technology 39(16), 338A-344A.

Davis, A.P., Hunt, W.F., Traver, R.G. & Clar, M. (2009) Bioretention Technology: Overview of Current Practice and Future Needs. Journal of Environmental Engineering - ASCE 135(3), 109-117.

Davis, A.P., Shokouhian, M., Sharma, H. & Minami, C. (2001) Laboratory Study of Biological Retention for Urban Stormwater Management. Water Environment Research 73(1), 5-14.

Davis, A.P., Shokouhian, M., Sharma, H. & Minami, C. (2006) Water Quality Improvment through Bioretention Media: Nitrogen and Phosphorus Removal. Water Environment Research 78(3), 284.

Davis, A.P., Shokouhian, M., Sharma, H., Minami, C. & Winogradoff, D. (2003) Water quality improvement through bioretention: Lead, copper, and zinc removal. Water Environment Research 75(1), 73.

Denich, C., Bradford, A. & Drake, J. (2013) Bioretention: Assessing effects of winter salt and aggregate application on plant health, media clogging and effluent quality. Water Quality Research Journal of Canada 48(4), 387-399.

Diblasi, C.J., Li, H., Davis, A.P. & Ghosh, U. (2009) Removal and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility. Environmental Science and Technology 43(2), 494-502.

Dietz, M.E. (2007) Low Impact Development Practices: A Review of Current Research and Recommentdations for Future Directions. Water, Air and Soil Pollution 186, 351-363.

Dietz, M.E. & Clausen, J.C. (2006) Saturation to improve pollutant retention in a rain garden. Environmental Science and Technology 40, 1335-1340.

DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Tyska Föreningen för VA-teknik och avfall) (2005). DWA Regelwerk. Merkblatt DWA-M 178 Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem (DWA Publikation M-178. Rekommendationer för projektering, utförande och drift av retentionsmarkfilter för behandling av dagvatten). DWA, Hennef, Tyskland.

Fassman, E.A., Simcock, R. & Wang S (2013) Media Specification for Stormwater Bioretention Devices. Technical Report 2013/011. Auckland City Coucil, Auckland, New Zealand.

FAWB (2008) Advancing the design of stormwater biofiltration. Report. Facility for Advancing Water Biofiltration (FAWB). Monash University, Melbourne, Australia.

Fritioff, Å., Kautsky, L. & Greger, M. (2004) Influence of temperature and salinity on hevay metal uptake by submersed plants. Environmental Pollution 133, 265-274.

Färm, C. (2003) Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation. Svenskt Vatten, Rapport 2003-16.

Géhéniau, N., Fuamba, M., Mahaut, V., Gendron, M.R. & Dugué, M. (2015) Monitoring of a rain garden in cold climate: Case study of a parking lot near Montréal. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 141(6).

Genc-Fuhrman, H., Mikkelsen, P.S. & Ledin, A. (2007) Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: Experimental comparison of 11 different sorbents. Water Research 41, 591-602.

Granger, R.J., Gray, D.M. & Dyck, G.E. (1984) Snowmelt infiltration to frozen prairie soils. Canadian Journal of Earth Sciences 21(6), 669-677.

Hallberg, M. & Renman, G. (2008) Removal of heavy metals from road runoff by filtration in granular slag columns. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK.

Hatt, B.E., Deletic, A. & Fletcher, T.D. (2007b) Stormwater reuse: designing biofiltration systems for reliable treatment. Water Science and Technology 55(4), 201-209.

Hatt, B.E., Deletic, A. & Fletcher, T.D. (2009b) Pollutant removal performance of field scale stormwater biofiltration systems. Water Science and Technology 59(8), 1567-1676.

Hatt, B.E., Fletcher, T.D. & Deletic, A. (2007a) Hydraulic and pollutant removal performance of stormwater filters under variable wetting and drying regimes. Water Science and Technology 56(12), 11-19.

Hatt, B.E., Fletcher, T.D. & Deletic, A. (2008) Hydraulic and pollutant removal performance of fine media stormwater filtration systems. Environmental Science and Technology 42(7), 2535-2541.

Hatt, B.E., Fletcher, T.D. & Deletic, A. (2009a) Hydrologic and Pollutant Removal Performance of Biofiltration Systems at Field Scale. Journal of Hydrology 365(3-4), 310-321.

Hatt, B.E., Siriwardene, N., Deletic, A. & Fletcher, T.D. (2006) Filter media for stormwater treatment and recycling: the influence of hydraulic properties of flow on pollutant removal. Water Science and Technology 54(6-7), 263-271.

Henderson, C., Greenway, M. & Phillips, I. (2007) Removal of Dissolved Nitrogen, Phosphorus and Carbon from Stormwater by Biofiltration Mesocosms. Water Science and Technology 55(4), 183-191.

Herrmann, I., Jourak, A., Hedström, A., Lundström, T.S. & Viklander, M. (2014) Enhancing the reliability of laboratory phosphorus filter tests: effect of influent properties and interpretation of effluent parameters. Water, Air and Soil Pollution. 225, 1766.

Hipp, J.A., Ogunseitan, O., Lejano, R. & Smith, C.S. (2006) Optimization of stormwater filtration at the urban/watershed interface. Environmental Science and Technology 40(15), 4794-4801.

Hsieh, C.H. & Davis, A.P. (2005a) Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff. Journal of Environmental Engineering - ASCE 131(11), 1521-1531.

Hsieh, C.H. & Davis, A.P. (2005b) Multiple-event study of bioretention for treatment of urban storm water runoff. Water Science and Technology 51(3-4), 177-181.

Hsieh, C.H., Davis, A.P. & Needelman, B.A. (2007a) Bioretention column studies of phosphorus removal from urban stormwater runoff. Water Environment Research 79(2), 177-184.

Hsieh, C.H., Davis, A.P. & Needelman, B.A. (2007b) Nitrogen Removal from Urban Stormwater Runoff Through Layered Bioretention Columns. Water Environment Research 79(12), 2404-2411.

Hunt, W.F., Davis, A.P. & Traver, R.G. (2012) Meeting hydrologic and water quality goals through targeted bioretention design. Journal of Environmental Engineering - ASCE 138(6), 698-707.

Hunt, W.F., Jarrett, A.R., Smith, J.T. & Sharkey, L.J. (2006) Evaluating bioretention hydrology and nutrient removal at three field sites in North Carolina. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 132(6), 600-608.

IDEQ (Idaho Department of Environmental Quality( (2005). Catalog of Stormwater Best Management Practices for Idaho Cities and Counties. Idaho Department of Environmental Quality, Water Quality Division, Boise, ID, USA.

Isenic, D., Arias, C.A., Vollertsen, J., Nielsen, A.H., Wium-Andersen, T., Hvitved-Jacobsen, T. & Brix, H. (2012) Improved urban stormwater treatment and pollutant removal pathways in amended wet detention ponds. Journal of Environmental Science and Health, Part A 47, 1466-1477.

Istanic, D., Arias, C.A., Matamoros, V., Vollertsen, J. & Brix, H. (2011) Elimination and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater wet detention ponds. Water Science and Technology 64, 818-825.

Jensen, M.B., Cederqvist, K., Bjerager, P.E.R. & Holm, P.E. (2011) Dual porosity filtration for treatment of stormwater funoff: first proof of concept from Copenhagen pilot plant. Water Science and Technology 64, 1547.

Johir, M.A.H., Vigneswaran, S. & Kandasamy, J. (2009) Deep bed filter as pre-treatment to stormwater. Desalination and Water Treatment 12, 313-323.

Kane, D.L. (1980) Snowmelt infiltration into seasonally frozen soils. Cold Regions Science and Technology 3, 153-161.

Khan, U.T., Valeo, C., Chu, A. & van Duin, B. (2012) Bioretention cell efficacy in cold climates: Part 2 - water quality performance. Canadian Journal of Civil Engineering 39(11), 1222-1233.

Kim, H., Seagren, E.A. & Davis, A.P. (2003) Engineered Bioretention for Removal of Nitrate from Stormwater Runoff. Water Environment Research 75(4), 355-367.

Kostarelos, K., Khan, E., Callipo, N., Velasquez, J. & Graves, D. (2011) Field Study of Catch Basin Inserts for the Removal of Pollutants from Urban Runoff. Water Resources Management 25(4), 1205-1217.

Kus, B., Johir, M., Kandasamy, J., Vigneswaran, S., Shon, H., Sleigh, R. & Moody, G. (2012) Performance of granular medium filtration and membrane filtration in treating storm water for harvesting and reuse. Desalination and Water Treatment 45, 120-127.

Kängsepp, P., Mathiasson, L. & Mårtensson, L. (2010) Filter-based treatment of leachate from an industrial landfill containing shredder residues of end-of-life vehicles and white goods. Waste Management 30, 236-245.

Lau, Y.L., Marsalek, J. & Rochfort, Q. (2000) Use of a Biofilter for Treatment of Heavy Metals in Highway Runoff. Water Quality Research Journal of Canada 35(3), 563-580.

Le Coustumer, S., Fletcher, T.D., Deletic, A. & Barraud, S. (2007) Hydraulic performance of biofilters for stormwater management: first lessons from both laboratory and field studies. Water Science and Technology 56(10), 93-100.

Le Coustumer, S., Fletcher, T.D., Deletic, A., Barraud, S. & Poelsma, P. (2012) The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. Water Research 46(20), 6743-6752.

Lefevre, G.H., Novak, P.J. & Hozalski, R.M. (2012) Fate of naphthalene in laboratory-scale bioretention cells: Implications for sustainable stormwater management. Environmental Science and Technology 46(2), 995-1002.

Lefevre, N.J., Davidson, J.D. & Oberts, G.L. (2009) Bioretention of simulated snowmelt: Cold climate performance and design criteria, Cold Regions Engineering 145-154.

Leiknes, T. (2009) The effect of coupling coagulation and flocculation with membrane filtration in water treatment: A review. Journal of Environmental Sciences. 21, 8-12.

