



Institutionen för vattenbyggnad
Chalmers Tekniska Högskola

Departments of Hydraulics
Chalmers University of Technology

ISSN 0348-1069

UTFORMNING AV DAMMAR:

EN LITTERATURSTUDIE MED KOMMENTARER OM DAGVATTEN-, POLERINGS- OCH MILJÖDAMMAR



Jesper Persson

ISSN 0348-1007

UTFORMNING AV DAMMAR: EN LITTERATURSTUDIE MED KOMMENTARER OM DAGVATTEN-, POLERINGS- OCH MILJÖDAMMAR

Jesper Persson

Nyckelord: damm, våtmark, hydrologi, hydraulik, design, miljö, utformning, dimensionering, effektivitet, miljövård, VA-system

Framsida: Bilden visar två dagvattendammar i Vallås, Halmstad. Foto: Sven-Erik Jönsson. Baksida: De två vänstra bilderna är tagna vid ett par poleringsdammar placerade efter Oxelösunds reningsverk. Bilden längst upp till höger visar en miljödamm i Håkanstorp utanför Helsingborg och bilden nere till höger visar en dagvattendamm vid E6:an utanför Halmstad. Foto: Jesper Persson.

Rapport B:63

Göteborg 1997

Adress: Institutionen för Vattenbyggnad
Chalmers Tekniska Högskola
412 96 Göteborg

Tel: 031-772 1000

| | |
|---|----|
| 1. INLEDNING | 1 |
| 2. DAMMAR I SAMHÄLLETS TJÄNST | 3 |
| 2.1 Varför dammar? | 3 |
| 2.2 Vad skiljer en damm från en våtmark och hur ser en damm ut? | 3 |
| 2.3 Naturliga och konstruerade dammar | 14 |
| 2.4 Dammar som en del av ett systemtänkande | 15 |
| 2.4.1 Naturvatten | 16 |
| 2.4.2 Spillvatten | 17 |
| 2.4.3 Dagvatten | 18 |
| 3. DAMMENS FUNKTION - VAD MENAS MED EN EFFEKTIV DAMM? | 19 |
| 3.1 Reningsprocesser | 19 |
| 3.2 Hydrologisk effektivitet | 23 |
| 3.3 Hydraulisk effektivitet | 25 |
| 3.4 Övriga aspekter på dammens funktion | 26 |
| 4. STRÖMNINGSTILLSTÅND OCH UPPEHÅLLSTID | 29 |
| 4.1 Faktorer som påverkar strömningen | 29 |
| 4.2 Uppehållstid och spårämnesförsök | 31 |
| 5. METODER FÖR BESTÄMNING AV YTA OCH VOLYM | 34 |
| 5.1 Ytbelastningsmetoden | 34 |
| 5.2 Reaktionsmodeller | 35 |
| 5.2.1 Kemiska reaktioner för två typer av enkla flöden | 35 |
| 5.2.2 Strömningsanpassning av reaktormodellerna | 37 |
| 5.2.3 Diskussion av modellerna | 38 |
| 5.3 Yt- och uppehållstidsmetoderna | 39 |
| 5.3.1 Ytmetoden | 39 |
| 5.3.2 Uppehållstidsmetoden | 40 |
| 5.3.3 Dimensionering av djup för miljödamm | 40 |
| 5.3.4 Dimensionering av djup för dagvattendamm | 41 |
| 5.4 Dimensioneringsmetoder för dagvattendamm | 42 |

| | |
|---|----|
| 7. SYNPKTER PÅ KUNSKAPSLÄGET | 56 |
| REFERENSER | 58 |
| FÖRKORTNINGAR | 65 |
| APPENDIX 1. Grunder för reaktormodellerna | 66 |
| APPENDIX 2. Lista över olika dammtper | 69 |

och fosforbelastningen i vattendrag och längs våra kuster. Dammar leder också till en ökad biologisk mångfald och kan ge goda möjligheter till rekreation. Vidare kan dammar användas för behandling av dagvatten, genom att fungera som flödesutjämnare och samtidigt ge en vattenkvalitetsförbättring, främst vad gäller sedimentation av partikulärt material. Dammar betraktas därför som ett bra komplement till andra metoder inom VA-branchen.

Denna rapport har syftet att sammanställa litteratur om utformning av dammar för rening av dag-, spill- och naturvatten. Rapporten är till största del teknisk (map hydrologi och hydraulik) men har även ambitionen att anknyta till andra perspektiv. Detta är speciellt viktigt då utformning av dammar bör utgå från ett tvärvetenskapligt synsätt. Rapporten skall inte ses som en manual eller som standard för utformning av dammar, utan snarare som en sammanfattning över aktuell kunskap samt guide, vilken leder läsaren genom olika perspektiv, teorier och dimensioneringsmetoder.

Det finns idag ingen enhetlig dammterminologi som kan användas mellan olika forskningsdiscipliner. I denna rapport används begreppet damm, även där en del skulle använda begreppet våtmark. Våtmark är däremot att betrakta som ett samlingsnamn för olika marktyper som är fuktiga, våta eller består av vegetationstäckt vattenyta. Exempel på våtmarker är mossar, kärr och stränder. För att undvika missförstånd bör därför termen damm användas då man avser en våtmark med ytvattenflöde och som har en eller flera vattenspeglar. Rapporten har avgränsats till dammar, även då det finns andra metoder för att behandla förorenat vatten, som t.ex. rotzonsanläggningar, översilningsängar eller meandrande åsträckor. Dammar kan i sin tur kategoriseras och i den genomgångna litteraturen kunde tolv namn på olika dammtyper hittas.

De tre dammtyper som i huvudsak behandlas i rapporten är miljö-, polerings- och dagvattendammar. De skiljer sig åt på ett flertal punkter. Miljödammar anläggs oftast i jordbruksområden och syftar bl.a. till att minska näringsbelastningen längs våra kuster och verka som rekreatjonsområde. Dagvattendammar hittas längs vägar och i urban miljö, och tar (speciellt i samband med regn) emot vatten med höga halter av t.ex. tungmetaller. Poleringsdammar anläggs efter reningsverk eller biobäddar och har därför en hög belastning av närsalter. Dessa tre dammtyper tar således emot olika vatten, är förlagda på olika platser och har olika hydrologiska förhållanden. Trots dessa skillnader är de alla dammar med flera likheter som t.ex. av reningsprocesser och hydraulik.

fördröjningstid och en stor magasineringskapacitet, vilket i sin tur ger en bra reningseffekt. Utloppet skall konstrueras så att ett större inkommande flöde från ett regn kan hållas kvar så länge som möjligt innan det skall ge plats åt nästa regn. Vidare kan man genom att analysera den hydrologiska effektiviteten i samband med fördröjningstiden också beskriva effekter på "torrtillståndet" i dammen och möjligheterna för vegetationsutbredning.

För att de biologiska processerna skall hinna verka är en lång uppehållstid nödvändig, men för att en effektiv rening skall kunna ske är det också viktigt att det inkommande vattnet fördelas över hela dammen. Med hydraulisk effektivitet menas hur väl inkommande vatten fördelas i dammen. Enligt Reed baseras alla dagens reaktormodeller för beräkning av avskiljning av BOD och N på en sådan jämn fördelning och att allt inkommande vatten kommer i kontakt med de organismer som skall rena vattnet. Med andra ord antas att hydraulisk effektivitet gäller till 100%. Det tycks också råda en enhetlig uppfattning om att så inte är fallet, dvs att vattnet i verkligheten inte fördelas jämnt, men att detta är något som bör eftersträvas m.h.a. lämpliga utformningar.

Idag finns ett antal olika procedurer för att dimensionera dammars volym och yta. En del författare föredrar *regressionsanalys* av driftsdata för att få fram utformningskriterier. Andra använder empiriska metoder som t.ex. *ytbelastningsmetoden* där dammens prestanda jämförs med volymen vatten eller mängden förorening per tids- och ytenhet. En tredje grupp antar att de biologiska reaktionerna i dammarna liknar de som finns på reningsverken och beskriver dessa med *reaktormodeller* som baseras på uppehållstid och temperatur. Det finns tre sådana reaktormodeller: pluggflöde, fullständigt omblandat flöde samt Tank-in-series model. *Ytmetoden* som ofta används vid dimensionering av miljödammar grundar sig på ett samband mellan dammyta i % av avrinningsområdet och kväveavskiljning. Utifrån detta samband kan man antingen sträva efter flera mindre dammar, efter ett fåtal större, eller en kombination av dem. Det förstnämnda ger en hög avskiljning per ytenhet men en låg avskiljning per % av vad som kommer in respektive ut, medan det omvända gäller för större dammar. I många fall är det emellertid de redan befintliga markytorna, samt markägarna som bestämmer dammens storlek.

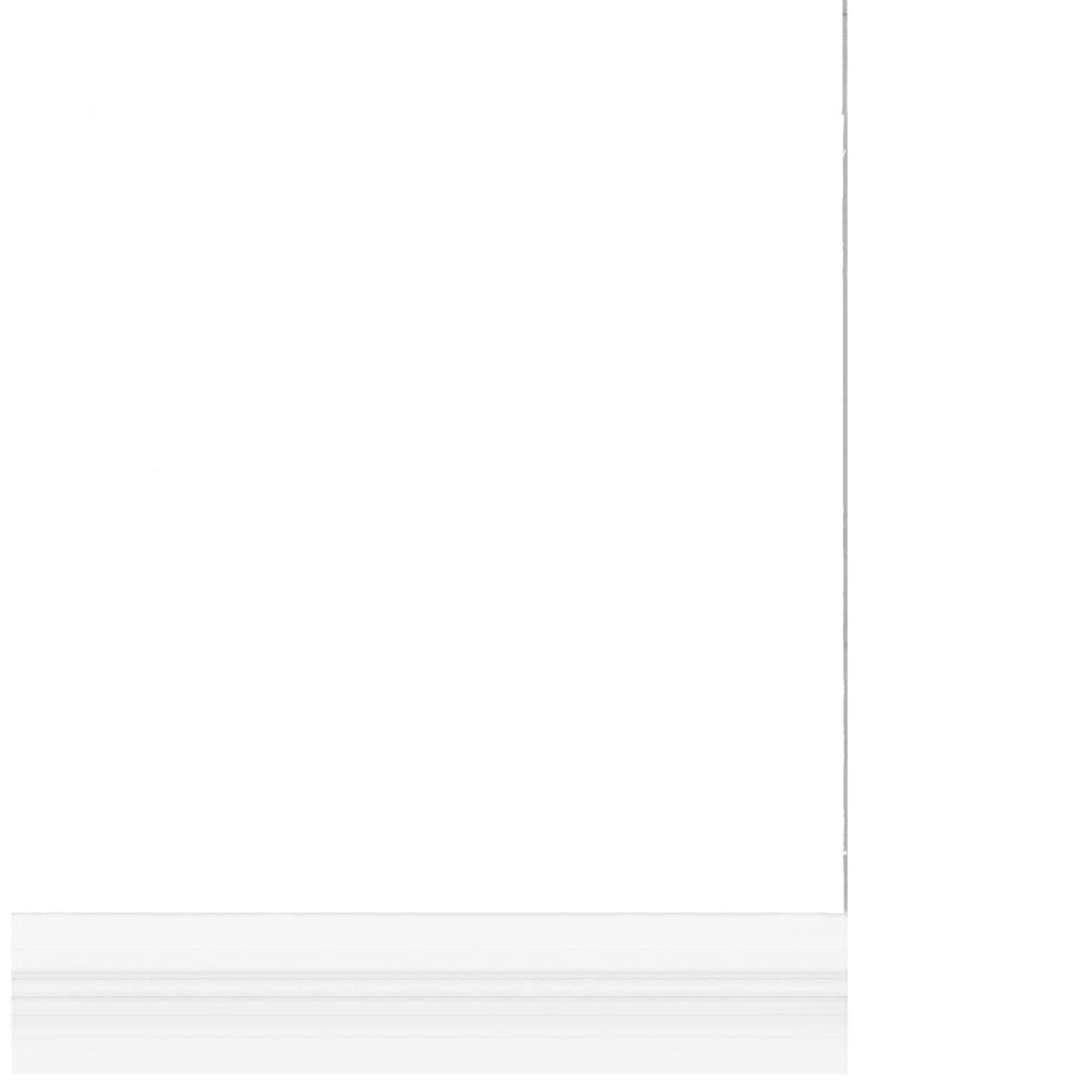
För miljödammar är stor yta en viktigare dimensioneringsaspekt än dammens djup. Volymen fås genom att djupet sätts schablonmässigt till mellan 0.5 m upp till 3 m.

påverka såväl fiskvandring som vegetationsutbredning. Utformningen kan variera med avseende på in- och utlopp; bankar och sänkor; lutning av slänt och dammbotten; markegenskaper; form och längd-breddförhållande; djup; samt riktningen av längdaxeln (i förhållande till vind).

synpunkter på textmaterialet. Det intresse som visats för ämnet men också för rapporten har för mig varit mycket uppmuntrande. För de synpunkter som framkommit vill jag tacka Karl Holmström vid Ekologgruppen, Per-Arne Malmqvist vid VBB/Viak och Luleå Tekniska Universitet, Pär Persson, Linda Boström, Claes Nihlén vid Miljökontoret i Helsingborg, Yngve Malmqvist vid Boverket, Trygve Fahlstedt vid Jordbruksverket och Hans-Bertil Wittgren vid SMHI. Men jag vill också tacka mina handledare Sven Lyngfelt och Lars Bergdahl vid Inst. för vattenbyggnad Chalmers för synpunkter, samt Jens-Uwe Friemann, Steffen Häggström, Åsa Adamsson vid Inst. för vattenbyggnad Chalmers.

För illustrationer tackar jag Rolf Persson och för delgivande av publicering av fotografier Forskarhuset MTM, Sven-Erik Jönsson och Siegfried Fleischer vid Länsstyrelsen i Halmstad.

Jesper Persson



dimensioneringsmetoder.

Rapportens två första kapital tar upp allmänna frågor om dammar och våtmarker. Frågan om vad som utmärker en våtmark och en damm tas upp, samt hur de kommer att behandlas i texten. I andra kapitlet behandlas även behovet av dammar och var i vårt samhälle de kan användas. I kapitel tre tas begreppen effektivitet upp, varvid dammar som "reningsfabrik" främst berörs. Innehållet i kapitel fyra, fem och sex utgör rapportens tyngdpunkt. I kapitel fyra diskuteras och analyseras strömning och uppehållstid, medan de två påföljande kapitlen berör dimensionerings- och utformningsfrågor, med speciell tonvikt på hydrologi och hydraulik. I kapitel sju tas ett par punkter upp vilka skall ses som reflektioner över de artiklar och övrigt textmaterial som ingår i litteratursammanställningen.

Dimensionering och utformning av dammar görs sedan en tid tillbaka av framförallt VA-ingenjörer, landskapsarkitekter och biologer. Dessa olika yrkesgrupper har (trots sina respektive vitt skilda kunskapskulturer) alla viktiga kunskaper att tillföra i fråga om hur dammar skall utformas. Problem uppkommer i regel när någon yrkeskategori ensamt får ansvara för utformningen. I regel tonas då viktiga aspekter ner framför dem som man behärskar, varefter dammens potentiella effektivitet minskar. Detta gäller även den hydrauliska effektiviteten som ibland glöms bort. Den hydrauliska aspekten betraktas ändå av många som en av de viktigaste och har först på senare år fått mer uppmärksamhet, varvid denna rapport är ett exempel på detta ökande intresse. Sammantaget har därför både bredd, i form av behovet av tvärvetenskaplighet och djup i form av specifika utformningsfrågor betonats i rapporten.

Jämte denna rapport finns en hel del forskningsrapporter och kunskapsammanställningar (emellertid ingen kring temat hydraulisk effektivitet). Exempel på svensk litteratur på området dammar som behandlingsmetod är: Leonardsson (1994); Wittgren (1994); och Lönnngren (1995). Exempel på engelsk litteratur är: Larm (1996b); Kadlec & Knight (1996); Moshiri (1993); Reed et. al. (1995); U.S. Environmental Protection Agency (1983); och Water Pollution Control Federation (1990).

I denna rapport kommer begreppet damm att användas, även där en del skulle använda begreppet våtmark. Det finns idag ingen enhetlig terminologi som kan användas mellan olika forskningsdiscipliner, vilket i sin tur ger en del problem i en



fungera som flödesutjämnare och samtidigt ge en vattenkvalitetsförbättring, främst vad gäller sedimentation av partikulärt material men också avskiljning av närsalter. Dammar betraktas därför som ett bra komplement till andra metoder inom VA-branchen för att minska belastningen av näringsämnen och andra förorenande ämnen i vattendrag, sjöar och kuster (Leonardsson 1994, Moshiri 1993, Reed 1994, Wittgren 1994).

Under de senaste två hundra åren har man i Sverige bedrivit diknings- och sjösänkingsprojekt i en betydande omfattning. Dessa ingrepp har påverkat grundvattenytan och avrinningen från land till hav på stora arealer, vilket i sin tur påverkat mineraliseringsprocesser i marken och kanske även lokalklimatet, mängden tillgängligt grundvatten, CO₂-balansen mm. (Strömberg 1992, Ekologgruppen 1990). Dammar (men också våtmarker) kan i detta perspektiv vara ett sätt att återställa en del av de ingrepp som skett på skogs- och lantbruksområden, och som lett till en rad negativa miljökonsekvenser.

Anläggning av dammar är idag en allt vanligare metod såväl inom VA-branchen som inom naturvården. Dammen är en intressant länk mellan den kommunaltekniska strukturen och grönstrukturen, vilket också ger effekter inom den kommunala förvaltningen. I förlängningen kan detta leda till och understödja att man inom kommunen i allt högre grad samarbetar mellan förvaltningarna, vilket framhålls som viktigt för att förbättra och samordna det kommunala miljöarbetet (SOU 1993:19).

2.2 VAD SKILJER EN DAMM FRÅN EN VÅTMARK OCH HUR SER EN DAMM UT?

De våtmarkstyper som är relevanta för miljövård och behandling av dag-, spill- och naturvatten (dvs vatten från åker och skogsmark) visas i tabell 1. Listan i tabellen är ett utdrag av den kategorisering som finns i Leonardssons (1994:19) sammanställning av svensk och internationell våtmarkslitteratur.

¹ Begreppet naturvatten kan förefalla missvisande eftersom det anspelar på vatten som i högsta grad är påverkat av människan. Emellertid är begreppet etablerat och inget bättre uttryck finns för tillfället.

Torvmossar
Energiskog
Sjöar
Dammar
Översilningsängar
Rotzonsanläggningar
Infiltrationsvåtmarker

Det finns idag ingen gemensam uppfattning av vad en våtmark eller damm är. Inom olika vetenskapliga discipliner finns det olika definitioner. Här kommer begreppet våtmark att inledningsvis tas upp och därefter sätts i relation till damm.

I ett läromedel från Miljövårdscentrum på Kungl. Tekniska Högskolan (KTH, 1987:131) kan man läsa att: "Till våtmarker räknas alla torvbildande marker samt strandzoner till yttre gränsen för bottenfast vegetation. Till våtmarkerna räknas alltså förutom stränderna också alla myrmarker, dammar o.s.v."

En mer övergripande beskrivning ger Lönngren (1995:6) som i en rapport från lantbruksuniversitetet/Movium menar att: "All blöt och fuktig mark kallas med ett gemensamt namn för våtmark..." .

I en rapport från naturvårdsverket (SNV 1983) finns en mer naturgeografisk definition som menar att en våtmark är "fuktig och våt mark samt vegetationstäckt vattenyta". Vilka sen delas in i följande undergrupper: myrar (mossar och kärr); stränder (rinnande vatten och sjöar); fuktiga och våta områden i övrigt.

