

Større anlæg til overfladenedsivning af separat regnvand

Baggrundsrapport

Jes Vollertsen, Thorkild Hvitved-Jacobsen, Asbjørn Haaning Nielsen

Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut & Orbicon A/S - 2012



TEKNOLOGISK
INSTITUT



Indholdsfortegnelse

| | |
|-------|--|
| 1 | Formål....3 |
| 2 | Indledning....3 |
| 3 | Udformning....4 |
| 3.1 | Forrensning (sandfang)....4 |
| 3.2 | Tømmetid....4 |
| 3.3 | Afstand til grundvandsspejl....4 |
| 3.4 | Dimensionsgivende nedsivningsrate....4 |
| 3.4.1 | Dimensionering med konstant nedsivningsrate....7 |
| 3.4.2 | Niveauafhængig nedsivningsrate....7 |
| 3.5 | Egnet undergrund, hydraulisk ledningsevne...8 |
| 3.6 | Nedsivningsoverfladen....8 |
| 3.7 | Tilløbsarrangement og vandfordeling....9 |
| 3.8 | Vinterdrift....9 |
| 3.9 | Vedligehold....10 |
| 3.10 | Dimensioneringseksempel....10 |
| 4 | Stoftilbageholdelse i nedsivningsbassiner....12 |
| 4.1 | Jorden under nedsivningsbassinet....12 |
| 4.2 | Vejsalts rolle for frigivelse af forurening fra jord til grundvand....13 |
| 4.3 | Grundvandet under nedsivningsbassinet....14 |
| 4.4 | Fjernelse af organiske miljøfremmede stoffer....15 |
| 5 | Referencer....17 |

1 Formål

Formålet med notatet er at beskrive eksisterende viden om større infiltrationsbassiners funktion, samt give vejledning om hvordan sådanne bassiner dimensioneres.

Notatet er udarbejdet som et led i projektet "Teknologier til håndtering og rensning af separat regnvand", støttet af Miljøstyrelsens program "tilskudsordning til miljøeffektiv teknologi", Naturstyrelsen. I projektet deltog fra Aalborg Universitet: Jes Vollertsen, Thorkild Hvitved-Jacobsen, Asbjørn Haaning Nielsen. Fra Orbicon A/S deltog Søren Gabriel. Fra Teknologisk Institut deltog Inge Faldager. Fra Danmarks Tekniske Universitet deltog Karsten Arnbjerg-Nielsen.

2 Indledning

Nedsivning af regnvand kan foregå i underjordiske anlæg eller i anlæg til overfladenedsivning. Sidstnævnte kan være udformet decentralt med nedsivning på fx græsplæner, i grøfter, vejtrug, eller i beplantede bede. Alternativt kan overfladenedsivning ske i centrale anlæg, der modtager vand fra et større opland. Nærværende baggrundsrapport omhandler den sidstnævnte kategori af anlæg, altså større overjordiske anlæg til central nedsivning af regnvand. I det efterfølgende benyttes begrebet "nedsivningsbassin" for denne type anlæg.

Et nedsivningsbassin designes til at modtage og tilbageholde et afstrømmet nedbørsvolumen med en given gentagelse for overløb. Vandet infiltrerer derpå i løbet af timer til dage gennem bassinets bund og sider, og bassinet står derpå tørt indtil næste hændelse indtræder. Rent beregningsmæssigt kan bassinvolumenet derfor findes på tilsvarende vis som for et tørt regnvandsbassin med en given gentagelsesperiode for overløb, og hvor afløbsvandføringen blot erstattes med nedsivningsraten.

Det springende punkt i dimensioneringen af et nedsivningsbassin bliver dermed den forventede nedsivningsrate. En præcis forudsigtelse af nedsivningsraten er vanskelig, og bestemmelsen heraf diskuteres i nærværende rapport. Risici for jord- og grundvandsforurening er et andet forhold, der bør tages i betragtning når overfladevand nedsives, og gennemgås ligeledes i rapporten.



Figur 1 Et større nedsivningsbassin efter godt 10 års drift.

3 Udformning

Nedsivningsbassiner modtager typisk afstrømning fra oplande på adskillige hektar og har et arealbehov på linje med eller større end våde regnvandsbassiner. Visuelt får nedsivningsbassiner ofte en udformning, der ligner et tørt regnvandsbassin med flad bund (Figur 1). Et eksempel på en skitse af et nedsivningsbassin er vist i Figur 2. Den efterfølgende opsummering af hvordan infiltrationsbassiner udformes, baserer sig på følgende kilder: Federal Highway Administration (1996); Center for Watershed Protection (2001; 2009); Vermont Agency of Natural Resources, 2002; Debo and Reese (2003); New Jersey Department of Environmental Protection (2004); Deutsche Vereinigung für Wasservirtschaft, Abwasser und Abfall (2005); Minnesota Pollution Control Agency (2008); samt New York State Department of Environmental Conservation (2010).

3.1 Forrensning (sandfang)

For at mindske mængden af sand og silt der aflejres på infiltrationsoverfladen, bør det afstrømmende regnvand passere et forbassin eller anden form for sandfang eller sediment-fjernende foranstaltning. Forbassinets størrelse bestemmes dels ud fra den ønskede reduktion i partikelbelastningen på infiltrationsoverfladen, og dels ud fra hvor hyppigt forbassinet ønskes oprenset. Indrettes der ikke nogen foranstaltning til fjernelse af sedimenterbart materiale før nedsivningsbassinet, er der stor risiko for, at bassinet vil kræve hyppig oprensning (se også afsnit 2.9). Et forbassin kan passende være udformet som et vådt bassin af rimelig størrelse, fx 50-100 m³/red.ha. Des større forbassinet er, des bedre, dog opnås der næppe nogen forbedret levetid af nedsivningsbassinet ved forbassiner over 200-300 m³/red.ha.

3.2 Tømmetid

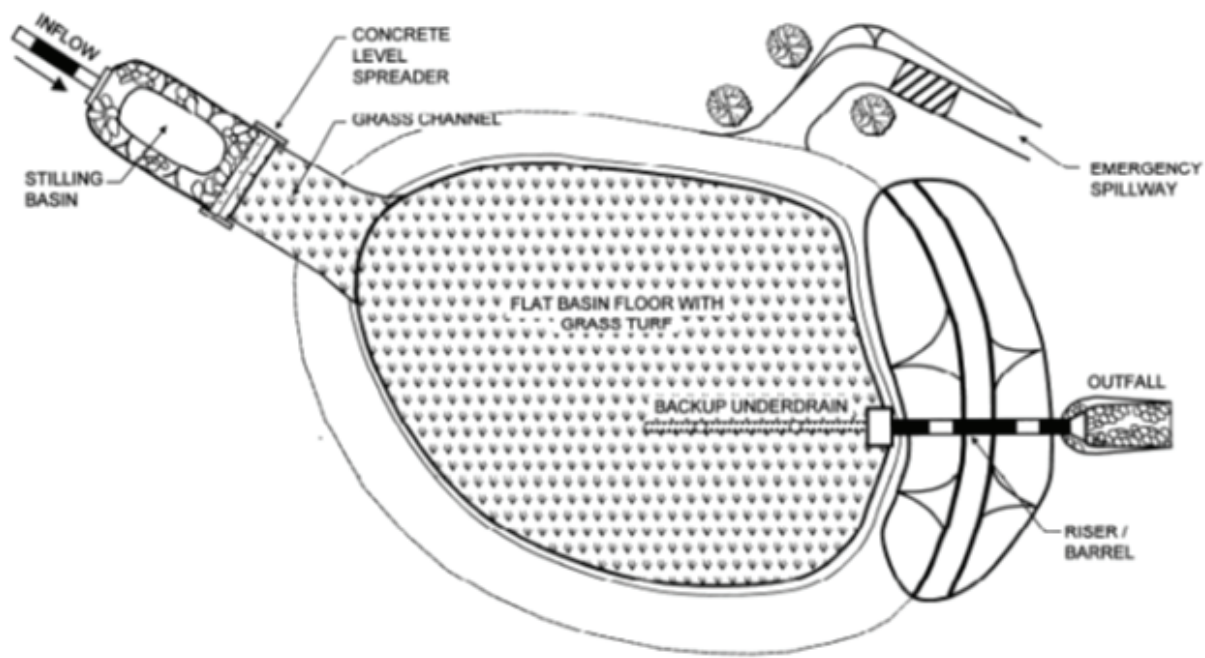
Et infiltrationsbassin bør ikke henstå med semi-permanent vand på infiltrationsoverfladen, da dette vil øge dennes tilklogning, give risiko for iltfri forhold, samt skabe levesteder for myg. Ofte sættes den maksimale tømmetid til 72 timer. Det anbefales dog hyppigt, at man dimensionerer med kortere tømmetider, gerne 24 timer. Vær opmærksom på, at tømmetiden ikke er det samme som tiden bassinet står med vand. Tømmetiden udtrykker hvor lang tid der går, fra bassinet er helt fyldt, til det igen er tørt – dog under forudsætning af, at der ikke løber vand til bassinet i tømmeperioden. Således kan et bassin med en tømmetid på fx 72 timer af og til stå med vand i flere uger. Figur 7 viser et beregnet eksempel herpå. Der er kun relativt få plantearter, der kan tåle disse skift mellem tørt, afdrænet bassin og vandfyldt bassin, hvilket afspejler sig i den vegetation der kan plantes, eller som vil indvandre, hvis der ikke plantes.