Li, H. & Davis, A.P. (2008) Urban particle capture in bioretention media. I: Laboratory and field studies. Journal of Environmental Engineering - ASCE 134(6), 409-418.

Li, H. & Davis, A.P. (2009) Water Quality Improvement through Reductions of Pollutant Loads Using Bioretention. Journal of Environmental Engineering - ASCE 135(8), 567-576.

Li, Y.L., Deletic, A., Alcazar, L., Bratieres, K., Fletcher, T.D. & McCarthy, D.T. (2012) Removal of Clostridium perfringens, Escherichia coli and F-RNA coliphages by stormwater biofilters. Ecological Engineering 49, 137-145.

Li, Y.L., McCarthy, D.T. & Deletic, A. (2014) Stable copper-zeolite filter media for bacteria removal in stormwater. Journal of Hazardous Materials 273, 222-230.

Lim, H.S., Lim, W., Hu, J.Y., Ziegler, A. & Ong, S.L. (2015) Comparison of filter media materials for heavy metal removal from urban stormwater runoff using biofiltration systems. Journal of Environmental Management 147, 24-33.

Lucas, W.C. & Greenway, M. (2008) Nutrient retention in Vegetated and Nonvegetated Bioretention Mesocosms. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 134(5), 613-623.

Marsalek, J., Oberts, G.L., Exall, K. & Viklander, M. (2003a) Review of operation of urban drainage systems in cold weather: water quality considerations. Water Science and Technology 48(9), 11-20.

Marsalek, P.M., Watt, W.E., Marsalek, J. & Anderson, B.C. (2003b) Winter operation of an on-stream stormwater management pond. Water Science and Technology 48(9), 133-141.

Marschner, B. & Bredow, A. (2002) Temperature effects on release and ecologically relevant properties of dissolved organic carbon in sterilised and biologically active soil samples. Soil Biology and Biochemistry 34(4), 459-466.

Melbourne Water (2005) WSUD Engineering Procedures: Stormwater, CSIRO Publishing.

Moghadas, S.G., A.-M.; Viklander, P.; Marsalek, J.; Viklander, M. (2016) Laboratory study of infiltration into two frozen engineered (sandy) soils recommended for bioretention. Hydrological Processes, i tryck.

Mohanty, S.K., Cantrell, K.B., Nelson, K.L. & Boehm, A.B. (2014) Efficacy of biochar to remove Escherichia coli from stormwater under steady and intermittent flow. Water Research 61, 288-296.

Morgan, R.A., Edwards, F.G., Brye, K.R. & Burian, S.J. (2005) An evaluation of the urban stormwater pollutant removal efficiency of catch basin inserts. Water Environment Research 77(5), 500-510.

Morrison, G.M.P. (1989) Bioavailable metal uptake rate in urban stormwater determined by dialysis with receiving resins. Hydrobiologia 176/177, 491-495.

Muthanna, T.M., Viklander, M. & Thorolfsson, S.T. (2008) Seasonal climatic effects on the hydrology of a rain garden. Hydrological Processes 22, 1640-1649.

Muthanna, T.M., Viklander, M., Blecken, G.T. & Thorolfsson, S.T. (2007b) Snowmelt pollutant removal in bioretention areas. Water Research 41(18), 4061-4072.

Muthanna, T.M., Viklander, M., Gjesdahl, N. & Thorolfsson, S.T. (2007a) Heavy metal removal in cold climate bioretention. Water, Air and Soil Pollution 183, 391-402.

Oberts, G.L. (2003) Cold climate BMPs: Solving the management puzzle. Water Science and Technology, 48(9):21-32.

Paus, K.H., Morgan, J., Gulliver, J.S., Leiknes, T. & Hozalski, R.M. (2014) Effects of temperature and NaCl on toxic metal retention in bioretention media. Journal of Environmental Engineering - ASCE 140(10).

Peterson, I.A., Igielski, S. & Davis, A.P. (2015) Enhanced Denitrification in Bioretention Using Woodchips as an Organic Carbon Source. Journal of Sustainable Water in the Built Environment 1(2).

Prince George's County (1993) Design manual for the use of bioretention in stormwater management. The Prince George's County, Maryland, USA.

Read, J., Wevill, T., Fletcher, T.D. & Deletic, A. (2008) Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. Water Research 42, 893-902.

Roseen, R.M., Ballestero, T.P., Houle, J.J., Avellaneda, P., Briggs, J., Fowler, G. & Wildey, R. (2009) Seasonal performance variations for storm-water management systems in cold climate conditions. Journal of Environmental Engineering - ASCE 135(3), 128-137.

Roy-Poirier, A., Champagne, P. & Filion, Y. (2010) Review of bioretention system research and design: Past, present, and future. Journal of Environmental Engineering - ASCE 136(9), 878-889.

Rusciano, G.M. & Obropta, C.C. (2007) Bioretention column study: Fecal coliform and total suspended solids reductions. Transactions of the ASABE 50(4), 1261-1269.

Sun, X. & Davis, A.P. (2007) Heavy metal fates in laboratory bioretention systems. Chemosphere 66(9), 1601-1609.

Søberg, L.C., Blecken, G.T., Viklander, M. & Hedström, A. (2014a) Metal uptake in three different plant species used for cold climate biofilter systems. 13th International Conference on Urban Drainage, Kuching, Sarawak, Malaysia. Sept. 2014.

Søberg, L.C., Viklander, M. & Blecken, G.T. (2014b) The influence of temperature and salt on metal and sediment removal in stormwater biofilters. Water Science and Technology 69(11), 2295-2304.

Taylor, G.D., Fletcher, T.D., Wong, T.H.F., Breen, P.F. & Duncan, H.P. (2005) Nitrogen composition in urban runoff--implications for stormwater management. Water Research 39(10), 1982.

Wardynski, B.J. & Hunt, W.F. (2012) Are bioretention cells being installed per design standards in North Carolina? A field study. Journal of Environmental Engineering – ASCE 138(12), 1210-1217.

Westerlund, C., Viklander, M. & Bäckström, M. (2003) Seasonal variations in road runoff quality in Luleå, Sweden. Water Science and Technology 48(9), 93-101.

Vijayaraghavan, K., Joshi, U.M. & Balasubramanian, R. (2010) Removal of metal ions from storm-water runoff by low-cost sorbents: Batch and column studies. Journal of Environmental Engineering - ASCE 136, 1113-1118.

Wium-Andersen, T., Nielsen, A.H., Hvitved-Jacobsen, T., Kristensen, N.K., Brix, H., Arias, C. & Vollertsen, J. (2012) Sorption media for stormwater treatment – A laboratory evaluation of five low-cost media for their ability to remove metals and phosphorus from artificial stormwater. Water Environment Research 84, 605-616.

Vollersten, J., Lange, K.H., Pedersen, J., Hallager, P., Bruus, A., Laustsen, A., Bundesen, V.W., Brix, H., Nielsen, A.H., N.H., N., Wium-Ansdersen, T. & Hvitved-Jacobsen, T. (2009) Monitoring the startup of a wet detention pond equipped with sand filters and sorption filters. Water Science and Technology 60, 1071-1079.

Zhang, K., Deletic, A., Page, D. & McCarthy, D.T. (2015) Surrogates for herbicide removal in stormwater biofilters. Water Research 81, 64-71.

Zhang, K., Randelovic, A., Page, D., McCarthy, D.T. & Deletic, A. (2014) The validation of stormwater biofilters for micropollutant removal using in situ challenge tests. Ecological Engineering 67, 1-10.

Zhang, L., Seagren, E.A., Davis, A.P. & Karns, J.S. (2010) The capture and destruction of Escherichia coli from simulated urban runoff using conventional bioretention media and iron oxide-coated sand. Water Environment Research 82(8), 701-714.

Zinger, Y., Blecken, G.T., Fletcher, T.D., Viklander, M. & Deletic, A. (2013) Optimising nitrogen removal in existing stormwater biofilters: Benefits and tradeoffs of a retrofitted saturated zone. Ecological Engineering 51, 75-82.

Zinger, Y., Fletcher, T.D., Deletic, A., Blecken, G.T. & Viklander, M. (2007) Optimisation of the nitrogen retention capacity of stormwater biofiltration systems. NOVATECH 2007, Lyon, France.

# 7 Svackdiken

## 7.1 Introduktion

Svackdiken (ofta kombinerade med gräsbevuxna översilningsytor) är nog den enklaste och mest grundläggande typen av dagvattenanläggningar som samlar och avleder dagvatten vid relativt grunda djup och milda lutningar. Svackdiken kan ses som ett alternativ eller en komplettering till traditionella avloppssystem på grund av relativt låga flödeshastigheter, sedimentation och infiltration (beroende på jordarten).

*Figur 7.1 Svackdiken i Luleå.*

Svackdiken och översilningsytor används fram för allt längs med vägar, gator och gång-och cykelvägar (Barrett m fl. 1998, Bäckström 2003). För att vattnet ska tillåtas att flöda fritt från vägen in i svackdiket eller översilningsytan är det nödvändigt med en nedsänkt kant från vägytan till diket (Figur 7.1). Annars finns risk för uppdämning av vattnet på vägytan (Figur 7.2).

*Figur 7.2 Uppdämning på gatan på grund av ej nedsänkt dikeskant.*

Då dagvattnet från svackdiken leds vidare genom avloppsrör måste (kupol) brunnar (Figur 7.1) installeras. Beroende på jordförhållanden kan även dräneringsrör under svackdiket behövas. Ifall utloppet höjs upp ca 50–100 mm ovanför dikets botten (Figur 7.3) kan vattnet magasineras vilket förbättrar retention och kanske även sedimentation. Dock måste jorden i svackdiket tillåta infiltration för att undvika alltför länge stillastående vatten.

*Figur 7.3* *Svackdike med upphöjd brunn vilken möjliggör magasinering och tydlig kant längs gatan vilken möjliggör ohindrad avrinning till svackdiket, Bissendorf, Tyskland.*

## 7.2 Reningseffekt och -processer

Endast svackdiken är inte ett komplett reningssystem för att uppnå god vattenkvalitet. Dock kan t ex. sedimentation i svackdiken fungera som förbehandling för andra reningssteg och då även minimera risken att filter och/eller infiltration system sätts igen.