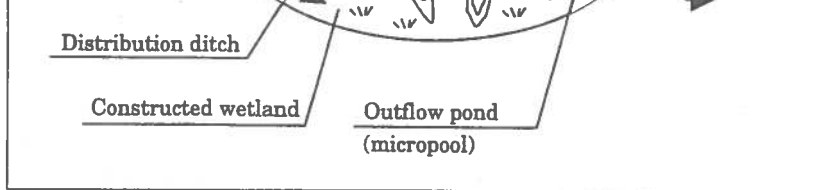
Ingen av ovanstående definitioner är felaktig. Snarare bör det ses som att de olika definitionerna tjänar olika syften beroende på i vilket sammanhang de används. I denna rapport kommer sådana våtmarker som klassificeras som damm att behandlas. Dessa dammar syftar ur reningssynpunkt till att ta emot dag- och naturvatten samt vatten från reningsverk och biobäddar. En vanlig benämning för sådana dammar är också "våtmarker med ytvattenflöde". I den engelska litteraturen ges motsvarande termer som: "retention-, detention- eller reaction ponds", "surface flow wetlands" (Hammer & Knight 1994, Kadlec 1995) eller "free water surface wetlands" (Brown 1994, WPCF

vatten. Sådana dammar är "mindre" till ytan, har djupzoner och innehåller därför mindre vegetation. En damm som skall ta hand om närsalter skall i princip ha motsatta egenskaper: litet vattendjup så att växter kan etablera sig och stor yta (eftersom det i regel betyder mer växtlighet). Sådana dammar kallas då för våtmarker. Av detta följer två problem: dels att en damm är en typ av våtmark och dels att de två olika dammtyperna går in i varandra både till funktion och utseende. I den bemärkelsen att en damm med rik vegetation mycket väl kan innehålla en djupzon och en sedimentationsdamm kan ha flacka och grunda kanter med vegetation. Vidare blir det problem vid en systembetraktelse, då det finns många olika typer av metoder för vattenbehandling, vilka många kan karakteriseras som våtmarker, t.ex. infiltrationsområde, rotzonsanläggningar eller skyddszoner, varvid det är lämpligt att ha våtmark som ett samlingsbegrepp för dessa metoder. Med andra ord kan det sägas att en damm alltid är en våtmark men att en våtmark inte alltid är en damm. Kanske skulle det vara bättre att tala om sedimentationsdamm och vegetationsdamm, för att skilja de två olika karakteristiska dammarna åt?

Ett exempel på terminologi och syn på begreppen våtmark och damm visas tydligt med följande citat (Larm 1996:96):

" Other studies have shown that the particular combination of wet ponds and constructed/ artificial wetlands provides an efficient removal of pollutants and nutrients (Schueler, 1992) from stormwater... Such a combination may be especially effective in diminishing eutrophication problems in downstream recipients, but could also be effective in treating stormwater from e.g. traffic areas, which generally has a larger metal content."

Citatet visar hur termerna damm och våtmark delas upp enligt funktion. En damm reducerar föroreningar och metaller, medan en våtmark avskiljer kväve. I själva verket så går begreppen in i varandra, samtidigt som detta inte heller ses som negativt. Tvärtom så eftersträvas ibland en "kombination" av dessa två funktioner i en och samma damm, se figur 1.



Figur 1. Skiss på principen för en kombinerad damm (Larm 1996:97). Samma förslag på design finns också i andra referenser (t.ex. Urbonas & Stahre 1993, Hammer 1992).

I denna rapport kommer samlingsnamnet att vara damm för alla typer av våtmarker som har ett ytvattenflöde och som har en eller flera vattenspeglar.

För att sen skilja olika dammtyper åt när det gäller utseende och funktion, finns det en flora av benämningar. Nedan följer exempel på olika typer av dammar. Gränserna är mycket flytande men generellt kan det sägas att kulvert-, sido-, spegel-, fång-, sedimentations- och vegetationsdammar kan ha koppling till dagvatten; och miljö-, sido-, spegel-, bevattnings-, fång-, sedimentations- och vegetationsdammar kan nämnas i samband med omhändertagande av naturvatten. För spillvatten används termerna bevattnings-, polerings-, bio- eller oxidationsdamm. För en sammanfattning över olika dammar se i appendix 2. Tabell 2 visar en översikt över dammar, indelade efter utseende, funktion och typ av vatten som dammen tar emot.

Tabell 2. Kategorisering av dammar.

| Namn efter: | | |
|--|---|--------------------------------|
| utseende | funktion | det vatten som dammen tar emot |
| sidodamm spegeldamm vegetationsdamm kulvertdamm | bevattningsdamm poleringsdamm oxidationsdamm biodamm fångdamm sedimentationsdamm | miljödamm dagvattendamm |

Torr- eller våtdamm beskriver vattenytans utseende. Med *våtdamm* menas att det även under torra perioder finns en vattenspegel. Detta till skillnad från en *torrdamm* som saknar en permanent vattenspegel. Vanligtvis beror detta på markegenskaper. Våta dammar har i regel en botten med lermaterial, som genom sin låga permeabilitet hindrar vatten att rinna ut till grundvattnet.

En *miljödamm* är en damm som tar emot vatten från skogs- och åkermark. Huvudsyftet för denna typ av damm är att rena vattnet genom att reducera närsaltsinnehållet. Av praktiska och ekonomiska skäl, samt för att inte mycket förorenat sediment samlas i miljödamm, sker här ingen rensning. Miljödamm kan både finnas i form av fördämningar men också sidodamm (se även kapitel 2.4.1). Exempel på miljödamm kan ses i figurena 2, 3, 4, 26, 27 och 28.

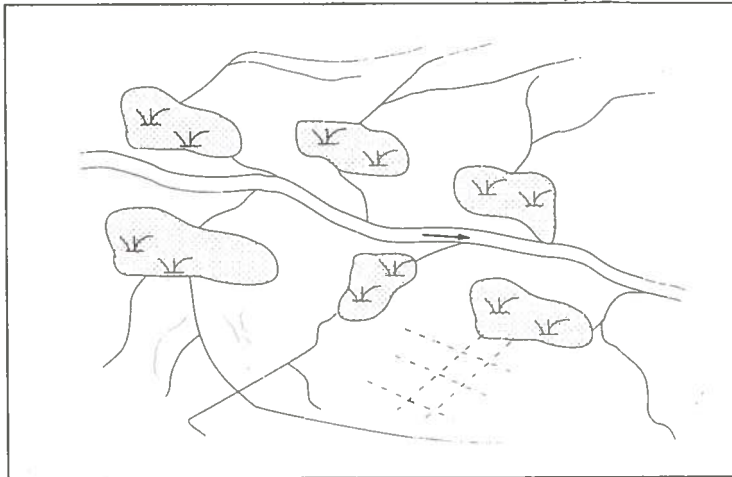
Tillgång till bevattningsvatten kan erhållas genom uttag från en sjö, ett vattendrag eller genom att magasinera vatten i anlagda dammar, sk *bevattningsdammar*. Dessa dammar är skilda från vattendraget och fylls med vårflodsvatten, vilket gör att vattenuttaget sker under den tid på året då det finns rikligt med vatten. Detta gör att dessa anses som betydligt mindre störande än om uttaget skulle göras från ett vattendrag eller en sjö. Den används företrädesvis av lantbrukare för bevattning av åkrar, men kan även användas för bevattning av golfbanor, kyrkogårdar och fotbollsplaner (Jordbruksverket [www](#))². Bevattningsdammar kan ha varierande utseende. Ur bevattningssynpunkt kan det vara en fördel att utforma dammen med en liten yta och med ett stort djup. Detta för att minska avdunstning på sommaren och för att få en stor magasineringsvolym per ytenhet. Emellertid bestämmer ett flertal faktorer som t.ex. topografi och vattenbehov utformningen, vilket gör att det är svårt att generellt beskriva dess utseende. Bevattningsdammar kan också användas i syfte att bevattna jordbruks- eller skogsmark (t.ex. energiskog) med spillvatten. I dessa fall leds spillvatten direkt till dammen där man sedan kan distribuera ut det näringsrika vattnet.

I princip så finns det två olika sätt att i anknytning till ett vattendrag anlägga en damm. Antingen görs det genom en bräddning och fördjupning av vattendraget och/eller genom en fördämning med t.ex. jordmassor. Sådana dammar placeras antingen i huvudfåran som i figur 2 eller i tillflöden som i figur 3.

² Denna referens hänför sig till jordbruksverkets hemsida på internet, se i referenslistan.

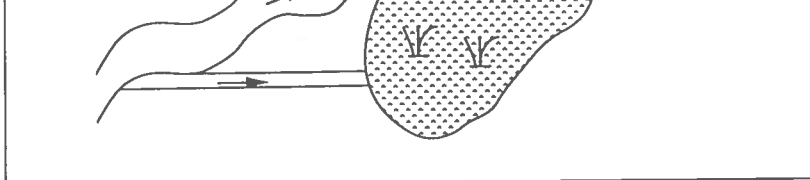


Figur 2. Vy över den norra dammen i Ormatorp, cirka en mil öster om Helsingborg. Denna typ av damm karakteriseras som en miljödamm. Foto: Jesper Persson.



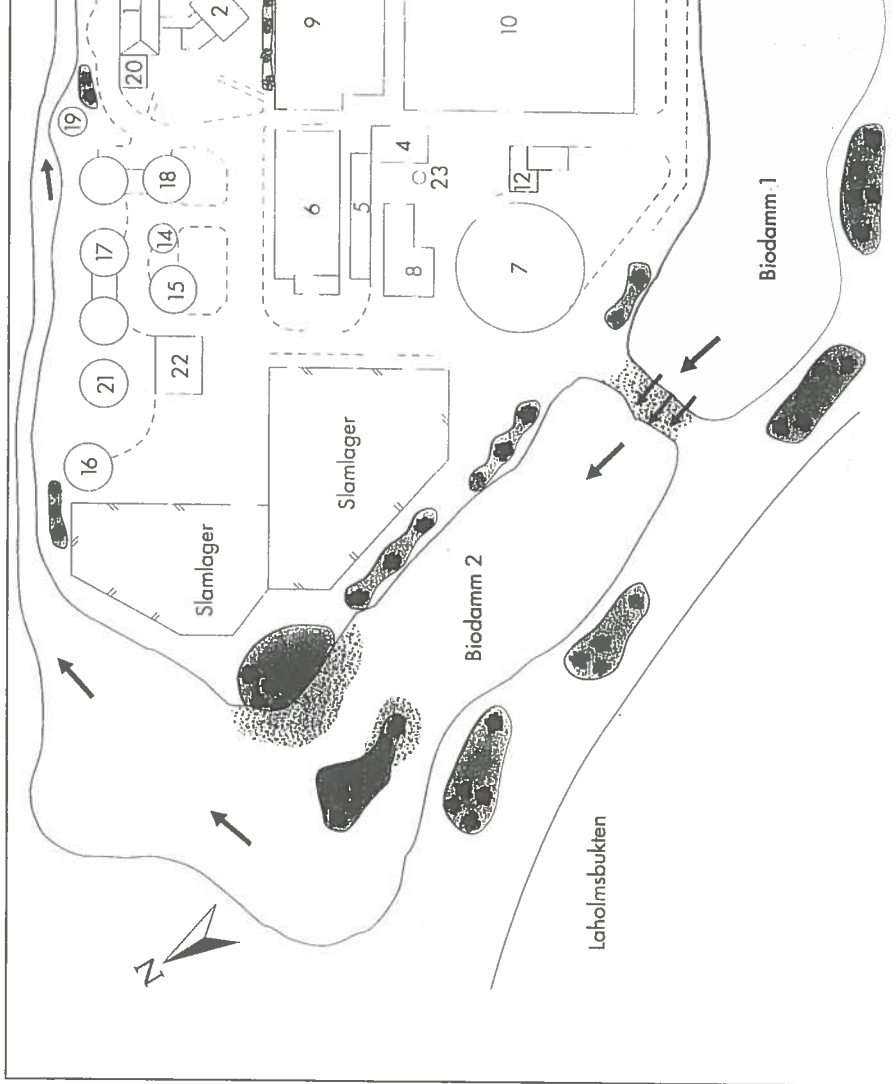
Figur 3. Placering av miljödamm i tillflöden (Leonardsson 1994:173).

En damm kan också anläggas bredvid vattendraget genom en fördjupning. Om dammen läggs bredvid vattendraget så kallas den en *sidodamm* (ibland även kallad *spgeldamm*), se figur 4, 26 och 27, samt kapitel 6.1 (Leonardsson, 1994:174).

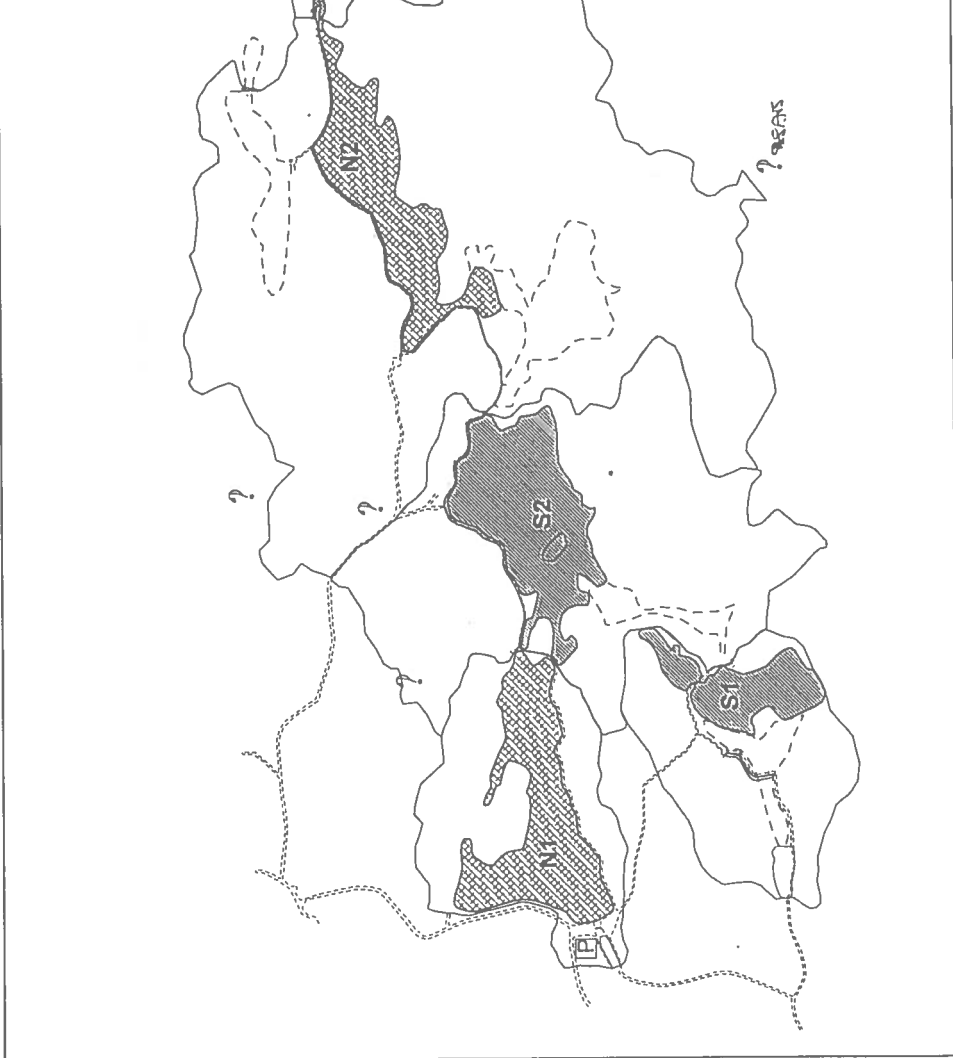


Figur 4. Exempel på sidodamm (Leonardsson 1994:173).

En *poleringsdamm* är en damm som anläggs nedströms avloppsreningsverk för att främst oxidera organiskt material och avskilja kväveinnehållet innan avloppsvattnet släpps ut i recipienten (benämns också för *bio- eller oxidationsdammar*). Figur 5 visar hur ett antal poleringsdammar anlagts efter Halmstads reningsverk. Sådana dammar kan också fungera som ett alternativt biologiskt steg i reningsverk, som t.ex. vid Oxelösunds reningsverk (se figur 6), se vidare i kapitel 3.2. Poleringsdammar utformas beträffande uppehållstid och närsaltreduktion, i princip som andra konstruerade dammar vilka skall avskilja vatten från närsalter (se vidare i kapitel 5 och 6). Poleringsdammar behöver inte nödvändigtvis placeras efter ett reningsverk. Ytterligare användningsområde för poleringsdammar är att använda dem efter filterbädd eller efter en sandbädd som i figur 7.



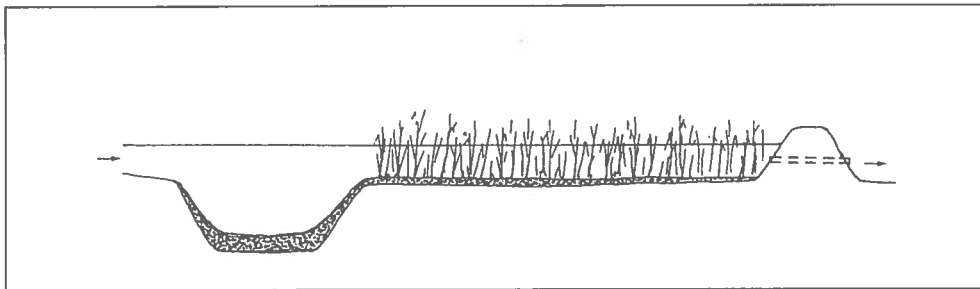
Figur 5. Skiss över reningsverket i Halmstad visande placeringen av ett antal poleringsdammar.



Figur 6. Skiss över de fem dammar i Oxelösund som fungerar som biologiskt steg efter reningsverket (Källa: Water Revival Systems Svenska AB)

Figur 7. Ett avloppssystem för BDT-vatten. Exemplet är hämtat från Toarp (Kärman 1997).

För dag- och naturvattendammar finns också benämningarna fång-, sedimentations- och vegetationsdamm. Det norska institutet Jordforsk har valt att arbeta med benämningen *fångdamm*³ (Braskerud, 1993:4) som består av en sedimentationskammare och ett våtmarksfilter, se figur 8. Sedimentationskammaren syftar till att reducera hastigheten på det inkommande vattnet och på det sättet reducera mängden sediment. Våtmarksfiltret skall öka vattnets uppehållstid och ge en plats för denitrifikationsbakterier, samt fånga upp mindre partiklar. Djupen är cirka 1 m vid högvattenföring respektive 0.4-0.5 m vid lågvattenföring. Denna princip att det inkommande vattnet både skall reducera sediment och närsalter har lett till att en del författare använder termen fångdamm (Braskerud 1993, Ekologgruppen 1990). Principen att en damm har flera zoner som varierar i djup beskrivs frekvent i litteraturen. Ett ytterligare exempel är Hammer (1992) eller Urbonas & Stahre 1993 (se vidare i kapitel 5.3.4). Om inte sedimentation och denitrifikation sker i en damm som hos Braskerud kan två dammar läggas strax efter varandra, varav den ena är något grundare än den andre. De skiljs då åt som *sedimentations-* respektive *vegetationsdamm*, se figur 9.



Figur 8. En fångdamm med två zoner, en djupare och en grundare (Braskerud 1993).

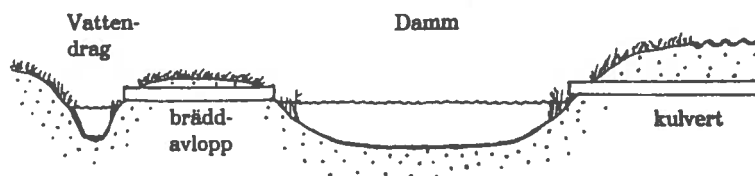
³ Inom väg- och vattenbyggnad betyder benämningen fångdamm en tillfällig fördämning för tex anläggning av bropelare.



Figur 9. Vallås båda dammar som exempel på en djupare sedimentationsdamm (syns i förgrunden) som följs av en grundare vegetationsdamm. Sedimentationsdammen anlades under 1960-talet samtidigt som omgivande bebyggelse och syftade primärt till att utjämna dagvattenflödet. Vegetationsdammen tillkom 1992. Foto: Sven-Erik Jönsson.

Ytterligare en typ av damm är *kulvertdammar* (också kallat rörmagasin) som anläggs som ett steg i ett dagvattensystem. Dammens syfte är att fördröja och rena dag- och/eller dräneringsvattnet innan det går ut till recipienten, se figur 10.

EFTER ÅTGÄRD



Figur 10. Kulvertdamm eller fångdamm i anslutning till utloppet från en kulvert (Ekologgruppen 1990).

2.3 NATURLIGA OCH KONSTRUERADE DAMMAR

I princip kan man säga att det ur en ekologisk synvinkel inte är någon skillnad mellan naturliga dammar och sådana som är anlagda av människan. Inte så mycket för att de naturliga dammarna skulle vara påverkade av människan utan snarare för att konstruerade kan innehålla lika värdefulla ekosystem som de dammar som inte är anlagda. Det som t.ex. kan skilja en anlagd damm från en icke anlagd är att den senare i regel representerar mer mogna successions stadier. Ett vanligt fenomen när dammar anläggs är att antalet växtarter efter bara några år ökar mångfald, även om man från början bara planterat ett par arter.