3.3 Afstand til grundvandsspejl

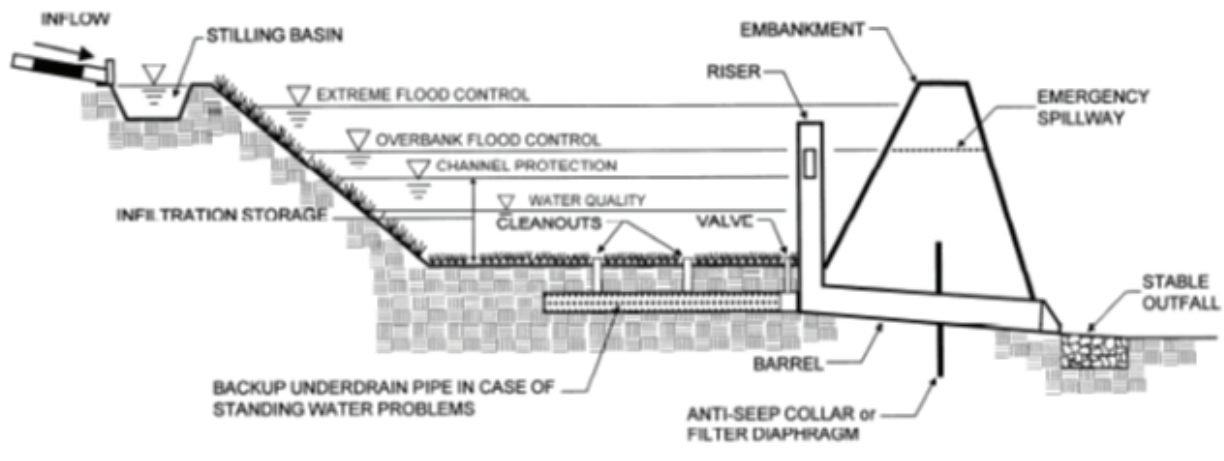
For at sikre at vandet kan sive uhindret ud af bassinet, skal der være en vis afstand fra bassinets bund til vandspejlet af det øvre grundvandsmagasin. Denne afstand sættes typisk til 1-1,5 m. Denne afstand skal være sikret hele året rundt – også om vinteren når grundvandet står højt.

3.4 Dimensionsgivende nedsivningsrate

Overfladen i et nedsivningsbassin vil med tiden klogge til, idet der aflejres fine partikler fra det afstrømmede regnvand på bassinets overflader. Tilklogning kan ikke undgås ved fx at lægge et grovkornet materiale øverst, idet de fine partikler i regnvandet blot med tiden vil tilklogge jorden i overgangen mellem det grovkornede materiale og den underliggende, naturlige jord. Når man dimensionerer et nedsivningsbassin, skal man derfor dimensionere med det tilkloggede anlægs nedsivningskapacitet, og ikke med den rene, underliggende jords hydrauliske ledningsevne.



PLAN VIEW



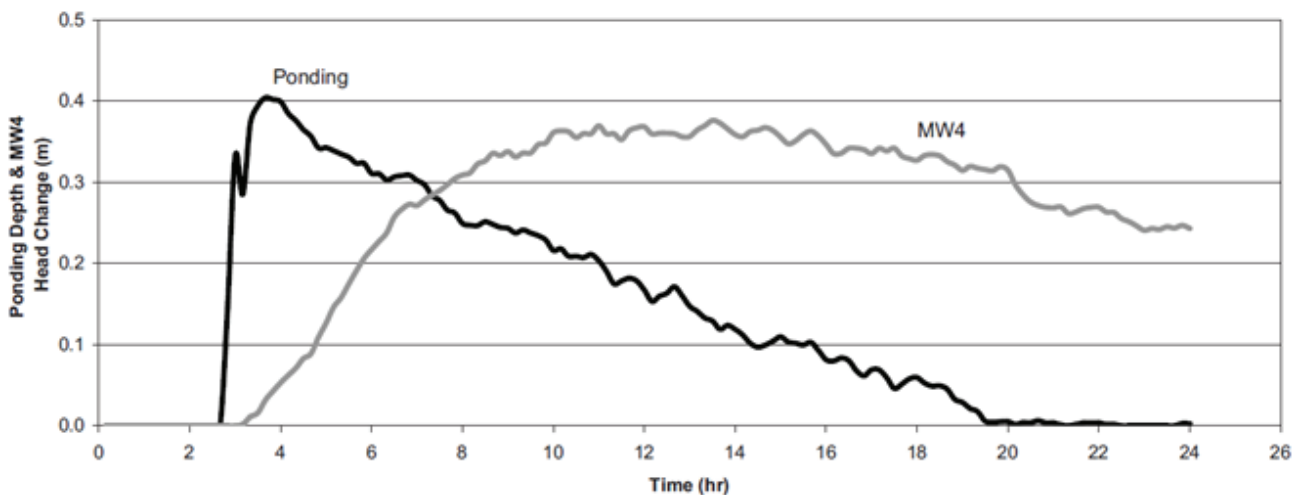
PROFILE

Figur 2

Nedsivningskapaciteten af den tilkloggede infiltrationsoverflade vil i nogen grad afhænge af den underliggende jords kapacitet. Amerikansk praksis opererer med at tilpasse den forventede langtidskapacitet efter jordtypen. Således angiver Minnesota Pollution Control Agency (2008) at man skal bruge 40 mm/h for grus, sandholdigt grus, grus med lidt silt. For sand med lidt grus og uden silt angives 20 mm/h, for siltholdigt sand 15 mm/h, for grovere siltyper 8 mm/h, mens der angives 5 mm/h for finere siltyper. Debo og Reese (2003) angiver at man kan forvente 50 mm/h for sand, 12 mm/h for sand med lidt silt, 6 mm/h for sand med en del silt, og 3 mm/h for sand med en del silt og noget ler. Ønskes nedsivning i jorder med ringere hydraulisk ledningsevne, vil det formentlig være underjordens ledningsevne, der bestemmer

nedsivningskapaciteten, snarere end ledningsevnen af det med regnvandet aflejrede materiale.

Figur 3 viser et eksempel på vandstanden i et nedsivningsbassin i Wisconsin, USA (Nimmer et al., 2010). Den sorte graf (Ponding) viser vandstanden i bassinet, mens den grå graf (MW4) viser ændringen i vandstand af det underliggende grundvandsmagasin. Bassinet er anlagt i en jord bestående af grus og sand med lidt silt/ler (7%). På bassinets bund har der dannet sig et tilklogningslag af varierende tykkelse på 2,5–15,2 cm, gennemsnitlig bestående af 31% sand, 49% silt og 20% ler. Da den underliggende jord har en meget høj hydraulisk ledningsevne, er det dette tilklogningslag, der bestemmer hvor hurtigt vandet siver ud af bassinet. Nedsivningsraten for denne hændelse var i snit cirka 25 mm/h, raten var dog højest i starten, nemlig cirka 40 mm/h, aftagende til cirka 15 mm/h i slutningen af nedsivningsforløbet.