Olika undersökningar visar på olika reningsgrad av sediment. Bäckström m fl. (2006) rapporterade att ungefär 20 % av metallerna avlägsnades, medan till exempel Stagge m fl. (2012) och Knight m fl. (2013) rapporterade om mycket effektiv metallrening. Lucke m fl. (2014) visade på viss rening av fosfor (på grund av sedimentation eftersom fosfor oftast är bundet till partiklar), till skillnad från kväve som i större utsträckning är löst och därmed sällan hålls kvar i svackdiken. I kontrast till detta rapporterade Stagge m fl. (2012) på effektiv rening av kväve. Enligt en studie gjord av Yu m fl. (2001) varierade reningen mellan 14 till 99 % för TSS, kväve och TP. Medan till exempel Lucke m fl. (2014) och Kachchu Mohamed m fl. (2014) rapporterade om effektiv rening av TSS på mellan 50 till 80 % inom de första 10 metrarna av svackdiket, visade en studie från Luleå bara på 20 till 25 % rening av TSS (Bäckström m fl. 2006). De betonade även risken att TSS kan släppas ut under nästföljande regn eftersom partiklarna inte är permanent borttagna i svackdiket. Retentionen av TSS ökar exponentiellt med längden på svackdiket. Små partiklar transporteras längre än stora partiklar som sjunker tidigare (Deletic 2005). Även Bäckström m fl. (2006) har visat att distributionen av partikelstorlek påverkar reningseffektiviteten. Endast partiklar >250 µm sjunker i svackdiken. Generellt är reningskapaciteten för lösta ämnen och små partiklar låg (Bäckstrom & Viklander 2000). Yu m fl. (2001) betonade vikten av svackdikets design samt egenskaperna på inflödet för reningseffekten. Bäckström m fl. (2006) drog slutsatsen att även om svackdiken är effektiva på att sänka flödeshastigheten så kan de inte säkerställa konstant hög reningseffekt av föroreningar.

Oftast är svackdiken bevuxna av gräs, men de kan också ha andra planteringar (t.ex. våtmarksväxter) för att förbättra rening av näringsämnen (Winston m fl. 2012) se Figur 7.4.

*Figur 7.4 Svack/infiltrationsdiken med högre vegetation, Norrtälje*

## 7.3 Kontroll, drift och underhåll

Underhåll av svackdiken och översilningsytor bestäms främst av hur gräsytan tas om hand. Eftersom svackdiken och översilningsytor samtidigt med dagvattnet tar emot vattenburna näringsämnen behöver inte dessa anläggningar gödslas. Näringsämnena bidrar till en relativt snabb tillväxt av växtligheten. För att öka sedimentationen av partiklar samt bibehålla flödeskapaciteten är det viktigt med klippning eller trimning till lämplig växthöjd (Kirby m fl. 2005). En växthöjd på mellan 50 till 150 mm har föreslagits som ideal för att fånga in partiklar. Det är en högre växthöjd än för de flesta andra underhållna ytor, vilket gör att det är viktigt att påpeka detta för driftpersonalen. Samtidigt påverkar högre gräs avrinningen - flödeskapaciteten sjunker. Detta måste tas hänsyn till när översvämningsrisken utvärderas.

Regelbunden kontroll av svackdiken innehåller följande moment (checklista baserad från MBWCP 2006):

- Ackumulation av sediment vid inlopp eller utlopp?
- Nedskräpning av svackdiket?
- Erosion av svackdiket eller vid/av hydrauliska konstruktioner?
- Behövs klippning eller plantering av växter?
- Finns det fortfarande en nedsänkning från trottoarkanten?

## 7.4 Funktion under svenska klimatförhållanden

Litteraturstudien resulterade inte i några studier som rapporterar om större problem angående den tekniska funktionen av svackdiken i regioner med kalla vintrar (Bäckström & Viklander 2000; Figur 7.5). En av fördelarna med diken och svackdiken i kalla klimat är att de kan ses som potentiella områden för snölagring (Bäckström & Viklander 2000). Svackdiken har en bra kapacitet att leda smältvatten under snösmältningsperioden. Dock kan problem uppstå på grund av isformation vid inlopp och utlopp och i ledningar under vägar (Lindwall & Hogland 1981). Under snösmältning är de positiva effekterna från växtligheten (fördröjning, upptag av föroreningar) mindre betydelsefull vilket kan leda till en högre risk för erosion. Även om diken och svackdiken används ofta finns det väldigt lite dokumentation om hur kallt klimat påverkar sådana lösningar för dagvattenhantering (Bäck-

ström & Viklander 2000). En viss nedgång i rening av TSS i svackdiken under vintern har observerats av (Roseen m fl. 2009). Dock kvarstår frågan vad det beror på och/eller om denna observation beror på den specifika platsen.

*Figur 7.5 Svackdiken under vintern och efter snösmältningen, Luleå*

## 7.5 Förslag på dimensioneringsprinciper

Svackdiken dimensioneras i första hand för att säkert kunna avleda höga flöden. Följande punkter inkluderas i dimensioneringen:

- Dimensionerande flöden
- Bestämning av svackdikets dimensioner beroende på de platsspecifika förutsättningarna
- Beräkning av flödeskapaciteten, jämförelse med de dimensionerande flödena
- Kontroll av flödeshastighet vid dimensionerande regn (för att förebygga risk för erosion), dimensionering av hydrauliska strukturer
- Val av vegetation
- Skötselplan

Beräkning av dikets maximala flöde görs med hjälp av Manning ekvationen. Diket dimensioneras så att kapaciteten är lika med eller högre än det dimensionerande flödet från avrinningsområdet.

$$q_{max,\ svackdike} = (A \cdot R^{2/3} \cdot S_o^{1/2})/n$$

Där

| | |
|---|---|
| $q_{max,\ svackdike}$ | max flödet i svackdiket ($m^3/s$) |
| A | svackdikets tvärsnittsarea ($m^2$) |
| R | hydraulisk radie = A/Lc (Lc = våt perimeter) |
| $S_o$ | längslutning |
| n | Mannings tal vilket beräknas utifrån förhållandet mellan vattennivån och vegetationen (0,02 till 0,04 när vattennivå > vegetationen och 0,3 till 0,4 när vattennivå < vegetation; Figur 7.6). |

En kontrollberäkning av vattenhastigheten v görs för extrema regn så att dessa inte medför erosionsrisk (t ex v <1 m/s).

*Figur 7.6* *Samma dike med lågt och högt gräs. Det höga gräset ger bättre sedimentation men lägre flödeskapacitet.*

## 7.6 Referenser


Barrett, M.E., Walsh, P.M., Malina Jr, J.F. & Charbeneau, R.J. (1998) Performance of vegetative controls for treating highway runoff. Journal of Environmental Engineering - ASCE 124(11), 1121-1128.

Bäckström, M. (2003) Grassed swales for stormwater pollution control during rain and snowmelt, Water Science and Technology 48(9), 123-132.

Bäckström, M., Viklander, M. & Malmqvist, P.A. (2006) Transport of stormwater pollutants through a roadside grassed swale. Urban Water Journal 3(2), 55-67.

Stagge, J.H., Davis, A.P., Jamil, E. & Kim, H. (2012) Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff. Water Research 46(20), 6731-6742.

Knight, E.M.P., Hunt, W.F. & Winston, R.J. (2013) Side-by-side evaluation of four level spreader-vegetated filter strips and a swale in eastern North Carolina. Journal of Soil and Water Conservation 68(1), 60-72.

Lucke, T., Mohamed, M.A.K. & Tindale, N. (2014) Pollutant removal and Hydraulic reduction performance of field grassed swales during runoff simulation experiments. Water (Switzerland) 6(7), 1887-1904.

Yu, S.L., Kuo, J.T., Fassman, E.A. & Pan, H. (2001) Field test of grassed-swale performance in removing runoff pollution. Journal of Water Resources Planning and Management 127(3), 168-171.

Kachchu Mohamed, M.A., Lucke, T. & Boogaard, F. (2014) Preliminary investigation into the pollution reduction performance of swales used in a stormwater treatment train. Water Science and Technology 69(5), 1014-1020.

Deletic, A. (2005) Sediment transport in urban runoff over grassed areas. Journal of Hydrology 301(1-4), 108-122.

Bäckstrom, M. & Viklander, M. (2000) Integrated stormwater management in cold climates. Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering 35(8), 1237-1249.

Winston, R.J., Hunt, W.F., Kennedy, S.G., Wright, J.D. & Lauffer, M.S. (2012) Field evaluation of storm-water control measures for highway runoff treatment. Journal of Environmental Engineering - ASCE 138(1), 101-111.

Kirby, J.T., Durrans, S.R., Pitt, R. & Johnson, P.D. (2005) Hydraulic resistance in grass swales designed for small flow conveyance. Journal of Hydraulic Engineering 131(1), 65-68.

Lindwall, P. & Hogland, W. (1981) Operation aspects on stormwater infiltration. BFR report R14:1981. Swedish Council for Building Res.

Roseen, R.M., Ballestero, T.P., Houle, J.J., Avellaneda, P., Briggs, J., Fowler, G. & Wildey, R. (2009) Seasonal performance variations for storm-water management systems in cold climate conditions. Journal of Environmental Engineering – ASCE 135(3), 128-137.

# 8 Infiltrationssystem

## 8.1 Introduktion

När de platsspecifika förhållandena är lämpliga (t ex. relativt grova jordarter och tillräckligt avstånd mellan markytan och grundvattennivån) kan infiltration av dagvatten avsevärt minska avrinningsvolymer och maxflöden. Olika typer av infiltrationsanläggningar har implementerats (Figur 8.1), bl.a. perkolationsmagasin, öppna infiltrationsdiken och infiltrationsmagasin, infiltrationsstråk och vattengenomsläppliga ytbeläggningar (MBWCP 2006, Blecken m fl. 2015). De senare kan vara exempelvis permeabel asfalt och betong eller gräsarmerad betong.