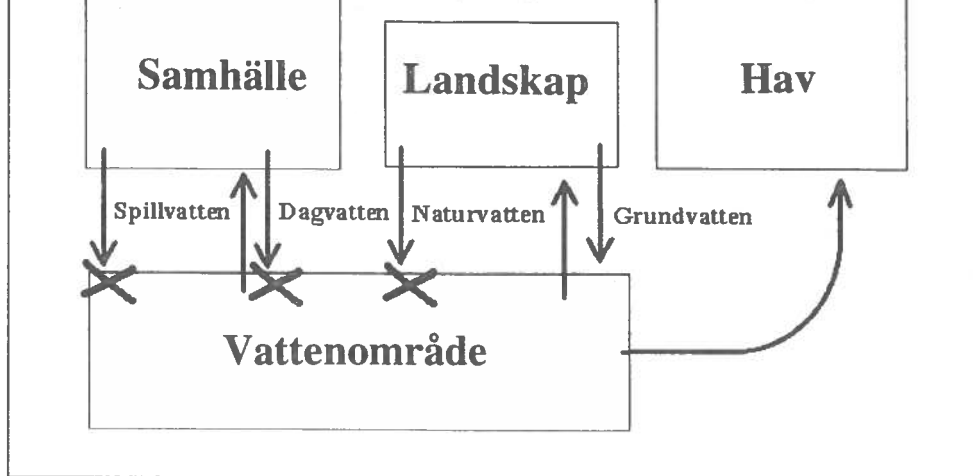
För att komma runt problemet med termen naturlig så skulle det vara möjligt att benämna naturliga dammar som "icke-konstruerade" eller "för-existerande" (dessa benämningar har dock inte påträffats i litteraturgenomgången). I engelsk litteratur

det skiljer många konstruerade dammar från naturliga dammar.

I samband med det miljöintresse som vuxit fram det senaste decenniet har också intresset för ekologiska behandlingsmetoder ökat. Namn som "naturlig", "naturanpassad" och "ekologisk" har blivit använda epitet. I detta sammanhang är dammar att betrakta som en "naturlig" metod. Dammar skiljer sig från ett reningsverk på många sätt. Däremot är det *ur reningsynpunkt* i princip ingen skillnad mellan en konstruerad damm och ett reningsverk. Det som skiljer är kemikalieanvändningen och skalans. Belastningen av inkommande förorenat vatten i ett tekniskt verk är hög, reningen snabb och görs på en liten yta. För naturanpassade system som dammar är dock dessa förhållandena i regel de omvända (Leonardsson m.fl. 1994, Bengtsson 1994).

2.4 DAMMAR SOM EN DEL AV ETT SYSTEMTÄNKANDE

Dammar ingår som en del i dagens spillvatten- och dagvattenhantering men också som natur- och kulturvårdande åtgärd. Figur 11 visar ett principiellt kretslopp för vattnet. Den översta rutan gestaltar atmosfären som tar och ger ifrån sig vatten genom avdunstning och nederbörd. Samhället där huvuddelen av människorna lever ger ifrån sig spill- och dagvatten till vattenområdet, som består av vattendrag, grundvatten- och infiltrationsområden. Vattnet i vattenområdet rinner ut till havet och får under vägen ett tillskott från landskapet, där människan mer eller mindre påverkar vattnet. Människan bedriver i landskapet ett flertal aktiviteter som har inverkan på vattenkvaliten, som skogs- och jordbruk men också industriell verksamhet som brytning av torv och industrimineraler. Det går också vatten från vattenområdet in till samhället och landskapet genom driksvattenuttag och bevattning. I denna figur kommer dammar in som en reningsmetod vid tre tillfällen, markerade som kryss i figuren.



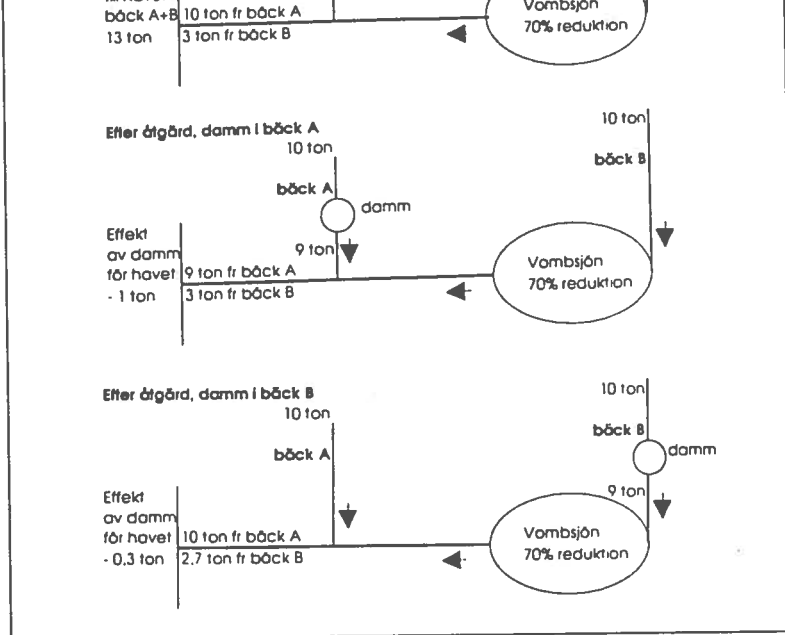
Figur 11. En principiell skiss över vattnets kretslopp, samt var dammar kan kopplas in. Det bör anmärkas att vattnet inte alltid går igenom hela cykeln, utan gör i verkligheten många "loopar" i systemet.

2.4.1 Naturvatten

För vatten från skogs- och jordbruksmarker är dammar en av många metoder för att förbättra vattenkvaliteten. Andra metoder är: skyddszoner, hästskovåtmarker och översilningsängar (se tabell 1). Grundprinciperna för utformningen av dammar kommer att tas upp mer utförligt i kapitel 5 och 6. När det gäller deras rumsliga placering i landskapet finns följande riktlinjer (Leonardsson 1994, Arheimer & Wittgren 1994, Fleischer et al. 1994) under förutsättning att syftet är att minska transporten av närsalter till havet. Dammar bör i detta fall placeras:

- där de tar emot vatten med så hög näringskoncentration som möjligt
- så att de inte hamnar uppströms större sjöar (jmf med figur 12 och 14)
- i jordbruksområdets kustregioner

Figur 12 visar ett exempel på de vinster som kan erhållas för ett par alternativa placeringar av en damm i förhållande till en sjö med 70 % reduktion. I detta sammanhang bör det emellertid framhållas att om syftet är att minska närsaltsmängderna till en sjö så är det effektivare att placera dammen uppströms sjön.



Figur 12. Ett exempel på effekten av en damm med avseende på dess placering i avrinningsystemet (Ekologgruppen 1993).

När det gäller dammarnas placering mer lokalt, så kan denna i princip ske på två sätt:

- i biflöden till huvudfåran eller i huvudfåran om den inte är för stor (jmf med figur 3)
- parallellt med huvudfåran (jmf med figur 26)

2.4.2 Spillvatten

Spillvatten kan härstamma från industri eller hushåll. I det förstnämnda fallet kan vattnet ses som en restprodukt och varierar därför mellan olika fabriker. Spillvatten från hushåll består i huvudsak av BDT-vatten (bad- disk- och tvättvatten) samt vatten från vattenklosett. Dammar kan placeras i anslutning till utgående vatten från reningsverk eller markbädd (se figur 5, 6 och 7). Dessa dammar fungerar då som

⁴ Muntlig information från Johan Krook, Ekologgruppen.

från markplanet, som t.ex. oljespill, fosfor, kväve, tungmetaller, stoft, gummirester mm.

För dagvatten finns det i princip tre huvudtyper av ledningssystem: duplikat-, separerat- och kombinerat ledningssystem. Duplikatsystemet är idag klart dominerande i Sverige. Systemet är uppbyggt så att spill- och dagvatten leds i två separata ledningar i en rörgrav. Dräneringsvatten kopplas sedan till spill- eller dagvattenledning. Det separerade systemet är det billigaste och äldsta systemet och kan sägas vara en föregångare till duplikatsystemet. Allt dagvatten från stuprör och rännstenar mm. samlas här i öppna diken för att sen rinna ner till recipienten. I det kombinerade ledningssystemet leds till skillnad från de två andra systemen allt vatten (d.v.s. spill-, dag- och dräneringsvatten) i en gemensam ledning. Problemen med detta system som var vanligt fram till 60-talet är många, vilket också är orsaken till att sådana system inte anläggs längre. Däremot finns de kombinerade ledningssystemen kvar, i framförallt äldre stadskärnor, eftersom det är kostsamt att byta ut dem. Ett par av problemen är risken för källaröversvämningar; att reningsprocesserna i reningsverken störs av den stora variationen på inkommande vatten; och att recipienten får orenat spillvatten via bräddavloppen vid större regn.

Sedan 70-talet har ledningssystem kompletteras med olika typer av våtmarker. Genom lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) anläggs infiltrationszoner (t.ex. gräsytor, sedumtak och genomsläpplig asfalt) och perkolationsmagasin högt upp i systemen. De kan där både fungera som reningsmetod genom att de filtrerar bort partiklar och tungmetaller, samt som flödesutjämnare. Längre ner i systemen kan dammar anläggas i samma syfte. Dessa dammar går att slamsuga varvid sediment kan samlas upp som annars skulle hamna i recipienten (Larm 1996a, 1996b, Jansson et al. 1992).

hydraulik (strömningsförhållanden). Men det gemensamma för samtliga dammar är att de också kan ha andra kvalitéer som bör studeras närmare när en damm skall planeras. Bland dessa finns sociala-, ekologiska-, estetiska- och mikroklimatmässiga aspekter.

Specifikt ekonomiska vinster på dammar och deras effektivitet kan sägas vara knutna till den mängd föroreningar som dammen reducerar eller samlar upp, men också en rad andra aspekter som jakt och fiske. De största kostnaderna med att anlägga en damm brukar i regel tillskrivas topografiska förutsättningar (schaktkostnader), rörläggning samt storleken på arbetsföretaget. Det saknas idag tillräckligt med underlag för att med säkerhet dra slutsatser om dammars kostnadseffektivitet Leonardsson (1994:90). Däremot kan man med det underlag som finns, säga att dammar är ett konkurrenskraftigt komplement till traditionell avlopps- och vattenhantering - i första hand i mindre städer och tätorter och när biologiskt reningssteg saknas (Wittgren 1994:41).

Även om man räknar med att kostnaden för avskiljning av kväve med dammar skulle ligga kring 100-500 kr/kg N, kan dammar bli väl så lönsamt som andra alternativ. I en debattartikel i VAV-nytt 2/97 skriver Hakeman (1997) att det för Halmstad kommun skulle kosta mellan 1400-3500 miljoner kronor att reducera nuvarande utsläpp av kväve ut till Laholmsbukten med 10%, i det fall detta görs genom att kommunen övergår till urinseparerade toaletter. Genom att anlägga dammar för mellan 60-300 miljoner kronor skulle dagens utsläpp däremot minska med 50%, dvs ett betydligt billigare och effektivare alternativ.

3.1 RENINGSPROCESSER

De viktigaste reningsprocesser som bidrar till att rena förorenat vatten är: sedimentation, växtupptag och denitrifikation. De två sistnämnda processerna är till största del biologiska till sin karaktär, medan sedimentation kan ses som en fysisk process.

Genom sedimentation sjunker suspenderat material till botten och eftersom tungmetaller, fosfor, kväve, TSS och BOD delvis är bundna till partiklar så renas på så vis det inkommande vattnet. Sedimentation av partiklar uppstår genom att vattnets hastighet minskar och beror till stor del på sambandet mellan partikelstorlek (vilken i

mycket som sedimenterar varierar, men ett amerikanskt riktmärke för poleringsdammar är 15 mm/år i centrala delar av dammen och kring 25 mm/år vid inloppet (Wood 1990). Om sediment skall tas bort bör detta göras då flödet är lågt, eftersom sediment annars kan resuspendera och föras med ner i vattensystemet med flödet. Ett sätt att komma runt detta problem är att utforma dammen med en kanal så att det finns en möjlighet att torrlägga dammen och sen ta upp sedimentet.

Under vegetationssäsongen tar växterna upp kväve- och fosforföroreningar och bygger in dem i sin biomassa. När sen växterna bryts ner återgår dessa ämnen till vattnet, vilket betyder att nettoavskiljningen kan försummas såvida det inte sker en regelbunden skörd. En del forskare hävdar dock att skörd bara är att rekommendera om detta förbättrar strömningen i dammen. Detta p.g.a. problemen med att skörda biomassa då tillgängligheten i regel är dålig och arbetskostnaden ofta hög (Reed et al. 1995:184). Dessutom menar Reed att det bara är en liten mängd av kvävet som skulle bortgå vid skörd eftersom mycket av näringsämnen sitter i rotsystemet. Ytterligare ett argument som talar emot skörd av vegetation är att de utgör substrat för denitrifikationsbakterier.

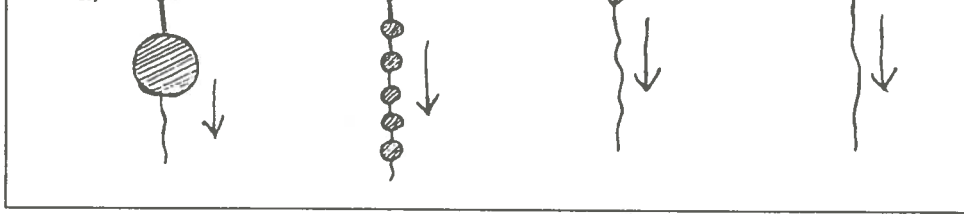
För natur- och spillvatten är den mest betydelsefulla mekanismen denitrifikationsprocessen. Genom denna sker en omvandling av nitrat och nitrit via lustgas till atmosfärisk kvävgas. Omvandlingsprocessen regleras bl.a. av temperatur, uppehållstid och näringsbelastning. För dagvatten där föroreningarna domineras av tungmetaller och suspenderat material är däremot sedimenteringsmekanismerna viktigast, samt dess funktion som flödesutjämnare. Men även här spelar vegetationen en viss roll, eftersom den samlar upp mindre partiklar som är så små att de inte sedimenterar.

Riktvärden för kväve och fosforavskiljning för dammar är svåra att ange. Det är många faktorer som påverkar de mekanismer som beskrivs ovan. En uppskattning av normalvärden kan ses i tabell 3. I södra Sverige är näringsbelastningen från naturvatten högre under vinterhalvåret än under sommarhalvåret. Därför kan man generellt säga att den totala avskiljningen av kväve är störst på vintern, medan den relativa avskiljningen är störst på sommaren. För dammar som tar emot vatten från reningsverk gäller inte detta eftersom både närings- och hydrologisk belastning där regleras.

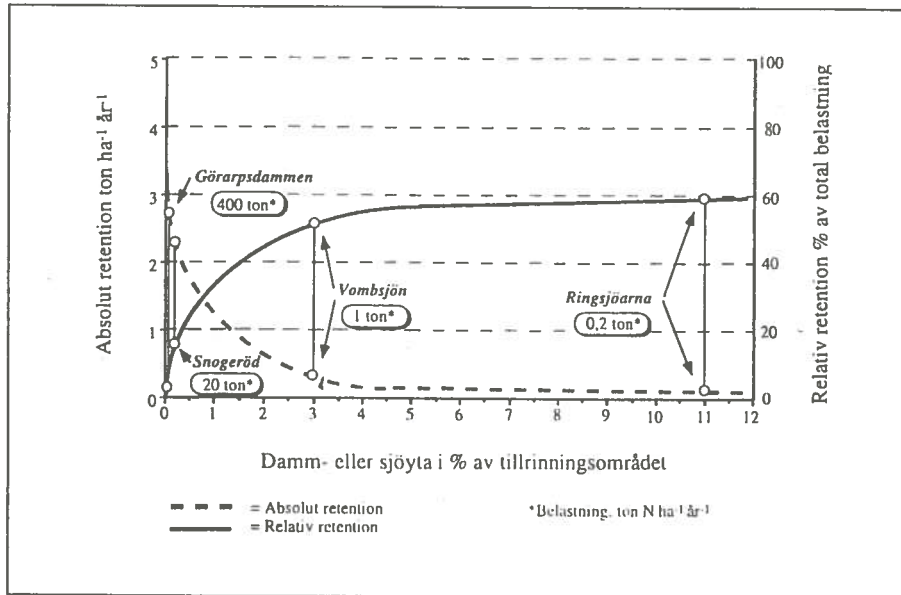
Placeringen och storleken av dammarna har inverkan på de biologiska processerna. Enligt Kellner (1993:23) så ger seriekopplade dammar 10 % bättre avskiljning av kväve per ytenhet än en damm med samma yta, se figur 13. Förklaringen till detta skulle vara att nitratkoncentrationen vid måttliga högflöden blir högre i de översta smådammarna än i den stora dammen, och att detta resulterar i en högre denitrifikationsaktivitet. Däremot fann Kellner ingen skillnad mellan en stor damm och en parallellkoppling av de mindre dammarna.

Det är väl dokumenterat att avskiljningen av kväve beror på kvoten mellan en damm/sjös yta och avrinningsområdets yta. Om dammytan ökar i förhållande till avrinningsområdets areal så ökar också den relativa avskiljningen, medan den absoluta avskiljningen minskar, se figur 14. Man brukar skilja på absolut och relativ avskiljning. Med absolut avskiljning menas skillnaden mellan inkommande och utgående mängd per år dividerat med dammareal. Med relativ avskiljning menas kvoten mellan absolut avskiljning och inkommande mängd ytenhet och år. Som framgår av figuren avskiljer en stor sjö (i förhållande till avrinningsområdet) som t.ex. Ringsjön, få antal ton med avseende på ytenhet, medan avskiljningen i procent av belastningen (relativ avskiljning) är hög.

Enligt Leonardsson (1996) bör dammens yta uppgå till minst 1% av sitt avrinningsområde för att en god kväveavskiljning skall kunna uppnås. Leonardsson menar vidare att om riksdagens målsättning om en 50 procentig minskning av kvävebelastningen skall kunna nås, krävs troligen dammar med större arealer (se vidare i kapitel 5.3.1). Emellertid så avskiljer de mindre dammarna mer kväve per ytenhet, än de dammar som Leonardsson rekommenderar.



Figur 13. Olika placeringar av dammar i ett avrinningsområde: a) en stor damm mottar vatten från hela avrinningsområdet, b) fem mindre dammar kopplade i serie mottar vatten från hela området, c) fyra mindre dammar mottar vatten från var sin del av området, och d) fyra mindre dammar mottar vatten från var sin del av området samt vatten från ovanliggande områdesdelar (Kellner 1993).



Figur 14. Absolut avskiljning och relativ avskiljning i förhållande till damm eller sjöyta i % av avrinningsområdet (Leonardsson 1996, hämtat från Karl Holmström, Ekologgruppen)

minst den avsedda tiden och den under samma tid ackumulerade tillrinningen. Fördröjningstiden väljs med hänsyn till tidsåtgången för de processer som förväntas äga rum i dammen och kan därför inte anges generellt. Hvitved-Jacobsen et al. (1988) anger att en fördröjningstid på mellan 24 till 72 timmar gett en 90 procentig rening av suspenderat material. En allmän uppfattning i både USA och Sverige är att en fördröjningstid på tre dygn (dvs 72 timmar) är lämplig (Wong & Somes 1995).

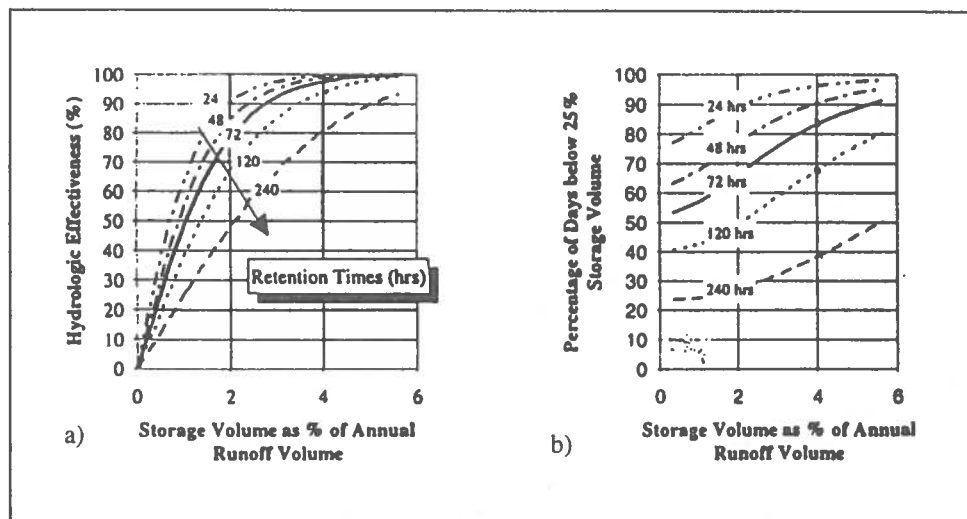
Hydrologisk effektivitet är speciellt viktig för dagvatten, eftersom kvaliteten och inkommande mängder av dagvatten varierar kraftigt. Detta beror på variation av regnintensitet, frekvens av regntillfällen, hur varaktiga regnen är, hur snabbt tillrinningen sker (vilket i sin tur beror på typ av bebyggelse och markegenskaper) samt variation av förekomst av föroreningar (t.ex. vid variation av biltrafik eller industriutsläpp).