Figur 3 Vandstanden i et nedsivningsbassin (Ponding) og den relative hævnings af det underliggende grundvandsspejl

De ovenfor nævnte nedsivningskapaciteterne er angivet som konstante rater i mm/h, uden hensyntagen til den ovenstående vandsøjle, det underliggende grundvand eller den underliggende jords opbygning i øvrigt. I princippet burde infiltrationskapaciteter beregnes ud en fysisk bedre beskrivelse som fx kendes fra Darcy's lov, altså:

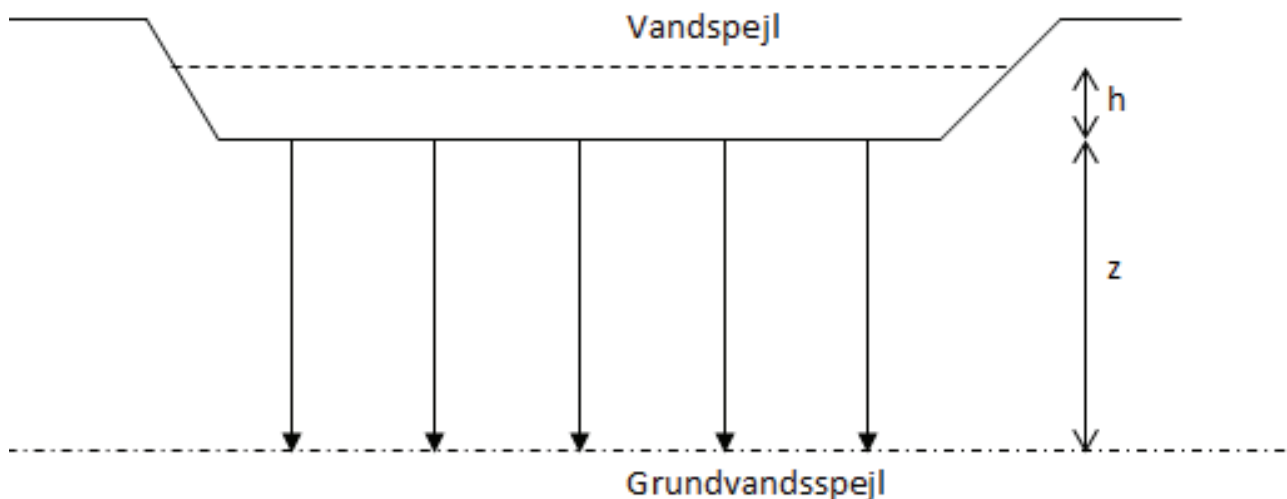
$$Q = K A I$$

Hvor Q er infiltrationsraten (m^3/s), K er jordens mættede hydrauliske ledningsevne (m/s), A er nedsivningsarealet (m^2) og I er den hydrauliske gradient (m/m).

Almindeligvis kendes parametrene, der indgår i Darcy's lov dog ikke, eller de er variable i tid og sted. Således vil den hydrauliske ledningsevne af tilklogningslaget på anlæggets overflade være forskellig fra ledningsevnen i den underliggende jord, og den hydrauliske gradient vil afhænge dels af vandstanden i bassinet og dels af afstanden til grundvandsspejlet. Endvidere vil den underliggende jord ikke altid være ensartet opbygget, hvilket igen medfører ubestemmelighed af parametrene. Den pragmatiske løsning – som er valgt i de forskellige vejledninger – er at antage en konstant nedsivningsrate.

3.4.1 Dimensionering med konstant nedsivningsrate

Nedsivningsraten fra et infiltrationsbassin kan regnes konstant, når nedsivning har stået på et stykke tid, således at jorden under bassinet er blevet vandmættet til en dybde, der er væsentlig større end vandstanden i bassinet. Samtidigt skal der være langt fra bassinets bund til det permanente grundvand, således at vandstrømmen i jorden kan komme til at foregå som vist i Figur 4, altså i lodret nedadgående retning og med en rate der er uafhængig af vanddybden i bassinet. Endvidere skal bassinet have et stort areal i forhold til afstanden til grundvandet, således at randeffekter bliver beskedne. Ligeledes må skråningsarealerne kun bidrage uvæsentligt til nedsivningen.



Figur 4 Nedsivning i mættet jord med stor afstand til grundvandsspejl

Under ovennævnte forudsætninger og med notationen brugt i Figur 4, kan nedsivningsraten skrives som:

$$Q = KA \frac{dH}{dz}$$

I ovenstående formel er $H = h+z$ og dH/dz er den hydrauliske gradient (m/m). Er h lille i forhold til z , bliver $dH/dz \approx 1$. Dermed bliver vandføringen ud af bassinet konstant og kun afhængig af den hydrauliske konduktivitet og nedsivningsarealet.

I praksis er ovenstående forhold sjældent opfyldte, og nedsivningsraten er derfor ikke konstant. I stedet stiger den med stigende vandstand i bassinet, således som det også er illustreret i Figur 3. Som nævnt i det foregående kendes de detaljerede forhold oftest ikke, og antagelsen om en konstant nedsivningsrate er den pragmatiske løsning, der da også ses valgt i de fleste praktiske sammenhænge.

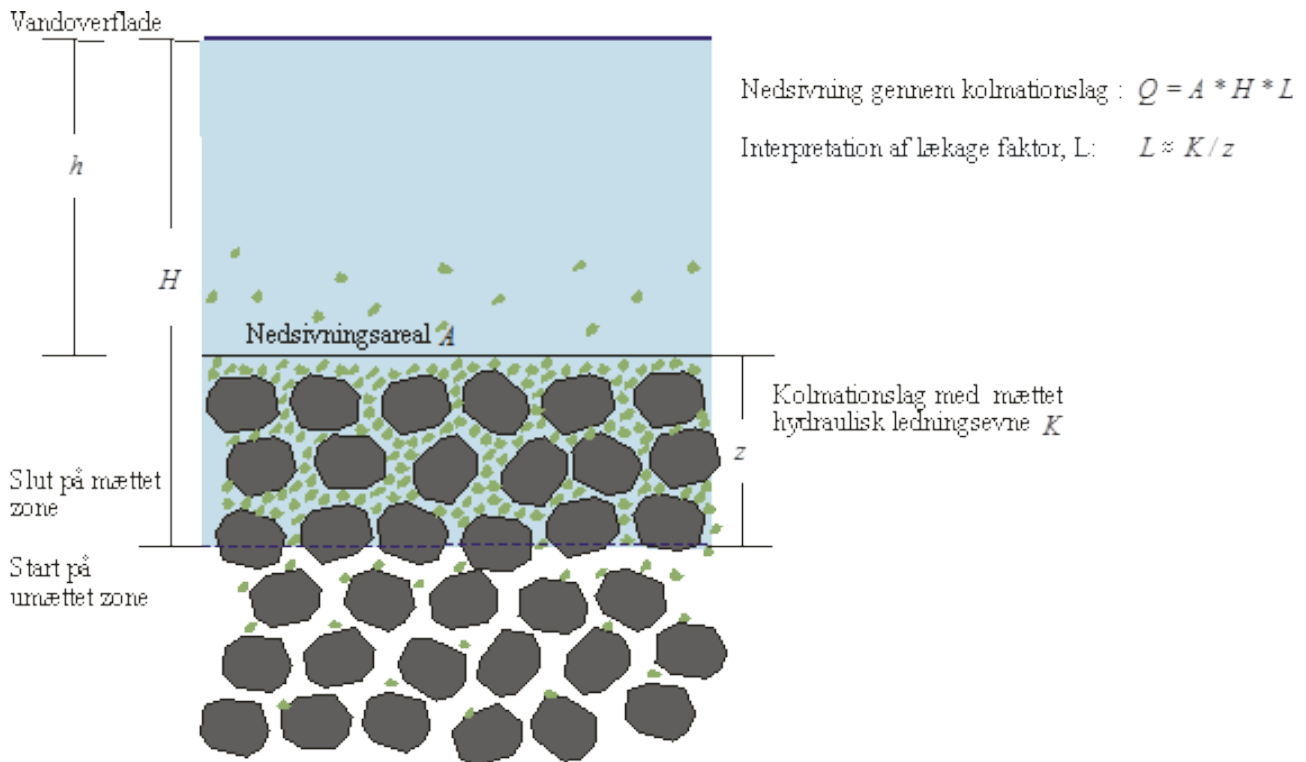
3.4.2 Niveauafhængig nedsivningsrate

Har jorden som det afstrømmede vand nedsives i en større kornstørrelse end partiklerne, der transporteres med vandet, kan en anden tilgang anvendes. Denne opererer med et tilklogningslag der lægger sig ovenpå, såvel som arbejder sig ned i, nedsivningsarealet. Når partiklerne, der transporteres med regnvandet, er finere end den jord, som vandet skal sive ned i, trænger disse først et stykke ned i undergrunden, før de sætter sig fast og danner en tilklogningzone (kolmationslag). Derpå aflejres der materiale ovenpå selve den oprindelige nedsivningsjord (Figur 5).