Förutom minskade flöden och avrinningsvolymer kan infiltrationsanläggningar ge möjlighet till att fånga partiklar och partikelbundna föroreningar (Drake m fl. 2013) vilket är fokus för detta kapitel. Det finns ingen tydlig gräns mellan infiltrationsanläggningar som i första hand dimensionerats för reducering av ytavrinning anläggningar vars huvudsyfte är rening av dagvatten. I detta kapitel ligger fokus på infiltrationsanläggningarnas reningsfunktion. Olika typer av filter beskrivs och diskuteras i kapitel 4.

*Figur 8.1* *Olika typer av infiltrationsanläggningar: permeabel asfalt (Luleå), permeabel betong (Virginia, USA), gräsarmerad betong och pelleplatta (båda Växjö), infiltrationsmagasin (Heemsen, Tyskland), betongsten (Rostock, Tyskland)*

Infiltrationsdiken och -stråk kan vara gräsbevuxna eller belagd med gräsarmerad betong, pelleplatta, makadam mm (Figur 8.1). De används ofta längs gator för att infiltrera avrinningen från dessa. När underjordiska perkolationsmagasin används leds dagvattnet genom dagvattenbrunnar och ledningar till dessa ofta makadamfyllda magasin innan det infiltrerar till jorden/grundvattnet. Vattengenomsläppliga ytbeläggningar är hårda trafikerbara ytor (ofta bostadsgator eller parkeringar, Figur 8.1) som samtidigt möjliggör infiltration av dagvattnet genom öppna porer. Under dessa finns oftast en makadamfylld magasinvolym från vilket vattnet infiltreras. Eftersom dagvattenflödet ofta överstiger infiltrationskapaciteten måste i princip alla infiltrationsanläggningar tillhandahåller en volym för tillfällig magasinering, antingen på anläggningen (t ex. infiltrationsdiken) eller underjordisk (t ex. under genomsläppliga ytor eller i perkolationsmagasin dit vattnet leds via brunnar).

## 8.2 Reningseffekt och -processer

Minskning av partikelhalten har i forskningsstudier uppskattats till ca 60 %–95 % för vattengenomsläppliga infiltrationsytor och ca 45 %–98 % för öppna avvattningsstråk och metaller till samma nivåer. Reduktion av näringsämnena fosfor och kväve samt även oljor och bakterier har också observerats, till exempel visade Maniquiz m fl. (2010) ca 90 % metallrening, och 80–85 % reningseffekt med avseende på kväve och fosfor. Drake m fl. (2014a) visade mycket lägre koncentrationer av PAHer, metaller och näringsämnen i utflödet från olika infiltrationsanläggningar jämfört med det inkommande dagvattnet. Däremot pekade denna studie på att vissa lösta föroreningar var högre på grund av lakning från materialet. Andra resultat har framför allt visat att kvävereningen kan vara kritiskt och även lakning av nitrit/nitrat-N har observerats (Birch m fl. 2005, Yong m fl. 2011, Collins m fl. 2010). Processer och faktorer som påverkar kväverening i infiltrationsanläggningar diskuteras i kapitel 4.

Många av studierna där störst reningseffekt erhållits har genomförts i labb eller under kontrollerade former i fält, vilket måste tas i beaktande vid utvärdering av tekniken (Barrett m fl. 1998, Legret & Colandini 1999, Pagotto m fl. 2000, Newman m fl. 2002, Tota-Maharaj & Scholz 2010). Det amerikanska naturvårdsverket (U.S. EPA 1999) har för autentiska förhållanden generellt uppskattat reduceringseffekterna från öppna avvattningsstråk till 25 %–50 % vad gäller partikulära och partikulärt bundna föroreningar som fosfor, metaller och bakterier. För lösta ämnen tros inte reduceringen uppgå till mer än 10 %, även om labbstudier ibland visat en högre effektivitet (Haselbach m fl. 2014).

Den högsta avskiljningen fås vid lättare regn från diken med endast svag lutning, genomsläpplig jord, tät gräsbeväxning och där kontakttiden är så lång som möjligt. Det har dock i litteraturen setts exempel på att partiklar och föroreningar som tidigare har ackumulerats i anläggningarna har sköljts med vid kraftigare regn. Även lakning av föroreningar (t ex kväve, fosfor) från materialet i infiltrationsanläggningen har visats (Hatt m fl. 2009). Detta måste tas hänsyn till vid val av material när även vattenkvalitén står i

fokus. Vid infiltration av dagvatten måste också alltid risken för förorening av grundvattnet beaktas och utvärderas (Fischer m fl. 2003).

Materialet i infiltrationsanläggningen spelar en stor roll för reningseffektiviteten. Grövre material (t ex grus 4–8 mm) fungerar bättre för infiltrationen (Yong m fl. 2011, Al-Rubaei m fl. 2015) men tillhandahåller ingen bra reningseffekt och höjer risken för grundvattenförorening. Däremot ökar finare material reningseffekten på grund av en högre adsorptionskapacitet och filtrering av suspenderade partiklar, men då på bekostnad av infiltrationskapaciteten (Hatt m fl. 2006). Val av material måste därför ske genom en avvägning mellan de olika kraven för en infiltrationsanläggning såsom infiltrationskapacitet, förekommande dagvattenföroreningar, reningseffekt samt risk för grundvattenförorening (Mikkelsen m fl. 1997).

En välkänd utmaning för alla infiltrationsanläggningar är deras tendens att sättas igen med fina partiklar vilket äventyrar deras hydrauliska kapacitet (se nedan) samt en eventuell ackumulation av föroreningar (framför allt metaller) vilken kan medföra en förorening av jorden och/eller grundvattnet senare (Mikkelsen m fl. 1997 Blecken m fl. 2015).

I en långtidsutvärdering av infiltrationsmagasin fann Dechesne m fl. (2005) ingen risk för grundvattenförorening även efter 10–21 år. De flesta metallerna hade fastnat i infiltrationsanläggningens övre 30 cm. Le Coustumer m fl. (2007) fann mycket höga metallkoncentrationer i topplagret av ett infiltrationsmagasin i ett industriområde. Liknande resultat har visats i flera andra studier för en rad olika infiltrationsanläggningar (Davis m fl. 2009). I motsats har bara låga metallhalter uppvistats i topplagret i två infiltrationsdiken undersökta i Växjö som infiltrerar dagvatten från lågtrafikerade bostadsgator (Al-Rubaei & Blecken, opublicerat data). Det rekommenderas dock att regelbundet undersöka om materialet i infiltrationsanläggningar har mättats på föroreningar samt att regelbundet byta ut topplagret (där de högsta föroreningskoncentrationerna återfinns) för att förebygga eventuell förorening av grundvattnet.

## *8.3 Funktion under svenska klimatförhållanden*

Inga studier har utförts som har fokuserat på att undersöka reningseffekten av infiltrationsanläggningar i Sverige/Skandinavien. Studierna som genomförts här har främst undersökt den hydrauliska effektiviteten, t.ex. (Lindwall & Hogland 1981, Stenmark 1995, Al-Rubaei m fl. 2013, Al-Rubaei m fl. 2015). Det är viktigt att beakta att finare material påverkar infiltrationskapaciteten negativt vid tjäle (Fach & Dierkes 2011) samt att sandning vid vinterunderhållet minimeras och utförs med grus i stället för sand för att minska risken för igensättning (Al-Rubaei m fl. 2013). Snö borde inte lagras på infiltrationsanläggningar eftersom snö brukar innehålla små partiklar som efter snösmältningen bidrar till igensättning av infiltrationsytan (Fach & Dierkes 2011; Figur 8.2). Det finns några få studier som undersökt infiltrationsanläggningar och speciellt fokuserat på vinterfunktionen. Höga salthalter i dagvattnet under vintern kan orsaka förorening av grundvattnet eftersom saltet inte tas upp av infiltrationsanläggningar oavsett material (Drake m fl. 2014b, Ketcheson m fl. 2014, Søberg m fl. 2014). Reningsför-

mågan av suspenderade ämnen, metaller, näringsämnen och PAHer påverkas dock inte av vinterförhållandena (Drake m fl. 2014b).

*Figur 8.2 Igensättning av ett infiltrationsdike efter att snö lagrats på detta.*

## 8.4 Kontroll, drift och underhåll

Igensättning av infiltrationsdiken orsakad av sediment som fastnar i infiltrationsytan (Figur 8.2 och 6.3) kan med tiden påtagligt förkorta systemens livslängd (Dietz 2007, Borgwardt 2006). Några system som utvärderats i fält fungerade blott några år (Lindsey m fl. 1992, Al-Rubaei m fl. 2015). Lindsey m fl. (1992) visade att enkla rutinartade inspektioner och underhållsinsatser av infiltrationsanläggningar för dagvatten i Maryland, USA, inte räckte till, varför systemfunktionen så småningom havererade. Bergman m fl. (2011) undersökte två infiltrationsdiken/svackdiken i Köpenhamn, Danmark, samt rapporterade igensättning av infiltrationsytorna som ledde till ökad ytlig förbiledning, något som förhindrade ytornas avsedda funktion. I en svensk utvärdering av totalt 12 infiltrationsytor rapporterade (Al-Rubaei m fl. 2015) att 11 av systemen inte klarade satta dimensionskriterier, orsaken var antingen igensatta infiltrationsytor eller misstag vid konstruktionen. En anläggning var igensatt av löv nedfallna från omgivande träd, efter bara 1½ års drifttid (Figur 8.3).