Dammens volym och utformningen av utloppet påverkar den hydrologiska effektiviteten. En stor volym ger utrymme för en lång fördröjningstid och en stor magasineringsskapacitet, vilket är viktigt speciellt för dagvattendammar som inte bara bör rena inkommande vatten utan också fungera som ett fördröjningsmagasin och på så sätt utjämna flödestoppar. Utloppet skall konstrueras så att ett större inkommande flöde från ett regn kan hållas kvar så länge som möjligt innan det ger plats åt nästa regn. En stor magasineringsskapacitet är speciellt viktigt för det första regnet i en serie av regn (s.k. "first flush") eftersom detta regn tar med sig mycket av de föroreningar som har ackumulerats sedan det föregående regnet. Den hydrologiska effektiviteten beräknas med utgångspunkt från en tidserie. Efter att en minsta fördröjningstid har valts datorsimuleras effektiviteten med tidsserien som vanligen genereras ur en serie historiska regn eller stokastiskt genererade regn. Ett exempel på sambandet mellan hydrologisk effektivitet och magasineringssvolym i förhållande till det årliga tillflödet kan ses i figur 15a. Simuleringen baseras på en nederbördsserie från Melbourne. Figuren visar att en magasineringssvolym på 2 % av det årliga tillflödet av vatten skulle ha en hydrologisk effektivitet på 78 %, för fördröjningstiden 72 timmar. En ökad magasineringsskapacitet skulle enligt diagrammet följaktligen vara bättre.

Genom sedimentation sänker vattendet mjukt till botten och efter en viss tid sänks det till botten och sänks till botten och sänks till botten.

⁵ I jämförelse med den engelska terminologin översätts *retention time* med fördröjnings- eller avsnkningstid, medan de tre likvärdiga begreppen *detention time*, *reaction time* och *residence time* översätts med uppehållstid.

med en fördröjningstid på 120 timmar, vilket skulle ge en hydrologisk effektivitet på 90 % (dvs något mindre än 97%) men å andra sidan en bättre hydrologisk balans, eftersom dammen då bara är torrlagd på 68 % av årets dagar (figur 15b). En något mindre hydrologisk effektivitet ger alltså med en längre fördröjningstid ett bättre hydrologiskt balanserat system.



Figur 15. a) Hydrologiska effektivitet för en damm i Melbourne, b) antal dagar i % där dammens volym var 25 % av den totala volymen (Wong & Somes 1995).

För poleringsdammar är den hydrologiska effektiviteten mindre intressant då tillflödet är mycket utjämnat. I vissa fall, som t.ex. vid reningsverket i Oxelösund, förekommer principen med fyllning och tömning av dammar (Wittgren & Tobiason 1995). Där har två seriekopplade dammar parallellkopplats, så att det inkommande vattnet från reningsverket fördelas mellan de båda seriekopplade dammarna. Tre dagar i veckan fylls första dammen i det ena paret och under de resterande fyra dagarna styrs flödet över till den första dammen i det andra paret. På samma sätt fylls och töms de andra dammarna i respektive seriekoppling och efter en vecka påbörjas en ny cykel.

Dammar som tar emot naturvatten har i regel inte någon större magasineringskapacitet. Detta betyder emellertid inte att den hydrologiska aspekten inte spelar någon roll, då

vattnet fördelas över hela dammen. Hur väl inkommande vatten fördelas i dammen definieras som hydraulisk effektivitet (Wong & Somes 1995).

Enligt Reed baseras alla dagens reaktormodeller för beräkning av avskiljning av BOD och N på "uniform flow conditions"⁶ och att allt inkommande vatten kommer i kontakt med de organismer som skall rena vattnet (Reed et al. 1995:202). Med andra ord antas att det Wong & Somes (1995) definierar som hydraulisk effektivitet, d.v.s. förmågan att "fördela" inkommande vatten över dammen, gäller till 100% för dessa modeller. Det tycks också råda en enhetlig uppfattning om att så inte är fallet, dvs att vattnet i verkligheten inte fördelas jämnt och att inte hela volymen på så sätt används, men att detta är något som bör eftersträvas m.h.a. lämpliga utformningar (Hammer & Knight 1994⁷). Ett annat sätt att uttrycka en jämn fördelning är att tala i termer om en "jämn hastighetsprofil" (WPCF 1990:181⁸). Om det i dammen finns ett homogent hastighetsfält så antas det att vattenmassorna strömmar parallellt med varandra, dvs att inget vatten blandas i sidled.⁹ Denna strömsituation kan liknas med det som kallas pluggflöde (se figur 16) vilket är den typ av flöde som forskare föredrar (se kapitel 5.3.3).

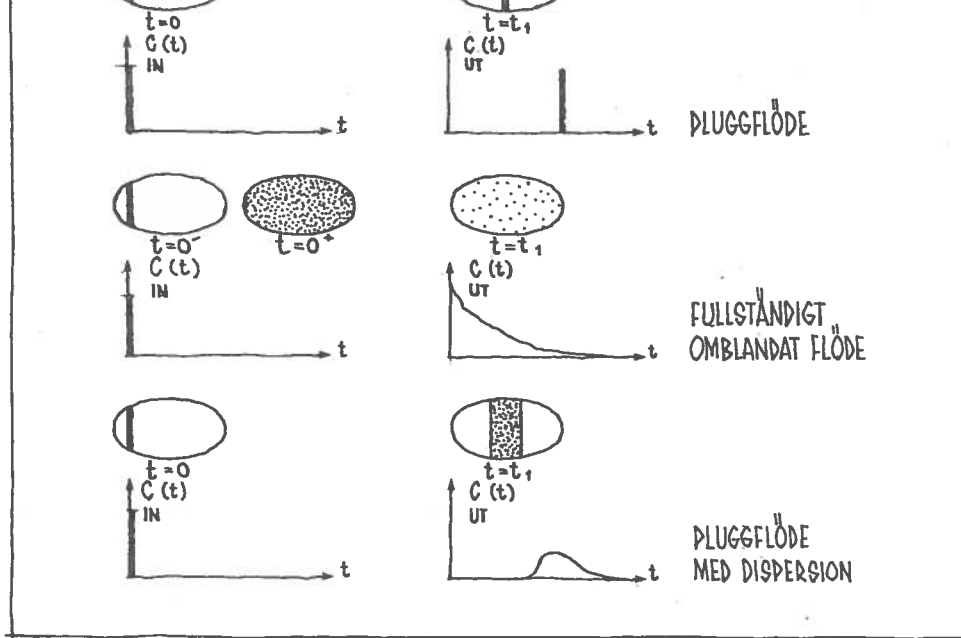
Matematiskt skulle då ett optimalt strömningsmönster för en damm kunna beskrivas som ett pluggflöde där kvoten mellan nominell uppehållstid t_n (eng. *nominal residence time*) och uppmätt aktuell uppehållstid t_a (eng. *tracer detention time*) är lika med 1, samt att variansen är lika med 0. Avvikelse från pluggflöde ger en kvot som antingen är större eller mindre än 1, eller som Kadlec (1996:243) uttycker det, att differensen mellan t_n och t_a p.g.a. en dålig utformning av topografin kan vara negativ eller positiv. Ett exempel på en strömningssituation där den aktuella uppehållstiden är kortare än den nominella, är om det uppstått en kortslutning i dammen. Detta kan tex uppstå om in- och utlopp är nära placerat varandra (Persson 1997).

⁶ Dvs pluggflöde och fullständigt omrört flöde. Se vidare i kapitel 5.2

⁷ "Constructed wetlands can be design to optimize flow distribution and residence time by incorporating deeper water zones perpendicular to the flow path".

⁸ "The inlets and outlets should be placed so that flow through the pond has a uniform velocity profile between the next inlet and outlet".

⁹ Detta synsätt baserar sig emellertid på uppfattningen att vatten rör sig parallellt likt ett pluggflöde, vilket det i realiteten bara gör i dammar med ett mycket stort längd-breddförhållande.



Figur 16. Exempel på pluggflöde, fullständigt omblandat flöde och pluggflöde med dispersion. Figureerna visar dels hur spårämnet sprider sig i planet och dels generella utseende på koncentrationsändringen i en punkt (vid utgående vattnet) med avseende på tiden, i de tre fallen.

3.4 ÖVRIGA ASPEKTER PÅ DAMMENS FUNKTION

Värdet av att bevara den biologiska mångfalden har betonats i såväl i en internationell konvention som i svensk lagstiftning (Prop. 1990/91:90). Biologisk mångfald (biodiversitet) kan beskrivas utifrån: a) mångfalden arter, b) den genetiska variationen inom arterna, c) mångfalden på ekosystem/landskapsnivå vad avser biotoper och samhällen, och d) relationer och processer mellan organismer och deras icke-biologiska omgivning (Naturvårdsverket 1993:31). Dammar utgör en viktig del av den mångfald som finns i Sverige. Dammen skapar en god livsmiljö för många arter och är således inte en åtgärd som bara bevarar enstaka arter. För att en damm skall förbättra

gäller utformningen och närheten till bebyggelse bör säkerhetsaspekterna nog ses över. Kanterna skall vara flacka och dammen inte för djup. Detta för att undvika drunkningsolyckor. En annan viktig aspekt är tillgängligheten. Samtidigt som det är önskvärt att allmänheten har en stor tillgänglighet till dammar så måste detta balanseras med effekter på det biologiska livet. Det kan därför i planeringsstadiet vara en ide att dela upp dammarna i tillgängliga respektive mindre tillgängliga dammar. På så vis kan man i stor utsträckning minska på slitage intill en del dammar och samtidigt ge allmänheten god tillgänglighet till andra. Vid större dammar kan man rikta besökarna med hjälp av parkeringsplatser, skyddade utsiktsplatser, markerade stigar och informationsskyltar.

Aspekter på dammar i stadsmiljö kretsar främst till estetik (skönhetsupplevelser) och klimatologi. För många arkitekter och planerare är det naturligt att se en damm som ett stadsbyggnadselement, som kan öka den estetiska upplevelsen av stadsrummet. Det har allt mer blivit viktigt att synliggöra vattnet i staden eller längs en väg (Boverket 1995:5,13). När det gäller upplevelse av dammar visade en enkätundersökning utförd i Londonområdet att allmänheten föredrog vackra och öppna dammar framför dammar utan vattenspegel (Mungur et al. 1996). Andra forskare har bekräftat att människors upplevelse av en damm mest består av lukt och synintryck (Smardon 1989). Förutom det estetiska har det också visat sig att dammar påverkar det lokala klimatet i positiv riktning. En större andel dammar i städerna förbättrar luftkvaliteten och ger ett jämnare mikroklimat (Lönngren 1996:11). Negativa synpunkter på dammar i den urbana miljön är mygg och drunkningsrisk. När det gäller myggproblem anses risken för en nyetablering av malaria som liten. Däremot kan en riklig mängd av mygg ses som ett stort problem. Längs Dalaälven har det av olika anledningar uppstått ett så stort problem att det anses skada turism, friluftsliv såväl som taxeringsvärde. I Växjö har man däremot på ett effektivt sätt minskat myggförekomsten genom åtgärder vid våtmarker (Malmqvist, koncept). Men det kan också finnas en viss smittorisk i såväl dagvatten- som poleringsdamm. För dagvatten är det framförallt sjukdomar som kan spridas från djur till människor via vatten som bör beaktas. Denna risk finns också för dammar som tar emot avloppsvatten. Enligt Stenström (1996) är det inte tillräckligt klarlagt i vilken mån dammar kan skapa tillväxtförutsättningar för nya insektspopulationer (eller djur) som kan sprida smitta.

¹⁰ Information från Pär Persson, Linda Boström och Claes Nihlén vid Helsingborgs miljökontor.

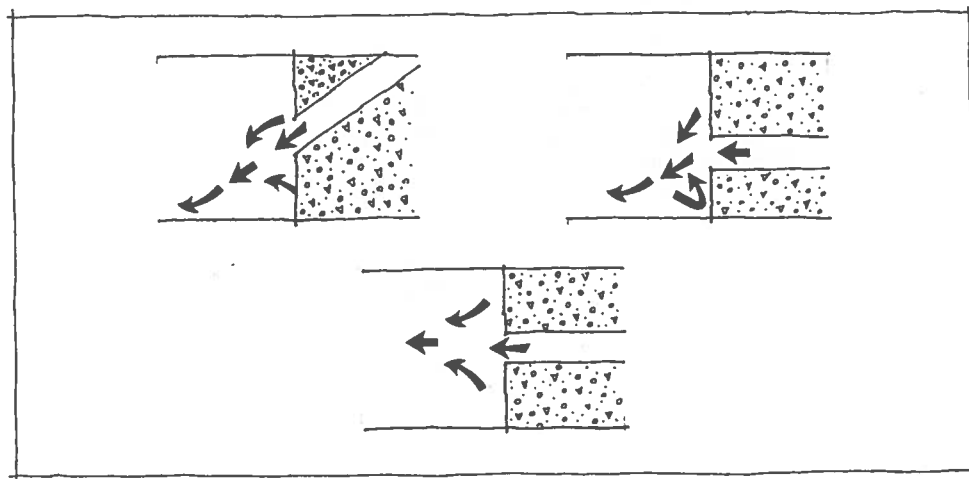
lundvandring kring dammen. Det är inte svårt att tänka sig att den information som ges av personalen kan påverka miljösynen hos många av besökarna. (Boverket 1995:13). Speciellt när kopplingen mellan det som spolas ner i toaletterna och det som kommer ut till de fåglar som bor i dammen uppmärksammas och synliggörs. För dagvattendammar finns det också de som menar att vetskapen om att den egna bostadsorten rymmer en damm med intressant fauna och flora ger stolthet och identitet (Lönngren 1996:11).

Enligt Leonardsson (1994:85) är jakt den fritidssysselsättning som kommer att gynnas mest vid en utökning av Sveriges våtmarsareal. Så gott som alla typer av dammar ger upphov till ett rikare fågel- och djurliv. Den reservation som bör läggas är till andjakt i de fall detta sker genom att änder lockas till dammar genom intensiv matning, eftersom detta leder till ett tillskott på näringsämne från matrester och exkrementer. En reservation skall också göras i de fall öar anläggs utan hänsyn till strömningsförhållandena i dammen. Öar gynnar fågelliv men kan leda till minskad hydraulisk effektivitet. Denna effekt kan dock undvikas genom en väl planerad utformning.

inströmning, råhet (friktion mot botten och vegetation), dammens plangeometri, vind och temperaturskiktningar. De tre senare tas upp i kapitel 6 (se även Jönsson 1980).

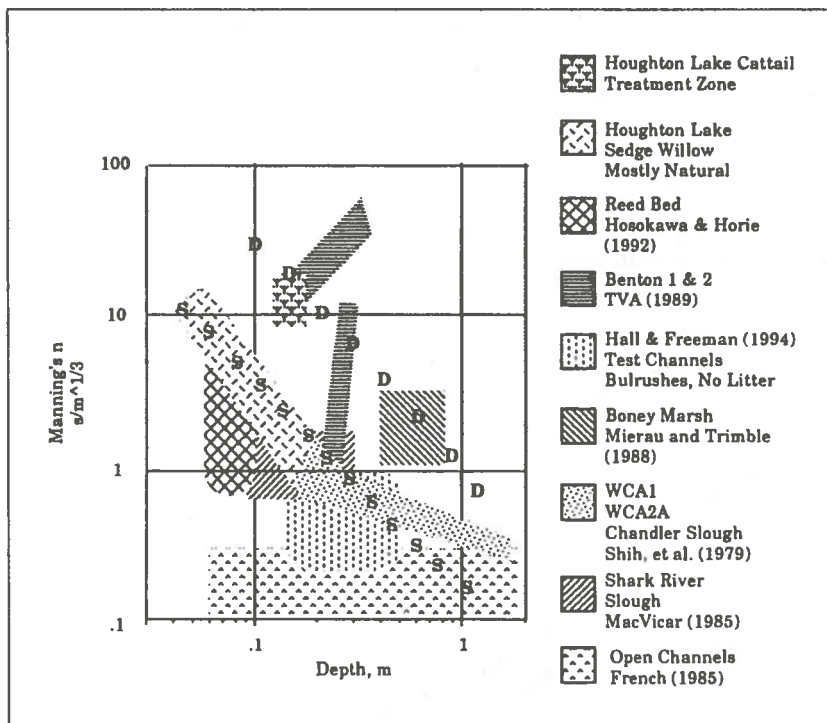
Bottentopografin är den kanske mest uppenbara faktorn. Den påverkar strömningens lokala riktning och hastighet i olika delar av dammen, och genom utplacering av bankar och sänkor kan denna strömning påverkas. Se vidare i kapitel 6.3.

Inströmningseffekterna är inte alltid uppenbara och kan förändra strömbilden betydligt i hela dammen. Dammens totala strömbild påverkas dock mest i de fall dammens yta är liten i förhållande till ytan kring inloppet d.v.s. i mindre dammar. Genom det inkommande vattnets höga hastighet förändras strömbilden omkring inloppet, vilket inte sker i samma omfattning vid dammens utflöde. Om inloppet är vinklat (t.ex. 45 grader) i förhållande till dammkanten strömmar vattenmassorna snett utåt och kan på så vis förändra strömbilden dramatiskt. Men det inkommande vattnet kan i vissa situationer också vridas genom att dess höga hastighet (sk. jetstråle) drar med sig omgivande vatten. Detta gäller t.ex. nära hörn, se figur 17. Av dessa anledningar är det i princip bättre att låta inloppet få en svagt ökande öppning för att på så sätt reducera hastigheten (och inströmningseffekterna) innan vattnet går ut i dammen.



Figur 17 Tre exempel på hur jetströmmar kan inverka på strömbilden kring inloppet. Störst verkan får sådana effekter vid mindre dammar eller bassänger vid reningsverk.

flödesbundenhet (dvs. strömhastighet) (Kadlec & Knight 1996:202). Dessutom beror på vegetationens täthet, höjd, distribution och växtart. Det är därför svårt att ge representativa värden över en hel damm. Ett ofta använt samband mellan vattenhastighet och råhet är Mannings formel: $V=M R^{2/3} S^{1/2}$, där V är hastigheten, M är Mannings tal, R den hydrauliska radien (en geometrisk parameter) och S lutningen i flödesriktningen. Mannings tal används för att beskriva råheten, och är cirka 40 för jord och 25 för stensättning. I engelsk litteratur används beteckningen n, vilken är inversen av M (dvs $n = 1/M$). Mannings tal eller n varierar också med djupet. Detta framgår av figur 18 som visar hur vegetationen påverkar strömningen uttryckt i n.



Figur 18. Mannings tal som funktion av typ av växtlighet och vattendjup, uttryckt i n [$s/(m^{1/3})$]. Linjen som utgörs av "D" är en antagen linje för tätare vegetation, medan "S"-linjen representerar en glesare vegetation. (Kadlec & Knight 1996:202).