Den grovere underjord vil have en højere hydrauliske konduktivitet end det dannede kolmationslag hhv. det aflejrede materiale. Vandet vil altså strømme langsommere gennem dette lag end gennem den underliggende jord. Den begrænsende faktor for nedsivningen bliver dermed ikke længere den underliggende jords hydrauliske konduktivitet, men konduktiviteten af kolmationslaget. Kolmationslagets tykkelse afhænger af den jord, som regnvandet siver ned i, samt af partiklerne i regnvandet. Ofte er laget dog relativt tyndt, i størrelsesorden 10 cm. Med andre ord kan man nu simplificere Darcy's lov til $Q = A H L$, hvor $L = K/z$ er en konstant, en lækage faktor bestemt af tilklogningslagets tykkelse og hydrauliske konduktivitet.

Sammenligner man de to metoder til beregning af nedsivningen, får man, at metoden med konstant nedsivningsrate tenderer til at give større forsinkelsesvolumener men mindre tømmetider end metoden med tilklogningslaget og hydrauliske konduktivitet.

Sammenligner man de to metoder til beregning af nedsivningen, får man, at metoden med konstant nedsivningsrate tenderer til at give større forsinkelsesvolumener men mindre tømmetider end metoden med tilklogningslaget.



Figur 5 Nedsivning af afstrømmet regnvand og dannelse af kolmationslag

3.5 Egned undergrund, hydraulisk ledningsevne

Ikke al jord er egned til nedsivning. Generelt anbefales, at den underliggende jord har en infiltrationskapacitet på mindst 10-15 mm/h. Endvidere bør der være mindre end 20% ler, mindre end 40% ler+silt, samt ingen opfyldningsmaterialer. Nogle vejledninger angiver dog, at der skal være mindre end 30% ler. Antages at jorden under bassinet er vandmættet, at vanddybden i bassinet er lille i forhold til afstanden til grundvandsspejlet, samt at underjorden er homogen, svarer dette til at underjorden bør have en mættet hydraulisk ledningsevne på mindst 3 10⁻⁶ m/s for at være egned til nedsivningsbassiner. Deutsche Vereinigung für Wasservirtschaft, Abwasser und Abfall (2005) anbefaler at den mættede hydrauliske ledningsevne er mindst 10⁻⁶ m/s og helst større end 10⁻⁵ m/s. Anlægges nedsivningsbassiner på jord med ringere hydraulisk ledningsevne, skal bassinerne dimensioneres tilsvarende større. Den underliggende jords mættede hydrauliske ledningsevne kan i så fald bruges til at finde den dimensionsgivende nedsivningsrate, da tilklogningslaget, der danner sig på filterets overflade, sandsynligvis vil have en større hydraulisk ledningsevne end den underliggende jord.

3.6 Nedsivningsoverfladen

Generelt angiver de forskellige vejledninger, at bassinets bund bør være flad og jævn for at undgå vandansamlinger i bunden. Udføres nedsivningsbassiner med variabel bundhældning og dermed lunger i terrænet, må man forvente, der kommer til at stå semi-permanent vand i disse. Disse områder vil få dårligere nedsivningskapacitet end de højere liggende områder, og der bør i så fald tages hensyn herfor, når størrelsen af nedsivningsarealet fastlægges.

Nogle vejledninger angiver, at der bør udlægges fx 10-20 cm sand i bunden af et nedsivningsbassin for at gøre vedligehold af bassinet nemmere og begrænse tilklogning af den underliggende jord (New Jersey Department of Environmental Protection, 2004; Vermont Agency of Natural Resources, 2002; Deutsche Vereinigung für Wasservirtschaft, Abwasser und Abfall; 2005). Sandlaget vil fange hovedparten af partiklerne, og det er ofte tilstrækkeligt at retablere sandlaget og ikke den underliggende jord. Endvidere angiver en række vejledninger, at bunden i et nedsivningsbassin bør tilplantes med planter med dybtgående rødder, idet disse vil løsne jorden og begrænse tilklogningen, og herved holde overfladen åben (Federal Highway Administration, 1996; Vermont Agency of Natural Resources, 2002). I Center for Watershed Protection (2009) anbefales, at bunden af infiltrationsbassiner udføres som sand iblandet nogen muld eller kompost for at forbedre vækstbetingelserne, dog uden at begrænse nedsivningskapaciteten for meget.

For at øge stoff tilbageholdelsen ved nedsivning er det fordelagtigt at udlægge et vækstlag med organisk indhold, idet et sådant vil medvirke til at tilbageholde organiske miljøfremmede stoffer. Endvidere vil et lag af kalkholdigt materiale virke fremmende for tilbageholdelse af fosfor og tungmetaller. Disse aspekter er gennemgået i større detalje i afsnit 3. Udlægges et materiale med organisk indhold som vækstmedium for planter, skal dette være tilstrækkeligt groft til, at det ikke hindrer nedsivningen. Deutsche Vereinigung für Wasservirtschaft, Abwasser und Abfall (2005) angiver, at der højest bør iblandes humus eller muld til et organisk stof indhold på 1-3 vægtprocent.

Skråningsanlæg bør under alle omstændigheder have et vækstlag og beplantes for at undgå jorderosion fra skråningerne og ned på filteroverfladen.

3.7 Tilløbsarrangement og vandfordeling

Hastigheden af vandet i tilløbet til bassinet skal reduceres, så der ikke opstår erosion i bassinet. Dette kan ske ved fx at opbygge et indløbsarrangement i sten eller ved et lille bassin hhv. et forbassin med bred overløbskant som illustreret i Figur 2 (Stilling basin).

Er nedsivningsbassinet stort, kan det være vanskeligt at få vandet fordelt jævnt over hele overfladen. Det kan derfor være hensigtsmæssigt at lave en celleopdeling af nedsivningsbassinet for at forbedre vandets spredning. Har man én stor nedsivningsoverflade, vil der være tendens til at overfladen med tiden bliver ujævn på grund af varierende sedimentaflejringer og mulige sætninger af underjorden.

3.8 Vinterdrift

Efter frostperioder kan nedsivningsoverfladen være frosset og dermed midlertidigt begrænse eller hindre bassinets funktion. For at begrænse tilfrysningen kan man forsøge at sikre, at jorden er tør når frosten indtræder. Nogle vejledninger anbefaler, at man etablerer et under-dræn til dette formål (Figur 2). Etablerer man et organisk vækstlag på nedsivningsoverfladen, vil dette dog næppe kunne holdes tørt, og tilfrysning må forventes.

Under danske forhold vil hovedparten af afstrømningen fra sneafsmeltninger kunne rummes i nedsivningsbassinets forsinkelsesvolumen, og sneafsmeltninger derfor næppe give anledning til hyppige overløb om vinteren. Endvidere vil vandet, der måtte gå i overløb fra et nedsivningsbassin under snesmeltning, have undergået en væsentlig rensning, da nedsivningsbassinet i denne situation nærmest fungerer som et vådt regnvandsbassin.

3.9 Vedligehold

Infiltrationsbassiner har mange steder et dårligt ry, da de historisk set har givet en række driftsproblemer i form af tilklogning af infiltrationsoverfladen. Årsagen hertil har i de fleste tilfælde været dårligt design, dårlig udførelse af anlægget, manglende forrensning, anlæg i uegnede jordtyper, for høj grundvandsstand, såvel som manglende vedligehold (Debo and Reese, 2003).

Et godt indicium for at et infiltrationsbassin ikke fungerer efter hensigten, er semi-permanent vand i hele eller dele af bassinet. Indenfor designtømmetiden på de 24-72 timer skal infiltrationsbassinet henstå tørt og afdrænet. Er dette ikke tilfældet, bør anlægget vedligeholdes. I det nordvestlige USA viste en undersøgelse af 23 nedsivningsbassiner med en gennemsnitlig alder på 10,6 år, at 23% af bassinerne havde problemer med stillestående vand, at 35% havde store sedimentaflejringer og at en god tredjedel trængte til vedligehold af bevoksningen i bassinet (Hilding, 1996). Alle bassiner var anlagt i jord med fornuftig nedsivningsrate (30-900 mm/h). Det høje antal af ikke-fungerende bassiner blev henført til lokalt høj grundvandsstand. Af de 23 bassiner var der i de 10 blevet fjernet sediment i løbet af bassinets levetid.