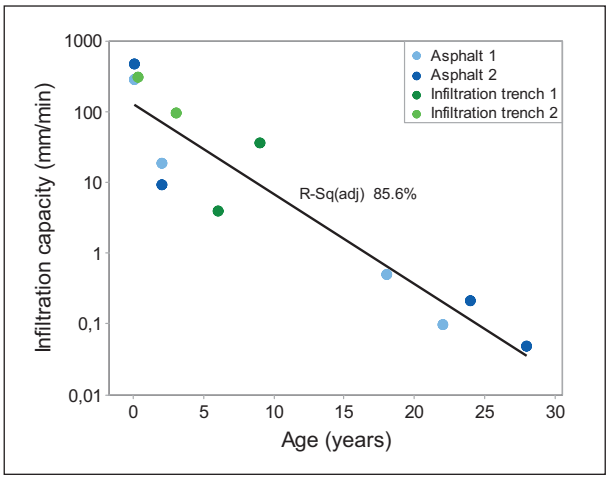
*Figur 8.3 Jämförelse av infiltrationsanläggning efter nybyggnation och efter 1½ år.*

En första preventiv åtgärd för bibehållen funktion (eller åtminstone godtagbar sådan) är att så långt det är möjligt minimera sediment och löv/restfragment som kan ansamlas på eller fastna i infiltrationsytan (t ex sand/

grus från vintervägdrift, sediment/jord från markentreprenader eller byggarbetsplatser samt löv etc. från närbelägna träd). Förbehandlingssteg (t ex. översilningsytor) minskar sedimentbelastning på efterkommande infiltrationsanläggning. Figur 8.4 illustrerar den överhängande risk som sediment från en trafikerad yta kan innebära för en infiltrationsyta när förbehandling med avseende på sediment saknas.

*Figur 8.4* *Infiltrationsstråk efter snösmältning: risken för igensättning ökar eftersom finsediment följer med dagvattnet till infiltrationsytan*

Ett flertal studier som spänner över lång tid (Bean m fl. 2007, Drake m fl. 2013) har visat att det finns ett exponentiellt samband mellan infiltrationskapacitet och ålder av infiltrationsytor som inte underhålls tillräckligt (Sansalone m fl. 2008). Figur 8.5 illustrerar detta samband. En utvärdering av porös asfalt utförd av (Al-Rubaei m fl. 2013) visade att den hydrauliska kapaciteten hos porös asfalt med driftperiod på 18 respektive 24 år belägna i norra Sverige hade reducerats > 95 % jämfört med initialförmågan.




*Figur 8.5* *Signifikant samband mellan infiltrationskapacitet och ålder. Resultat av mätningar på infiltrationsanläggningar i Växjö, Luleå och Haparanda (Al-Rubaei m fl. 2013, Al-Rubaei m fl. 2015, Winston m fl. 2016).*

Vakuumsugning används för att återställa infiltrationskapacitet hos igensatta trafikytor (Figur 8.6). Flertalet studier är begränsade till småsakliga testytor. Nyligen har både Drake m fl.( 2014b) liksom Al-Rubaei m fl. (2013) undersökt effekten av vakuumsugning på drifttagna trafikanläggningar med permeabla ytbeläggningar med nedsatt infiltrationskapacitet, belägna i Kanada

respektive Sverige. Vakuumtekniken kunde till viss del återställa kapaciteten, i ett fall (Sverige) i sådan grad att åtgärden möjliggjorde infiltration av ett svenskt designregn (återkomsttid = 100 år, varaktighet > 10 minuter). I bägge studierna observerades stor variabilitet i infiltrationskapacitet efter rengöring. Förebyggande vakuumrengöring rekommenderas därför. Nyligen har en studie i Luleå visat att asfaltfräsning helt kan återställa infiltrationskapaciteten av en permeabel asfalt (ca 300 mm/min efter fräsningen; Winston m fl. 2016). Även högtryckstvätt av permeabel asfalt (Figur 8.6) och betong har resulterat i en betydlig förbättrad infiltrationskapacitet (Winston m fl. 2016). Trots att det sålunda är möjligt att delvis återställa nedsatt infiltrationsförmåga, medför en igensättning ändå oftast bestående reducerad kapacitet (Drake m fl. 2013). I akt och mening att säkerställa god funktion under lång tid rekommenderas därför förebyggande vakuumsugning i kombination med högtryckstvättning (Balades m fl. 1995, Pezzaniti m fl. 2009, Al-Rubaei m fl. 2013, Drake m fl. 2013).

*Figur 8.6* *Underhåll av infiltrationsanläggningar: högtryckstvätt och vakuumsugning (foton: Ryan Winston)*

Checklista för underhåll:

- Tecken på (ytlig) igensättning (förlängd uppdämningstid, algtillväxt, tillväxt av siltskikt)?
- Erosion runt inloppskonstruktioner och/eller andra konstruktioner?
- Tippning av avfall/skräp (exempelvis byggavfall)?
- Finns ökad risk för igensättning på grund av hög sedimenttransport från exempelvis byggarbetsplatser?
- Skadegörelse av anläggningen eller i närliggande område?
- Bristande systemfunktion?
- Ansamling av sediment i förbehandlingsdel/sandfång?

## 8.5 Förslag på dimensioneringsprinciper

Dimensionering av infiltrationssystem inkluderar följande steg:

- Undersökning av de platsspecifika förutsättningarna (grundvattennivå, markförhållanden, avstånd till källare mm.)
- Val av typ av infiltrationsanläggning
- Val och dimensionering av förbehandlingssteg för att minska sedimentbelastning och därmed risk för igensättning)
- Beräkning av dimensionerande flöden

- Dimensionering av själva infiltrationssystemet
- Skötselplan

Eftersom dagvatteninflödet överstiger infiltrationskapaciteten

$q_{dagvatten} = q_{in} > q_{infiltration} = q_{ut}$

måste infiltrationsanläggningar tillhandahålla tillfällig magasinering.

Magasineringsvolymen $V = V_{in} – V_{ut}$ för olika varaktigheter D (eftersom längre regn ger högre volymer).

$V_{in} = q_{in} \cdot D$

$q_{in}$ kan i regel beräknas med den rationella metoden eftersom det oftast handlar om mindre avrinningsområden.

$V_{ut} = q_{ut} \cdot D = A_{infiltration} \cdot k_{sat} \cdot D$

Där

$A_{infiltration}$ arean på infiltrationsytan, i regel bottnen och sidorna

$k_{sat}$ vattenmättad hydraulisk konduktivitet, markens vattengenomsläpplighet.

Vid beräkning av magasineringsvolymen måste sedan tas hänsyn till om denna är fylld med t ex makadam (i t ex perkolationsmagasin eller under genomsläppliga ytbeläggningar), d.v.s. $V = [(V_{in} – V_{ut})/\text{porositet}]$.

När vattengenomsläppliga ytor dimensioneras måste hela nederbörden som faller på själva ytan infiltreras för att undvika avrinning från ytan; därför måste avrinningskoefficienten $\phi$=1,0. För bredvidliggande ytor som bidrar med flöde till den genomsläppliga ytan används rekommenderade avrinningskoefficienter (se t ex Svenskt Vatten, Publikation P110). Infiltrationskapaciteten måste vara så hög att inget vatten står på ytan under ett regn. Däremot måste en magasineringsvolym tillhandahållas under den genomsläppliga beläggningen.

Ett svackdike, en översilningsyta och/eller en mindre förbehandlingsdamm kan användas för att minska sedimentbelastningen och därmed risken för igensättning.

## 8.6 Referenser


Al-Rubaei, A.M., Stenglein, A.L., Viklander, M. & Blecken, G.T. (2013) Long-Term hydraulic performance of porous asphalt pavements in Northern Sweden. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 139(6), 499-505.

Al-Rubaei, A.M., Viklander, M. & Blecken, G.T. (2015) Long-term hydraulic performance of stormwater infiltration systems. Urban Water Journal 12(8), 660-671.

Balades, J.D., Legret, M. & Madiec, H. (1995) Permeable pavements: Pollution management tools. Water Science and Technology 32(1), 49-56.

Barrett, M.E., Walsh, P.M., Malina Jr, J.F. & Charbeneau, R.J. (1998) Performance of vegetative controls for treating highway runoff. Journal of Environmental Engineering - ASCE 124(11), 1121-1128.

Bean, E.Z., Hunt, W.F. & Bidelspach, D.A. (2007) Field survey of permeable pavement surface infiltration rates. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 133, 249-255.

Bergman, M., Hedegaard, M.R., Petersen, M.F., Binning, P., Mark, O. & Mikkelsen, P.S. (2011) Evaluation of two stormwater infiltration trenches in central Copenhagen after 15 years of operation. Water Science and Technology 63(10), 2279-2286.

Birch, G.F., Fazeli, M.S. & Matthai, C. (2005) Efficiency of an infliltration basin in removing contatinants from urban stormwater. Environmental Monitoring and Assessment 101(1-3), 23-38.

Blecken, G.T., Hunt, W., Al-Rubaei, A., Viklander, M. & Lord, W. (2015) Important Stormwater Control Measure (SCM) Maintenance Considerations to Ensure Designed Functionality. Urban Water J. I tryck.

Borgwardt, S. (2006) Long-term in-situ infiltration performance of permeable concrete block pavement. Proceedings of the 8th International Conference on Concrete Block Paving, Interlocking Concrete Pavement Institute, Washington, DC.

Collins, K.A., Hunt, W.F. & Hathaway, J.M. (2010) Side-by-side comparison of nitrogen species removal for four types of permeable pavement and standard asphalt in eastern North Carolina. Journal of Hydrologic Engineering 15(6), 512-521.

Davis, A.P., Hunt, W.F., Traver, R.G. & Clar, M. (2009) Bioretention Technology: Overview of Current Practice and Future Needs. Journal of Environmental Engineering - ASCE 135(3), 109-117.

Dechesne, M., Barraud, S. & Bardin, J.P. (2005) Experimental assessment of stormwater infiltration basin evolution. Journal of Environmental Engineering - ASCE 131(7), 1090-1098.

Dietz, M.E. (2007) Low Impact Development Practices: A Review of Current Research and Recommentdations for Future Directions. Water Air and Soil Pollution 186, 351-363.