Ur reningssynpunkt gäller det i princip att en längre uppehållstid är bättre än en kortare. Har man däremot en större mängd vatten som skall renas under en kortare period, för att på så vis lämna plats åt nytt vatten måste mängden vatten som skall renas vägas mot uppehållstiden. I en damm där det existerar ett pluggflöde¹¹ kan uppehållstiden endast ökas på två sätt, antingen genom ett minskat flöde eller genom en större volym (Kadlec 1995). För pluggflöde beräknas den nominella uppehållstiden t_n (eng. *nominal residence time*) genom ekvationen (1).

$$t_n = \frac{V}{Q} \quad (1)$$

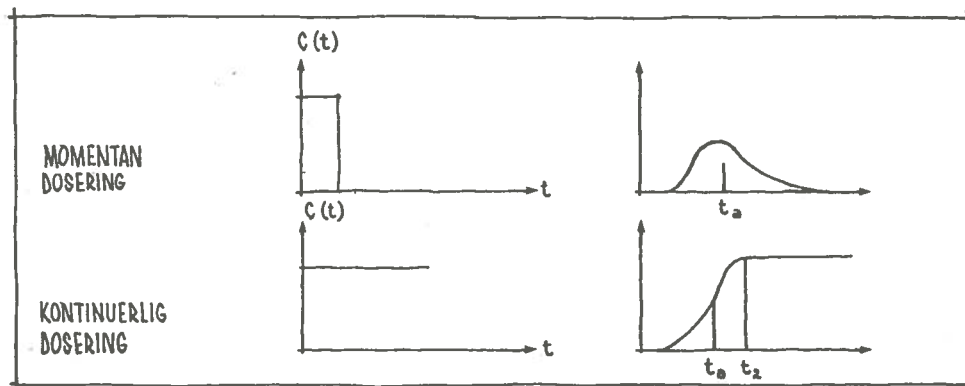
För fullständigt omblandat flöde är uppehållstiden t_{tof} 69% av den nominella uppehållstiden, enligt ekvation (2). Detta kommer sig av att avklingningen sker exponentiellt från det att ett spårämne kommit in i volymen tills det att spårämnet har lämnat volymen. Helt kommer emellertid spårämnet inte att försvinna, då funktionen asymmetriskt närmar sig noll då t går mot oändligheten.

$$t_{tof} = 0.69 t_n \quad (2)$$

Den verkliga medeluppehållstiden för vattnet är oftast kortare än den nominella, men kan även vara längre. En bättre uppfattning av uppehållstiden kan erhållas genom spårämnesförsök. Genom att i en befintlig damm dosera ett spårämne kontinuerligt eller momentant i inloppet och sen analysera koncentrationen av spårämnet på utgående vatten, kan uppehållstiden bestämmas. Genom spårämnesanalysen fås koncentrationen som en funktion av tiden (eng. *residence time distribution*, RTD). På så vis kan en uppehållstid, den s.k. aktuella uppehållstiden t_a (eng. *tracer detention time*), beräknas (Dackwerts 1952), se figur 19. Vid ett pluggflöde kommer RTD att ha formen av ett "spik" vars bas hamnar på den nominella uppehållstiden (dvs den aktuella uppehållstiden är lika med den nominella) och alla avvikelser från pluggflöde ger upphov till en RTD-funktion, vilken beskriver vattenpaketens olika uppehållstider.

¹¹ För närmare beskrivning av pluggflöde och fullständigt omblandat flöde hänvisas till kap. 5.2.1 och figur 20.

$C(t)$ = koncentration av spårämnet i utgående vatten
 M = totala massan av spårämnet



Figur 19. Exempel på resultat av en momentan- respektive kontinuerlig dosering i en damm. Till vänster visas spårämneskoncentrationerna i ingående vatten. Till höger visas RTD-funktionerna på utgående vatten. Den faktiska uppehållstiden t_a visas för de olika fallen. I den momentana doseringen beräknas uppehållstiden t_a som tyngdpunkten i hydrografen, d.v.s. medeluppehållstiden. I fallet med kontinuerlig dosering definieras uppehållstiden t_a då $C(t_a)$ är 50 % av $C(t_2)$.

Allmänt kan det sägas att kontinuerlig dosering kräver färre mätningar och i regel ger säkrare resultat, medan den momentana doseringen är enklare att utföra (SMHI 1979:17). I praktiken är dessa försök svåra att utföra och kräver noggranna förberedelser och erfarenhet. Bäst fungerar det i de fall: a) mätsträckan är fri från holmar och har relativt raka stränder, b) mätsträckan är relativt fri från vegetation, c) vattnet är väl blandat och d) vattnet inte innehåller ämnen som liknar spårämnet (gäller speciellt i de fall man använder ett salt som spårämne). Mätfelen vid spårämnesförsök är svåra att beräkna, men enligt SMHI ligger mätfelen för momentan dosering i intervallet 10-30 % och för kontinuerlig dosering kring 5-15%.

Det man bör tänka på vid val av spårämne kan sammanfattas av följande punkter (Herschky 1978):

(1978), Hirsig (1982) Jones & Jung (1990) och Smart & Laidlaw (1977).

hydrauliska men också biologiska processerna (se kapitel 3).

Idag finns ett antal olika procedurer för att utforma dammar. En del författare föredrar regressionsanalys av driftsdata för att få fram utformningskriterier. Andra använder empiriska metoder som t.ex. ytbelastningsmetoden där dammens prestanda jämförs med volymen vatten eller mängden förorening per tids- och ytenhet. En tredje grupp antar att de biologiska reaktionerna i dammarna liknar dem som sker i reningsverken och beskriver dessa med reaktormodeller som baseras på uppehållstid och temperatur (Reed et al. 1995:177, Middlebrooks 1987).

I detta kapitel kommer ett par metoder för bestämning av yta och volym att tas upp. I litteraturen finns främst två metoder för dimensionering av poleringsdammar beskrivna: ytbelastningsmetoden och reaktormodellen. För miljödammarna används i regel antingen ytmetoden eller uppehållstidsmetoden. Slutligen tas dimensionering av dagvattendammarna upp. Metoderna kommer här att gås igenom mer eller mindre grundligt. Speciellt kommer reaktormetoden att beröras genom ett teoretiskt avsnitt samt ett diskuterande avsnitt som anknyter till hydraulisk effektivitet (se vidare i appendix 1).

5.1 YTBELASTNINGSMETODEN

För poleringsdammar finns empiriska riktvärden på hur stor belastning av föroreningar (t.ex. BOD och N) en dammyta med en viss area kan rena. Dessa värden är baserade på många års erfarenheter av drift och evalueringar av befintliga dammar, se tabell 4.

Tabell 4. Empiriska värde på rekommenderade belastningar vid olika temperaturer (Reed et al. 1995:96).

| Genomsnittlig temperatur vintertid [C°] | Belastning BOD7 [kg/ha•d] |
|--|---------------------------------|
| > 15 | 45-90 |
| 0-15 | 22-45 |
| < 0 | 11-22 |

En annan form för ytbelastningsmetoden är utvecklad av McGarry & Pescod (1970). De föreslår ekvation (4) för bestämning av reduktion av BOD (mätt i kg/ha-d).

$$L = 10.37 + 0.725 L_0 \quad (4)$$

L = areell reduktion av BOD

L_0 = areell belastning av BOD

De hävdar att reduktionen av BOD i en poleringsdamm under normal drift styrs av belastningen och inte av uppehållstid eller vattendjup. Förbehållet att belastningen av BOD är mellan 34 och 560 kg/ha-d.

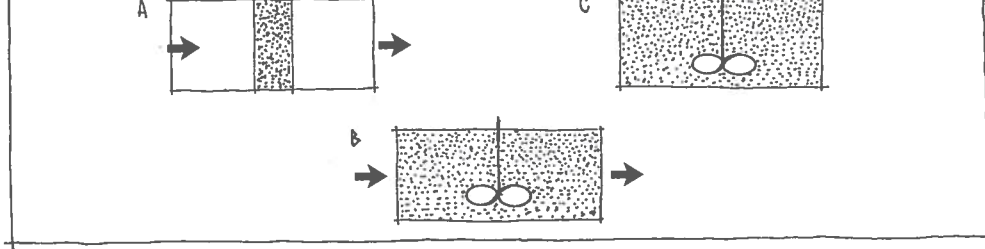
Ekvation 4 gäller bara för vatten som har en belastning på mellan 34-560 kg/ha-d. Detta kan ställas i relation till att belastningen för naturliga dammar inte bör överstiga 4 kg BOD/ha-d (WPCF 1990:252).

5.2 REAKTORMODELLER

Reaktormodellerna grundar sig på principen att en icke-konservativ förorening avklingar exponentiellt med tiden. Ju längre tid vattnet stannar i dammen ju mer av ämnet i fråga kommer att reduceras. Om man känner uppehållstiden (tex genom ett tidigare spårämnesförsök) kan på så sett en trolig reduktion beräknas. Omvänt kan man med hjälp av reaktormodellerna bestämma dammvolymen med uttrycket $V = t_a Q$ (jmf med ekvation 1, kapitel 4.2) sedan man beräknat den uppehållstid som krävs för en viss procentuell reduktion.

5.2.1 Kemiska reaktioner för två typer av enkla flöden

När man inom kemin räknar på kemiska reaktioner så skiljer man på tre ideala tillstånd av reaktionskärl: a) pluggflödeskärl med pluggflöde (eng. plug flow reactor PFR / plug flow), b) fullständigt omblandat kärl med fullständigt omblandat flöde (eng. mixed reactor, constant flow stirred tank reactor CFSTR eller continous stirred tank reactor CSTR/ mixed flow) och c) slutet reaktionskärl utan flöde (eng. batch reactor), se figur



Figur 20. Tre ideala reaktionskärn, som visualiserar de två ideala flödestyperna pluggflöde och fullständigt omblandat flöde. a) Pluggflödeskärn med pluggflöde, b) fullständigt omblandat kärn med fullständigt omblandat flöde och c) slutet reaktionskärn utan in- och utflöde.

Utgående från en volym V genom vilken det passerar en koncentration C med ett konstant flöde Q och antagandet att det inte sker någon ackumulation av ämnet i volymen, kan sambandet för ett *fullständigt omblandat flöde* utgående från massbalans ekvationen och *first-order reaction kinetics* tecknas enligt ekvation (5) nedan. För koncentrationerna kväve och BOD gäller således att dessa reduceras med tiden.

$$\frac{C_{ut}}{C_{in}} = \frac{1}{1 + kt_n} \quad (5)$$

C_{ut} = koncentration av utgående ämne

C_{in} = koncentration av inkommande ämne

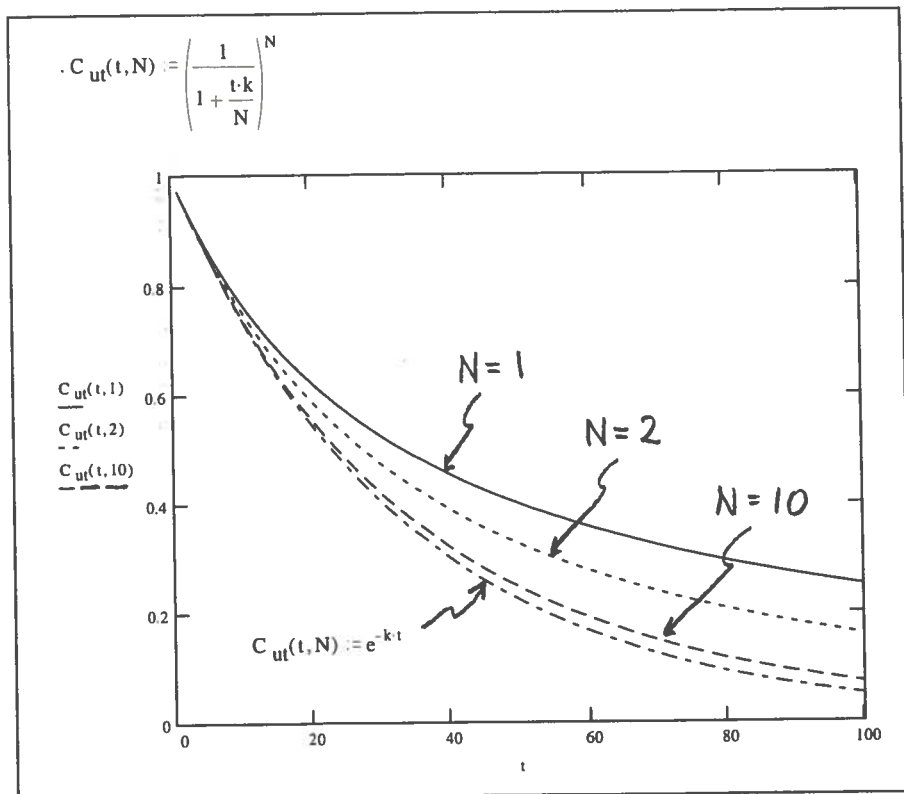
k = reaktionshastigheten

t_n = nominell uppehållstid

För *pluggflöde* erhålls däremot:

$$\frac{C_{ut}}{C_{in}} = e^{-kt_n} \quad (6)$$

Om antalet celler N är 1 så erhålls ett flöde som är fullständigt omblandad (dvs ekv. 5) och går N mot oändligheten så erhålls ett pluggflöde (ekv. 6). En grafisk jämförelse av ekvationerna kan ses i figur 21.



Figur 21. Ekvationerna för pluggflöde, fullständigt omrört flöde samt *tank-in-series-model* med olika antal celler presenterade i grafisk form. Kvoten mellan koncentrationen ut och in ses här som en funktion av uppehållstiden t_a . Konstanten k är satt till 0,03.

Ett vanligt intervall för N ligger mellan 2-5 celler, men det finns också uppgifter på att N kan växla mellan 2-8 (Kadlec & Knight 1996:249). Om cellerna är av olika storlekar så får ekvationen utseendet (Reed et al. 1995:107, Marias & Shaw 1961):

$$\frac{C_{ut}}{C_{in}} = \frac{4 \cdot a \cdot e^{\frac{1}{2D}}}{(1+a)^2 \cdot \left(e^{\frac{a}{2D}} \right) - (1-a)^2 \cdot \left(e^{\frac{-a}{2D}} \right)} \quad (9)$$

$$a = (1 + 4 k t D)^{0.5}$$

D = dispersions tal [dimensionslös]

$$D = H/(v L) = (H t)/L^2$$

H = longitudinell dispersionskoefficient [m²/d]

v = vattnets hastighet [m/d]

L = den längd en partikel har att färdas [m]

Thirumurthi (1974) utvecklade ett schema för dispersionstalet D som tar hänsyn till vilken grad av pluggflöde respektive fullständigt omblandat flöde det är. På detta sätt kan Wehner och Wilhelms ekvation användas för att beskriva flödet som mer eller mindre omblandat.

5.2.3 Diskussion av modellerna

Reed et al. (1995:104), Brown (1994), WPCF (1990:180) m.fl. betonar att vikten av den hydrauliska designen i en damm inte kan överdrivas och menar att kortslutning i dammar är den faktor som näst efter toxiska effekter är största orsaken till bristande funktion. Reed menar vidare att det finns ett flertal metoder som kan användas för att utforma dammar såsom: ybelastningsmetoden; pluggflöde; Wehner och Wilhelms ekvation. Emellertid så menar Reed att Marias och Shaw ekvation (8) inte fungerar vidare bra, p.g.a. att det sällan finns dammar som har ett hydrauliskt tillstånd som kan liknas med ett fullständigt omblandat flöde. Av de övriga modellerna tar de två förstnämnda inte stor hänsyn till de hydrauliska förhållandena. Wehner och Wilhelms ekvation fungerar bra men kräver kunskap om bl.a. dispersionsfaktorn, vilken i regel är

¹² Finns också uttryckt som:

$$\frac{C_{ut}}{C_{in}} = \exp(-k \cdot t_u) \cdot \exp\left(\frac{H}{u \cdot L} \cdot (k \cdot t_u)^2\right); \text{ där } \frac{H}{u \cdot L} \text{ utgör dispersionstermen}$$

ekvation (9). Enligt Kadlec (1996:248) finns det två sätt att beskriva ett delvis omblandat flöde. Ett är *Tanks-in-series model* (*Partial-mix design model*) som består av seriekopplade celler med fullständigt omblandat flöde och är den modell som Kadlec själv förespråkar. Det andra tillvägagångssättet är *Plug flow modified dispersion* (ekvation 9) vilken räknar med en dispersionsterm. Wehner och Wilhelms ekvation har en sådan dispersionsterm, som enligt Kadlec (1993:78) inte fungerar tillfredsställande då dammar i många fall har en för stor dispersion. Därför är den sk. *Tanks-in-series model* lämpligast för att erhålla en bra beskrivning av dammens hydrauliska karaktär. Om dammens hydrauliska karaktär skall bestämmas blir Kadlecs slutsats att det är lämpligast att använda sig av en kombination av seriekopplade celler (*Tank-in-series model*) och att empiriskt göra spårämnesförsök i fält.

Mot Kadlecs modell med seriekopplade celler vänder sig Reed et al. (1995:222). Reed menar att man visserligen, efter att dammen är anlagd, kan kombinera ett antal celler med PFR och CSTR så att dessa passar en spårämneskurva. Men att det endast går att göra då dammen är i aktion, varvid modellen inte kan ge svar på hur utformningar skall se ut. Modellen går med andra ord bara att använda då dammen är gjord. Vidare menar Reed att *Tanks-in-series model* inte ger en mycket bättre bild av den hydrauliska effektiviteten än vad pluggflödesmodellen gör, eftersom ett antal CSTR celler skulle ge samma resultat som en modell baserad på pluggflöde.

Reeds kritik av Kadlec kan sägas vara relevant när det gäller att prediktera den hydrauliska effektiviteten m.h.a. serier av CSTR celler. Kadlecs modell med seriekopplade celler kan bara sättas upp för en given damm för att sedan kalibreras med mätdata från fält alternativt med en datormodell. Vill man mer exakt prediktera strömningen måste datamodeller som t.ex. MIKE21, FIDAP eller Phoenix användas.

5.3 YT- OCH UPPEHÅLLSTIDSMETODERNA

5.3.1 Ytmetoden

För miljödammnar har det visat sig att det finns ett samband mellan dammyta i % av avrinningsområdets yta och kvävereduktion (se figur 14). Utifrån detta samband kan man antingen sträva efter flera mindre dammar, efter ett fåtal större, eller en kombination av dem. Det förstnämnda ger en hög relativ reduktion medan det senare ger en stor absolut reduktion. I vissa fall, som berörts i det inledande kapitlet, är det

Vidare finns rekommendationen att avrinningsområdet bör vara på minst 100 ha för att vattnet skall kunna ge en tillräckligt hög belastning (Lönngren 1995:46). Denna uppgift motiveras emellertid inte av Lönngren och uppgifter från Miljökontoret i Helsingborg pekar på att vatten från mindre avrinningsområden oftast består av endast dräneringsvatten som innehåller de allra högsta kvävehalterna. Som exempel anges att en damm intill Råån försörjs av ett avrinningsområde på cirka 50 ha där kvävehalterna varierat mellan 10-40 mg/l.¹³

5.3.2 Uppehållstidsmetoden

En annan metod är att utgå från vattnets uppehållstid i dammen. Utifrån empiriska försök och enligt samma teoretiska antagande som ligger till grund för reaktormodellerna rekommenderas uppehållstider på 2-3 dygn för att erhålla en hög procentuell rening. Till detta bör det tilläggas att det finns ett förhållande mellan absolut och relativ rening, vilket gör att en hög relativ rening betyder att den absoluta reningen blir mindre (se kap. 3.1). Detta beroende på att en hög hydraulisk belastning ger korta uppehållstider med resultatet att lite renas procentuellt men att desto mer föroreningar "hinner" gå igenom systemet med effekten att fler antal kg avskiljs (dvs en högre absolut rening). Det omvända gäller då vid låg hydrologisk belastning vilket ger långa uppehållstider.

Uppehållstidsmetod används främst vid dimensionering av miljödamm. Den dimensionerande volymen V_{dim} beräknas genom sambandet:

$$V_{dim} = t \cdot Q \quad (10)$$

där t är den önskade uppehållstiden och Q är flödet genom dammen. För miljödamm brukar man räkna med ett årsmedelvattenflöde. När sedan volymen är bestämd sätts djupet schablonmässigt till någon meter på samma sätt som vid ytmetoden.

5.3.3 Dimensionering av djup för miljödamm

För miljödamm är en stor yta viktigare än dammens djup. Volymen fås genom att djupet sätts schablonmässigt till mellan 0.5 m upp till 3 m. Det viktiga med dimensioneringen av djupet är att det inte bildas skiktat vatten. I djupare dammar, över

¹³ Information från Pär Persson, Linda Boström och Claes Nihlén vid Helsingborgs miljökontor.

Hammer (1992) är också av denna åsikt och rekommenderar varierande djup för att på så sätt skapa olika miljöer för vegetation. För en miljödamm som tar emot mycket ammoniumrikt vatten samt med en låg halt av sediment föreslår Hammer en indelning i tre delar - två grunda och en djupare del. Dammens två grunda delarna finns vid in- och utlopp, medan den djupare är belagd i mittenpartiet. I de grundare delarna bör djupet vara kring 10-20 cm, varvid t.ex. vass och kaveldun kan växa. I mellanpartiet bör djupet vara kring 0.5-1 m och kan vara beväxt med alger eller bottenvegetation av typen Gäddnate och Vattenpest. Att zonen vid inloppet är grund gör att syresättningen ökar och ammoniumen oxideras.