Retablering af et nedsivningsbassinets kapacitet kan ske ved at fjerne sedimentlaget samt de øverste cirka 10-20 cm af underjorden (eller fjerne sandlaget hvis et sådant er udlagt). Herefter grubes eller dybdepløjes bassinet, og der udlægges eventuel et nyt sandlag eller vækstlag. Hvis dette ikke løser problemet kan man forsøge sig med at genplante med vegetation med mere dybtgående rødder.

Løbende overvågning og vedligehold af nedsivningsbassiner er væsentlig, da risiko for svigt i form af tilklogning er relativ høj. En strategi for vedligehold kan for eksempel omfatte følgende punkter:

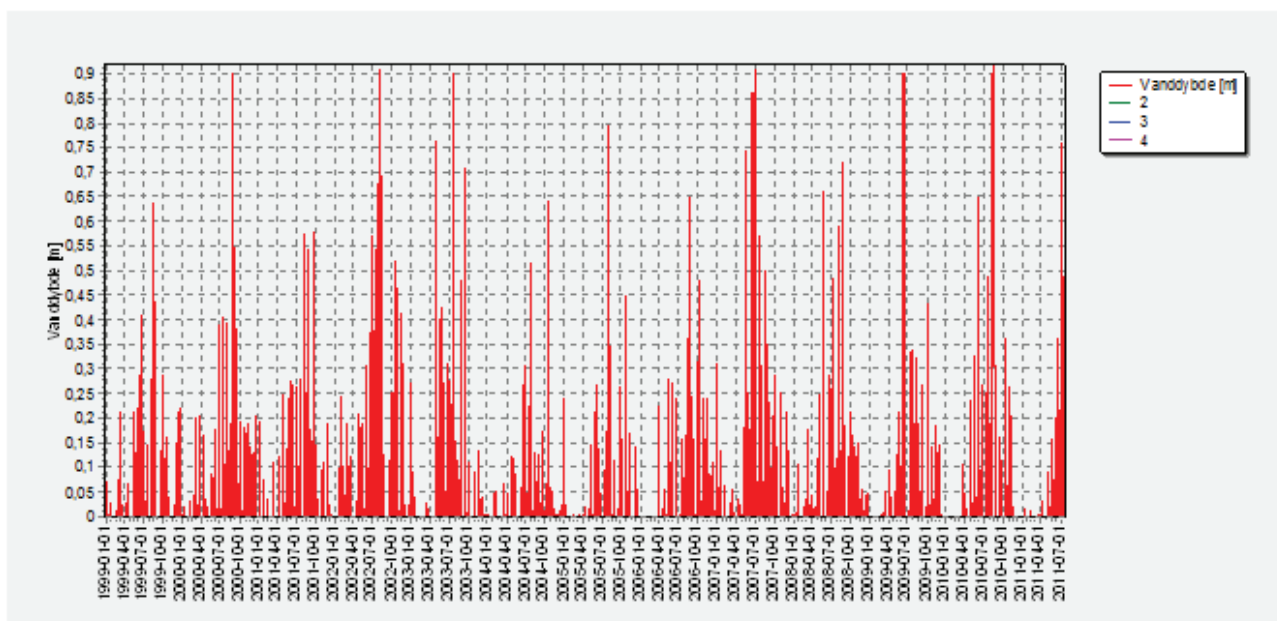
- Ved nyetablering bør afstrømningsoplandet samt nedsivningsbassinet være plantedækket før bassinet kobles på afløbsnettet.
- Ifald der er risiko for, at afstrømningen fra større bygge- og anlægsaktiviteter indeholder væsentlige sedimentmængder fra overfladeerosion, bør overfladevand herfra ikke tilledes nedsivningsbassinet.
- Inspicer nedsivningsbassinet jævnligt for at se, om der er områder med stillestående vand eller synlige sedimentaflejringer. Inspicer samtidigt indløb, overløb samt eventuelle udløb for skader eller tilklogning.
- Inspicer forrensningen med hensyn til sedimentaflejring. Inspektionshyppigheden afhænger af forrensningens kapacitet for magasinering af sediment.
- Inspicer med mellemrum nedsivningsbassinet efter større regnhændelser for at se, om alt vandet er sivet ud indenfor 24-72 timer efter hændelsen.

3.10 Dimensioneringseksempel

I det følgende illustreres dimensioneringen af et nedsvingsbassin med et simpelt eksempel. Et opland afvander 10 reducerede hektar til et nedsvingsbassin. Den dimensionsgivende nedsvingsrate vælges til 12,5 mm/h med en tømme tid på 72 timer. Bassinet er rektangulært (80 gange 40 m), har et bundareal på 3200 m² og et skråningsanlæg på 1:5.

Bassinets dybde findes som tømme tiden gange med nedsvingsraten, altså $72 \cdot 0,0125 = 0,90$ m.

For at vurdere gentagelsesperioden for overløb simuleres bassinet med den lokale historiske regnserie (længde 12,5 år), og der findes at bassinet med denne dimensionering ville være gået i overløb 10 gange (Figur 6, beregnet med freeware programmet WDP). Altså en gentagelsesperiode for overløb på godt 1 år. Ud af den samlede indløbsvandmængde gik de 2,5% i overløb mens de 97,5% infiltrerede. Det bør i denne sammenhæng bemærkes, at denne overløbsmængde relaterer sig til situationen hvor nedsvingsbassinets overflade er blevet så tilklogget, at nedsvingsraten kommer ned på den dimensionsgivende rate. I hovedparten af bassinets levetid vil infiltrationsrate være større end den dimensionsgivende rate, og den fundne overløbsmængde vil derfor kun forekomme i tiden umiddelbart før bassinet skal oprensnes.



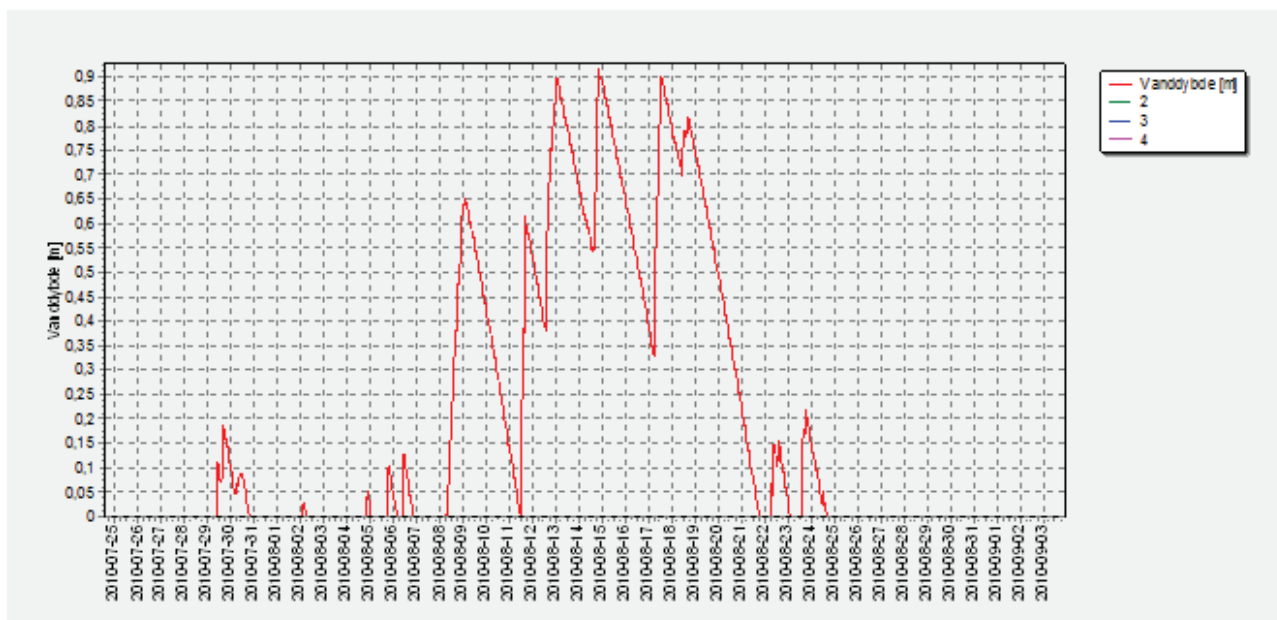
Figur 6 Den simulerede vandstand i bassinet over en 12,5 års periode

Ses nærmere på en af de større hændelser ser man, at bassinet her har stået med vand væsentligt længere end de 72 timer, der var bassinets tømme tid, idet bassinet ikke når at tømmes før den næste hændelse kommer. Dette betyder ikke at anlægget har svigtet, men er en almindelig, forventelig del af dets funktion.