Drake, J., Bradford, A. & Van Seters, T. (2014a) Stormwater quality of spring-summer-fall effluent from three partial-infiltration permeable pavement systems and conventional asphalt pavement. Journal of Environmental Management 139, 69-79.

Drake, J., Bradford, A. & Van Seters, T. (2014b) Winter effluent quality from partial-infiltration permeable pavement systems. Journal of Environmental Engineering - ASCE 140(11), 04014036.

Drake, J.A.P., Bradford, A. & Marsalek, J. (2013) Review of environmental performance of permeable pavement systems: State of the knowledge. Water Quality Research Journal of Canada 48(3), 203-222.

EPA, U.S. (1999) Storm Water Technology Fact Sheet: Porous Pavement. EPA 832-F-99-023.

Fach, S. & Dierkes, C. (2011) On-site infiltration of road runoff using pervious pavements with subjacent infiltration trenches as source control strategy. Water Science and Technology 64(7), 1388-1397.

Fischer, D., Charles, E.G. & Baehr, A.L. (2003) Effects of stormwater infiltration on quality of groundwater beneath retention and detention basins. Journal of Environmental Engineering - ASCE 129(5), 464-471.

Haselbach, L., Poor, C. & Tilson, J. (2014) Dissolved zinc and copper retention from stormwater runoff in ordinary portland cement pervious concrete. Construction and Building Materials 53, 652-657.

Hatt, B.E., Fletcher, T.D. & Deletic, A. (2009) Hydrologic and Pollutant Removal Performance of Biofiltration Systems at Field Scale. Journal of Hydrology 365(3-4), 310-321.

Hatt, B.E., Siriwardene, N., Deletic, A. & Fletcher, T.D. (2006) Filter media for stormwater treatment and recycling: the influence of hydraulic properties of flow on pollutant removal. Water Science and Technology 54(6-7), 263-271.

Ketcheson, S.J., Price, J.S., Tighe, S.L. & Stone, M. (2014) Transport and retention of water and salt within pervious concrete pavements subjected to freezing and sand application. Journal of Hydrologic Engineering 19(11).

Le Coustumer, S., Moura, P., Barraud, S., Clozel, B. & Varnier, J.C. (2007) Temporal evolution and spatial distribution of heavy metals in a stormwater infiltration basin - Estimation of the mass of trapped pollutants. Water Science and Technology 56(12), 93-100.

Legret, M. & Colandini, V. (1999) Effects of a porous pavement with reservoir structure on runoff water: Water quality and fate of heavy metals. Water Science and Technology 39(2), 111-117.

Lindsey, G., Roberts, L. & Page, W. (1992) Inspection and maintenance of infiltration facilities. Journal of Soil and Water Conservation. 47(6), 481.

Lindwall, P. & Hogland, W. (1981) Operation aspects on stormwater infiltration. BFR report R14:1981. Swedish Council for Building Research.

Maniquiz, M.C., Lee, S.Y. & Kim, L.H. (2010) Long-term monitoring of infiltration trench for nonpoint source pollution control. Water, Air, and Soil Pollution 212(1-4), 13-26.

MBWCP (2006) Water Sensitive Urban Design - Technical Design Guidelines for South East Queensland. Report by Moreton Bay Waterways and Catchment Partnership and Brisbane City Council.

Mikkelsen, P.S., Häfliger, M., Ochs, M., Jacobsen, P., Tjell, J.C. & Boller, M. (1997) Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater - A case study. Water Science and Technology 36(8-9), 325-330.

Newman, A.P., Pratt, C.J., Coupe, S.J. & Cresswell, N. (2002) Oil bio-degradation in permeable pavements by microbial communities. Water Science and Technology 45(7), 51-56.

Pagotto, C., Legret, M. & Le Cloirec, P. (2000) Comparison of the hydraulic behaviour and the quality of highway runoff water according to the type of pavement. Water Research 34(18), 4446-4454.

Pezzaniti, D., Beecham, S. & Kandasamy, J. (2009) Influence of clogging on the effective life of permeable pavements. Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management 162(3), 1-10.

Sansalone, J., Kuang, X. & Ranieri, V. (2008) Permeable pavement as a hydraulic and filtration interface for urban drainage. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 134(5), 666-674.

Stenmark, C. (1995) An alternative road construction for stormwater management in cold climates. Water Science and Technology 32(1), 79-84.

Søberg, L.C., Viklander, M. & Blecken, G.T. (2014) The influence of temperature and salt on metal and sediment removal in stormwater biofilters. Water Science and Technology 69(11), 2295-2304.

Tota-Maharaj, K. & Scholz, M. (2010) Efficiency of permeable pavement systems for the removal of urban runoff pollutants under varying environmental conditions. Environmental Progress and Sustainable Energy 29(3), 358-369.

Winston, R.J., Al-Rubaei, A., Blecken, G.T., Viklander, M. & Hunt, W.F. (2016) Maintenance Measures for Preservation and Recovery of Permeable Pavement Surface Infiltration Rate – the Effect of Vacuum cleaning, High Pressure Washing and Milling. Journal of Environmental Management 169, 132-144

Yong, C.F., Deletic, A., Fletcher, T.D. & Grace, M.R. (2011) Hydraulic and treatment performance of pervious pavements under variable drying and wetting regimes. Water Science and Technology 64(8), 1692-1699.

# 9 Gröna tak

## 9.1 Introduktion

Gröna tak är ingen dagvattenreningsteknik och vattnet som hamnar på dessa är oftast inte särskilt förorenat. Men implementering av gröna tak i bebyggd miljö påverkar dagvattenkvalitén, vilket är fokus av detta kapitel

Gröna tak är uppbyggda i flera skikt: högst upp är vegetationslagret, därunder jordlagret, dräneringslagret och i botten ett tätskikt. Vegetationen är förankrad i jordlagret i vilket även nederbörd kan kvarhållas (Mentens m fl. 2006). Det understa lagret, dräneringslagret, kan både magasinera vatten och dränera ut överflödigt vatten (Mentens m fl. 2006). Det finns två kategorier av gröna tak, extensiva eller intensiva (Figur 9.1), där indelningen beror på jordlagrets tjocklek (Razzaghmanesh m fl. 2014).

*Figur 9.1 Extensivt sedumtak (Eutin, Tyskland) och intensivt grönt tak med gräsvegetation (Reine, Norge)*

Ett extensivt tak (<150 mm tjocklek) har oftast små växter, vanligtvis sedumväxter (Mentens m fl. 2006) som förväntas täcka hela jordlagret. Etablering av ett extensivt grönt tak kan ske genom att så frön, plantera skott, använda sig av fabricerade vegetationsmattor eller spontan självetablerad vegetation (Berndtsson 2010). För intensiva gröna tak finns ett större utbud och mångfald av användbara växter, till exempel gräs, fleråriga örter och buskar (Mentens m fl. 2006). Dessa tak är mer komplicerat konstruerade och kan kräva ett underliggande tak med kapacitet att bära >300 kg/m$^2$. De intensiva taken är också dyrare och är oftast i behov av bevattning (Berardi m fl. 2014). I jämförelse med extensiva tak kan de intensiva taken kvarhålla större mängder vatten (Getter m fl. 2007, Speak m fl. 2012).

Gröna tak har förmågan att minska avrinningen med 25–75 % (Alfredo m fl. 2010). En minskad ytavrinning i samband med etablering av gröna tak består av fördröjning av inledande avrinning (ofta ingen avrinning alls under den första delen av ett regn eller vid mindre regn), minskad avrinningskvantitet och långsam avrinning under en längre period (Mentens m fl. 2006, Alfredo m fl. 2010). Gettner m fl. (2007) visade på ett samband mellan fördröjning och regnets intensitet, där mindre intensiva regn hade högre fördröjningsvärden jämfört med kraftiga regnfall. Även då gröna tak blir vattenmättade under perioder med riklig nederbörd kan de fördröja tidpunkten då flödestoppar sker, samt reducera risken att kombinerade spill-

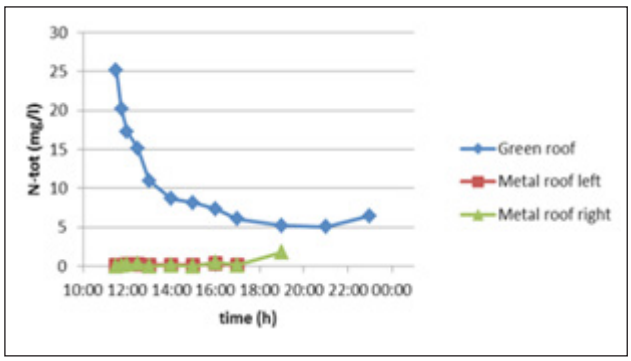
vattenledningar blir översvämmade (Carter & Rasmussen 2006). De lokala klimatförhållandena, jordsammansättningen (Berndtsson 2010), den årliga fördelningen av nederbörd, regnintensiteten, lufttemperatur, typ av takvegetation, de lokala förutsättningarna för avdunstning (skuggområde etc.) samt lutningen på det gröna taket (Getter m fl. 2007) anses vara avgörande faktorer för fördröjningseffektiviteten. Den vattenhållande kapaciteten för gröna tak är beroende av årstiderna. En varm sommar med lite nederbörd resulterar i en högre avdunstning och en snabbare regenerering av den vattenhållande kapaciteten i det gröna taket (Mentens m fl. 2006). Det finns däremot bara få studier över gröna taks avrinning under snösmältning för att kunna avgöra gröna taks prestanda i kallt och snöigt klimat (Berndtsson 2010), som råder i norra Sverige under vintersäsong. Preliminär data från Luleå visar en fördröjd avrinning även vid regn efter vintern när vegetationen inte börjat växa ännu samt under snösmältningen där snön låg kvar längre på ett sedumtak jämfört med ett bredvidliggande plåttak (opublicerat data). Generellt har dock gröna tak en mindre kapacitet att fördröja vattnet under vintern när vegetationen inte är aktiv än under sommaren (Schroll m fl. 2011, Spolek 2008). Förutom de positiva aspekter gröna tak ger för dagvattenhanteringen kan de även bidra med arkitektoniska/estetiska värden, bidra till en bättre luftkvalité, till en ökad energieffektivitet av byggnaden (Berardi m fl. 2014), samt leverera ekosystemtjänster.