5.3.4 Dimensionering av djup för dagvattendammar

Urbonas & Stahre (1993:388) rekommenderar att djupet i dagvattendammar vid torrperioden är minst mellan 0.15 och 0.9 m. Ett sådant djup gör att predatorer kan verka och på så sätt hålla myggpopulationen nere. De rekommenderar att 40-70% av dammen är grundare än 0.3 m och att av dessa bör 1/3 vara omkring 0.15 m. Resterande 30-60% bör ha ett varierande djup på mellan 0.5 till 0.9 m. Riktvärde för den högsta vattennivån är svår att bestämma generellt. Det viktiga är att växterna klarar att stå under vatten den tid som kan bli aktuell. Visserligen skall dammen vara dimensionerad så att överskjutande vattenmassa är tömd inom 20-40 timmar, vilket borde vara tillräckligt för de flesta växter. Emellertid så kan ett par täta regn göra att vattennivån är hög under en längre tid är 40 timmar. Eftersom vattennivån är avgörande för hur och vilka växter som etablerar sig, kan detta regleras genom val av dimension och typ av utlopp, se vidare Somes et al. (1996a). Urbonas och Stahres värde på djup är emellertid inte det som normalt rekommenderas. För att spara utrymme eftersträvas i regel ett stort djup på dagvattendammar, i relation till ytan på dammen. Men å andra sidan står detta i sin tur mot en större reduktion av närsalter och en säkrare damm. Ett lägre djup och med mer sluttande kanter fås både en säkrare (ur drunkningssynpunkt) och en mer vegetativ damm. Båda dessa faktorer kan antas spela en allt mer betydande roll i de fall det blir vanligare med dagvattendammar. I SGIs rekommendationer till Vägverket bör t.ex. en dagvattendamm ha ett djup på mellan 1-2 meter (SGI 1997:12).

¹⁴ Information från Karl Holmström, Ekologgruppen och från Pär Persson, Linda Boström och Claes Nihlén vid Helsingsborgs miljökontor.

Effektiviteten kommer in när man av olika skal (bl.a. ekonomiska) måste begränsa volymen, men ändå vill erhålla en hög reningsgrad.

Såväl ytmetoden som uppehållstidsmetoden kan användas på dagvattendammar (Marsalek1992; Larm och Andersson 1995; Urbonas & Stahre 1993). En viss försiktighet bör emellertid beaktas vid användandet av ytmetoden för dimensionering av dagvattendammar, eftersom andelen hårdgjord yta kan variera mellan olika avrinningsområden beroende på om bebyggelsen är tät eller ej. Andra, mer vanliga, metoder för att bestämma dammens volym är att utgå från antingen en dimensionerande regnmängd eller från kvalitativa mål som reduktion av suspenderat material. Dessa två metoder kommer här att beskrivas närmare.

Om den erforderliga dimensioneringvolymen bestäms utifrån en regnmängd används ekvation 11.

$$V_{\text{eff}} = \varphi A R t \quad (11)$$

V_{eff} = erforderlig dimensioneringvolym [m^3]

φ = avrinningskoefficient

A = avrinningsområde [m^2]

R = dimensionerande regnintensitet [m/s]

t = regnets varaktighet [s]

Som exempel rekommenderar Statens geotekniska institut och Vägverket, en modell för dimensionering av dagvattendammar, som baserar sig på ekvation 11 (SGI 1997:13). Den erforderliga volymen beräknas utifrån ett initieellt blockregn (Rt) på 20 mm. På så vis räknas det med att den sk "first flush" effekten skall kunna omhändertas, dvs det första regnet efter ett regnuppehåll.

Om erforderlig volym bestäms utifrån önskad rening av suspenderat material kan Dormans (1988) diagram som beskriver TSS reduktion m.a.p. dammvolum och avrinningsvolym användas. TSS-avskiljningen är direkt proportionell till reduktionen av bl.a. bly, koppar, zink och fosfor.

När erforderlig volym på dammen beräknats kan denna analyseras i hydrologiska modeller som t.ex. MIKE11 och MOUSE (VBB Viak 1995). Dammen kan med dessa



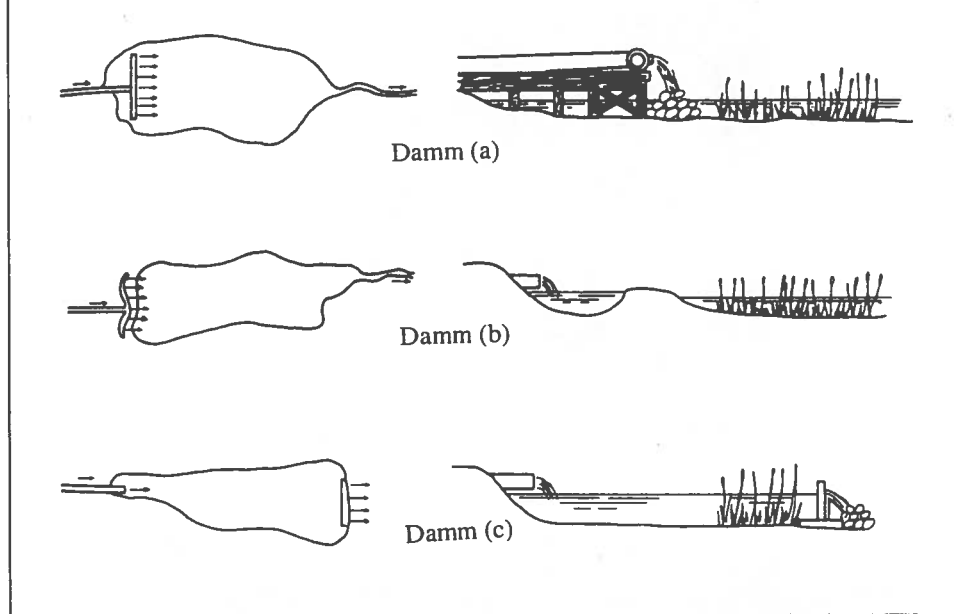
I denna sökprocess finns det en del faktorer att ta hänsyn till, som bl.a. hydrologi, tillgänglighet och markegenskaper. Brodie har för poleringsdammar utvecklat en metodologi för denna sökprocess. I regel är det det omvända - att man har en plats och en yta och att man utifrån detta får utforma dammen. I sådana fall väger ekonomi och markägarens åsikt minst lika mycket som de rent tekniska faktorerna.

Skötseln av dammar har en indirekt påverkan på utformningen. Dels kan val av strategi när det gäller bortförsl av sediment påverka utformningen (slamsugning eller grävmaskin). Dels kan en okontrollerad ökning av vegetationen drastiskt ändra strömningen i dammen. I den mån skötsel aspekten inte tagits upp i rapporten, finns mer information om plantering, rensning, slamsugning, översyn av erosionsskydd samt in- och utlopp i bl.a.: WPCF (1990:247); Reed et al. (1995:275); Leonardsson (1994:234); Crites (1994); Kadlec (1995, section 5), Ekologgruppen (1990:32).

6.1 IN- OCH UTLOPP

Det är vanligt att inflödet till en damm sker genom ett rör. Studier har emellertid visat att detta ur hydraulisk synvinkel inte är det optimala (Mangelson 1971; George 1973; Mangelson & Watters 1972; Finney & Middlebrooks 1980). Det rekommenderas att även mindre dammar på 0,5 ha har flera inlopp än ett (alternativt någon form av spridningsanordning). I de fall det ändå bara används ett inloppsrör så rekommenderas att det är placerat långt ifrån utloppet och att en bank som sprider flödet anläggs vid inloppet (WPCF 1990:181). Urbonas & Stahre (1993:388) rekommenderar också att någon form av vall eller ställning placeras framför inloppet så att den inkommande jetstrålen kan brytas och vattnet spridas över en större yta. I den genomgångna litteraturen har frågan om ett svagt öppnande inlopp inte tagits upp (jmf. med kap. 4.1), vilket skulle vara ett sätt att minska jetstrålar.

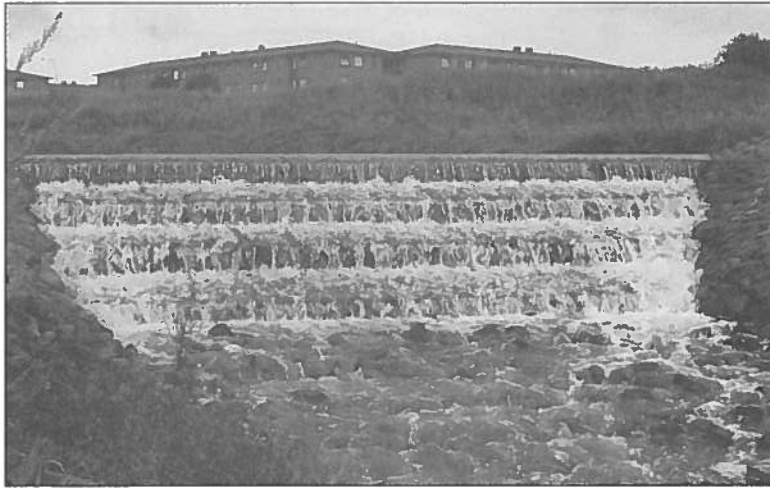
För poleringsdammar kan det i vissa fall kan förekomma en konflikt mellan en hög reningseffekt och bevarandet av det biologiska livet. Detta gäller framförallt de dammar som har en hög belastning av närsalter (WPCF 1990:249). Ur strömningssynvinkel är det bättre att sprida ut det inkommande vattnet så att en hydrauliskt effektiv fördelning åstadkoms. En utspridning ger också en lägre påverkan på fauna och flora. Men å andra sidan ger en hög belastning ur biologisk synvinkel en större avskiljning. För att komma runt detta finns det exempel på poleringsdammar



Figur 22. Exempel på olika inlopp till damm hämtade från en manual för anläggning av poleringsdammar (WPCF 1990:250).

I de fall en syresättning av vattnet önskas kan det vara lämpligt att utforma inloppet i trappstegsform (se figur 23) eller bara som ett naturligt överfall (se figur 24a) och på så vis syresätta vattnet. Ett annat alternativ för syresättning är att låta det inkommande vattnet ramma en stenvall eller motsvarande.

Inflödet sker antingen i form av överfall (se figur 24), via vattendrag (se figur 26), rör (se figur 22) eller via översilningsytor (se mellan damm S1 och S2 i figur 6). Kombinationer av dessa förekommer också. För miljödamm är inflöde via vattendrag (t.ex. bäck eller å) vanligt, men det förekommer även att vatten kommer från dräneringsrör. För dagvattendamm är rörledningar vanligast förekommande. För inflöde till poleringsdammar förekommer samtliga av de olika utformningarna.



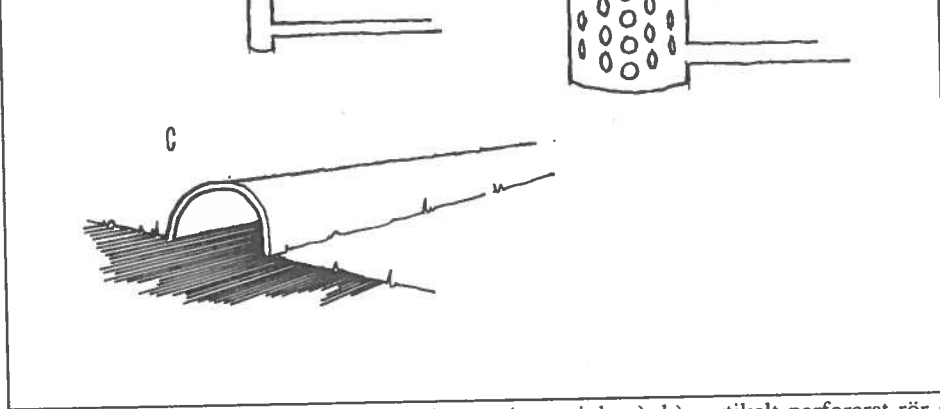
Figur 23. Överst ett trappstegsformat inlopp i form av ett vattendrag (Halmstad), och nederst ett trappstegsformat utlopp från en dagvattendamm (Mölndal). Foto: Jesper Persson.

För sidodammar kan antingen pasströsklarna och/eller dammvallarna regleras. Med pasströsklarna kan inflödet bestämmas, hur stort flöde som önskas samt vid vilka flöden man vill att vatten skall gå in i dammen (dvs när på året, eftersom flödet för miljödamm i regel varierar med tiden på året). Exempel på en sidodamm som tar emot åvatten visas i figur 26. Pasströsklarna till denna sidodamm som finns i Gantofta (utanför Helsingborg) är placerade på årsmedelvattennivån vilket gör att vatten passerar dammen under större delen av året, med undantag från sommarmånaderna.

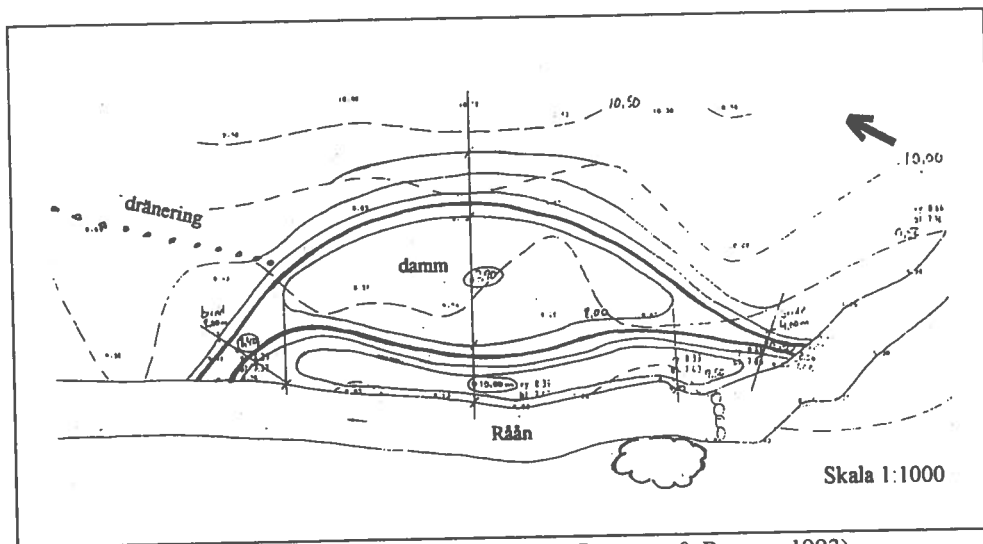
Det går också att reglera höjden på vallarna och på så vis få hela dammen under vatten, som i figur 27. I vissa fall är det önskvärt att leda in vatten från mindre tillflöden tillsammans med dränvatten eller grundvatten. I lågvattenperioder kan då dammen förses med vatten utan att torka ut eller råka ut för syrebrist p.g.a. en för dålig vattenomsättning. Nackdelen med att låta dammen svämmas över vid högvatten är enligt Leonardsson (1994:174) att det kan uppstå resuspension och bortförtsel av sediment.



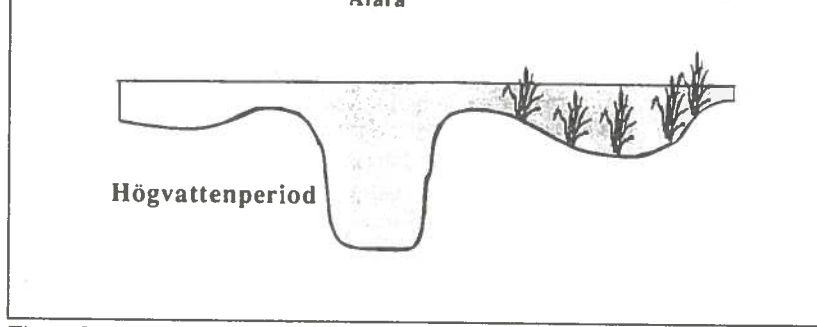
Figur 24. (a) visar ett naturligt överfall i utloppet från en poleringsdamm i Oxelösunds våtmarkssystem. Vattnet får på detta sätt ett extra syretillskott. (b) visar två skarpkantade överfall. Det vänstra är ett rektangulärt och det högra är ett s.k. Thomsonöverfall, med en triangulär utformning. Foto: Jesper Persson.



Figur 25. Tre olika typer av utflöde, a) hävert (eng. siphon), b) vertikalt perforerat rör (eng. riser) och c) enkelt rör eller hål (eng. orifice).



Figur 26. Åvatten försörjer en miljödamm, Gantofta (Boström & Persson 1993)



Figur 27. En sidodamm även kallad spegeldamm i två olika flödessituationer - en vid lågvatten och en vid högvatten (Leonardsson 1994:175).

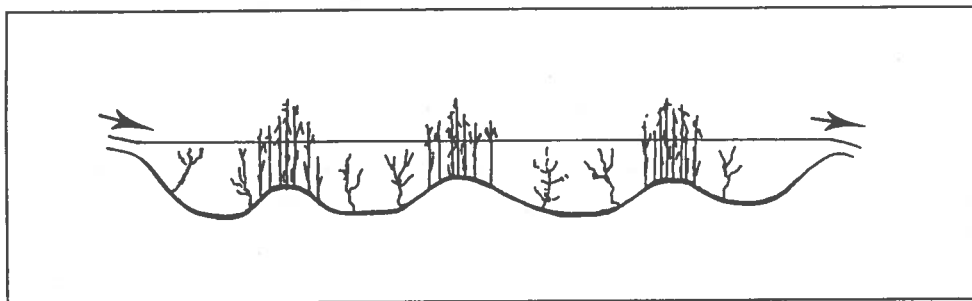
6.2 VATTENRÄTTSLIGA ASPEKTER

All dämning i vattendrag skall prövas enligt vattenlagen, såvida inte ingreppet är av ringa betydelse. I stället för att dämna vattendraget kan sidodamm anläggas, då dessa i regel inte prövas enligt vattenlagen. Det bör tilläggas att länsstyrelsen alltid skall kontaktas i de fall dammen ger konsekvenser på kulturmiljön, vilket också gäller om naturminnesmärke berörs, eftersom dessa behandlas i naturvårdslagen. Då en damm skall anläggas rekommenderas emellertid alltid ett samråd med länsstyrelsens miljövårdsenhet.

De biologiska effekterna av dämningar är framför allt att dammens utlopp kan hindra fiskvandring längs vattendraget. Vilket är ett av skälen till att vattenlagen i sådana fall föreskriver att åtgärder görs för att skydda fisket (VL 3 kap 11§). Men dammar utgör också ett habitat för gäddor och andra rovfiskar, som fångar mindre vandrande fiskar. Denna aspekt förstärks då dammen i sig självt utgör ett hinder för mindre fisk som riskerar att simma vilse, varav risken för att bli uppäten ökar ytterligare. För att undvika problemet med fiskvandring kan omlöp anläggas. Antingen i form av ett mindre vattendrag eller av en fisktrappa. Båda dessa metoder kan emellertid medföra problem. Omlöp i form av ett mindre vattendrag betyder att uppehållstiden minskas i dammen och att problem kan uppstå vid låga tillflöden. Laxtrappor i sin tur kan vara svåra att få att fungera. Normalt utformas de med en differens på 60-80 cm mellan

6.3 TOPOGRAFI: BANKAR OCH SÄNKOR

I regel rekommenderas en djupzon vid inloppet för att minska vattenhastigheten och på det sättet gynna sedimentation (se t.ex. figur 1 och 8). Det finns också i litteraturen förslag på att använda topografien för att förbättra fördelningen av det inkommande vattnet. Leonardsson (1993:170) och Weisner har föreslagit en typ av vegetationsdamm vilken har bankar anlagda vinkelrätt mot flödesriktningen. Dessa bankar ligger under vattenytan på ett sådant djup att växtlighet där kan etableras. Bankarna består av sten och lera, se figur 28. Leonardsson påpekar att det är viktigt att vassen inte blir för tät, eftersom kanalbildning då kan uppstå och en jämn fördelning motverkas. Förutom att flödet kan tänkas fördelas på ett mer hydrauliskt effektivt sätt så får också dammen, med den extra vegetationen, en större andel vegetativ yta.



Figur 28. Förslag till utformning av en vegetationsdamm för omhändertagande av naturvatten (Leonardsson 1993:171)

Knight & Iverson (1990) menar att fördelningen av vatten samt uppehållstid optimeras om djupzoner anläggs vinkelrätt mot strömriktningen. Vidare menar de att djupzonerna gör att dammen kan få vegetationsfria zoner (vilket skall vara bra för det akvatiska livet i dammen) och att det djupare zonerna (även på sommaren) kan ge plats för myggätande fiskar. De biologiska motiv som Knight & Iverson lägger fram för att anlägga djupzoner anses emellertid av en grupp svenska biologer som irrelevant, eftersom olika organismer är anpassade till olika miljöer¹⁵. Grunda dammar är bl.a. gynnsamma för vadarfåglar och groddjur.