4 Stoffilbageholdelse i nedslivningsbassiner

I et nedslivningsbassin tilbageholdes stof ved et antal mekanismer. Større partikler så som sand og blade aflejres på toppen af infiltrationsfladen og danner et sedimentlag. Mindre partikler og kolloider siver med vandet et stykke ned i overfladen, hvor en stor del før eller siden sætter sig i jordens porer og revner. Opløste stoffer vil i et vist omfang bindes til jordmatrixen, mens en del vil følge med vandet ned til det underliggende grundvandsmagasin. Hvilke partikler der tilbageholdes og hvilke opløste stoffer der bindes til jordmatrixen, afhænger i høj grad af jordens egenskaber. For organiske stoffer samt for visse uorganiske stoffer så som nitrat, vil der endvidere ske en vis biologisk nedbrydning i jorden.

I praksis er det vanskeligt at vurdere, hvor effektivt et nedslivningsbassin reducerer forureningen i det afstrømmede regnvand. Rent måleteknisk er det selvsagt vanskeligt at tage prøver fra "udløbet" af et nedslivningsbassin, da vandet siver diffust ned i undergrunden. Man kan tage prøver fra det underliggende grundvandsmagasin, men får så en mere eller mindre ukendt blanding af nedslivet regnvand og almindeligt grundvand. Endvidere kan man se på hvad der tilbageholdes i jorden under bassinet, men da tilløbsmængden af stof reelt ikke kendes, kan man ikke regne baglæns til en renseeffektivitet.



Figur 7 Vandstand i bassinet for den kombination af hændelser, der gav den længste periode med vand i bassinet

4.1 Jorden under nedslivningsbassinet

Der findes en række undersøgelser der viser, hvordan forskellige stoffer forekommer i jorden under et nedslivningsbassin. For tungmetallernes vedkommende vil disse hurtigt aftage ned gennem den underliggende jordsøjle, og typisk være på niveau med baggrundskoncentrationen indenfor den første meter eller to. Det samme gør sig gældende for indholdet af fx organisk stof og PAH'er, der ligeledes vil aftage hurtigt med dybden (fx Dechesne et al., 2004; Barraud et al., 2005; Winiarski, 2006).

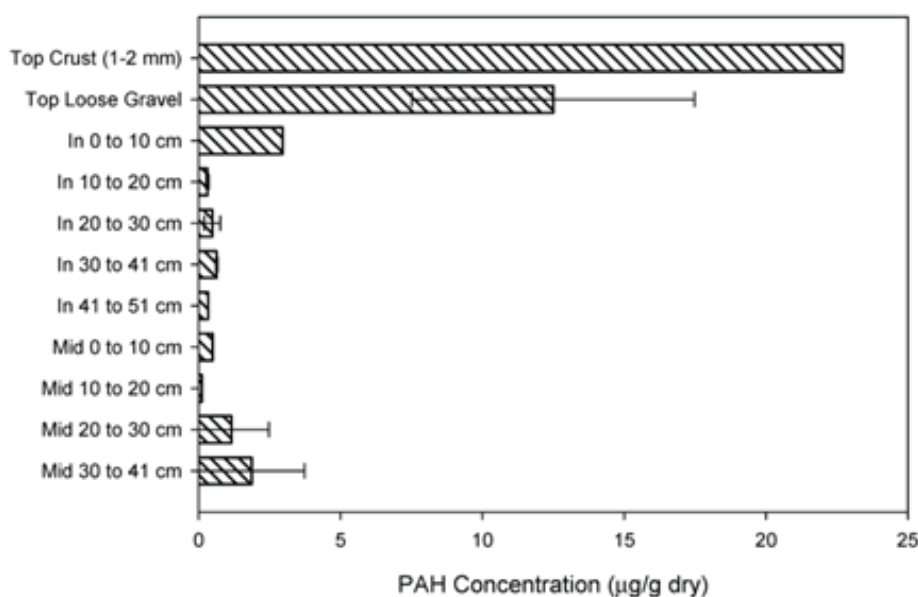
For eksempel fandt Mikkelsen et al. (1997) for et overfladenedslivningsanlæg og en faskine, at tungmetaller, PAH'er og AOX'er blev ophobet i jorden under nedslivningsoverfladen, og at koncentrationerne hurtigt aftog med dybden. De fandt at begge anlægstyper var lige effektive til at tilbageholde stofferne, hvilket tydede på, at tilklogningslaget der dannes på infiltrationsoverfladen spiller en væsentlig rolle i stoffilbageholdelsen. De undersøgte endvidere hvor, mobil den bundne

forurening var, og fandt at stofferne var stærkt bundne og næppe udgjorde nogen trussel for grundvandet.

Dibiasi et al. (2009) fandt, at PAH i en bevokset nedsivningsoverflade bestående af sandblandet jord, primært blev tilbageholdt i de øverste få centimeter af overfladen (Figur 8). I en dybde af 90 cm var fjernelsen af PAH i snit på 87% med en gennemsnitlig udløbskoncentration af total-PAH på 0,22 µg/L.

4.2 Vejsalts rolle for frigivelse af forurening fra jord til grundvand

Anvendelse af vejsalt kan øge mobiliteten af tungmetaller aflejret i jorden under et nedsivningsbassin. Således fandt Nelson et al. (2009) i laboratorieforsøg med to jorder, at såvel NaCl som MgCl₂ førte til frigivelse af metaller, om end de to salte ikke førte til samme frigivelse. Således førte MgCl₂ til frigivelse af cadmium, lidt kobber men ingen bly, mens NaCl førte til frigivelse af organisk stof og ler, der så igen indeholdt en vis mængde tungmetaller. Frigivelsen af cadmium skete som kation bytning med magnesium og til en vis grad med natrium. Den største frigivelse relaterede sig dog til frigivelse af organisk stof og ler og de hertil bundne metaller. Samlet set var det dog kun en beskedent del af den samlede metalpulje, der blev frigivet, og ofte vil disse igen blive bundet længere nede i jordmatrixen. Sidstnævnte er dog afhængig af jordtypen som nedsivningen foregår i. Alt i alt vurderede Nelson et al. (2009), at vejsaltningen ikke udgjorde et væsentligt problem i forbindelse med metalfrigivelse i jorden under nedsivningsbassiner.