## 9.2 Vattenkvalitet

Potentiella påverkande faktorer för det avrinnande vattnets kvalitet från gröna tak är materialtyp (jordkomposition, dräneringsmaterial och stuprörsmaterial), jordens tjocklek, typ av dränering, underhåll (användning av gödselmedel, pesticider etc.), vegetationstyp, nederbördsdynamik, vindriktning, lokala föroreningskällor och föroreningarnas fysiska- och kemiska egenskaper (Berndtsson 2010).

Berndtsson m fl. (2008) och Rydlinge & Widetun (2014) visade att den inledande avrinningen från gröna tak i urban miljö innehåller högre koncentrationer av föroreningar i förhållande till efterföljande avrinning (så kallad first flush). Vid torrperioder kontamineras takytor av atmosfäriska partiklar, löv, fågelspillning och vegetation. Under det inledande regnet spolas dessa ut med en sämre vattenkvalité som följd och detta fenomen har även upptäckts i avrinningen från gröna tak (Berndtsson 2010). De vanligaste föroreningar i avrinningen från gröna tak är näringsämnen, men även tungmetaller har visats i höga halter (Hathaway m fl. 2008, Berndtsson 2010, Rydlinge & Widetun 2014). Jämförelser mellan föroreningskoncentrationer i regnvattnet och avrinningen från gröna tak har visat att gröna tak kan vara en föroreningskälla när avrinningen innehöll högre koncentrationer av föroreningar än regnvattnet (Hathaway m fl. 2008).

I många studier har näringsämnen som kväve och fosfor återfunnits i avrinningen från gröna tak (Berndtsson m fl. 2006, Hathaway m fl. 2008, Gregoire & Clausen 2011, Vijayaraghavan m fl. 2012, Speak m fl. 2014, Rydlinge & Widetun 2014). Koncentrationerna varierar mellan de olika studierna, till exempel har fosforkoncentrationer mellan 0,2 till 4 mg/L




*Figur 9.2* *Höga kvävekoncentrationer avrinning från ett sedumtak i jämförelse med ett bredvidliggande plåttak i Luleå under ett regn. Tydlig "first flush" från sedumtaket.*

(Monterusso m fl. 2005, Berndtsson m fl. 2006, Dietz 2007) och kvävekoncentrationer mellan 5 och 40 mg/L visats (Dietz 2007, Rydlinge & Widetun 2014, Beecham & Razzaghmanesh 2015). Berndtsson m fl. (2006) och (2009) fann däremot i flera fall låga kvävekoncentrationer i avrinningen från gröna tak och förklarade detta med kväveupptag i växterna och/eller sorption av kväve i jorden, framför allt på intensiva gröna tak. Substratet som används på gröna tak kan vara en relevant källa för näringsämnen (Hathaway m fl. 2008). Lakning av fosfor från ett grönt tak kan kopplas till takets ålder och gödselrutiner enligt Berndtsson (2010) och halten fosfor i avrinningen minskar med takets ålder. Gödsling av gröna tak kan bidra till höga halter av kväve och fosfor i avrinningen (Berndtsson m fl. 2006, Teemusk & Mander 2007, Hathaway m fl. 2008). För att minska halten av näringsämnen i avrinningen kan gödsel med långsam frisättning av näringsämnen användas (Gregoire & Clausen 2011). Att framför allt minimera gödselbehovet genom anpassat växtval rekommenderas (Dietz 2007).

Ganska få studier har undersökt metallutsläpp från gröna tak. I Luleå har en jämförelse mellan ett grönt tak och ett plåttak för några regn visat relativt höga Cu-halter i avrinningen från det gröna taket (Rydlinge & Widetun 2014). Medelhöga till höga metallkoncentrationerna i avrinningsvattnet från gröna taket har även beskrivits av Berndtsson m fl. (2006) och (2009), dock kan orsaken till de höga halterna av Cu också härstamma från olika typer av konstruktionsmaterial och inte från själva gröna taket. Detta har inte varit orsaken till de höga halterna i Luleå eftersom inga material använts som innehåller Cu. Inte heller jordsubstratet visade höga Cu halter. En studie från Storbritannien har visat höga Pb koncentrationer i avrinningen från äldre gröna tak och förklarat detta med upptag av luftburna partiklar som ackumulerats i substratet och som med tiden släppts ut (Speak m fl. 2014). Däremot var i studien halterna av Cd, Pb och Zn mycket lägre jämfört med plåttaket i studien i Luleå. Låga metallhalter visades även av Vijayaraghavan m fl. (2012) och Gnecco m fl. (2013) som sammanfattade att gröna tak kan antingen släppa ut föroreningar (framför allt näringsämnen) eller fånga upp/filtrera dessa.

För att värdera gröna taks påverkan på vattenkvalitén är det dock inte tillräckligt att bara ta hänsyn till koncentrationerna utan den totala föroreningsmängden som släpps ut måste också tas hänsyn till. På grund av

att det ofta avrinner betydligt mindre vatten från gröna tak jämfört med konventionella tak resulterar det i att höga koncentrationer från de gröna taken ofta inte genererar stora utsläppsmängder. Dock måste framför allt beaktas att gröna tak kan utgöra en betydande utsläppskälla med avseende på näringsämnen. För att minska denna risk ska gödsling minimeras och växter som tål näringsfattiga förhållanden väljas.

Gröna tak har enligt undersökningar visat sig kunna öka pH-värdet, från mellan 5 till 6 i regnvatten till ibland över pH 8 i avrinningen (Berndtsson m fl. 2009) vilket bidrar till en minskning av sura utsläpp till naturliga vattenrecipienter.

## 9.3 Funktion under svenska klimatförhållanden

De flesta studier som undersökt gröna tak i kallare klimat fokuserar på deras hydrologiska egenskaper och inte på vattenkvalitén. Inga studier hittills har visat att speciell hänsyn måste tas till vattenkvalitén i avrinning från gröna tak under vintern/snösmältningen. Flera studier har däremot genomförts i Skåne av Berndtsson m.fl., se ovan.

Som sammanfattats ovan minskar vattenfördröjningen med gröna tak under vintern jämfört med sommarhalvåret. När gröna tak implementeras i kalla klimat är det viktigt att välja anpassade växtarter som klara de lokala klimatförhållandena. Observationer på flera sedumtak i Luleå (byggd 2012 och 2013) visar att vegetationen på tre tak inte klarat vintern 2013/14 och den följande torra våren medan det på ett tak åtminstone hade överlevt en art av tio (Sedum acre). Under sommaren 2015 var vegetationstillväxten dock bättre, mest troligtvist på en vår/sommar med mycket regn vilket möjliggjorde växtetablering (Magnusson et al, 2016), se Figur 9.2. Däremot har (Monterusso m fl. 2005) inte observerat större skador på sedumväxter i Michigan, USA. Även frostskador på perenner (framför allt vid tunnare jordlager <10 cm) på gröna tak har visats i en studie från Kanada (Boivin m fl. 2001).

*Figur 9.3 Samma sedumtak i Luleå i juni 2014 och augusti 2015.*

## 9.4 Kontroll, drift och underhåll

Underhåll av gröna tak inkluderar regelbunden kontroll av hängrännor, stuprör, mm. (två gånger årligen). Inspektion och underhåll av gröna tak

är i hög grad beroende på takets syfte (takträdgård, biodiversitet, flödesreglering, minskat utsläpp av föroreningar). Extensiva sedumtak kan kräva tillförsel av gödning. Semiintensiva takytor samt täta gröna tak designade med estetik som riktmärke eller med takträdgårds funktionalitet kommer med nödvändighet att kräva ett mer kvalificerat underhåll, likartat det som krävs i välskötta (villa)trädgårdar. Som ovan beskrivits kan konstgödsel vara en signifikant källa till närsalter i avrinningen från gröna tak och sådana underhållsåtgärder kan därför inverka negativt på (dag)vattenkvalitén. Där så krävs, bör därför nyttjande av konstgödsel minimeras och växtligheten anpassas därefter (Groundwork Sheffield 2015).

Underhållsinsatser är speciellt viktiga under takens etableringsfas. Noggrann uppföljning av vegetationstillväxt och etablering från anläggande till slutet på första växtsäsongen behövs. Sedum, som är vanligt förekommande på gröna tak (Figur 9.4), är som art inte speciellt dominant. Efter en varm och våt sommar kan ogräs finna sin plats på extensiva tak (Figur 9.4). Detta ogräs kan rensas för hand.

*Figur 9.4* *(a) Olika sedumarter på ett grönt tak. (b) tillväxt av ogräs och tall på ett sedumtak.*

Speciellt under etableringsfasen men också under längre torrperioder kan bevattning krävas. Tillgång till vattenposter är i praktiken ett måste under de flesta gröna taks etableringsfas. Vad gäller extensiva gröna tak krävs inte permanenta bevattningssystem.

Checklista underhåll

- Dräneringsstrukturer och inspektionsbrunnar rensade på vegetation?
- Utlopp och andra avledande strukturer rensade på dött växtmaterial och vegetationsrester?
- Oönskad vegetation bortrensat och bortforslad?
- Nödvändig bevattning och gödsling utförd och anpassad till kraven?

## 9.5 Referenser

Alfredo, K., Montalto, F. & Goldstein, A. (2010) Observed and modeled performances of prototype green roof test plots subjected to simulated low- and high-intensity precipitations in a laboratory experiment. Journal of Hydrologic Engineering 15(6), 444-457.

Beecham, S. & Razzaghmanesh, M. (2015) Water quality and quantity investigation of green roofs in a dry climate. Water Research 70, 370-384.

Berardi, U., GhaffarianHoseini, A. & GhaffarianHoseini, A. (2014) State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. Applied Energy 115, 411-428.