¹⁵ Information från Pär Persson, Linda Boström och Claes Nihlén vid Helsingborgs miljökontor.

pond. In addition to treatment efficiency, economics and aesthetics play an important role in deciding whether or not baffling is desirable. In general, the more baffling that is used, the better the flow guidance and treatment efficiency.”

WPCF rekommenderar parallella bankar i längsgående riktning som skall rikta upp flödet mellan in- och utlopp (liknande idéer finns i Kadlec & Knight 1996:619).

För dagvattendammar har det i litteraturstudien inte stötts på exempel på parallella dammar eller tvärgående/längsgående bankar.

6.4 LUTNING AV SLÄNT OCH DAMMBOTTEN

I regel rekommenderas att släntlutningen på dammens sidor skall vara flack. För poleringsdammar finns rekommendation på släntlutning till mellan 1:2 till 1:3 (Wood 1990). För dagvattendammar finns däremot en konflikt mellan att utnyttja markytan på ett effektivt sätt mot magasineringsskapitetens storlek och av biologiska, sociala och estetiska intressen. Branta kanter och en djup damm står här mot flackare kanter och en något mindre magasineringsskapitet. Släntlutningen bör emellertid för allmänheten tillgängliga dammar i urban bebyggelse vara liten. Detta framförallt för att minska drunkningsrisken och för att öka mängden vegetation i dammen (se också i kapitel 5.5 rörande dimensionering av dagvattendammar). SGI (1997) rekommenderar för vägdagvattendammar en släntlutning på över 1:3. I urban bebyggelse kan staket eller tät buskage i vissa fall vara ett alternativ till partier med flackare släntlutningar.

Dammbotten bör inte luta i sidled, däremot rekommenderas en lutning på 0-1 % i längsled (Watson & Hobson 1989). Hammer (1992) menar däremot att dammar inte bör luta vare sig på längden eller bredden. Hammer skriver att lutningen i längsriktning inte bör vara > 0.05%. Ingen av dessa författare motiverar emellertid sina rekommendationer.

I princip gäller att den lägesenergi som går åt för att driva vattnet genom dammen måste vara lika stor som den friktion som uppkommer när vattnet strömmar över vegetationen i dammen. Reed et al. (1995:203) anser att det är bättre att denna skillnad fås genom en differens mellan in- och utflödesnivåerna i dammen, p.g.a. att vegetationen kan ändras över tiden och att en bottenlutning inte kan regleras. Därför är

rekommenderas att infiltrationen inte överstiger 10^{-7} till 10^{-6} m/s, dvs cirka 1-9 cm/dygn (WPCF 1990:229). De flesta "naturliga" dammar har emellertid en låg infiltrationskapacitet. Dammar längre ner i avrinningssystem kan vara inströmningsområde för grundvatten, varvid även en damm med hög permeabilitet kan ha en mer kontinuerlig vattenspegel.

Erosion är också en faktor som bör beaktas. Speciellt vid in- och utlopp kan erosion inträffa. Åtgärder mot erosion kan vara att hårdgöra utsatta partier, med t.ex. stenbeläggning. En annan åtgärd är att förändra eller flytta på inloppet (vilket brukar vara mer utsatt än utloppet).

6.6 FORM OCH DAMMTYP

Ett vanligt designkriterium vid dimensionering av alla dammtyper är längd-bredd förhållandet. Längd-breddförhållande omkring 1:1 (som t.ex. kvadratiska eller cirkulära former) ger i regel en dålig hydraulisk effektivitet, eftersom dödzoner kan bildas vid kanterna. Synen på vad som är det mest lämpliga förhållandet varierar med olika källor, se tabell 5. Det bör anmärkas att flertalet inte nämnvärt motiverat sina föreslagna värde på bra längd-bredd förhållande medan andra pekar på empiriska resultat hos olika dammformer.

Tabell 5. Olika rekommendationer på lämpliga längd-breddförhållande

| Referenser | Lämpligt längd-bredd förhållande |
|-----------------------------|----------------------------------|
| Crites (1994) | 2-10:1 |
| Watson & Hobson (1989) | 10:1 eller större |
| Larm (1996:99) | större än 3:1 |
| Urbonas & Stahre (1993:387) | större än 3:1 |
| Braskerud (1993:49) | större än 10:1 |
| WPCF (1990:180, 242) | större än 3-6:1 |
| Knight (1987a) | 2:1 |
| Reed et al. (1995:203) | 1:1 upp till 3-4:1 |

förhållande. Vilket gör att Knights slutsats blir att det optimala förhållandet är 2:1.

Reed et al. (1995:203) menar att det funnits en tradition inom dammplanering att rekommendera längd-bredd förhållande på minst 10:1. Detta för att säkerställa ett pluggflöde och att undvika kortslutningar. Det största problemet med denna strategi, menar Reed, är att flödesmotståndet ökar med längden på dammen, vilket kan leda till översvämningar. Därför menar Reed att dammar med förhållande på 1:1 upp till 3-4:1 att föredra. Vidare påpekas att sådana dammar med en varsam utformning går att få hydrauliskt effektiva.

Generellt rekommenderas, oberoende om dammarna tar emot dag-, spill- eller naturvatten, att dammen får en ellipsliknande form, med in och utlopp i var sin ända.

Faktorer som gör att dammar får en oregelbunden form är framförallt estetiska och biologiska samt befintlig topografi. Ur hydraulisk synvinkel bör dammar hållas fria från allt för stora in och utbuktningar, för att på så sätt undvika stillastående vatten. Men å andra sidan betyder inte en hög hydraulisk effektivitet nödvändigtvis att dammen totalt sett är en bra damm. I regel anses inte heller en symmetrisk damm vara bra ur estetisk eller biologisk synvinkel (t.ex. kan en inbuktning vara en tillgång eller t.o.m. en förutsättning för grodor). Vidare går det att fråga sig i vilken mån de biologiska reningsprocesserna fungerar bäst vid pluggflöde? Andra element som förändrar "formen" på dammen är öar. Här är det inte så mycket estetiska argument utan snarare att öar drar till sig sjöfågel, vilket gör dem populära hos jaktintresserade markägare. Sådana öar sätts i regel i samband med miljödammar och utgör där ett värdefullt inslag i de fall det planeras för jakt på fågel. Lösningen på konflikten mellan hydraulisk effektivitet och faktorer såsom estetik, jakt och ekologi kan vara att använda datormodeller för att optimera fördelningen av vatten samtidigt som övriga intressen tillgodoses.

6.7 VIND

Vind kan generera kortslutningar av flöden (WPCF 1990:181) och resuspension av sediment (Leonardsson 1993:169) i dammen. För att minska dessa bör dammen i sin längdriktning placeras vinkelrätt mot dominerande vindriktning. Det bör emellertid

6.8 TEMPERATUR

I djupare dammar (över ett par meter) kan det bildas temperaturskikning. Detta kan minska effektiviteten på sommaren och vintern. På sommaren flödar det inkommande kallare vattnet på botten genom dammen. Det omvända sker på vintern då det inkommande varmare vattnet flödar på ytan genom dammen (WPCF 1990:181). Härvid minskas uppehållstiden väsentligt varvid djupa dammar bör undvikas (jmf. med kapitel 5.4.3).

viktigt för de biologiska och kemiska processerna utan också för att kunskapsnivån är relativt låg inom detta fält. Det behöver utvecklas metoder för att skapa goda strömningsförhållande samtidigt som andra krav kan tillgodoses.

- Det behövs mer kunskaper om de fysiska och biologiska mekanismer vilka avskiljer kväve och fosfor, samt hur dessa mekanismer förhåller sig till dammens hydraulik.

- Mer kunskap behövs också om skötsel av dammar. Vad skall man göra av det slam som kommer från dagvattendammar? Bland skötselfrågorna ingår skörd av biomassa, vilken inte är tillräckligt belyst. Trots att tanken om kretslopp är tilltalande ser det ut som om skördning av biomassa inte är ett bra alternativ för dammar.

- Dammars möjlighet att fungera som ett rekreationsområde ställer stora krav på god planering av markanvändning för friluftsliv, samt m.a.p. säkerhets- och smittrisker. Det behövs studier som visar på möjligheter och begränsningar hos dammar i relation till dessa frågor. Speciellt för dammar som anläggs nära samlad bebyggelse (som t.ex. dagvattendammar) finns det ett behov av riktlinjer. Hur säkerhetsfrågor som drunkning- och smittrisk skall påverka utformningen är inte tillräckligt belyst.

Ett par forskningsprojekt som pågår vid Chalmers Tekniska Högskola och som behandlar dammar (öppna utjämningsmagasin) beskrivs nedan.

- "Modellering och fältmätning av föroreningsavskiljning i öppna utjämningsmagasin för dagvatten". Kontinuerliga fältmätningar utförs i flera befintliga magasin under längre perioder (0,5-1 år) i syfte att bestämma olika magasinets förmåga att avskilja föroreningar ur urbant dagvatten. De föroreningar som analyseras är partikelinnehåll, tungmetallhalt och halten närsalter. Analysresultat från fältmätningar ligger till grund för vidare modellering av partikulära föroreningars avskiljning i öppna utjämningsmagasin. Ett finita elementprogram (FIDAP) används för att beräkna flödesfördelning och partikeltransport i tre dimensioner.

- "Designkriterier för konstruerade dammar". Olika utformningar studeras m.a.p. hydraulisk effektivitet (d.v.s. förmågan att fördela inkommande vatten). Olika längdbredd förhållande, bankar, öar, in- och utlopp, samt olika former analyseras och jämförs i numerisk modell.

i syfte att kartlagga synsätt, motiv och samverkan vid planering av dammar.
Detta för att analysera dessa faktorerers inverkan vid planering och val av
utformning.

avrinningsområde, Helsingborgs stad.

Braskerud, B., 1993, *Konstruksjon og effekter av fangdammer*, NORDFORSK rapport nr. 6.24.09-2, Senter for jordfaglig miljøforskning, Bodö, Norge.

Brodie, G. A., 1989, "Selection and evaluation of sites for constructed wastewater treatment wetlands", in *Constructed wetlands for wastewater treatment* (ed. by D. A. Hammer), Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan, USA.

Brown, D. S., 1994, "Constructed wetlands in the USA", *Water Qual int*, no. 4, p 24.

Chow, V. T., 1959, *Open-channel hydraulics*, McGraw-Hill Book Company, Inc.

Crites, R. W., 1994, "Design criteria and practice for constructed wetlands", *Water Science and Technology*, vol. 29, no. 4, pp 1-6.

Dackwerts, P.V., 1952, "Continuous flow systems:distribution of residence times", *Chem. Eng. Sci.*, 2(1):1-13.

Dorman, M.E., J. Hartigan, F. Johanson & B. Maestri, 1988, *Retention, detention and overland flow for pollutant removal from highway stormwater runoff*. Rpt. FHWA/RD-87/056, Springfield, VA.

Ekologgruppen, 1990, *Höje å landskapsvårdsplan*, Länsstyrelsen i Malmöhuslän, Miljövårdsenheten 1990:2.

Ekologgruppen, 1993, *Handlingsprogram för för vatten och landskapsvårdande åtgärder i kävliga ån*

Finney, B.A. & E.J., Middlebrooks, 1980, "Faculative waste stabilization pond design", *J. Water Pollut. Control Fed.*, 52,134.

Fleischer S. et al., 1994, "Nitrogen Removal in Created Ponds", *Ambio*, Vol. 23, No. 6, 349-357.

Hakeman, P.-O., 1997, "Urinseparering förbättrar inte havsmiljön", *VAV-NYTT*, nr 2.

Halmstad kommun, utgivningsår okänt, *Våtmarker för en rikare och friskare miljö*.

Hammer, D. A. & R. L. Knight, 1994, "Designing constructed wetlands for nitrogen removal", *Water Science and Technology*, vol. 29, no. 4, pp 15-27.

Hammer, D. A., 1992, "Design of constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint pollution", *Ecology Engineering*, nr. 1, pp 49-82.

Herschey, R.W, 1978, *Hydrometry; Principles and Practices*, ed. by R.W. Herschey, Department of Environment, Water Data Unit, Reading, England, John Wiley & Sons.

Herskowitz, J., 1986, *Town of Listowel Artificial Marsh Project Final Report*, Project No. 128RR, Ontario Ministry of the Environment, Toronto.

Hirsig, P. et al., 1982, The Present Situation Regarding the use of Fluorescent Tracers in Limology, In proceedings of *Tracer Techniques in Hydrology conference*, Bern, Switzerland.

Hvitved-Jacobsen, T., Y.A., Yousef & M.P. Wanielista, 1988, "Rainfall analysis for efficient detention ponds", *ASCE Engineering Foundation Conference on Current Practice and Design Criteria for Urban Runoff Water Control*, 11-15 July 1988. Missouri, USA.

Jönsson, L., 1980, *Recipienthydraulik*, Inst. för Teknisk Vattenresurslära, Lunds Tekniska Högskola, Lund.

Kadlec, R., et. al. , 1993, "Hydrological design of free water surface treatment wetlands", in *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement* (ed. by Gerald A. Moshiri), Lewis Publishers Inc.

Kadlec, R., 1995, "Overview: surface flow constructed wetlands", *Water Science and Technology*, no. 3, pp. 1-12.

assimilation by freshwater wetlands", in *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*, Reddy K.R and W.H Smith (eds.), pp 913-921, Magnolia Publ. Co., Orlando, Florida, USA:

Knight, R.L. et al., 1987b, "Performance of natural wetland treatment system for wastewater management", *J. Water Pollut. Control. Fed.*, nr. 59, 746.

Knight, R.L., R.W. Ruble, R.H. Kadlec & S.C. Reed, 1993, "Wetlands for Wastewater Treatment: Performance Database", In *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, ed. Gerald A Moshiri, Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 35-58.

Knight, R.L. & M.E. Iverson, 1990, "Design of the Fort Deposit, Alabama Constructed Wetlands Treatment System", in *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, (ed.) Cooper P.F. & B.C. Findlater, pp 521-524, Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Cambridge, UK, September 24-28, 1990, Pergamon Press, Oxford, UK.

Kärman, E., 1997, *Analysis of Waste Water Systems, with Respect to Environmental Impact and the Use of resources*, Licentiate thesis, Report 1997:2, Department of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology.

Larm, T., 1996a, *Towards integrated watershed management: System identification, material transport and stormwater handling*, Licentiate Thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm.

Larm, T., 1996b, "Användning av våtmarker och dammar för rening av dagvatten", *Stadsbyggnad*, nr. 6, Stockholm.

Larm, T. & C. Andersson, 1995, *Vägdagvatten - dimensionering av avsättningsmagasin. Avsättningsmagasin - metodik för dimensionering och uppskattning av reningseffektivitet*, Rapport 0108, Ringen och yttre tvärleden, Vägverket, Stockholm

Leonardsson, L., 1994, *Våtmarker som kvävefälla: Svenska och internationella erfarenheter*, Naturvårdsverket Rapport 4176, Stockholm

Lantbruksuniversitet, Helsingfors.
Jansson, E., B. Lind & B. Malbert, 1992, *Lokal dagvattenhantering: Erfarenheter från några anläggningar i drift*, VA-FORSK, rapport nr. 1992-09, Stockholm.

Jones, D.R. & R.F. Jung, 1990, "Analytical Problems Arising from the use of Bromide and Rhodamine WT as Co-Tracers in Streams", *Water Research*, Vol. 24, No.1, January.

Malmqvist, Yngve, *Landskap i förändring: En studie i samhällsekonomisk lönsamhet applicerad på dammar vid brudbäckens avrinningsområde i Karlskrona kommun*, arbetsmaterial, Koncept, Boverket.

Mangelson, K.A., 1971, *Hydraulics of Waste Stabilisation Ponds and its Influence on Treatment Efficiency*, Ph.D. thesis, Utah State Univ., Logan.

Mangelson, K.A. & G.Z., Watters, 1972, "Treatment Efficiency of Waste Stabilization Ponds", *J. Sanit. Eng. Div., Am. Soc. Civ. Eng.*, 98.

Marecos do Monte, M. H. F. & D. D. Mara, 1987, "The hydraulic performance of waste stabilization ponds in Portugal", *Water and Science Technology*, Vol. 19, No. 12, pp. 219-227.

Marsalek J. et al., 1992, *Urban drainage systems: Design and operation*, A Review paper for the IAWPRC INTERURBA Workshop, Wageningen, The Netherlands, April 6-10.

Marais, C.V.R. & V.A. Shaw, 1961, "A Rational Theory for the Design of Sewage Stabilization Ponds in Central and South Africa", *Trans. S. Afr. Inst. Civil Eng.*, 3:205.

Middlebrooks, E.J., 1987, "Design equations for BOD removal in facultative ponds", *Water and Science Technology*, Vol. 19, No. 12, pp. 187-193.

Middlebrooks, E.J., et al., 1982, *Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance, and Upgrading*, Macmillan, New York.

Persson, J., 1997, "The hydraulic performance of surface flow wetlands of various shapes", bidrag till kommande konferens: *Developments in Urban Drainage Modelling*, 21-24 september 1998, London, UK.

Proposition 1990/91:90, *En god livsmiljö*, Miljödepartementet.

Reed S.H., R. W. Crites & E. J. Middlebrooks, 1995, *Natural Systems for Waste Management and treatment*, 2nd edition, McGraw-Hill.

Schueler, T.R., 1992, *Design of stormwater wetland systems. Guidelines for creating diverse and effective stormwater wetlands in the mid Atlantic Region.*

SGI, 1997, *Rening av vägdagvatten: preliminära råd vid dimensionering*, remissversion, Statens Geotekniska Institut (SGI).

Smardon, R.S., 1989, "Human Perception of Utilization of Wetlands for Waste Assimilation, or How Do You Make a Silk Purse Out of a Sow's Ear?", i *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural* (ed. by D. A. Hammer), Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan, USA.

SMHI, 1979, *Vattenföringsbestämning vid vattenundersökningar*, Statens Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI), Liber Förlag.

SNV, 1983, *Inventering av svenska våtmarker*, TM 1680, Svenska Naturvårdsverket (SNV), Solna.

Smart, P.L. & I.M.S. Laidlaw, 1977, "An Evaluation of Some Fluorescent Dyes for Water Tracing", *Water Resources Research*, Vol. 13, No. 1, February.

Somes, N.L.G., P.F. Breen & T.H.F. Wong, 1996a, "Integratad Hydrologic and Botanical Design of Stormwater Control Wetlands", presented at *the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Vienna.

Stenström, T.-A., 1996, *Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem*, Naturvårdsverket, Rapport nr 4683.

Strömberg, L. G., 1992, *Var slutar en sjö? Livsvillkor och naturuppfattning kring Hornborgasjön 1900-1990*, Doktorsavhandling, Göteborgs Universitet.

Söderberg, H., 1997, "Kretsloppsanpassad avloppshantering - förutsättningar och möjligheter", föredrag presenterat vid *Bygghälsningsrådets forskarmöte*, Björkliden, 22-25 april 1997.

Tchobanoglous, G. & G. Culp, 1980, *Aquaculture Systems for Wastewater Treatment: An Engineering Assessment*, US EPA, Office of Water Program Operations, US EPA Report 430/9-80-007, pp. 13-42.

Thirumurthi, D., 1974, "Design Criteria for Waste Water Stabilization Ponds", *J. Water Pollution Control Fed.*, 46(9):2094-2106.

Tomljanovich D. A. & O. Perez, 1989, "Constructing the wastewater treatment wetland - some factors to consider", in *Constructed wetlands for wastewater treatment* (edited by D. A. Hammer), Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan, USA.

U.S. Environmental Protection Agency, 1983, *Design Manual: Municipal Wastewater Stabilization Ponds*, EPA 625/1-83-015, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, OH.

U.S. Environmental Protection Agency, 1993, *Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Office of Water, Washington D.C., EPA 832/R-93/008.

Urbanas, B. & P. Stahre, 1993, *Stormwater: Best management practices and detention for water quality, drainage and CSO management* (Chapter 24), PTR Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, U.S.

VBB Viak, 1995, *Modellering av Ekologisk Dagvattenhantering*, Koncept augusti 1995.

Hammer), Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan, USA.

Wehner, J.F. & R.H. Wilhelm, 1956, "Boundary Conditions of Flow Reactor", *Chem. Eng. Sci.*, No. 6, pp. 89-93.

Wittgren, H-B. & S. Tobiason, 1995, "Nitrogen removal from pretreated wastewater in surface flow wetlands", *Water and science Technology*, Vol. 32, No. 3, pp. 69-78.