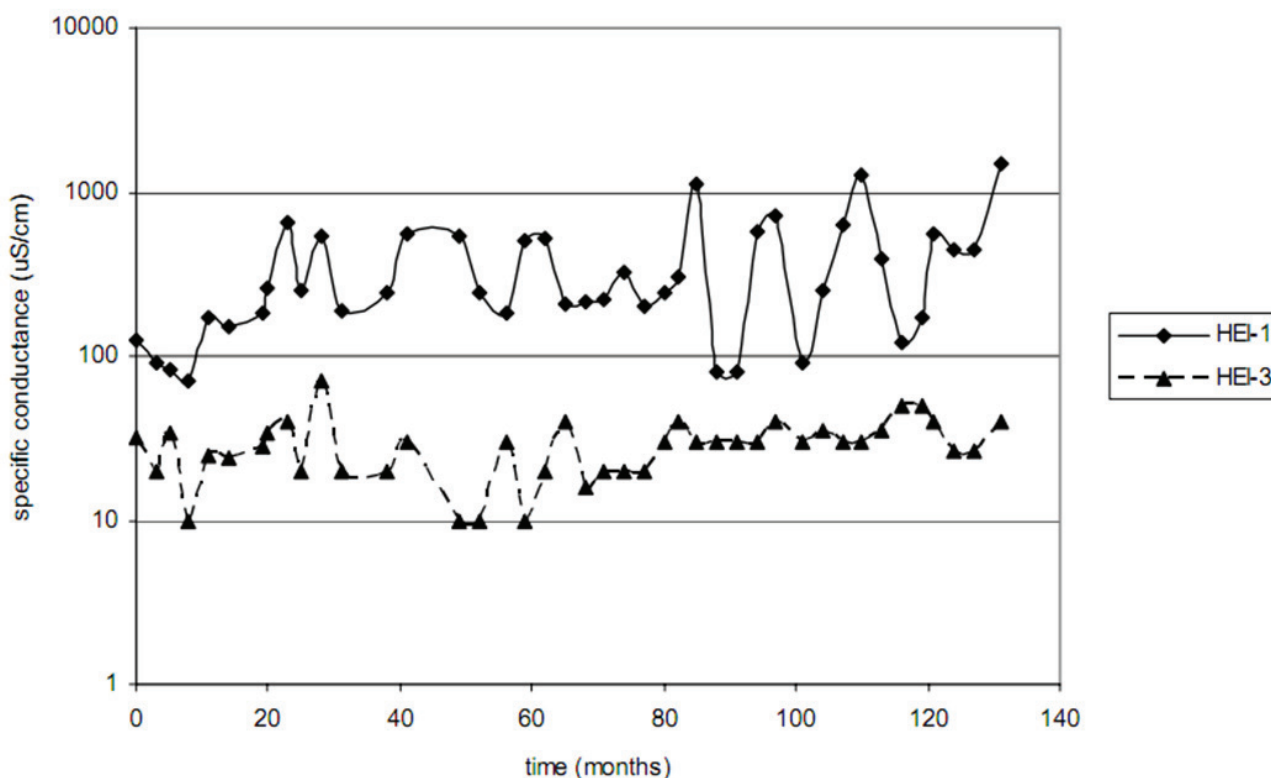
Figur 8 PAH koncentrationens variation med dybden i en bevokset nedsivningsoverflade

Norrström (2005) undersøgte jord fra en nedsivningsgrøft langs en svensk motorvej. Hun undersøgte hvordan en skiftevis belastning med demineraliseret vand og vand indeholdende NaCl påvirkede frigivelse af bly, zink, cadmium og jern og organisk stof. Hun fandt at bly, jern og organisk stof blev frigivet i det demineraliserede vand efter en NaCl belastning, hvilket indikerede at blyet var bundet til kolloider. Cadmium og zink derimod forekom i det NaCl berigede vand, og hun argumenterede, at klorid komplekser spillede den væsentligste rolle i denne sammenhæng. Alt i alt var frigivelsen af metaller dog lille i forhold til den i jorden bundne metalpulje. Samlet set vurderede hun, at grundvandets belastning med tungmetaller var beskedent i forhold til den samlede grundvandsdannelse og næppe ville føre til forhøjede metalkoncentrationer i grundvandet.

4.3 Grundvandet under nedsivningsbassinet

Ser man på det underliggende grundvand, er det specielt forekomsten af vejsalt, man har kunnet relatere til nedsivningsbassiner (fx Ostendorf, 2006). I grundvandet umiddelbart under nedsivningsbassiner har det endvidere været muligt at finde forhøjede koncentrationer af fosfor og organisk stof samt et reduceret iltindhold (Datry et al., 2004). Også Fischer et al. (2003) fandt, at grundvandets iltkoncentration var lavere under infiltrationsbassiner end i andre borer i samme område. De så endvidere, at pesticider brugt til ukrudt bekæmpelse i vejarealet forekom i forhøjede koncentrationer under nedsivningsbassinerne, ligesom benzen og toluen stammende fra bilbrændstof. For en række andre stoffer medførte nedsivningsbassinerne en reduktion i grundvandets indhold, set i forhold til baggrundsmålingerne.

I Maine, USA, blev grundvandet i flere oplande monitoreret fra før tiden de blev bebygget (Hopeck, 2007). Monitoreringen startede i 1994, hvor der blandt andet blev installeret borer til grundvandsovervågning opstrøms og nedstrøms for et større nedsivningsbassin (Figur 9). Før bebyggelsen blev etableret, lå grundvandets specifikke ledningsevne på 50-100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. I de nedstrøms overvågningsbrønde steg ledningsevnen markant (i nogle tilfælde til over 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), og der ses en tydelig årstidsvariation, der afspejler brugen af vejsalt om vinteren.



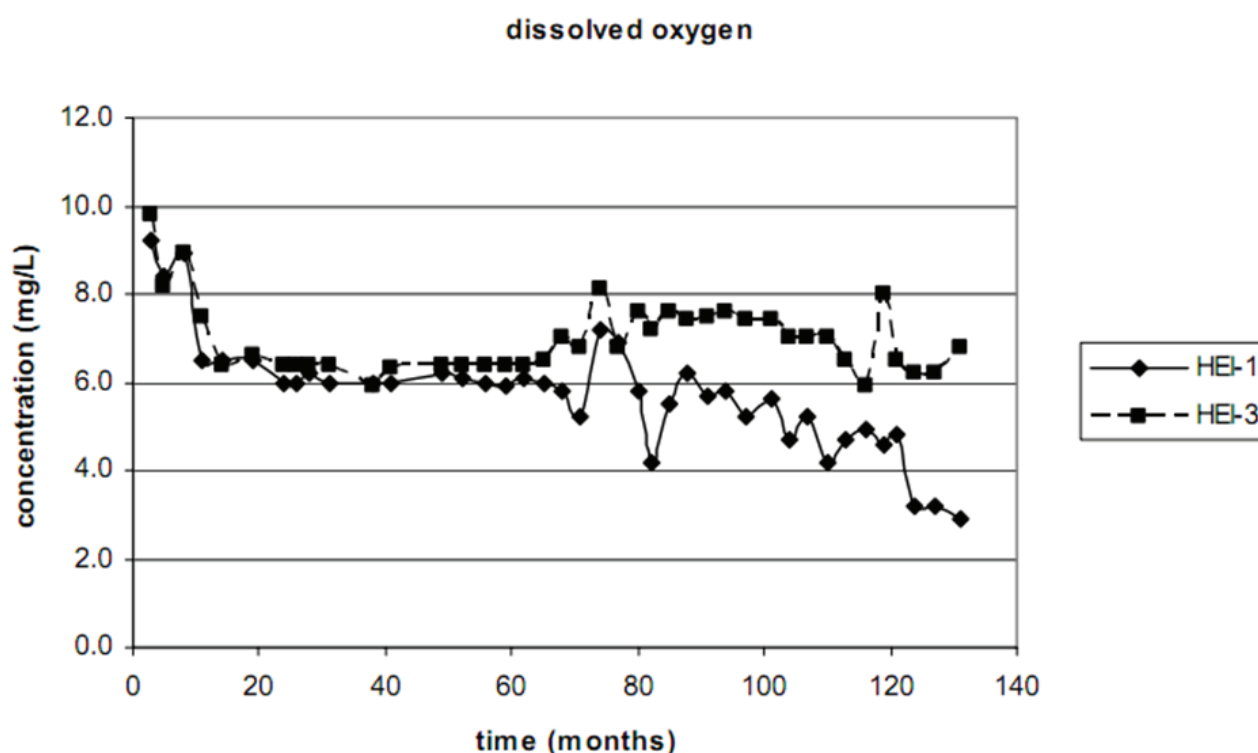
Figur 9 Ledningsevne i grundvandet opstrøms (HEI-1) og nedstrøms (HEI-3) for et nedsivningsbassin i Maine, USA

I undersøgelsen fra Maine, USA (Hopeck, 2007), blev der også målt ilt i grundvandet opstrøms og nedstrøms for infiltrationsbassinet. Bebyggelsen af oplandet førte i sig selv til en reduktion af iltniveauet fra 8-10 mg/L til 6-8 mg/L, og efter nogle år så man, at iltindholdet nedstrøms for nedsivningsbassinet faldt drastisk i forhold til opstrøms (Figur 10).

Thomas (2000) undersøgte kvaliteten af det øvre grundvandsmagasin i to villakvarterer i Detroit, USA. Hun fandt, at nedsivning af regnvand havde ført til forhøjede værdier af natrium og klorid samt muligvis var en medvirkende årsag til BTEX forbindelser i grundvandet. Andre studier rapporterer, at der ikke blev fundet forhøjede koncentrationer af

forurenende stoffer i grundvand under nedslivningsbassiner (Appleyard, 1993).