Berndtsson, J.C. (2010) Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. Ecological Engineering 36(4), 351-360.

Berndtsson, J.C., Bengtsson, L. & Jinno, K. (2008) First flush effect from vegetated roofs during simulated rain events. Hydrology Research 39(3), 171-179.

Berndtsson, J.C., Bengtsson, L. & Jinno, K. (2009) Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs. Ecological Engineering 35(3), 369-380.

Berndtsson, J.C., Emilsson, T. & Bengtsson, L. (2006) The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. Science of the Total Environment 355(1-3), 48-63.

Boivin, M., Lamy, M., Gosselin, A. & Dansereau, B. (2001) Effect of artificial substrate depth on freezing injury of six herbaceous perennials grown in a green roof system. Horticulture Technology 11(3), 409-412.

Carter, T.L. & Rasmussen, T.C. (2006) Hydrologic behavior of vegetated roofs. Journal of the American Water Resources Association 42(5), 1261-1274.

Dietz, M.E. (2007) Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions. Water, Air, and Soil Pollution 186(1-4), 351-363.

Getter, K.L., Rowe, D.B. & Andresen, J.A. (2007) Quantifying the effect of slope on extensive green roof stormwater retention. Ecological Engineering 31(4), 225-231.

Gnecco, I., Palla, A., Lanza, L.G. & La Barbera, P. (2013) The Role of Green Roofs as a Source/Sink of Pollutants in Storm Water Outflows. Water Resources Management 27(14), 4715-4730.

Gregoire, B.G. & Clausen, J.C. (2011) Effect of a modular extensive green roof on stormwater runoff and water quality. Ecological Engineering 37(6), 963-969.

Groundwork Sheffield (2015) Green Roof Guide. http://www.greenroofguide.co.uk/.

Hathaway, A.M., Hunt, W.F. & Jennings, G.D. (2008) A field study of green roof hydrologic and water quality performance. Transactions of the ASABE 51(1), 37-44.

Mentens, J., Raes, D. & Hermy, M. (2006) Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? Landscape and Urban Planning 77(3), 217-226.

Monterusso, M.A., Rowe, D.B. & Rugh, C.L. (2005) Establishment and persistence of Sedum spp. and native taxa for green roof applications. Acta Horticulturae 639, 369-376.

Razzaghmanesh, M., Beecham, S. & Kazemi, F. (2014) Impact of green roofs on stormwater quality in a South Australian urban environment. Science of the Total Environment 470-471, 651-659.

Rydlinge, O. & Widetun, J. (2014) Gröna tak som en metod för dagvattenhantering i Norrbotten. Examensarbete, Luleå Tekniska Universitet, Luleå.

Schroll, E., Lambrinos, J., Righetti, T. & Sandrock, D. (2011) The role of vegetation in regulating stormwater runoff from green roofs in a winter rainfall climate. Ecological Engineering 37(4), 595-600.

Speak, A.F., Rothwell, J.J., Lindley, S.J. & Smith, C.L. (2012) Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. Atmospheric Environment 61, 283-293.

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

Spolek, G. (2008) Performance monitoring of three ecoroofs in Portland, Oregon. Urban Ecosystems 11(4), 349-359.

Teemusk, A. & Mander, U. (2007) Rainwater runoff quantity and quality performance from a greenroof: the effects of short-term events. Ecological Engineering 30(3), 271-277.

Vijayaraghavan, K., Joshi, U.M. & Balasubramanian, R. (2012) A field study to evaluate runoff quality from green roofs. Water Research 46(4), 1337-1345.

# 10 Avancerade reningstekniker för reducering av den lösta fasen

## 10.1 Introduktion

Som nämnts tidigare, är en stor andel av föroreningarna bundna till partiklar. Bara genom att reducera den partikulära fasen kan man därför minska riskerna för spridning av föroreningar kraftigt. Emellertid så föreligger fortfarande spridningsrisk vad gäller de mer svårsedimenterade, mindre partiklarna samt kolloider och lösta fraktioner (t ex. Karlsson 2009). Dessutom är det dessa fraktioner som är de mest biotillgängliga och därmed besitter större risk att vid höga halter orsaka toxiska effekter.

Vid dricksvattenproduktion, avloppsrening samt rening av vatten i industrier finns en rad olika reningstekniker för att reducera förekomsten av kolloider och lösta ämnen. Förutom reaktiva filter och membranfilter (se kapitel 4) används även kemisk fällning och lamellsedimentering. Dessa är mer eller mindre oprövade på dagvatten men skulle kunna ha stor potential att bidra till att sänka halterna metaller, näringsämnen och organiska föroreningar i vattnets lösta fas. Kemisk fällning och lamellsedimentering beskrivs kort nedan tillsammans med några exempel på tillämpningar.

## 10.2 Kemisk fällning

Vid kemisk fällning tillsätts fällningskemikalier och en koaguleringsprocess uppstår så att mycket små partikulära föroreningar (kolloider) aggregeras och bildar större partiklar som sedan kan frånskiljas vattenfasen genom sedimentation eller filtrering. Även vissa lösta föroreningar (i jonform, till exempel metaller och fosfor) kan fällas och avskiljas efter samma princip, detta brukar dock i normalfallet göras i olika processteg. Som fällningskemikalier används ofta järn- eller aluminiumsalter alternativt kalkbaserade ämnen. Det finns också möjlighet att tillsätta polymerer för att förbättra koaguleringsprocessen och bilda större flockar som sedimenterar snabbare.

Till en dagvattendamm i Danmark har försök gjorts där aluminiumhydroxid har tillsatts vattenfasen redan vid dammens inlopp och i en annan damm har järnsulfat tillsatts bottensedimenten med förhoppningen att öka reningseffektiviteten av fosfat och tungmetaller (Istenic m fl. 2012). I just denna studie uteblev dock önskad effekt. Största synliga påverkan av kemikalietillsatsen var i stället minskad förekomst av fytoplankton.

Försök att med metalliskt järn kemiskt reducera och transformera koppar- och zinkjoner till svårlösliga (hydr)oxider har visat sig vara en möjlig väg att gå (Rangsivek och Jekel, 2005). Dock kan man under ogynnsamma förhållanden dessutom bli tvungen att rena utgående vatten med avseende på järn. Det finns också tecken på att löst organiskt kol, t ex humus, interfererar med metallerna och konkurrerar om adsorptionsytorna på järnpar-

tiklarna och därmed förhindrar den önskade utfällningen att äga rum, i det här specifika fallet utfällning av koppar och zink.

## 10.3 Lamellsedimentering

Lamellsedimentering är en vanligt förekommande metod på dricksvattenverk i kombination med kemisk fällning för att avskilja de flockar och aggregat som bildas vid processen. Lamell-anläggningarna bidrar till en mera yteffektiv sedimentation och möjliggör att mindre fysisk yta behöver tas i anspråk för att uppnå en viss reningsgrad.

I dagvattensammanhang finns försök gjorda som tyder på att principen har potential att bidra till minskning av suspenderat material också i dagvattnet (Delporte m fl., 1995; Daligault m fl. 1999; Wood m fl. 2005; Shaffner m fl. 2011; Langevald m fl., 2012). De flesta av studierna har utförts i mindre skala i avsättningsmagasin och i kombination med kemisk fällning har resultaten förbättrats ytterligare (Delporte m fl., 1995; Wood m fl., 2005). Dessutom bidrar fällningen också till att föroreningar i den lösta fasen i vattenmassan reduceras.

Hur stor reduceringen av partikelkoncentrationen blir går inte att generellt uppskatta utan beror på dagvattnets kvalitet i kombination med anläggningens utformning. Möjlighet finns alltså att dimensionera för att passa de förhållanden och krav som gäller för varje reningsanläggning, exempelvis med avseende på vattenföringen och att fånga partiklar ner till en viss storleksfraktion (Daligault m fl., 1999; Schaffner m fl., 2011). Det är alltså inte orimligt att anta att även utan föregående kemisk fällning skulle en lamellanläggning kunna bidra till ökad sedimentation samt att en större andel av de små partiklarna kunde elimineras från vattenmassorna.

## 10.4 Referenser


Daligault A., Meaudre D., Arnault D., Duc V., Bardin N., Aires N., Biau D., Schmid J., Clement P., Viau J.-Y. (1999) Stormwater and lamella settlers: Efficiency and reality. Water Science and Technology 39, 93-101.

Delporte C., Pujol R., Vion P. (1995) Optimized lamellae settling for urban stormwater waste. Water Science and Technology 32, 127-136.

Istenic D., Arias C.A., Vollertsen J., Nielsen A.H., Wium-Andersen T., Hvitved-Jacobsen T., Brix H. (2012) Improved urban stormwater treatment and pollutant removal pathways in amended wet detention ponds. Journal of Environmental Science and Health, Part A 47: 1466-1477.

Karlson K. (2009) Characterisation of pollutants in stormwater treatment facilities. Doktorsavhandling, Luleå tekniska universitet.

Langevald J.G., Leifting H.J., Boogaard F.C. (2012) Uncertainties of stormwater characteristics and removal rates of stormwater treatment facilities: Implications for stormwater handling. Water Research 46: 6868-6880.

Rangsivek R., Jekel M.R. (2005) Removal of dissolved metals by zero-valen iron (ZIV): Kinetics, equilibria, processes and implications for stormwater runoff treatment. Water Reserch 39: 4153-4163

Shaffner J., Pfeffermann A.-L., Eckhardt H., Steinhardt J. (2011) Inflow based investigations on the efficiency of a lamella particle separator for the treatment of stormwater runoffs. Water Science and Technology 64: 271-277.

Wood J., H C., Rochfort Q., Marsalek J., Seto P., Yang M., Chessie P., Kok S. (2005) High-rate stormwater clarification with polymeric flocculant addition. Water Science and Technology 51: 79-88.

Kunskapssammanställning • Dagvattenrening

Svenskt Vatten

Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
**www.svensktvatten.se**