Wittgren, H. B., 1994, *Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten: Kunskapssyntes och utredning om forskningsbehov*, Naturvårdsverket Rapport 4365, Stockholm.

Wood, A., 1990, "Constructed wetlands for wastewater treatment - engineering and design considerations", *In Proceedings International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, s. 481-494, Cambridge, U.K.

Wong, T.H.F. & N.L.G. Somes, 1995, "A Stochastic Approach to Designing Wetlands for Stormwater Pollution Control", *Water and science Technology*, Vol. 32, No. 1, pp. 145-151.

Water Pollution Control Federation, 1990, *Manual of Practice, Natural systems*, Wetlands Chapter, February 1990, MOP FD-16 WPCF, s. 270.

Internet-referenser

Jordbruksverket [www, http://195.84.203.66/vatten/bevattning/bevattning.htm](http://195.84.203.66/vatten/bevattning/bevattning.htm),
Jordbruksverkets hemsida.

| | |
|-----|--|
| LOD | Lokal omhändertagande av dagvatten |
| PFR | Cell med pluggflöde (eng. Plug flow reaktors) |
| RTD | En hydrograf som beskriver ändringen i koncentration m.a.p. tiden (eng. Residence time distribution) |
| TSS | Torrsubstans |
| VA | Vatten och Avlopp |
| VL | Vattenlagen |

$$QC_{in} - QC_{ut} - rV = 0$$

$$Q(C_{in} - C_{ut}) = kC_{ut}V$$

där r är nedbrytningen per volymsenhet och
 k är reaktionshastigheten [1/s]

Eftersom $t_n = V/Q$ är den nominella uppehållstiden, kan man skriva om ekvationen till

$$C_{in} - C_{ut} = kC_{ut}t_n$$

$$\frac{C_{ut}}{C_{in}} = \frac{1}{1 + kt_n}$$

vilken således gäller för ett fullständigt omblandat flöde.

Avskiljning av ämnen i ett pluggflöde

Om man istället följer en vattenmassa genom ett pluggflöde kommer koncentrationen i denna att reduceras under passagen genom volymen. Om volymens tvärsnittsarea vinkelrätt mot flödet är konstant A blir dess längd $L = V/A$, och flödeshastigheten Q/A . En jämvikt för en infinitesimal volym $A dx$ ger på samma sätt som ovan

$$QC(x) - QC(x + dx) - rA dx = 0$$

$$QC(x) - QC(x + dx) - kC(x + \frac{dx}{2})A dx = 0$$

$$Q(C(x) - C(x + dx)) = kC(x + \frac{dx}{2})A dx$$

$$\frac{C(x + dx) - C(x)}{C(x + \frac{dx}{2})} = -\frac{kA}{Q} dx$$

När dx går mot 0 förenklas detta till

$$\frac{dC}{C} = -\frac{kA}{Q} dx$$

eller vid utloppet där $x=L=V/A$

$$C(x) = C(L) = C_{in} e^{-\frac{kV}{Q}}$$

eller med den nominella uppehållstiden

$$C_u = C_{in} e^{-kt_n}$$

vilket således gäller vid kontinuerlig beskickning vid pluggflöde.

Tank-in-series-model eller Partial-mixing model

Tank-in-series-model eller *Partial-mixing* är en modell där man seriekopplar en rad fullständigt omblandade celler och som resultat får en modell som uppvisar ett beteende som är ett mellanting mellan fullständigt omblandat flöde och pluggflöde. Genom att ställa upp kontinuitetsekvationen för den j:te cellen erhålles

$$Q(C_{j-1} - C_j) = kd_j A_j (C_j - C^*)$$

- där C_{j-1} är koncentrationen i cell j-1
 C_j är koncentrationen i cell j
 d_j vattendjupet i cell j
 A_j vattenytans area i cell j
 C^* bakgrundskoncentrationen

där djA_j/Q är lika med den nominella uppehållstiden i varje cell.

Om N celler seriekopplas erhålls med C_0 som inflödeskoncentrationen och C_N som utflödeskoncentrationen

$$\frac{C_N - C^*}{C_0 - C^*} = \prod_{j=1}^N \left(\frac{1}{1 + k_j t_j} \right)$$

där reaktionshastigheten också antagits variera från cell till cell (Reed et al. 1995:107; Marias & Shaw 1961). Antag vidare att alla celler har samma volym $djA_j=V/N$ och därmed samma uppehållstid $t_j=V/(NQ)$ erhålles

$$\frac{C_N - C^*}{C_0 - C^*} = \left(\frac{1}{1 + \frac{kV}{NQ}} \right)^N$$

och med den totala nominella uppehållstiden $t_n = N t_j = V/Q$

$$\frac{C_N - C^*}{C_0 - C^*} = \left(\frac{1}{1 + \frac{kt_n}{N}} \right)^N$$

Om antalet celler N är 1 så erhålls ett fullständigt omblandat flöde och om N går mot oändligheten så erhålls ett pluggflöde. En grafisk jämförelse av ekvationerna visas i figur 22. Ett vanligt intervall för N är 2-5 celler, men det finns också uppgifter på 2-8 (Kadlec & Knight 1996:249).

bestämmer ett flertal faktorer som tex topografi och vattenbens utformningen, vilket gör att det är svårt att generellt beskriva dess utseende. Bevattningsdammar kan också användas i syfte att bevattna jordbruks- eller skogsmark (tex energiskog) med spillvatten.

Dagvattendammar

Dagvattendammar är sådana dammar som tar emot dagvatten, från t.ex. hustak, vägar och parkeringsplatser.

Fångdamm eller sedimentations- och vegetationsdamm

För dag- och naturvattendammar finns också benämningarna fång-, sedimentations- och vegetationsdamm. Det norska institutet Jordforsk har valt att arbeta med benämningen fångdamm som består av en sedimentationskammare och ett våtmarksfilter. Denna princip att det inkommande vattnet både skall reducera sediment och närsalter har lett till att en del författare använder termen fångdamm. Om inte sedimentation och denitrifikation sker i en damm kan två dammar läggas strax efter varandra, varav den ena är något grundare än den andra. De skiljs då åt som sedimentations- respektive vegetationsdamm.

Kulvertdamm

Ytterligare en typ av damm är kulvertdammar (också kallat rörmagasin) som anläggs som ett steg i ett dagvattensystem. Dammens syfte är att fördröja och rena dag- och/eller dräneringsvattnet innan det går ut till recipienten.

Miljödamm

En miljödamm är en damm som tar emot vatten från skogs- och åkermark, sk naturvatten. Miljödammar kan både finnas i form av fördämningar men också sidodammar.

Polerings-, bio-, eller oxidationsdamm

En poleringsdamm är en damm som anläggs nedströms avloppsreningsverk för att främst oxidera organiskt material och avskilja kväve innan avloppsvattnet släpps ut i recipienten (benämns också för bio- eller oxidationsdammar). Poleringsdammar behöver inte nödvändigtvis placeras efter ett reningsverk. Ytterligare användningsområde för poleringsdammar är att använda dem efter filterbädd eller efter en sandbädd.

Med vattendamm menas att det även under torra perioder finns en vattenspegel. Detta är skillnad från en torrsdamm som saknar en permanent vattenspegel.

- 3 **Johansson, M.:** Barrier-type Breakwaters. Transmissions, Reflection and Forces. 1989. Report A:19
- 4 **Perrusquía, G.:** Bedload Transport in Storm Sewers. Stream Traction in Pipe Channels. 1991. Report A:22
- 5 **Lei, A., X.:** Dynamic Characteristics of Floating Breakwaters. 1996. Report A:26

Licentiate essays

- 1 **Johansson, M.:** Transient Motions of Large Floating Structures. 1986. Report A:14
- 2 **Mårtensson, N., Bergdahl, :** On the Wave Climate of the Southern Baltic. 1987. Report A:15
- 3 **Perrusquía, G.:** Part-full Flow in Pipes with a Sediment Bed. Part one: Bedform dimensions. Part two: Flow resistance. 1988. Report A:17
- 4 **Rankka, W.:** Estimating the Time to Fatigue Failure of Mooring Cables. 1989. Report A:20
- 5 **Olsson, G.:** Hybridelementmetoden, en metod för beräkning av ett flytande föremåls rörelser. 1990. Report A:21
- 6 **Berggren, Larry:** Energy Take-out from a Wave Energy Device. A Theoretical Study of the Hydrodynamics of a Two Body Problem Consisting of a Buoy and a Submerged Plate. 1992. Report A:23
- 7 **Forsberg, Jan:** Strömning i ett styrbart sidoöverfall, 1995. Report A:24

C. Papers to International Scientific Journals

- 1 **Berggren, L & Johansson, M.:** Hydrodynamic coefficients of a wave energy device consisting of a buoy and a submerged plate. Applied Ocean Research, Vol. 14, No 1, 1992.
- 2 **Lyngfelt, S.:** Base catchment modelling in urban runoff simulation. Nordic Hydrology, Vol. 22, No. 3, 1992.
- 3 **Lyngfelt, S.:** An improved rational method in urban runoff application. Nordic Hydrology, Vol. 22, No. 3, 1992.
- 4 **Sulisz, W. & Johansson, M.:** Second-order wave diffraction of a surface-piercing horizontal cylinder of substantial draught. Applied Ocean Research, Vol. 14, No. 6, 1992.
- 5 **Björkenstam, U & Lei, X.:** Wave loading on multiple floating bodies. International Shipbuilding Progress, 38, No. 416, pp. 361-391, 1992.
- 6 **Perrusquía, G.:** An experimental study on the transport of sediment in sewer pipes with a permanent deposit. Water Science and Technology. IAWPRC, Vol. 25, No. 8, 1992.
- 7 **Sulisz, W.:** Stability analysis for multilayered rubble bases. Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering, Vol. 120, No. 3, May June 1994.
- 8 **Perrusquía, G., Larsen, T., & Petersen, O.:** Influence of sewer sediments on flow

- 11 Liu, Y., Bergdahl, L. Frequency domain dynamic analysis of cables. Journal of Engineering Structures, Vol. 19, No. 6, pp 499-506, 1997.
- 12 Liu, Y., Bergdahl, L. Influence of current and seabed friction on mooring cable response: comparison between time-domain and frequency-domain analysis. Journal of Engineering Structures, Vol. 19, No. 11 pp 945-953 1997.
- 8 Sulisz, W.: Numerical modelling of the stability of rubble bases. Proceedings, 23rd Coastal Engineering Conference, ASCE, New York, pp 1798-1803, 1992.
- 9 Haggström, S. & Johansson, G.: Recent changes in civil engineering education at Chalmers University of Technology. Proceedings, Innovation and Change in Civil Engineering Education, Belfast, Northern Ireland, April 19-21, 1993.

D. Papers at international conferences and workshops

- 1 Berggren, L. & Bergdahl, L.: Forces on a wave energy module. The third symposium on ocean wave energy utilisation, Tokyo, Japan, 1991.
- 2 Haggström, S.: Project oriented and "traditional" education at the School of Civil Engineering at Chalmers University of Technology. Transfer of Technologies 2000, Prague, Czechoslovakia, Sept. 1991.
- 3 Perrusquía, G.: Bedload transport in storm sewers. First International Workshop on Sewer Sediments, Brussels, Belgium, Sept. 4-6, 1991.
- 4 Perrusquía, G.: Sediment transport in sewer pipes in stream traction. Study Day on Sediment Transport, Katholieke Universiteit, Leuven, Belgium, March 3, 1992.
- 5 Perrusquía, G.: Physical modelling of sand transport in sewers. International Workshop on Environmental Hydraulics October 14, 1992. (Eds: G. Calati, A. Lewis, D Howett).(CEC DGXII.E.3)
- 10 Lei, X., & Bergdahl, L.: Dynamic response of linked, moored, floating structures. The Eighth International Workshop on Water Waves and Floating Bodies. St. John's, Newfoundland, May 23-26, 1993.
- 11 Sjöström, B-O: Technocean AB. The past, present and future of hose-pump wave energy converter. Proceedings, European Wave Energy Symposium, Edinburgh, Scotland, July 21-24, 1993.
- 12 Perrusquía, G.: "Sediment transport in storm sewers with a permanent deposit", Proceedings, Sixth International Conference on Urban Storm Drainage, Niagara Falls, Canada, September 12-17, 1993.
- 13 Perrusquía, G.: "Influence of sewer sediments on flow friction and bed shear distribution", The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor, Aalborg, Denmark, May 15-18, 1994.
- 14 Perrusquía, G. & Nalluri, C. Modelling of bedload transport in pipe channels, Proceedings, 8th International Conference on Transport and Sedimentation of Solids, Prague, Czech Republic, Jan., 1995.

- caution of wave energy prediction of existing guidelines, especially for mooring design. Second European Wave Power Conference, Lisbon, Portugal, Nov. 8-10, 1995
- 18 **Nielsen, K., Holmes, B., & Berggren, L.** On the tank testing of off-shore wave power converters. Second European Wave Power Conference, Lisbon, Portugal, Nov. 8-10, 1995.
- 19 **Berggren, L., & Bergdahl, L.** Time-domain simulation of a single wave-energy converter. Second European Wave Power Conference, Lisbon, Portugal, Nov. 8-10, 1995,
- 20 **Perrusquía, G. & Nouvet, C.:** Bedload transport of graded sediment particles in sewers. Seventh International Conference on Urban Storm Drainage, Hannover, Germany, Sept. 9-13, 1996.
- 21 **Perrusquía, G., et al.:** Solids in sewers: The state of the art. Seventh International Conference on Urban Storm Drainage. Hannover, Germany, Sept. 9-13, 1996.
- 22 **Asztély, M., & Lyngfelt, S.:** Three-dimensional numerical modelling of energy losses in a manhole. Seventh International Conference on Urban Storm Drainage, Hannover, Germany, Sept. 9-13, 1996.
- 23 **Liu, Y., & Bergdahl, L.** Study of current and seabed friction effect on mooring cable response. First Asia-Pacific Conference on Offshore Systems: Mobile & Floating Structures., Kuala Lumpur, Malaysia, Dec. 10-11, 1996.
- 1991.
- B:55 **Perrusquía, G.:** Sediment transport in pipe channels. Postdoctoral experimental studies. December 1991 - April 1992.
- B:56 Nordisk möte om bölgeenergi, Hanstholm, 8-9 maj, 1992.
- B:57 **Perrusquía, G.:** An experimental study from flume to stream traction in pipe channels. 1993.
- B:58 Activity Report 1992
- B:59 Activity Report 1994
- B:60 **Asztély, M.:** Literature review of energy losses in manholes. 1995.
- B:61 **Lindvall, G.:** Energy losses at manholes. Lab. measurements at non-stationary flow. 1996.
- B:62 **Bergdahl, L** MODEX User's Manual. Version 3. 1996.

Report Series C

- C:35 **Johansson, M.:** RECT - A radiation diffraction program for the analysis of floating breakwaters with rectangular cross-section. 1991.
- C:36 **Johansson, M.:** SHELF - A diffraction program for the analysis of a barrier-type breakwater with rectangular cross-section and a protruding shelf facing the incident waves. 1991.
- C:37 **Johansson, M.:** HYB2D - A radiation diffraction program for the analysis of floating breakwaters. 1991.

Other Reports:

Rylander, A., & Sjöström, B-O.:

Bestämning av motståndskoefficienterna c_d och medsvängande vattenmassa för dämpskivor till slangpumpkraftverk (modellförsök i dyktanken UT/CTH), Technocean, Rapport nr 9102.

Claesson, L. & Sjöström, B-O.: Optimal wave power plant spacing in the tropical North Pacific Ocean. Oceans' 91. Hawaii, USA. Technocean, Rapport 9106.

Forsberg, J. & Sjöström, B-O.: Överföring av slangpumpens ekvationer till frekvensplanet. Technocean, Rapport 9105.

Sjöström, B.O.: Vågenergiforskningen i världen 1990-1991. En lägesrapport. Technocean, Rapport 9105.

Lindvall, G.: Energiförluster i ledningsbrunnar. Laboratoriemätningar vid icke-stationär strömning. Geohydrologiska forskningsgruppen, Meddelande nr 94, 1993.

Berggren, L., & Sjöström, B-O.: Energy from ocean waves: a review. In Power Generation Technology. The International Review of Primary Power Production. (Ed. David A Jones), Sterling Publ. Ltd., 1994

Bergdahl, L. Dynamics of mooring cables, Svensk sjöfartstidning, nr. 40, 7 okt., 1994 (STU8901511)

International User-Group Meeting on Computer Aided Analysis and Operation in Sewage Transport and Treatment Technology (IUGM). Proceedings. Geohydrological Research Group. Chalmers University of Technology, Göteborg June 13-15, 1994.

Diploma Theses (Master of Science Programme)

1991:1 Granstedt, P.: Framtida reparations- och ombyggnadsbehov av våra damm- och kraftanläggningar.

1991:2 Lundén, M.: working conditions of the CONE-SEAL. Experimental investigations.

1991:3 Hellström, I.: Effekter i Göteborgs centrum av en vattenståndshöjning i havet.

1991:4 Appelgren, C., Kullman, M.: Den hydrologiska modellen NAM. Sensivitetsanalys av modellparametrar.

1991:5 Jansson, E.; Sicard, T.: Recharge of groundwater from percolation ponds in South India. Study based on the modelling approach.

1991:6 Lundberg, M., Ekstedt, C.: Kvävefälla i Veselången - teknisk utformning.

1991:7 Herrera, F.: Grafisk presentation av utdata av datorprogrammet MODEX.

1992:1 Andersson, J., Wahlström, R.: A study of water supply at Nkinga Hospital and three villages in Igunga District, Tanzania.

1992:2 Högberg, R.: Att använda randelementprogrammet WAMIT för analys av vågskydd till småbåtshamnar.

1992:3 Nylander, L.: Datorprogram som hjälpmedel vid hamnprojektering.

1992:4 Gustafsson, A-M.: Den hydrologiska modellen NAM. Kalibreringsperiodens inverkan på modellparametrar och verifieringsresultat.

1995:1 Eriksson P.: Koreiser hos Säre Gothia.

1995:2 Bryngelsson, A., & Tenstam, A.: Numeriska beräkningar av hydrodynamiska koefficienter för en två-dimensionell platta utsatt för harmoniskt oscillerande tvärströmning.

1995:3 Halldin, A., Arfvidsson, M. Experimental and theoretical study of a wave-energy device.

1995:4 Karlsson, R.I., Nilsson, M.G.: Local scour in front of coastal structures.

1995:5 Tagliaretti, L. (ej godkänt som svenskt exjobb) Wave diffraction in harbours. Validation of a simulation model.*

1995:6 Berg, J., Holmqvist, C.: Hydrodynamiska laster på flexibla konstruktioner. En jämförelse av snittkrafter i en fiskodlingsanläggning för tre olika beräkningsmetoder.

1996:1 Malo, M., Styrenius, O.: Studies of the Hydrodynamic Properties in a Stirred Benthic Chamber. I: Development of low pressure sensors.

1996:2 Ekström, P.: Tryckslag i tappvattensystem.

1996:3 Ljungberg, F., Nilsson, J.: The Mighty Whale Airchamber. Experimental and Numerical Study.

1996:4 Johansson, A., Sundberg, F. Three aspects of modern sewer design.

1997:1 Andrén, J. Simulering av tillrinning till reglerade sjömagasin med NAM-modellen.

Alelyckans vattenverk, Göteborg.

1993:2 Backlund, M.: Undersökning av effektiviteten av luftreningssystemet för Ryaverkets biologiska steg.

1993:3 Johannisson, P.: Datoranalys av problem med flödeskapacitet i avloppsnätet i området Krokängsparken, Göteborg.

1994:1 Schele, K.F.: Flotationsförsök i en pilotanläggning vid Lackarebäcks vattenverk.

1994:2 Bergström, M.: Renovering av läckande avloppssystem - undersökning av ett problemområde i Långedrag.

1995:1 Enebrand, P., & Pohorela, B.: Undersökning av flockningskammare vid Göteborgs vattenverk

1995:2 Claesson, A-S., & Rosenqvist, S.: Björkdalen . då avfallsdeponi, idag rekreationsområde.

1995:3 Astgård, J., & Lundqvist, J.: Datoranalys av Sannegårdens avloppsvattennät med programmet MOUSE.

1996:1 Magnusson, B., Olofsson, F.: Miljöanpassad energiförsörjning i ett bostadsområde.

Current Textbooks

Häggström, S. Hydraulik för V-teknologer. Undervisningskrift 1988:8. Andra upplagan, 1992

Tryckt & Bunden
Vasastadens Bokbinderi AB
1997