Zubair et al. (2010) så på indholdet af tungmetaller i grundvandet under et antal nedslivningsbassiner i Pakistan og sammenlignede tungmetalkoncentrationerne med grundvand fra tilsvarende områder, der ikke var påvirket af nedslivning. Endvidere så de på grundvandets indhold før og efter at den årlige monsunregn førte til nedslivning af store mængder regnvand. De konstaterede, at nedslivningen førte til et reduceret iltindhold i det underliggende grundvand, og at visse tungmetaller forekom i mindre koncentration efter monsunregn, mens andre tungmetaller forekom i øget koncentration efter monsunregn. Generelt var koncentrationerne dog ikke problematiske, og de vurderede at infiltration af regnvand ikke udgjorde nogen trussel for grundvandets kvalitet.



Figur 10 Iltindholdet i grundvandet opstrøms (HEI-1) og nedstrøms (HEI3) for et nedslivningsbassin i Maine, USA

Som også indikeret ovenfor, viser de forskellige undersøgelser af grundvandskvaliteten under nedslivningsbassiner, at iltindholdet i grundvandet bliver reduceret. Ostendorf et al. (2009) undersøgte grundvandet under et motorvejsbassin i Massachusetts, USA, hvor calcium magnesium acetat har været anvendt til glatførebekæmpelse i stedet for almindeligt vejsalt. Her strakte der sig en iltfri zone cirka 1600 m nedstrøms fra infiltrationsbassinet, da acetatet i calcium magnesium acetat blev omsat biologisk i det underliggende grundvand under samtidigt forbrug af ilt. Modellsimuleringer viste, at udbredelsen af den iltfri zone ville kunne reduceres med i størrelsesorden en faktor 10, hvis almindeligt vejsalt blev anvendt i stedet.

4.4 Fjernelse af organiske miljøfremmede stoffer

Sker nedsivningen gennem et biologisk aktivt lag rigt på organisk stof, vil dette øge tilbageholdelse og omsætning af organiske miljøfremmede stoffer. Således konstruerede og undersøgte Janzen et al. (2009) et mindre pilotskala anlæg bestående af en Ø500 mm søjle fyldt med knap 20 cm tørvelag iblandet aktiv slam og tilplantet med siv. Under tørvelaget var der sand og grus. Efter cirka 2 års drift belastede de anlægget med kunstigt (tyndt) spildevand tilsat UV filtre, antioxidanter og plastblødgørere: 4-methylbenzylidene camphor (4-MBC), benzophenone-3 (BP-3), butylated hydroxytoluene (BHT), N-butylbenzenesulfonamide (NBBS), 2,6-ditert-butyl-1,4-benzoquinone (2,6-DTB-1,4-BQ), 1,1-biphenyl-3,3-dimethyl (1,1-BP-3,3-DM) og dibenzyl (DB). De tilsatte 3 µg/L af hvert af stofferne. De fandt, at ved en lav hydraulisk belastning på 2,5 mm/h, var fjernelsesraten for alle stoffer var bedre end 96%. Ved en højere hydraulisk belastning på 10,6 mm/h, faldt fjernelsesraten til mellem 79% og 96%. For det samme filter fandt Bester og Schäfer (2009), at også en række andre stoffer, fx flammehæmmere og DEHP, blev fjernet med tilsvarende effektivitet.

Generelt ved man dog kun lidt om skæbnen af de mange forskellige organiske miljøfremmede stoffers i et nedsivningsanlæg. Det er dog nærliggende at antage, at et relativt tykt vækstlag med højt indhold af organisk stof vil være fremmede på tilbageholdelse og omsætning af en lang række af disse stoffer.

5 Referencer

- Appleyard SJ (1993). Impact of stormwater infiltration basins on groundwater quality, Perth metropolitan region, Western Australia. *Environmental Geology*, 21(4):227-236
- Barraud S, Dechesne M, Bardin J-P, Varnier J-C (2005). Statistical analysis of pollution in stormwater infiltration basins. *Water Science and Technology*, 51(2): 1-9
- Bester K, Schäfer D (2009). Activated soil filters (bio filters) for the elimination of xenobiotics (micro-pollutants) from storm- and waste waters. *Water Research*, 43(10): 2639-2646
- Center for Watershed Protection (2001). Georgia Stormwater Management Manual, Volume Two, Technical Handbook. <http://www.georgiastormwater.com/>
- Center for Watershed Protection (2009). Coastal Stormwater Supplement to the Georgia Stormwater Management Manual. First Edition, April 2009. <http://www.georgiastormwater.com/>
- Datry T, Malard F, Gibert J (2004). Dynamics of solutes and dissolved oxygen in shallow urban groundwater below a stormwater infiltration basin. *Science of the Total Environment*, 329(1-3): 215-229
- Debo TN, Reese A (2003). *Municipal Stormwater Management*, Second Edition. CRC press, Print ISBN: 978-1-56670-584-4
- Dechesne M, Barraud S, Bardin J-P (2004). Indicators for hydraulic and pollution retention assessment of stormwater infiltration basins. *Journal of Environmental Management*, 71: 371-380
- Deutsche Vereinigung für Wasserversorgung, Abwasser und Abfall (2005). DWA-A 138-05 - Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser.
- Dibiasi CJ, Li H, Davis AP, Ghosh U (2009). Removal and fate of polycyclic aromatic hydrocarbon pollutants in an urban

- stormwater bioretention facility. *Environmental Science and Technology*, 43(2): 494-502
- Federal Highway Administration (1996). Evaluation and Management of Highway Runoff Water Quality. US Department of Transportation, Federal Highway Administration, Report number FHWA-PD-96-032
- Fischer D, Charles EG, Baehr AL (2003). Effects of stormwater infiltration on quality of groundwater beneath retention and detention basins. *Journal of Environmental Engineering*, 129(5): 464-471
- Hilding K (1996). Longevity of Infiltration Basins Assessed in Puget Sound. *Watershed Protection Techniques* 1(3): 124-125
- Hopeck J (2007). Assessment of Stormwater Infiltration Impacts on Groundwater Quality in Southern Maine, and their Relation to Changes in Regulatory Programs. Proceedings of the GWPC Annual Forum Agenda, San Diego, California, September 16-19, 2007
- Janzen N, Banzhaf S, Scheytt T, Bester K (2009). Vertical flow soil filter for the elimination of micro pollutants from storm and waste water. *Chemosphere*, 77(10): 1358-1365
- Mikkelsen PS, Häfliger M, Ochs M, Jacobsen P, Tjell JC, Boller M (1997). Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater - A case study. *Water Science and Technology*, 36(8-9): 325-330
- Minnesota Pollution Control Agency (2008). Minnesota Stormwater Manual. <http://www.cwp.org/>
- New Jersey Department of Environmental Protection (2004). New Jersey Stormwater Best Management Practices Manual. <http://www.njstormwater.org/>
- New York State Department of Environmental Conservation (2010). New York State Stormwater Management Design Manual. Center for Watershed Protection. <http://www.dec.ny.gov/chemical/29072.html>
- Nimmer M, Thompson A, Misra D (2010). Modeling water table mounding and contaminant transport beneath stormwater infiltration basins. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15(12): 963-973
- Nelson SS, Yonge DR, Barber ME (2009). Effects of road salts on heavy metal mobility in two eastern Washington soils. *Journal of Environmental Engineering*, 135(7): 505-510
- Norrström AC (2005). Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff. *Applied Geochemistry*, 20(10): 1907-1919
- Ostendorf DW, Rotaru C, Hinlein ES (2006). Steady Groundwater Transport of Highway Deicing Agent Constituents from an Infiltration Basin. *Journal of irrigation and drainage engineering*, 134(5): 630-637
- Ostendorf DW, Park C, Rotaru C, Pereira MS (2009). Case study of steady oxygen concentration gradients in a groundwater plume from a highway infiltration basin. *Journal of Environmental Engineering*, 135(11): 1237-1243
- Thomas MA (2000). The effect of residential development on ground-water quality near Detroit, Michigan. *Journal of the American Water Resources Association*, 36(5): 1023-1038
- Vermont Agency of Natural Resources (2002). The Vermont Stormwater Management Manual. <http://www.cwp.org/>
- Winiarski T, Bedell J-P, Delolme C, Perrodin Y (2006). The impact of stormwater on a soil profile in an infiltration basin. *Hydrogeology Journal*, 14(7): 1244-1251
- Zubair A, Hussain A, Farooq MA, Abbasi HN (2010). Impact of storm water on groundwater quality below retention/detention basins. *Environmental Monitoring and Assessment*, 162(1-4): 427-437